

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANTONIO ROBERTO MARANZATTO JUNIOR

**LAGOA DE LEMNÁCEAS EMPREGADA NO PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DE
UM WETLAND CONSTRUIDO DE FLUXO HORIZONTAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2017

ANTONIO ROBERTO MARANZATTO JUNIOR

**LAGOA DE LEMNÁCEAS EMPREGADA NO PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DE
UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL.**

Projeto de pesquisa apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

Orientador: Prof. Dr Orlando Carvalho Junior

LONDRINA

2017



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

LAGOA DE LEMNÁCEAS EMPREGADA NO PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM WETLAND CONSTRUIDO DE FLUXO HORIZONTAL

por

Antonio Roberto Maranzatto Junior

Monografia apresentada no dia 29 de Novembro de 2017 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ajadir Fazolo (UTFPR)

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Constanzi (UTFPR)

Prof. Dr. Orlando Carvalho Junior (UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Edilaine Cristina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

"A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso"

Às memórias de Alcídio Maransatto e Salvador Baessa, os quais transmitiram incondicionalmente todos os seus valores de honestidade, amor e determinação, e como Grandes Homens construíram a Família a qual tanto me orgulho. Mostraram-me também as maravilhas de saber viver independente das adversidades desse mundo. Devo a eles mais essa conquista.

AGRADECIMENTOS

Grandes pessoas que tive a honra de conhecer dedicaram e dedicam ainda, parte do seu tempo para contribuir na formação de meus valores e por consequência, na realização deste trabalho. Pela impossibilidade de traduzi-las agora neste texto e estejam certas que tenho imensa gratidão e respeito pela oportunidade de conhecê-las e por todo conhecimento.

Agradeço ao Orientador Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior por sua dedicação e paciência ao longo desse período, na hora de compartilhar seu conhecimento e promover a incorporação das suas experiências nas atividades realizadas, ensinamentos esses que serão de fundamental importância na minha vida profissional e por meio dele estendo esse agradecimento a toda comunidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná pelo constante incentivo e apoio.

A todos os amigos os quais a graduação me presenteou, pela relação de cooperação, pois estiveram sempre dispostos a contribuir de alguma maneira para que as tarefas do cotidiano fossem realizadas com eficiência.

Ao meu Pai Antonio Roberto Maranzatto, minha Mãe Suely Baessa Maranzatto e Irmã Natalia Baessa Maranzatto por todo o incondicional apoio e amor, que ofereceram também ao longo dessa etapa, sem eles seria muito difícil superar este desafio, muito obrigado.

Por último e nem um pouco menos importante agradeço a minha Namorada Mariana Carla Nicolau que fez e ainda faz esta jornada acadêmica ser de muita Luz e Inspiração.

RESUMO

MARANZATTO JUNIOR, Antonio Roberto. **Lagoa de lemnáceas empregada no pós-tratamento do efluente de um wetland construído de fluxo horizontal**. 2017. 77 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Daamb, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

A remoção de nutrientes do esgoto sanitário ainda é um grande desafio. Os sistemas de tratamento de esgoto convencionais não atenuam a alta carga de nutrientes como nitrogênio (N) e Fósforo (P), e os métodos usuais de remoção demandam alto investimento para instalação e operação. O despejo desses nutrientes nos corpos hídricos causam consequências graves como a eutrofização e, nas águas subterrâneas, a preocupação é com o nitrato, que contamina as águas de abastecimento e pode causar problemas de saúde pública como a síndrome do bebê azul (metemoglobinemia). Diante disso este estudo teve como objetivo avaliar a eficiência na remoção de nutrientes em uma lagoa experimental de Lemnas (*Landoltia punctata*), em escala de bancada, como unidade de pós tratamento de esgoto produzido por um Wetland Construído de Fluxo horizontal (WCFH). O WCFH tratava esgoto oriundo de um Restaurante Universitário do Campus de Londrina da UTFPR. A eficiência de remoção média total de NTK e nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) foram de 77,27% e 56,22% respectivamente, já na lagoa de Lemnas a remoção foi de 48,79% e 37,67%. A eficiência média de remoção de DQO foi de 86,19% e 31,87%. A partir dos resultados foi possível constatar que a associação da lagoa de Lemnas se mostrou como alternativa viável para compor sistema de polimento do Sistema Wetland construído considerado.

Palavras chave: Lagoas de estabilização, Macrófitas Lemnáceas, Lemna, *Landoltia punctata*, Remoção de Nutrientes.

ABSTRACT

MARANZATTO JUNIOR, Antonio Roberto. **Lemnaceae lagoon employed in post-treatment of the effluent of a wetland constructed of horizontal flow.** 2017. 77 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Daamb, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017

Removing nutrients from sanitary sewage is still a major challenge. Conventional sewage treatment systems do not attenuate the high load of nutrients such as nitrogen (N) and phosphorus (P), and the usual methods of removal require high investment for installation and operation. Dumping at high concentrations in water bodies causes serious consequences such as eutrophication and, in groundwater, concern is with nitrate, which contaminates drinking water and can cause public health problems such as blue baby syndrome (methemoglobinemia). The objective of this study was to evaluate the efficiency of nutrient removal in an experimental lagoon of Lemnas (*Landoltia punctata*), on a bench scale, as a post-treatment unit of sanitary sewage coupled to a Horizontal Flow Built Wetland. The effluent used came from a University Restaurant. The total removal efficiency of KTN and ammoniacal nitrogen (NH₄⁺) was 77.27% and 56.22%, respectively, whereas in the Lemnas lagoon the removal was 48.79% and 37.67%. The average efficiency of COD removal was 86.19% and 31.87%. From the results it was possible to verify that the association of the Lemnas lagoon was shown as a viable alternative to compose the constructed Wetland System considered.

Keywords: Stabilization ponds, Lemnaceae macrophytes, Lemna, *Landoltia punctata*, , Nutrient removal.

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Comportamento do pH, na entrada e saída do sistema.....	51
Gráfico 2: Variação da Alcalinidade	52
Gráfico 3: Variação de NTK.....	54
Gráfico 4: Variação da concentração de Nitrogênio Amoniacal.	58
Gráfico 5: Variação dos níveis de Fosfato.....	60
Gráfico 6: Variação Demanda Química de Oxigênio.....	62
Gráfico 7: Variação dos Sólidos Totais	65
Gráfico 8: Variação de sólidos Suspensos.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização dos esgotos.....	18
Tabela 2: Valores de pH.....	50
Tabela 3: Valores de Alcalinidade.....	52
Tabela 4: Nitrogênio total kjeldahl.....	53
Tabela 5: Concentração de Nitrato.....	55
Tabela 6: Valores de Nitrogênio Amoniacal.....	56
Tabela 7: Valores de Fosfato.....	59
Tabela 8: Valores de DQO.....	61
Tabela 9: Valores de Sólidos Totais.....	63
Tabela 10: Valores de Sólidos Totais Fixos.....	64
Tabela 11: Valores de Sólidos Totais Volateis.....	64
Tabela 12: Variação de sólidos Suspensos Totais.....	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Imagens de <i>Landoltia punctata</i> :1- fronde; 2- raízes; 3- vista inferior da fronde; 4- fronde filha.	29
Figura 2: Lagoas de lemnéceas (<i>Lemna minor</i>). Detalhe para a colheitadeira flutuante, desenvolvida para fazer a remoção do excesso de biomassa de Lemnéceas gerada durante o processo.....	31
Figura 3: Desenho esquemático de um sistema Wetland de fluxo horizontal superficial com macrófitas.	38
Figura 4: Posição Altimétrica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Londrina.	40
Figura 5: Localização do sistema experimental.....	41
Figura 6: A) Fotografia da vista superior do tanque de equalização; B) Fotografia da vista superior da caixa de passagem.	41
Figura 7: Esquema de funcionamento da bancada experimental.....	42

LISTA DE SIGLAS

cm – Centímetro

cm² – Centímetro Quadrado

DBO5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

L– Litros

mg – Miligrama

m² – Metro quadrado

N. Amoniacal – Nitrogênio Amoniacal

NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

WCFH – Wetland Construído de Fluxo Horizontal

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3. REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1 PANORAMA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL	15
3.1.1 Caracterização da qualidade dos efluentes.....	16
3.1.2 Uma visão multidisciplinar das águas residuais	18
3.1.3 Panorama histórico e mudança de paradigmas sobre os Efluentes	20
3.2 BASES LEGAIS ACERCA DOS ESGOTOS SANITÁRIOS.....	21
3.2.1 Legislação Brasileira aplicável ao lançamento de efluentes.....	25
3.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO.....	26
3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE LEMNÁCEAS.....	28
3.4.1 Aspectos Gerais.....	28
3.4.2 Remoção de Nitrogênio em Lagoas de Lemnáceas.....	32
3.4.3 Remoção de Fósforo	33
3.4.4 Remoção de matéria orgânica	34
3.4.5 Usos da biomassa de Lemnáceas	36
3.5 TRATAMENTO DE EFLUENTES EM WETLAND'S DE FLUXO HORIZONTAL.....	37
3.5.1 Caracterização geral dos Wetland's.....	37
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	39
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	39
.....	39
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	40
4.3 DIMENSIONAMENTO DA LAGOA EXPERIMENTAL DE LEMNÁCEAS.....	43
4.4 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	44
4.5 MANEJO DAS LEMNACEAS	47
4.6 ROTINA DE COLETAS DE ANÁLISES.....	48
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
5.1 PH.....	50
5.2 ALCALINIDADE	51
5.3 NITROGÊNIO TOTAL (NT)	53
5.3.1 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).....	53
5.3.2 Nitrato	55
5.3.3 Nitrogênio Amoniacal.....	56
5.4 FOSFATO.....	59
5.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO	61
5.6 SÓLIDOS TOTAIS	63
5.7 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS.....	66
6. CONCLUSÃO.....	68
REFERÊNCIAS	69

1. INTRODUÇÃO

Um dos aspectos inerentes ao desempenho das mais diversas atividades humanas é a geração de resíduos sólidos e efluentes. Até meados do século XX não havia um controle sanitário acerca do manejo das águas residuais geradas em Indústrias, ambientes domésticos, comerciais e rurais. A descarga desses efluentes nos corpos hídricos, sem um tratamento prévio, resultou em danos tanto na escala ambiental quanto na esfera socioeconômica representando em uma das maiores preocupações da sociedade contemporânea (SOUZA, 2012).

Os sistemas de tratamento de Esgotos Sanitários convencionais mais utilizados no Brasil, como lagoas de estabilização, reatores anaeróbios, decantadores e filtros biológicos não foram otimizados para atenuar a concentração de nutrientes, apenas atuam na remoção do excesso de Matéria Orgânica e Sólidos Totais nos níveis estabelecidos pela Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005). Assim o nitrogênio (N) e o fósforo (P), são dispostos muitas vezes em altas concentrações nos cursos d'água podendo causar e desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos, como por exemplo, a eutrofização.

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem, em geral, a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Dessa forma além da eutrofização, o nitrogênio na forma amoniacal presente na água diminui a concentração de oxigênio dissolvido devido à ação de bactérias nitrificantes (PIVELI, 2007).

Uma alternativa para amenizar os impactos ambientais originados a partir do lançamento de altas cargas de nitrogênio nos corpos hídricos, é a utilização de Lagoas com Macrófitas Lemnáceas, denominadas no Brasil, como “lentilha d’água” ou “marrequinha”. Na língua inglesa “duckweed” é um nome bem usual para referenciar os vegetais deste grupo, isso se deve a preferência alimentar da maioria das espécies de patos selvagens e marrecos por esse tipo de Macrófita, sendo este o motivo da sua nomeação, uma vez que “duck” = pato e “weed” = erva”,

subentende-se como erva de pato. Curiosamente o termo “marrequinha”, anteriormente citado, demonstra a mesma origem (MOHEDANO, 2010).

Os processos convencionais de remoção de nutrientes possuem alta complexidade operacional e necessitam de altos investimentos para implantação de sistemas de tratamento, se tornando um desafio aos municípios e estações que desejam adotá-los.

A associação de Wetland's de fluxo horizontal a lagoas de macrófitas se apresentam como tecnologia viável frente às estações de tratamento de esgoto convencionais, primeiramente devido baixa utilização de energia, facilidade operacional e alta eficiência na remoção dos poluentes. Além da valorização ambiental do efluente a um baixo custo, é possível promover reutilização da biomassa de Macrófitas Lemnáceas como fonte de proteínas para alimentação animal.

Deste modo o objetivo deste trabalho foi analisar a aplicação de uma Lagoa de Macrófitas Lemnáceas como tecnologia para pós tratamento do efluente de um wetland construído de fluxo horizontal utilizado no tratamento do efluente de um restaurante universitário.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de uma lagoa de Macrófitas Lemnáceas em escala de bancada na remoção de nitrogênio de esgoto tratado em Wetland construído de fluxo horizontal utilizado no tratamento do efluente de um restaurante universitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Viabilizar a Lagoa de Macrófitas Lemnáceas como unidade de pós-tratamento para sistemas convencionais visando remoção de nitrogênio e fósforo.

Estabelecer parâmetros de projeto para operação e dimensionamento de lagoas de lemnáceas para serem empregados como unidade de tratamento terciário de wetlands construídos de fluxo horizontal.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PANORAMA DO TRATAMENTO DE EFLUENTES NO BRASIL

De acordo com SNIS- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, em 2015, a taxa de atendimento total com rede de esgotos no Brasil foi igual a 50,3% e o atendimento urbano, foi de 58,0%. Com relação ao índice de atendimento com rede coletora de esgotos, registrou-se, em 2015, um crescimento de 0,4 ponto percentual tanto no índice total como na área urbana quando comparado ao ano de 2014. (BRASIL, 2017). No Quadro 1 é possível visualizar o índice de atendimento por rede de esgotamento sanitário no Brasil.

Quadro 1: Índice de atendimento de água e esgoto segundo regiões geográficas em 2015.

Região	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento dos esgotos (%)	
	Água		Coleta de esgotos		Esgotos gerados	Esgotos coletados
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
	(IN ₀₅₅)	(IN ₀₂₃)	(IN ₀₅₆)	(IN ₀₂₄)	(IN ₀₄₆)	(IN ₀₁₆)
Norte	56,9	69,2	8,7	11,2	16,4	83,9
Nordeste	73,4	89,6	24,7	32,2	32,1	78,5
Sudeste	91,2	96,1	77,2	81,9	47,4	67,8
Sul	89,4	98,1	41,0	47,5	41,4	94,3
Centro-Oeste	89,6	97,4	49,6	54,7	50,2	92,6
Brasil	83,3	93,1	50,3	58,0	42,7	74,0

Fonte: Brasil (2017).

A partir dos dados descritos na Tabela 1, constata-se que, em 2015, 42,7% dos esgotos gerados tiveram tratamento. Esse valor é 1,9 pontos percentuais superior ao observado em 2014, que foi de 40,8%, dando continuidade à curva de crescimento do indicador (BRASIL, 2017).

3.1.1 Caracterização da qualidade dos efluentes

O esgoto sanitário, segundo definição da norma brasileira NBR 9648 (ABNT, 1986) é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária. Essa mesma norma define ainda:

- esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas;
- esgoto industrial é o despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos”;
- água de infiltração é “toda água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações”;
- contribuição pluvial parasitária é “a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário” (ABNT, 1986).

A água é a fração de maior representatividade na composição dos esgotos domésticos (99,9%). O restante da fração consiste em sólidos em suspensão e dissolvidos, orgânicos e inorgânicos. Assim essa fração de 0,1% que há necessidade de ser tratada (VON SPERLING, 2009).

Devido às infinitas possibilidades de utilização da água, considerando apenas o ambiente doméstico e comercial, promover uma caracterização de todas as substâncias contidas nas águas residuais é uma tarefa sensivelmente impossível, portanto são utilizados parâmetros indiretos que traduzem o potencial poluidor do despejo em questão.

Os principais indicadores da poluição encontrados em esgotos sanitários são: matéria orgânica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de

oxigênio, sólidos totais, sólidos em suspensão, Ph, alcalinidade e nutrientes (nitrogênio e fósforo). Na Tabela 2 é possível observar os principais parâmetros qualitativos dos esgotos, seguidos da sua escala em intensidade levando em conta sua concentração.

Os esgotos sanitários possuem elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, por esse motivo durante o tratamento biológico (convencional) partes dessas substâncias são incorporadas nas células que compõe parte do sistema. mas o excesso ainda deverá ser grande. Esta é uma grande preocupação em termos de tratamento de esgotos. São necessários sistemas avançados quando ocorre o lançamento em corpos hídricos, principalmente os que possuem o seu regime lântico e semi lântico, onde o problema da eutrofização poderá resultar em consequências drásticas (SOUZA, 2012).

Tabela 1: Caracterização dos esgotos.
Características Físico-Químicas

Característica (mg/L)	Forte	Médio	Fraco
DBO _{5,20}	400	220	110
DQO	1.000	500	250
Carbono Orgânico Total	290	160	80
Nitrogênio Total –NTK	85	40	20
Nitrogênio Orgânico	35	15	08
Nitrogênio Amoniacal	50	25	12
Fósforo total	15	08	04
Fósforo Orgânico	05	03	01
Fósforo Inorgânico	10	05	03
Cloreto	100	50	30
Sulfato	50	30	20
Óleos e graxas	150	100	50
Concentrações de sólidos			
Característica (mg/L)	Forte	Médio	Fraco
Sólidos totais	1.200	720	350
Sólidos dissolvidos	850	500	250
Sólidos dissolvidos fixos	850	500	250
Sólidos dissolvidos voláteis	525	300	145
Sólidos em suspensão totais	350	220	100
Sólidos em suspensão voláteis	75	55	20
Sólidos em Suspensão Fixos	275	165	80
Sólidos Sedimentáveis	20	10	05

Fonte: Metcalf & Eddy (1991) (Adaptado).

3.1.2 Uma visão multidisciplinar das águas residuais

Os efluentes podem ser definidos como águas residuais resultantes das mais diversas atividades humanas como produção agroindustrial, industrial, comercial, modais de transporte e atividades domésticas, com possibilidade de reaproveitamento (SOUZA, 2012). Os mesmos podem ser estudados sob uma ótica multidisciplinar

envolvendo os agentes constituintes dos três pilares da sustentabilidade, descritos a seguir.

Na visão microeconômica podemos considerá-lo como uma externalidade negativa gerada no processo produtivo, sendo assim, necessário o estabelecimento de uma metodologia de compensação aos agentes econômicos lesados (aqueles que não participam do processo produtivo no qual o resíduo foi gerado). Deste modo às corporações devem realocar os recursos de modo a solucionar este problema que é considerado uma imperfeição do sistema capitalista.

No meio ambiente os efluentes causam desequilíbrio do ecossistema no qual são dispostos como: alteração da paisagem; interferência no desempenho do modo de vida e na cadeia trófica dos organismos; diminuição da qualidade da água, ar e solo; impactos esses que, dependendo da concentração de substâncias nocivas, causam danos irreversíveis ao meio ambiente, estes que como agravante, afetam diretamente a saúde da população (SOUZA, 2012).

Quando se trata da influência das águas residuárias nas relações humanas, primeiramente podemos citar a postura exploratória e consumista sob os recursos naturais, a qual é a principal consequência da elevação anual de geração dos efluentes. A destinação inadequada ocasionou na diminuição da qualidade da água e em seguida o aumento de doenças de veiculação hídrica, diminuindo a qualidade de vida, principalmente dos menos favorecidos, que não tem acesso a água tratada. Os tornaram-se locais de habitação humana e até de criação de animais problema este de visual degradação humana e social (SANTAELLA ET AL., 2014).

Reconhecidos os danos ao meio ambiente, isso nos possibilita interliga-lo aos impactos diretos causado na fonte de recursos que fornecem matérias primas para a realização das atividades humanas, é fechado assim o ciclo no qual o próprio agente contaminante sofre com os efeitos gerados pelas externalidades do seu modelo de produção. Porém, a partir da metade do séc. XX houve uma mudança de paradigmas no que tange a conservação e recuperação dos recursos naturais, introduzido nisso está o tratamento e a destinação final adequada das águas residuais, antes o que era feito de forma isolada e pontual, atualmente é feita a partir de um planejamento estratégico e de forma integrada entres os agentes.

3.1.3 Panorama histórico e mudança de paradigmas sobre os Efluentes

Definitivamente as condições impostas ao Brasil no seu período de colonização tornaram praticamente impossíveis o desenvolvimento de uma cultura que avaliasse a forma de extração e utilização dos recursos naturais dentro dos limites de auto regeneração do ecossistema. Outros entraves impossibilitaram o Brasil de implementar as políticas públicas de imediato, podemos destacar o tratamento das questões ambientais a quais eram feitas de forma setorial e corretiva, aliada a visão de uma parcela da sociedade de que a proteção ambiental não poderia sacrificar o desenvolvimento econômico do país.

Historicamente, as políticas públicas relacionadas ao lançamento de efluentes surgiram a partir de 1970 no Brasil, visualmente como uma resposta ao número crescente de doenças de veiculação hídrica. A partir da segunda guerra mundial, as grandes potências envolvidas começaram a produzir maior quantidade de bens de consumo e, concomitantemente, aumentaram a produção de alimentos de fácil aquisição e comércio, como os enlatados e congelados, proporcionando o aumento da geração de efluentes industriais. (SANTAELLA ET AL., 2014).

A legislação federal, através da portaria Ministério do Estado do Interior (MINTER), criado pelo Decreto Lei n°. 200 de 25/02/1967 e extinto em 15/03/1990 pelo Decreto n° 53/79 salienta que, para o bem-estar público, em concordância com os padrões internacionais da época, pelo menos oitenta por cento do total de resíduos gerados em cidades que possuem mais de 20.000 habitantes deveriam ter uma destinação final adequada. O contraste com a legislação atual, é claramente observável e conclui-se que, além de falta de dados na época para obtenção padrões de qualidade ambiental, as características dos resíduos sólidos gerados eram muito diferentes, sendo em sua maioria de origem orgânica.

O paradigma antigo apontava os resíduos líquidos com a definição de algo que havia que ser descartado de qualquer maneira, ou seja, algo que não se tem mais valor

e utilidade, conceituação que foi constantemente alterada com o tempo com o advento da sociedade moderna. É perceptível nos dias atuais que essa definição caiu em desuso e no seu lugar se encontra em escala crescente, uma cultura de reuso das águas residuais que antes eram descartadas sem tratamento. Nesse contexto, a crença de que a capacidade de utilização dos recursos naturais é ilimitada está em franco declínio (SANTAELLA ET AL., 2014).

3.2 BASES LEGAIS ACERCA DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

Segundo Santaella (2014) no Brasil as primeiras iniciativas para controle do uso dos recursos naturais surgiram em 1830 a partir da criação de normas que regulamentavam a extração de madeira, essa tinha por objetivo controlar o corte do Pau-brasil, espécie que produz madeira de qualidade excelente, conhecida como “madeira de lei” por ser protegida pela legislação e ter grandes valores monetários. A ocupação e povoamento do território nacional foram feitas de forma intensa no período do império devido a incentivos da corte Portuguesa, em 1850 surgiu a primeira Lei de Terras do Brasil, e regularizava as ocupações por instituir a propriedade privada.

A legislação brasileira propriamente dita surgiu a partir da Proclamação da República, através das normas do Código Civil Brasileiro (1916) e, depois, na constituição de 1934 que instituía os primeiros artigos relacionados ao meio ambiente: “Código das Águas”, “Código Florestal” e Código de Mineração”. Em 1940 foi aprovado o “Código Penal” o qual previa sanções para práticas que afetavam negativamente o meio ambiente e, por consequência, a saúde pública.

A exploração dos recursos naturais era feita de acordo com a concepção mundial de fonte inesgotável de matérias primas e de energia, onde não era observado nenhum tipo precaução quanto a desastres ambientais e desequilíbrios ecológicos. A monocultura extensiva, o desmatamento e as queimadas contribuíram para a perda da biodiversidade e com o desgaste prematuro do solo em regiões mais vulneráveis, alguns lugares há a necessidade cada vez maior de uso de fertilizantes que viabilizem a

produtividade agrícola, considerado como outro problema ambiental, as que sofreram danos irreversíveis e se tornaram infelizmente áreas improdutivas. Devido ao crescente aumento das exigências internacionais, durante a década de 60 foram publicadas inúmeras leis ambientais no Brasil, alguma delas ainda vigentes, entre elas estão a “Lei de Proteção a Fauna Silvestre” (1967) e o “Código de Pesca” (1967).

A partir dessa prerrogativa, sentiu-se necessária a intervenção estatal, onde o primeiro país a introduzir uma ferramenta de controle ambiental para as corporações foram os Estados Unidos da América, na década de 60 a partir da adoção da “Avaliação de Impactos Ambientais” introduzido pela “*National Enviromental Policy Act*” (NEPA).

No ano de 1972, em Estocolmo na Suécia ocorreu a primeira conferência da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre meio ambiente, sendo que a delegação Brasileira se posicionou em três frentes polêmicas sobre as questões ambientais colocadas, a primeira, endossada pelos países de Terceiro Mundo se encontrava sob a afirmativa de que o crescimento econômico não deveria ser sacrificado em nome de um ambiente mais equilibrado, ainda que os delegados brasileiros reconhecessem a ameaça de poluição, foi proposto que os países desenvolvidos pagassem pelos esforços de se obter um ambiente mais limpo. Além disso, o Brasil discordou da relação direta entre o crescimento populacional e exaustão dos recursos naturais e se opôs fortemente ao controle de natalidade. Em terceiro lugar os delegados apresentaram argumentos em relação a soberania nacional sob a ótica de que a mesma não deveria ser mutilada em nome de “interesses ambientais mal definidos”. Assim foi moldada a posição política internacional do Brasil que afirmava a soberania nacional sobre os seus recursos naturais e de não sacrificar o desenvolvimento econômico em nome do meio ambiente. Portanto as questões ambientais viriam ser discutidas apenas internamente (SOUSA, 2005a).

A Secretaria Especial do Meio ambiente (SEMA), sob a coordenação do Ministério do Estado do Interior (MINTER) foi criada em 1973. Todavia a economia nacional estava ainda desvinculada das questões ambientais. A SEMA assumiu o controle das ações voltadas ao meio ambiente de forma a complementar a legislação com os “atos normativos” (atos que contem um comando geral, impessoal, como o

regulamento, decreto, o regimento e a resolução). Os “Órgãos Estaduais do Meio Ambiente” (OEMA’s) foram criados a partir de 1974.

Ainda no final da década de 70 a problemática de se estabelecerem políticas ambientais sólidas e que possuam um caráter contínuo, foi ofuscada devido a iniciativas dos Planos Nacionais de Desenvolvimento (PND’S) do regime militar, que continham dentro deles projetos de infraestrutura, industrialização, empresas petroleiras e a políticas de substituição de importações, dificultaram um desenvolvimento com os preceitos da sustentabilidade.

Finalmente em 1981 foi instituída a Política Nacional do Meio Ambiente (PNAMA) a partir da Lei nº. 6.938/1981, um marco histórico na Política ambiental Brasileira. Como ponto de partida em detrimento desta lei, surgiram, no Brasil, importantes instituições como o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que vem desde então, assessorando o Governo Federal nas suas decisões relativas ao meio ambiente e suplementando as leis com a deliberação de normas e resoluções.

Estabelecido em março 1985, pelo Decreto nº. 91.145, substituindo a SEMA e, foi criado o Ministério do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente e logo após foi extinto dando lugar ao Ministério do Meio ambiente (MMA). A partir a criação da Constituição da República de 1988, o Brasil passou a contar com proteção ambiental fundamentada legalmente, com a existência de um capítulo destinado exclusivamente com o tema.

A partir da Lei nº. 7.735 de fevereiro de 1989 foi criado Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), no mesmo tempo foram extintas a Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) ligada ao Ministério do Meio ambiente e a SEMA vinculada ao Ministério do Interior. Como um órgão da administração indireta ligada a Secretaria do Meio Ambiente da Presidência da República o IBAMA se estabeleceu com o objetivo de executar, e fazer executar a política nacional do meio ambiente além da preservação, conservação e uso racional, fiscalização, controle e manutenção dos recursos naturais.

A Legislação Brasileira no âmbito de suas hierarquias segue um grau restritivo seguindo um nível de maior abrangência em escala federal até o grau maior de limitação, devido as particularidades regionais, nas esferas municipais. Em detrimento

do artigo 24 da Constituição Federal atribuiu competência a União, aos Estados e ao Distrito Federal para legislar concorrentemente em questões ambientais, os parágrafos do mesmo artigo regulamentam essa competência concorrente, cabendo a União o estabelecimento de normas gerais enquanto que aos Estados e Municípios o estabelecimento de normas suplementares caso não haja lei federal sobre o assunto (BRASIL, 1988).

A Lei nº. 6938/1981 que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente, criou também o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) que em seu artigo 6º é constituído por órgãos e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos Territórios e municípios, bem como pelas fundações instituídas pelo Poder Público, responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental (BRASIL, 1981). De acordo com Brasil (2016) o SISNAMA atua na coordenação desses órgãos e entidades públicos, sua estrutura está compreendida por:

- Órgão Superior: nomeado de “Conselho de Governo” que funciona como assessor ligado diretamente à Presidência da República, de onde partem iniciativas governamentais para o meio ambiente Políticas Nacionais voltadas para este tema.

- Órgão Consultivo Deliberativo: Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que realiza assessorias e estudos, para elaborar propostas ao Conselho de Governo sobre as diretrizes relacionadas com o meio ambiente e os recursos naturais, e delibera sobre normas federais a serem atendidas por estados e municípios, conforme suas peculiaridades.

- Órgão Central: Ministério do Meio Ambiente – atua realizando o planejamento relacionado com a política nacional e as determinações do Governo Federal para o Meio Ambiente, e a coordenação sobre outros órgãos do SISNAMA.

- Órgão Executor: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA): Órgão Federal ligado ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), que atua na execução e fiscalização das políticas públicas ambientais do País.

- Órgãos Seccionais: Secretarias Estaduais de Meio Ambiente – órgãos de âmbito estadual, que tem a função de executar as políticas públicas nacionais sobre o Meio Ambiente, controlar e fiscalizar as ações que não atendam a manutenção da

qualidade ambiental. Os estados e o distrito Federal têm atribuição para elaborar normas complementares conforme diretrizes do CONAMA.

- Órgãos Locais: Secretarias Municipais de Meio Ambiente: órgãos do âmbito municipal, com função de controlar e fiscalizar as ações de abrangência municipal, norteadas através das diretrizes e princípios básicos contidos na legislação federal e estadual, garantindo também, competência para elaboração de normas complementares, adaptando-as as realidades e peculiaridades locais.

Segundo Neves (2015) em nosso ordenamento jurídico temos a seguinte hierarquia:

- 1º - Constituição Federal;
- 2º - ADCT (atos das disposições constitucionais transitórias);
- 3º - Emenda Constitucional;
- 4º - Lei Complementar;
- 5º - Lei Ordinária;
- 6º - Lei Delegada;
- 7º - Medida Provisória;
- 8º - Decreto Legislativo;
- 9º - Resoluções.

3.2.1 Legislação Brasileira aplicável ao lançamento de efluentes

A necessidade de se estabelecer parâmetros e controle para o lançamento de efluentes surgiu através dos problemas de saúde pública seguido da alteração em crescimento exponencial da degradação dos recursos hídricos no ambiente urbano.

Sem qualquer controle, no início do séc XX as águas residuais advindas das mais diversas atividades eram depositadas em valas a céu aberto, córregos e rios. o que causava problemas sérios com Insetos vetores e conseqüente agravamento da saúde da população que cada vez mais lotava os hospitais.

Atualmente a legislação brasileira no âmbito dos Corpos Hídricos e padrões para o lançamento de Efluentes é a Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as diretrizes aplicáveis, além de complementar e alterar a Resolução CONAMA nº357/2009 que fornece a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

A Resolução CONAMA 430/2011, na seção II, art. 16, incisos I e II, nos mostra as condições e padrões para o lançamento de efluentes, como por exemplo valores de pH, temperatura, valores máximos permitidos para concentrações de chumbo, mercúrio entre outros. Porém quando se trata de nutrientes, a legislação não fixa valores para concentrações de fósforo e nitrogênio no lançamento de esgoto sanitário. Na esfera estadual, podemos citar o Decreto nº 6.513, de 17 de abril de 1974, que aprova o regulamento da Lei 6.513/73, que dispõe sobre a proteção dos recursos hídricos contra agentes poluidores. O decreto estabelece padrões que devem ser seguidos para o lançamento de efluentes nos corpos d'água, mas também não existem valores fixos referente ao nitrogênio, bem como a Resolução 021/09 da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA), que dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões para empreendimentos de saneamento, não apresenta um padrão para o nitrogênio. Com isso percebemos uma carência de leis que estabeleçam padrão referente aos nutrientes citados, que causam impactos significativos nos corpos receptores.

3.3 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os processos biológicos responsáveis pelo tratamento do efluente ocorrem principalmente devido a ação das bactérias, mas também contam com a ajuda de outros micro-organismos como fungos, algas, protozoários e vermes. As reações que ocorrem durante o processo simulam as que ocorreriam de forma natural que o corpo receptor realiza após receber o lançamento de despejos (SPERLING, 1996). Os tratamentos biológicos também conseguem transformar constituintes biodegradáveis

que estão dissolvidos ou em suspensão em produtos aceitáveis, além de capturar e incorporar sólidos coloidais em suspensão e não sedimentáveis em flocos biológicos ou biofilme (METCALF, 2003).

Existem vários tratamentos que são baseados em processos biológicos, sendo os reatores anaeróbios, sistemas de lagoas de estabilização e também o sistema de lodos ativados os mais utilizados e conhecidos. As lagoas de estabilização são a forma mais simples de tratamento dos esgotos. Nas lagoas facultativas, o processo de tratamento consiste na retenção do esgoto por um longo período, tempo este suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. A matéria orgânica suspensa tende a sedimentar e constitui o lodo de fundo, este sofrerá um processo de decomposição realizado pelos microrganismos presentes, sendo transformado em gás carbônico, água e metano. A matéria orgânica que está dissolvida na coluna d'água irá ser oxidada por meio da respiração aeróbia (SPERLING, 1996). A simplicidade de operação e manejo destas lagoas confere uma grande vantagem, além do baixo custo operacional, de manutenção, de instalação, baixo consumo de energia e boa remoção de $DBO_{5,20}$. Porém o sistema também apresenta as suas desvantagens, por exemplo, necessita de uma demanda grande de área, dependendo da vazão de esgoto a ser tratada, além de ser um processo que necessita de um grande tempo de detenção. Contudo, aos nossos olhos e para o meio ambiente, a maior desvantagem é a ineficiência na remoção das cargas de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que conferem grande potencial poluidor aos corpos receptores.

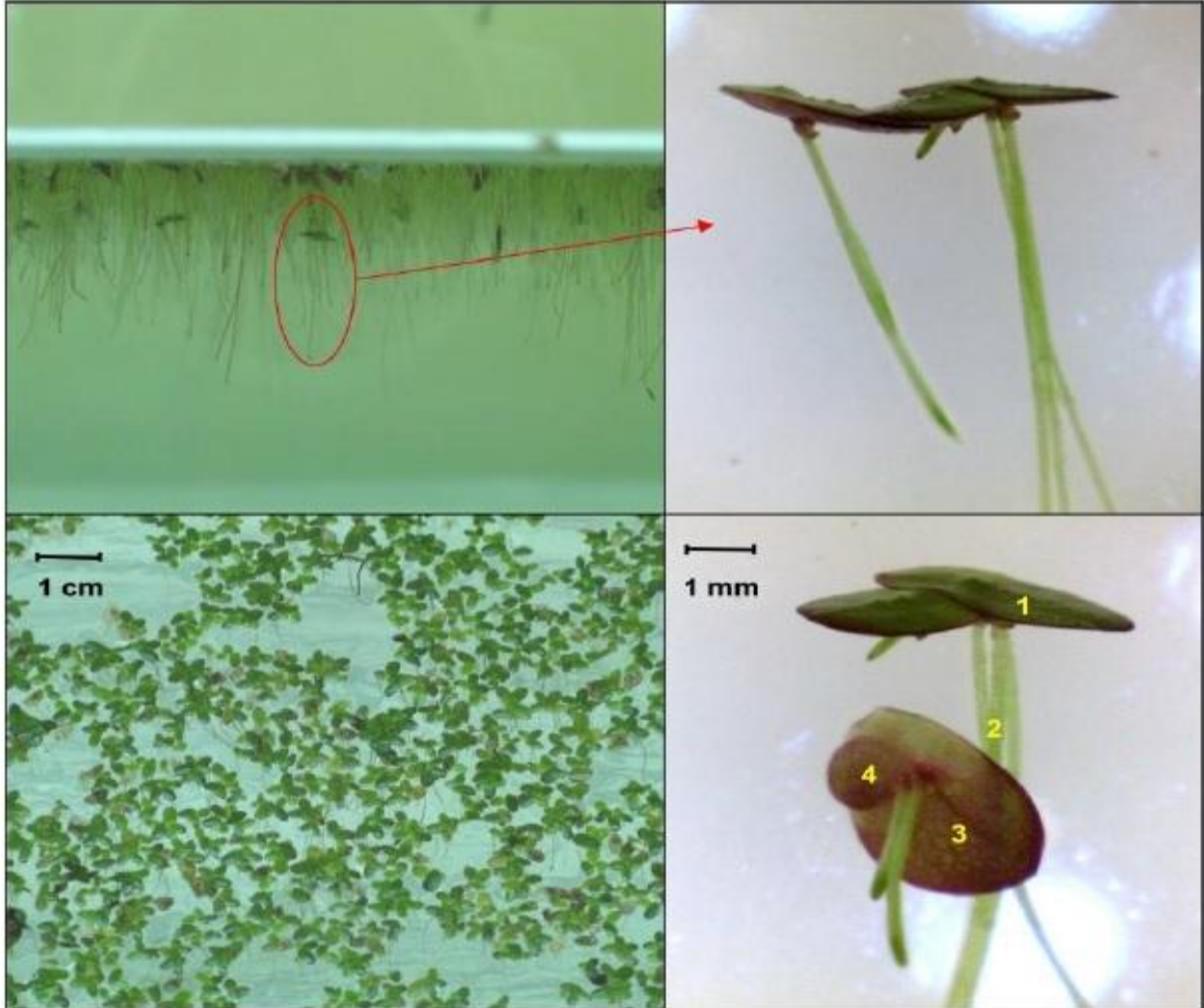
3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE LEMNÁCEAS

3.4.1 Aspectos Gerais

A subfamília Lemnoideae é representada pelas menores Angiospermas conhecidas ao redor do mundo, sendo comumente confundidas com algas (SKILLICORN *et al.*,1993). Porém se trata de macrófitas que possuem um sistema vascular simples, hábitos aquáticos e que também produzem flores e frutos. O ambiente natural destes vegetais são lagoas, lagos ou pântanos, locais que apresentam condições limitantes para o desenvolvimento de vegetações terrestres, tendo como principais fatores a falta de oxigênio nas raízes e partes submersas, instabilidade do solo e a dificuldade de absorção de gases como o CO₂ e O₂ (MOHEDANO, 2010). No âmbito das macrófitas aquáticas encontram-se quatro hábitos ecológicos principais: plantas enraizadas, submersas, emergentes e flutuantes, sendo que as Lemnáceas pertencem as flutuantes (POTT e CERVI, 1999). Na cadeia trófica dos ambientes onde multiplicam-se, elas apresentam um papel de produtoras primárias, pois fixam o carbono atmosférico e dissolvido, produzindo uma biomassa de ótima qualidade nutricional (ORON ,1994).

A reprodução assexuada é a forma mais usual de procriação (CROSS, 2006). Elas possuem uma estrutura chamada fronde, que nada mais é do que a fusão da folha com o caule com alguns milímetros de diâmetro e suas raízes podem chegar próxima a um centímetro (Figura 1). Ela não possui uma região específica de ocorrência, apesar de se desenvolverem melhor em região quentes, porém existem exceções para regiões desérticas ou permanentemente congeladas. São frequentemente encontradas em corpos d'água com salinidade inferior a 4 g/L, que não apresentam correntezas e nem ventos fortes, onde flutuam livremente sobre a superfície formando densas populações. São exigentes em relação a nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo (5:1), porém se desenvolvidas em condições ideais, apresentam a maior taxa de crescimento entre os vegetais superiores (IQBAL, 1999).

Figura 1: Imagens de *Landoltia punctata*: 1- fronde; 2- raízes; 3- vista inferior da fronde; 4- fronde filha.



Fonte: MOHEDANO, 2010.

LALAU (2010), diz que as lemnáceas apresentam um rápido crescimento, normalmente proliferando-se em taxas exponenciais e podendo dobrar a biomassa em 48h quando encontradas em condições favoráveis. A produção de biomassa é diretamente afetada por alguns fatores abióticos chave como: pH, temperatura, foto período entre outros (SUTHAR ET AL., 2015). As lemnáceas conseguem suportar variações bruscas de pH, sendo que a melhor taxa para crescimento é próxima da neutralidade, vide que o pH também é um parâmetro que afeta diretamente em que forma o nitrogênio estará disponível no meio. Contudo, devido aos valores de pH encontrados em lagoas de Lemnáceas (próximos a neutralidade), a volatilização de amônia não é considerada uma importante via de eliminação de nitrogênio, por diversos

autores (VAN DER STEEN ET AL., 1998; CAICEDO ET AL., 2000; ZIMMO ET AL., 2004 e EL SHAFI ET AL., 2006). Em relação a temperatura, ela pode variar entre 6 e 33°C, sendo que quanto mais quente maior será a taxa de crescimento, visto que acima de 30°C a taxa de crescimento decai. Para a intensidade de luz, TABOU ET AL. (2014) demonstrou em um experimento em escala laboratorial utilizando *Lemna minor*, que a taxa de crescimento é maior em valores entre 250 – 300 $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^2$. Existem estudos que indicam, que em condições ideais de desenvolvimento, a produção de proteínas na biomassa seca chega a ser mais de 40% (LANDOLT, 1986). Isso permite que sejam utilizadas como fonte de alimento, para animais de criação como peixes, aves e suínos. É de extrema importância que se conheça as características da água do meio suporte das lemnáceas, para assim conseguir atingir as faixas de desenvolvimento ideal e estimar a composição de sua biomassa.

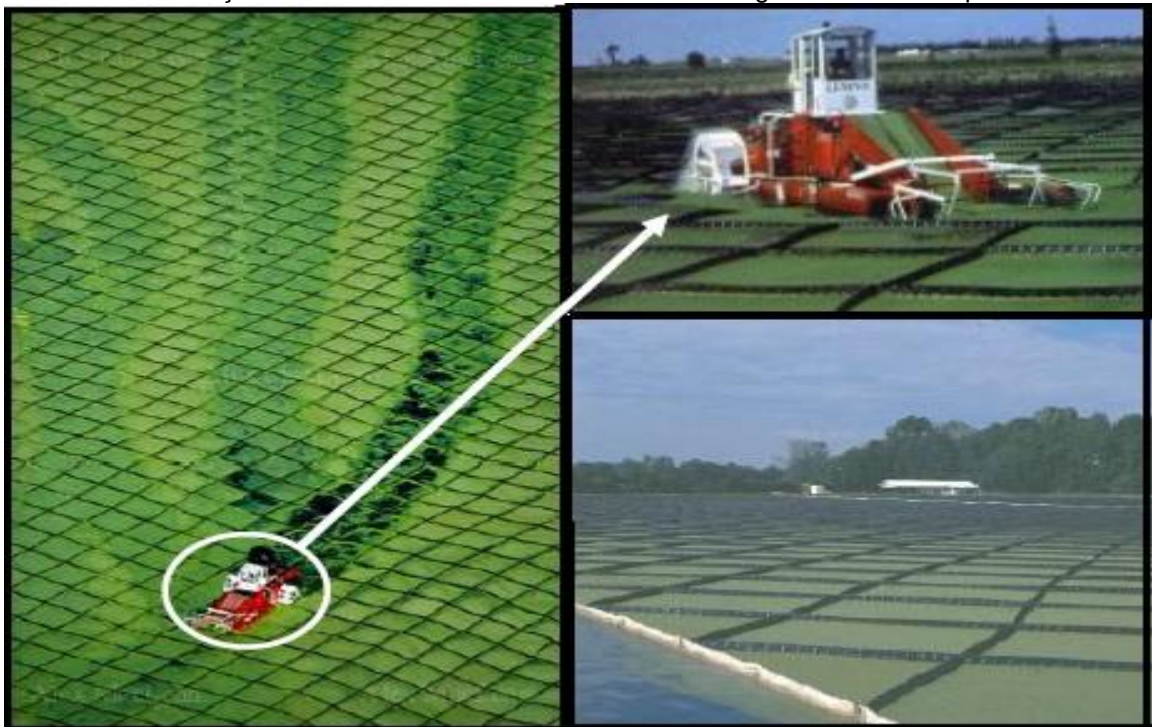
O conceito da aplicação de lemnáceas como uma técnica no tratamento de efluentes está fundamentado em uma predisposição natural desses organismos a se desenvolverem em ambientes eutrofizados, assim como as lagoas de tratamento (MOHEDANO, 2010). Diversos autores como LANDOLT E KANDELER (1987); SKILICORN ET AL., (1993); KORNER & VERMAAT (1998); KORNER, (1998); IQBAL (1999); VANDER STEEN ET AL., (1999); CAICEDO, (2005); TAVARES, (2004); citam algumas características que proporcionam o uso das lemnáceas no polimento de efluentes orgânicos:

- Alta taxa de crescimento;
- Exigência elevada de nitrogênio;
- Diminuem a ação do vento, ajudando na sedimentação;
- Impossibilitam a produção de algas devido ao sombreamento;
- As raízes fornecem superfície para a fixação de biofilme;
- Reduzem a formação de gases fétidos, e também de insetos;
- Manejo simples se comparado à remoção de biomassa de algas.

Como um instrumento na biorremediação de efluentes com cargas nitrogenadas, as lagoas de lemnáceas têm sido utilizadas com sucesso em diversos países, como EUA, China, Israel, Índia, Egito e Holanda, sendo uma alternativa economicamente viável (MOHEDANO, 2010). Apesar de já estarem sendo bastante

utilizados, os sistemas de tratamento com lemnáceas ainda merecem um aprofundamento e entendimento maior, maiores estudos e desenvolvimento de tecnologias para que possam ser aperfeiçoados e utilizados com maior abrangência. Na figura 2 é possível observar um sistema de lagoa de lemnácea para tratamento terciário de esgoto doméstico na Carolina do Norte, Estados Unidos.

Figura 2: Lagoas de lemnáceas (*Lemna minor*). Detalhe para a colheitadeira flutuante, desenvolvida para fazer a remoção do excesso de biomassa de Lemnáceas gerada durante o processo.



Fonte: Iqbal, 1999 e LemnaTec.

3.4.2 Remoção de Nitrogênio em Lagoas de Lemnáceas

O uso de plantas aquáticas para o tratamento de águas residuais e renovação, e produção de biomassa oferecem uma alternativa favorável para remoção de amônia a partir de corpos de água poluída (ORON, 1994). Por possuírem uma alta quantidade de proteína em sua biomassa, a disponibilidade de nitrogênio se torna indispensável para o seu metabolismo, pois essas moléculas que são compostas por aminoácidos, possuem agrupamentos amina (NH₂), em sua estrutura (LANDOLT E KANDELER, 1987). Experimentos realizados por, KÖRNER; VERMAAT (1998) demonstram a eficiência de *Lemna gibba* na remoção de nutrientes em esgoto doméstico, tendo como resultado uma redução de 73 a 97% de nitrogênio e 63 a 99% de fósforo total, dependendo da concentração inicial do efluente. Deste modo, apontam que a remoção de nitrogênio em lagoas de tratamento com lemnáceas é devida, em até 50%, pela incorporação direta na biomassa.

Complementarmente, ZIMMO *et al.* (2004) afirmam que a absorção direta de nitrogênio pelas Lemnáceas é mais alta em períodos quentes, de maneira que também ocorrem processos de nitrificação/desnitrificação, por microrganismos fixos na rizosfera, além da volatilização da amônia. O decréscimo do nitrogênio por volatilização de amônia e por desnitrificação chegam a estar entre 28 e 40% da remoção total, dependendo da carga inicial (ZIMMO *et al.*, 2000). CEDERGREEN E MEDSEN (2002) completam com a informação de que as Lemnáceas podem absorver nitrato e amônia pelas raízes e pelas folhas (frondes), dependendo somente da área superficial. Frequentemente os efluentes orgânicos contem pouco oxigênio dissolvido, por conta disso a maior parte do nitrogênio inorgânico encontra-se na forma de amônia (MOHEDANO, 2010).

Os sistemas de tratamento convencionais buscam a oxidação da amônia pela nitrificação biológica, porém este processo iria exigir um subsídio maior de oxigênio no sistema, elevando os custos para o tratamento (METCALF & EDDY, 1991). A absorção direta da amônia pelas Lemnáceas nos confere uma forma eficaz e de custo reduzido para o polimento de efluentes, pois em alguns casos podem substituir os sistemas

aerados para remoção de nitrogênio, se tornando uma alternativa perfeita para se utilizar no ambiente rural, onde existem mais áreas disponíveis e muitas vezes os recursos financeiros são limitados (SKILLICORN, 1993). ORON et al., 1988 complementa afirmando que a utilização de lemnáceas na remoção de amônia de efluentes é uma alternativa excelente, pois o nutriente não é perdido e sim incorporado, gerando uma biomassa rica em proteína (ORON et al., 1988).

Existem estudos ao redor do mundo que citam a eficiência e a taxa de remoção de nutrientes por sistemas de tratamento com lemnáceas. CULLEY et al. (1981) citam que, as lagoas de Lemnáceas podem remover 1.380 kg de nitrogênio/ha/ano, levando em consideração as condições climáticas onde o estudo foi conduzido (Lousiana, EUA),. KORNER E VERMAT (1998), obtiveram uma remoção de NTK entre 73 até 97% em 3 dias, para esgoto doméstico com concentração de amônia de 50 a 83 mg/L, representando uma taxa de remoção de 120 a 590mg N m⁻² d⁻¹. No estudo de TAVARES (2008) para tratamento terciário de efluentes de suinocultura, a maior eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal foi de 52,9 e 77,6% para um tempo de detenção de 7 e 14 dias respectivamente, com uma concentração de DQO de 400mg/L. Ainda podemos citar o trabalho de BENJAWAN E KOOTTATEP (2007) que obtiveram uma remoção de 92% em uma carga superficial aplicada de 1.300mg N/ m²/dia e 76% para uma carga de 3.300mg N/ m²/dia.

3.4.3 Remoção de Fósforo

Para MOHEDANO (2010), a absorção de fósforo, nitrogênio, potássio, entre outros nutrientes, é imprescindível para o metabolismo de todos os vegetais superiores, no entanto, as exigências distingue-se para cada espécie. Isto posto, alguns valores encontrados na literatura correlacionam uma remoção de fósforo por lemnáceas de 5 a 10 vezes menores do que para a remoção do nitrogênio (LANDOLT e KANDELER, 1987, KORNER e VERMAT, 1998; BENJAWAN e KOOTTATEP, 2007).

Porem o fósforo pode ser removido através de alguns outros mecanismos presentes, tais como assimilação pelas plantas, precipitação, adsorção sobre partículas de argila e matéria orgânica (TAVARES et al., 2008). IQBAL (1999) cita que existem alguns fatores que podem interferir na capacidade de absorção de fósforo pelas plantas, como a frequência de coleta da biomassa de lemnáceas, taxa de crescimento e disponibilidade do fósforo na forma de ortofosfato, forma mais assimilável pelas plantas. Quando as temperaturas são mais altas, a taxa de crescimento e a remoção de fósforo são maiores.

KÖRNER *et al.* (1998) encontrou eficiências de remoção de fósforo que variaram entre 63 e 99%, dependendo da concentração inicial, para um experimento realizado com esgoto doméstico utilizando um tempo de detenção de 3 dias. O estudo de CARVALHO-KNIGHTON et al. (2004) também testou a utilização de lemnáceas na remoção de nutrientes de esgoto doméstico, e obtiveram uma remoção de ortofosfato de 50%, com DQO de 352mg/L e tempo de detenção de 6 dias. No trabalho de CHENG et al. (2002), foi encontrada uma taxa de remoção de 31.9mg/m²/dia, a partir da concentração de 30mg PO₄ /L. Já TAVARES et al. (2008), encontrou valores de eficiência de remoção de ortofosfato de aproximadamente 17%, com uma concentração inicial de DQO de 400mg/L e tempo de detenção de 14 dias. Utilizando um tempo de detenção de 21 dias as taxas foram de aproximadamente 50,2%.

3.4.4 Remoção de matéria orgânica

Nos mais variados sistemas de tratamento biológico de efluentes, a ocorrência de degradação da matéria orgânica se dá pela ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios (MOHEDANO, 2010). Não ficam muito evidente os mecanismos de remoção de DQO nas lagoas de lemnáceas, porém estão relacionados aos microrganismos aeróbios e anaeróbios que podem estar fixados nas plantas, presentes na coluna d'água ou nos sedimentos (CROSS, 2006). Os processos aeróbios são mais rápidos na

remoção de DQO, no entanto dependem de um suprimento de O₂ e de uma superfície para que ocorra a fixação de bactérias (MOHEDANO, 2010).

CAICEDO (2005) observou que a concentração de oxigênio dissolvido é um dado divergente entre autores que realizaram experimentos envolvendo lagoas de lemnáceas, mas em um todo, acontece a ocorrência de duas zonas, uma aeróbia próxima da superfície devido as atividades fotossintéticas e uma segunda zona que predomina um ambiente anaeróbio, no fundo das lagoas dependendo de sua profundidade. REED et al. (1998) cita alguns fatores chaves que podem tornar uma lagoa de lemnáceas em um ambiente anaeróbio ou anóxico, como a carga de matéria orgânica, profundidade, tempo de detenção e potencial redox. ALAERTS et al. (1996) realizou um estudo onde testava o comportamento do oxigênio dissolvido nas lagoas de lemnáceas, variando a profundidade entre 0,4 – 0,9m e observou que a coluna d'água se manteve aeróbia durante todo o experimento.

No experimento de COSSU (2001), a espécie *Lemna minor* foi a que obteve a melhor atuação na manutenção de altas taxas de oxigênio dissolvido, se assim comparadas com outras espécies de macrófitas. KRISHNA e POLPRASERT (2008) enfatizam essa coesão de crescimento que ocorre entre os microrganismos e as estruturas das plantas como a garantia do sucesso do tratamento de efluentes nas lagoas com lemnáceas, o que apoia a ideia de se fazer uso destas espécies de macrófitas. O trabalho de KÖRNER et al. (1998) apresentou uma comparação entre dois sistemas, na qual um deles simulava a presença das lemnáceas através de bolhas plásticas e aeração forçada, e o outro continha lemnáceas da espécie *Lemna gibba*. O sistema com as lemnáceas reais apresentou uma maior redução de matéria orgânica e DQO, concluindo que o meio suporte das lemnáceas para a fixação de biofilme aeróbio contribui para o processo.

O trabalho de ORON et al. (1987) para tratamento de esgoto bruto obteve uma taxa de remoção de 66,5% e 73,4%, para 5 e 10 dias de tempo de detenção respectivamente, em tanques com 20 cm de profundidade e concentração de DQO entre 500 a 750mg/L. AWUAH (2001) apresentou resultados de redução de DBO, com o uso de *Lemna paucicostata*, de 130mg/L para 7,5mg/L, utilizando um tempo de detenção de 29 dias. Utilizando a espécie *Lemna valdiviana*, TAVARES et al. (2008)

apresentou valores de eficiência de remoção de 94,8% (DQO 400mg/l) e 92,7% (DQO 550mg/L) para tratamento de efluentes proveniente da suinocultura. MOHEDANO (2004) conduziu um estudo sobre tratamento de efluente de piscicultura com *Lemna valdiviana* e mostrou uma diminuição de 91% de DQO, reduzindo de 421 para 38mg/L em 26 dias.

3.4.5 Usos da biomassa de Lemnáceas

O que irá garantir o sucesso e a eficiência do sistema de tratamento é uma boa manutenção da biomassa de Lemnáceas que será produzida, pois a taxa de crescimento está relacionada diretamente com a taxa de remoção de nutrientes. As principais concorrentes das lemnáceas são as algas unicelulares, na competição pelos nutrientes. A forma de impedir a proliferação das algas unicelulares é cortando a entrada de luz solar na coluna d'água com uma camada densa de biomassa de lemna (IQBAL, 1999).

Segundo MOHEDANO (2010) os efeitos da superpopulação de lemnáceas, assim como as baixas densidades, podem reduzir a eficiência do tratamento e até mesmo apresentar eficiências negativas. Com as elevadas densidades populacionais ocorre a sobreposição de biomassa ocasionando competição por luz, nutrientes e CO₂ (CROSS, 2006; SKILICORN et al.1993). Desta maneira, a biomassa que fica submersa morrerá e assim irá liberar os nutrientes removidos, além de incrementar a DBO. Para KORNER et al. (2001), uma rotina de colheita que permite a duplicação da biomassa entre 2 e 3,5 dias é o ideal para a manutenção de uma camada completa de lemnáceas.

Em ambientes naturais, as lemnáceas constituem um importante recurso alimentar para aves aquáticas, peixes e insetos (POTT, 2000). A baixa porcentagem de fibras e o elevado valor nutricional as tornam um alimento de boa qualidade para animais domésticos e possivelmente para humanos (IQBAL, 1999). MOHEDANO (2004) testou a substituição de farinha de peixe (como fonte protéica) por farinha de

lemnáceas, em dietas para tilápias, e constatou que não houve diferença significativa no ganho de peso pelos peixes, porém com um custo de produção 35% menor. A utilização de lemnáceas na alimentação de peixes parece ser a forma mais difundida para a utilização da biomassa deste vegetal, podendo ser oferecidas frescas como alimento exclusivo, ou desidratada, em combinação com outros ingredientes (MOHEDANO, 2010).

3.5 TRATAMENTO DE EFLUENTES EM WETLAND'S DE FLUXO HORIZONTAL

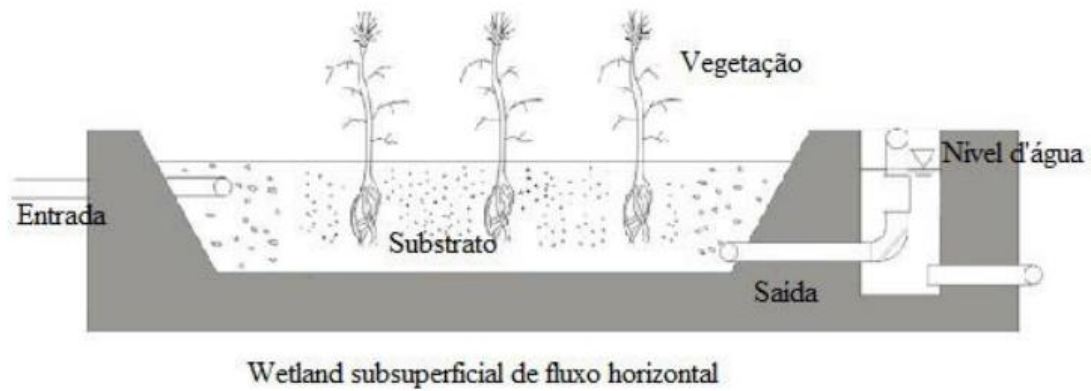
3.5.1 Caracterização geral dos Wetland's

Wetland's construídos (Figura 3) são sistemas utilizados para tratamento de águas residuárias compostos de plantas aquáticas aderidas a uma superfície, por onde ocorre fluxo do efluente. Sua impermeabilização é feita a partir de argila ou geomembrana ao fundo e as macrófitas fixadas no solo alagado ou aderidas a um maciço de areia e pedra o qual fornece suporte para seu desenvolvimento (VON SPERLING, 2009).

Os processos seguem princípios naturais de estabilização, partindo dos mecanismos biológicos das plantas e microrganismos, além dos mecanismos químicos e físicos para tratamento de esgotos sanitários, os quais permanecem por tempo determinado para completa estabilização (WETLAND, 2016). O mecanismo de maior representação é o metabolismo executado através das bactérias aeróbias e anaeróbias, as quais se multiplicam gerando o biofilme aderido aos componentes do sistema (HOFFMANN, 2011), o sistema construído se difere do natural, principalmente pelo regime hidrológico, pois o primeiro é caracterizado com o controle operacional do processo e no segundo isso já não é possível.

De acordo com LAUTENSCHLAGER (2001), os wetland's têm a capacidade de remover sólidos em suspensão, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes entre outros parâmetros.

Figura 3: Desenho esquemático de um sistema Wetland de fluxo horizontal superficial com macrófitas.



Fonte: ORMONDE, 2012.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O projeto de pesquisa foi desenvolvido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina.

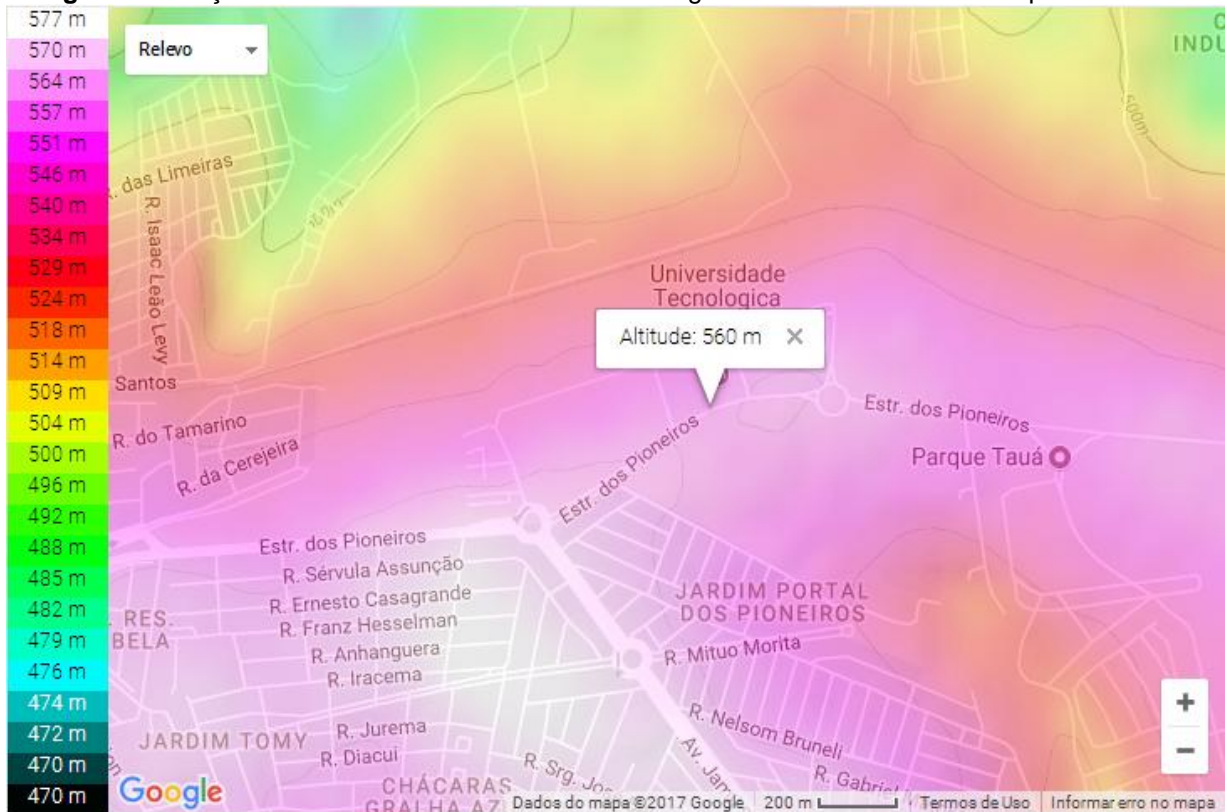
Fotografia 1: Universidade Tecnológica federal do Paraná - Campus Londrina.



Fonte: Aatoria Própria.

O tanque experimental de Lemnas foi instalado e operado em uma área adjacente ao Restaurante Universitário Sua posição geográfica se encontra nas coordenadas $23^{\circ}18'33.1''S$ e $51^{\circ}06'54.6''W$ e sua altitude com relação ao nível do mar é de 560m (Figura 4), sendo assim posicionada no divisor de águas das bacias hidrográficas do Limoeiro ao Sul e Lindóia ao Norte.

Figura 4: Posição Altimétrica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Londrina.



Fonte: Topographic Map (2017).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

O afluente empregado no experimento foi proveniente de uma caixa de passagem de esgotos que se encontra aos fundos do restaurante universitário (Figura 5), ambiente no qual, foi posicionado estrategicamente os sistemas de coleta e tratamento. Essa caixa de passagem recebia contribuições da caixa separadora água/óleo do restaurante universitário com e esgotos oriundos dos banheiros dos blocos A e B.

Figura 5: Localização do sistema experimental.



Fonte: Autoria Própria.

Uma bomba elétrica (1/2 CV) não afogada com vazão nominal de 1500 L/h foi instalada junto a caixa de passagem (Figura 6) com a finalidade de alimentar um tanque de equalização de 300 L de volume considerando as variações diárias de vazão e concentração típicas para esse tipo de instalação. A figura 6 mostra fotografias com detalhes da caixa de passagem e do tanque de equalização.

Figura 6: A) Fotografia da vista superior do tanque de equalização; B) Fotografia da vista superior da caixa de passagem.

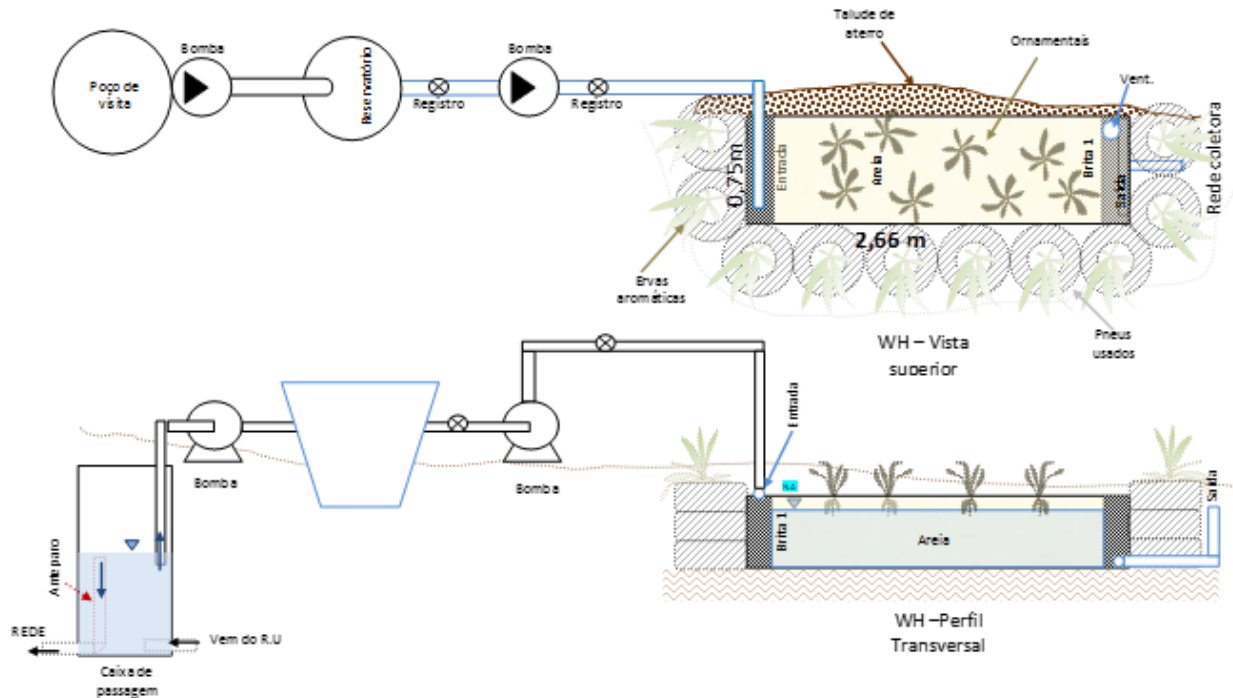


Fonte: Autoria Própria.

O WCFH foi dimensionado segundo Sezerino (2013) e construído em um talude de corte do terreno adjacente ao poço de captação o qual necessitava de uma obra de contenção. Assim, o wetland foi concebido a partir dessa perspectiva e executado com pneumáticos usados os quais foram ancorados no talude, amarrados com arame galvanizado e preenchidos com terra compactada. A parte interna do sistema foi calafetada com mistura de barro e palha e o fundo foi regularizado com uma camada de areia. Uma camada de tecido não tecido (TNT) foi colocada em seguida em todo interior do sistema para funcionar como geomembrana para proteção da camada impermeabilizante que foi feita com duas camadas de lona plástica de 200 micra.

O maciço filtrante foi composto para areia média não caracterizada na zona principal e brita 1 na zonas de entrada e saída do sistema. (Figura 7).

Figura 7: Esquema de funcionamento da bancada experimental.



Fonte: MORAES (2017).

4.3 DIMENSIONAMENTO DA LAGOA EXPERIMENTAL DE LEMNÁCEAS

Segundo Barea e Sobrinho (2006) apud Mohedano (2010) o dimensionamento de sistemas de Lagoas de Lemnáceas devem considerar os mesmos parâmetros empregados para projetos de Lagoas de Estabilização como: tempo de detenção hidráulica, profundidade e cargas de aplicação.

A Lagoa de Lemnáceas experimental foi construída em escala de bancada em uma caixa d'água de 3mm de espessura com volume total de 500L, profundidade de 60 cm, diâmetro e área superiores de 1,1m e 0,95m² respectivamente. Para evitar crescimento de algas, c. Caicedo (2005) apud Modehano (2010) operou duas lagoas de lemnáceas com 40 e 70 cm de profundidade, respectivamente, e TDHs variando entre 12 e 21 dias.

Segundo esse autor o TDH e a remoção da biomassa exerceram maior influencia na eficiência do sistema do que a profundidade da lagoa. Portanto, esse projeto de pesquisa previu que o sistema investigado devesse operar com profundidade útil de 60cm e TDH de 5 dias, visando a melhoria na eficiência de absorção de nitrogênio amoniacal pelas Lemnas.

Considerando TDH como:

$$TDH = \frac{Vol}{Q} \quad (1).$$

Onde:

TDH = Tempo de detenção hidráulica (dias)

Q= Vazão (L/d)

Vol = volume (L).

E que a profundidade útil, volume e TDH adotado são, respectivamente, 60cm, 500L e 5 dias, a vazão de 90L/d.

$$\varphi = \frac{10 \cdot Q \cdot C}{\text{área}} \quad (2)$$

Onde:

ϕ = carga superficial aplicada (Kg/ha d)

Q = vazão em m³/dia

C= concentração de N-NH₃⁻ (mg/L)

Área = área superficial da lagoa (m²)

10 = fator de correção para unidades.

Assim, a carga superficial aplicada foi estimada inicial em 18,66 kg N-NH₃-/ ha d. considerando a concentração na saída do wetland.

4.4 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

O tanque de equalização foi destinado ao armazenamento do esgoto bruto e consequente entrada para o WCFH. O efluente do WCFH era encaminhado por gravidade direto para a lagoa de Lemnas para o polimento. A alimentação do sistema Wetland foi realizada periodicamente de segunda a sexta-feira, o efluente bruto era despejado na parte superior da zona de entrada, através de uma bomba submersa correspondendo a dois ciclos diários de 30 min de duração de vazão de 1,5L/min resultando em uma taxa de aplicação diária de 90 L/d. As vazões de entrada e saída do sistema eram correspondentes e medidas após 15 minutos do início do ciclo e a cada 15 dias por medição direta (volume/ tempo).

A lagoa de Lemnas recebeu o efluente de entrada via ação gravitacional através de um tubo de PVC acoplado na saída do sistema Wetland horizontal, como consequência dos sistemas estarem posicionados em série, a vazão de entrada na lagoa foi a mesma de 1,5L/min, e assim utilizado o mesmo método para estimativa. O despejo do efluente no tanque experimental de Lemnas foi realizado a partir de um tubo de PVC com 40 mm de diâmetro e 3m de comprimento, e coletado na extremidade

oposta através de um dreno de PVC com abertura inicial no fundo do lagoa e saída na altura da lamina d'água.

Fotografia 2: Tanque de Lemnas, sem o posicionamento da tela de proteção.



Fonte: Autoria Própria

A Lagoa foi coberta com tela de sombreamento (35%) com a finalidade de evitar a proliferação de insetos. Essa cobertura permitiu entrada luz suficiente para manter a Atividade Fotossinteticamente Ativa (PAR – Photosynthetically Active Radiation) acima de $100 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}$. O valor limite de PAR foi adotado considerando normativa ISO 20079 (International Organization for Standardization, 2003), desenvolvida para padronizar testes toxicológicos com lemnáceas conforme citado por Mohedano (2010).

Fotografia 3: Lagoa de Lemnas com a tela de proteção.



Fonte: Autoria Própria.

O efluente final, coletado na saída da lagoa experimental, foi acondicionado em baldes graduados e posteriormente às análises, foi descartado na rede coletora de esgotos. As lemnáceas removidas periodicamente do sistema foram destinadas para a compostagem orgânica, assim conseguimos dar aproveitamento a biomassa produzida.

4.5 MANEJO DAS LEMNACEAS

O manejo adequado de Lagoas de Lemnáceas necessitou de remoção sistemática do excesso de biomassa. (LANDESMAN et al., 2005; DRIEVER et al., 2005 apud MOHEDANO, 2005). Segundo Mohedano (2005), a densidade ótima de lemnáceas em matéria úmida deve estar entre 200 e 600 g/m². No entanto, com a finalidade de se monitorar o crescimento das lemnáceas durante o ensaio, as mudas de lemnáceas foram introduzidas no sistema experimental para cobrir 50% da área superficial.

Para monitorar o crescimento das Lemnáceas foi construindo um aparato flutuante vazado de 30 cm de diâmetro correspondendo a 1/10 da área superficial total. Esse aparato foi lançado aleatoriamente sobre a superfície do sistema, semanalmente, o volume de Lemnaceas tinha o excesso de água drenado e era posteriormente pesado. A retirada de biomassa foi efetuada quando o controle de crescimento evidenciava densidade superior a 600 g/m² (massa úmida).

4.6 ROTINA DE COLETAS DE ANÁLISES

O monitoramento da eficiência do sistema foi feito considerando a coleta por amostragem simples na entrada e na saída da Lagoa Experimental. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental da UTFPR-LD. Todos os procedimentos analíticos (Quadro 1) foram feitos segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

Quadro 2: Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico.

Parâmetro	Método	Frequência
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B.	Semanal
DQO (mg DQO/L)	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D.	Semanal
Fosfato (mg PO ₄ -P/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-P E.	Semanal
N- NTK	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-Norg B.	Semanal
N. Amoniacal (mg NH ₃ -N/L)	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C.	Semanal
Nitrato (mg NO ₃ -N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500 – NO ₃ - B.	Semanal
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H+ B.	Semanal
ST (mg SS/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D.	Semanal
SST (mg SSV/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B.	Semanal

Fonte: APHA, 2012.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados e discutidos os resultados alcançados durante o período do estudo, para analisar a capacidade de remoção de nitrogênio e outros parâmetros em uma lagoa experimental de lemnas em escala de bancada. Este projeto aconteceu entre os meses de março e maio de 2017, ao todo foram nove coletas para o sistema wetland de fluxo horizontal, e sete para a Lagoa de Lemnas. Para o processamento e organização dos dados foi utilizado o software Excel.

Inicialmente com a instalação do sistema de Lemnas acoplado ao Wetland Construído de Fluxo Horizontal, teve-se como proposta avaliar consecutivamente a eficiência dos mesmos no tratamento de esgoto do Restaurante Universitário, através da remoção dos poluentes intrínsecos ao mesmo. Para demonstrar a eficiência do sistema foi realizado o seu monitoramento, e para auxiliar os resultados de viabilidade do sistema foram utilizadas ferramentas estatísticas para melhor avaliação.

O esgoto produzido pelo restaurante universitário, que é composto por uma cozinha industrial, banheiros, e uma copa, possui as características de entrada (esgoto que é lançado no sistema) e saída (após o tratamento) descritas nas tabelas , 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 12 respectivamente. Os valores que possuem um “x” indicam que as análises não foram aproveitadas por erro experimental ou por falta de material de consumo, e os valores que possuem “ND” significa que os valores não foram detectados pela metodologia empregada.

5.1 pH

A partir das amostras obtidas consecutivamente através do monitoramento semanal, os dados do pH se encontram disponíveis na tabela 2.

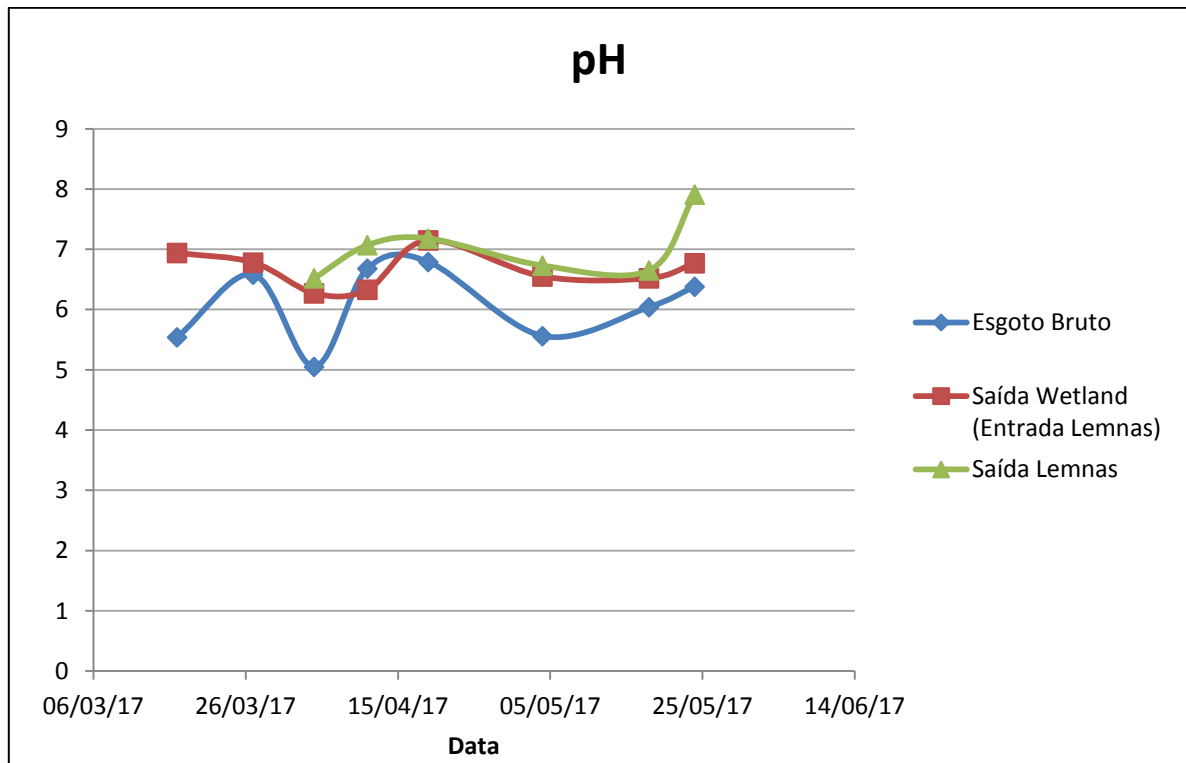
Tabela 2: Valores de pH.

pH						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland (Entrada Lemnas)	Saída Lemnas	Varição (Esgoto Bruto X Saída Wetland)	Varição (Esgoto Bruto X Saída Lemnas)	Varição Wetland Lemnas
17/03/17	5,54	6,94	x	25,27%	x	X
27/03/17	6,58	6,78	x	3,04%	x	X
04/04/17	5,05	6,27	6,52	24,15%	29,11%	3,99%
11/04/17	6,68	6,33	7,07	-5,23%	5,84%	11,69%
19/04/17	6,79	7,15	7,18	5,30%	5,74%	0,42%
04/05/17	5,56	6,55	6,73	17,80%	21,04%	2,75%
18/05/17	6,04	6,52	6,65	7,95%	10,10%	1,99%
24/05/17	6,38	6,77	7,91	6,11%	23,98%	16,84%
Média	6,07	6,66	7,01	9,72%	15,97%	6,28%

Fonte: Autoria Própria.

As amostras de esgoto bruto possuem potencial levemente ácido, caracterizado naturalmente pela disposição sais minerais e íons livres, o sistema wetland promoveu a aproximação do potencial hidrogeniônico a neutralidade, atenuado ainda mais através do pós tratamento no tanque de lemnas, como mostra o gráfico 1.

Das amostras coletadas, o menor pH estimado foi de 5,05 (afluente) e o maior valor foi de 7,91 (efluente), a média encontrada do afluente foi no valor de 6,07 e a média do efluente após o sistema wetland horizontal e a Lagoa de Lemnas foi de 6,66 e 7,01, demonstrando um aumento médio de 9,72% e 15,79%. Isso comprova a eficiência na adequação do pH e garante que o efluente esteja dentro dos padrões de lançamento determinados pela resolução nº 357 do CONAMA, a qual estabelece valores de 5 a 9 (Gráfico 1).

Gráfico 1: Comportamento do pH, na entrada e saída do sistema.

Fonte: Autoria Própria.

5.2 ALCALINIDADE

A alcalinidade pode ser observada através da Tabela 3, onde fica evidente que em todas as análises o seu valor foi maior após passar pelo sistema de tratamento WCFH, o que contribuiu para esse aumento foi meio de suporte do sistema que era composto por britas, já no tanque de lemnas houve uma redução da capacidade tampão do efluente, essa discreta diminuição da alcalinidade pode ser atribuída à atividade de respiratória e fotossintética das macrófitas lemnáceas as quais consomem o íon carbonato em seu metabolismo.

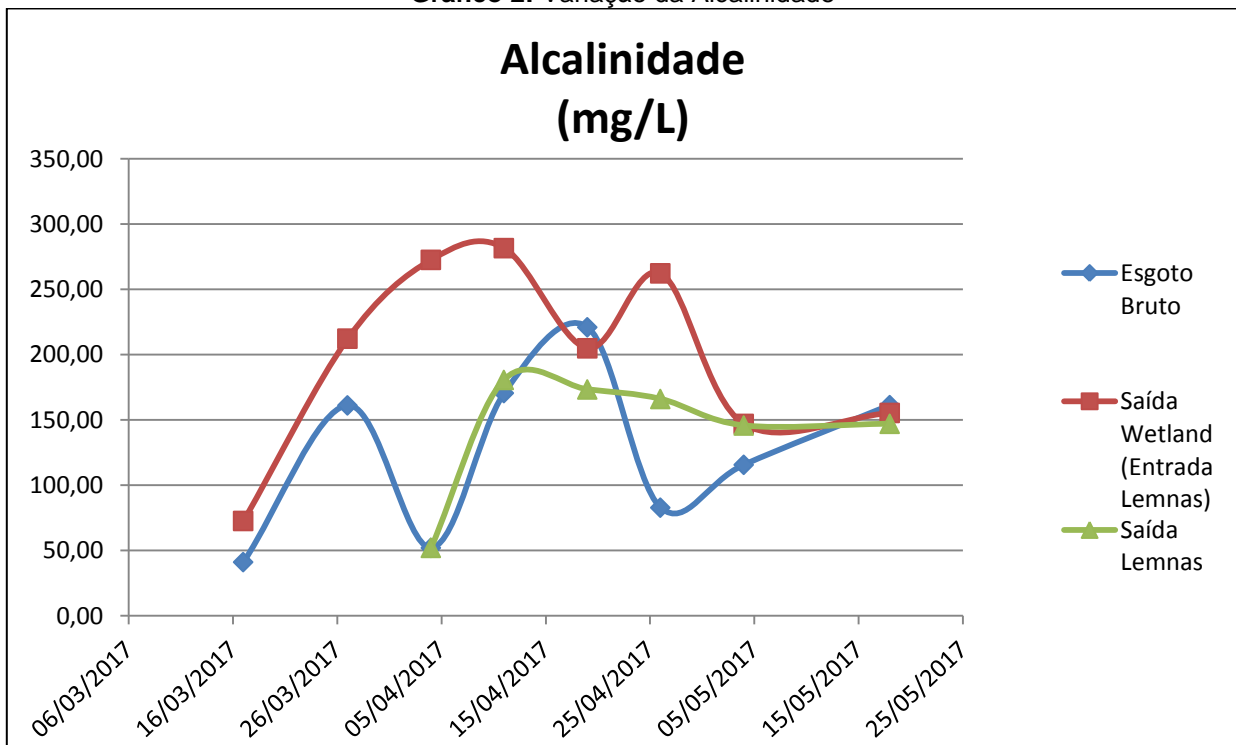
A alcalinidade do afluente teve valor médio de 125,76 mg CaCO₃/L, sendo 170,62 mgCaCO₃/L seu valor máximo e 41,21 mgCaCO₃/L o valor mínimo. A alcalinidade média do efluente foi de 201,14 mg CaCO₃/L, com seu valor máximo de 272,61mg CaCO₃/L e mínimo 72,74 mg CaCO₃/L. (Gráfico 2).

Tabela 3: Valores de Alcalinidade.

Alcalinidade (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland (Entrada Lemnas)	Saída Lemnas	Varição (Esgoto Bruto X Saída Wetland)	Varição (Esgoto Bruto X Saída Lemnas)	Varição Wetland Lemnas
17/03/2017	41,20	72,70	X	76,45%	x	x
27/03/2017	161,20	212,30	X	31,70%	x	x
04/04/2017	52,10	272,60	52,10	423,22%	0,0%	-80,89%
11/04/2017	170,60	281,60	180,70	65,06%	5,92%	-35,83%
19/04/2017	221,00	204,90	173,40	-7,28%	-21,54%	-15,37%
26/04/2017	x	x	X	x	x	x
04/05/2017	82,90	262,30	166,10	216,40%	100,36%	-36,68%
18/05/2017	115,70	155,40	145,80	34,41%	26,02%	-6,18%
24/05/2017	161,40	147,00	147,10	-8,92%	-8,86%	0,07%
Média	125,76	201,10	144,20	59,90%	16,98%	-29,15%

Fonte: Autoria Própria.

Gráfico 2: Variação da Alcalinidade



Fonte: Autoria Própria

5.3 NITROGÊNIO TOTAL (NT)

5.3.1 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Levando em consideração todo espaço amostral, é possível observar a variação da concentração de NTK no esgoto bruto ao longo dos dias coletados, isso deve-se diretamente a rotina do Restaurante universitário, onde o tipo e características nutricionais dos alimentos preparados influenciaram nos parâmetros analisados. Foi possível identificar também entre todas as análises realizadas, apenas em uma delas não ocorreu à redução das concentrações de NTK, em todas as outras ocorreu uma redução considerável, como mostra a Tabela 4.

Tabela 4: Nitrogênio total kjeldahl

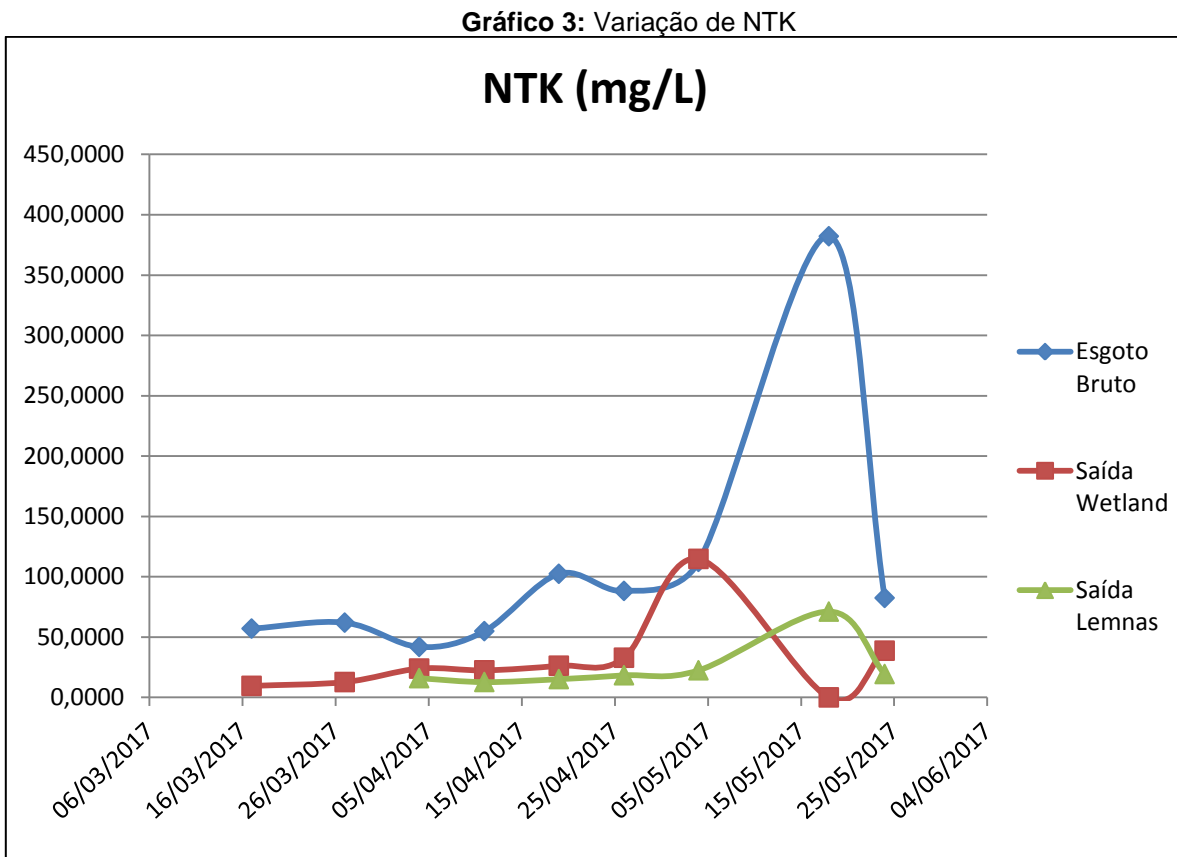
NTK (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	57,0360	9,5256	x	83,30%	x	x
27/03/2017	61,9752	12,7008	x	79,50%	x	x
04/04/2017	41,8656	23,8728	15,9620	42,98%	61,87%	33,14%
11/04/2017	54,9192	22,4028	12,7680	59,20%	76,75%	43,01%
19/04/2017	102,4296	26,2248	15,1760	74,40%	85,18%	42,13%
26/04/2017	88,2588	32,8692	18,3680	62,76%	79,19%	44,12%
04/05/2017	112,3080	114,7776	22,4820	-2,20%	79,98%	80,41%
18/05/2017	382,2000	x	71,1240	x	81,39%	x
24/05/2017	82,4376	38,6904	19,3760	53,07%	76,50%	49,92%
Média	109,2700	35,1330	25,0366	67,85%	77,27%	48,79%

Fonte: Autoria Própria

O valor máximo encontrado no afluente foi de 112,308 mg N-NTK/L, o mínimo foi de 41,86 mg N-NTK/L e concentração média foi de 109,27 mg N-NTK/L. No afluente

após sistema WCFH o máximo valor encontrado foi de 114,77 mg N-NTK/L, o valor mínimo foi de 9,52 mg N-NTK/L e a concentração média foi de 35,13 mg N-NTK/L.

Nas Lemnas foi observada a redução dos valores de NTK em todas as amostras, tanto em relação ao esgoto bruto quanto para o efluente do sistema wetland. Com isso o valor médio de remoção de NTK foi de 48.79% para o sistema de Lemnas e 77,27% para total.



Fonte: Autoria Própria

Segundo Caicedo (2005), existem quatro maneiras principais de retirada do nitrogênio em lagoas de lemneceas: volatilização da amônia, a sedimentação, a desnitrificação e a incorporação pela biomassa (de lemnas e bacteriana).

O nitrogênio amoniacal é absorvido com maior facilidade pelas lemnas, principalmente em pH próximos da neutralidade. A incorporação direta do nitrogênio pela biomassa de lemnas é a maior responsável pela remoção deste nutriente, visto

que a eliminação do nitrogênio pela volatilização da amônia ocorre em pH acima de 9, valor nunca encontrado no sistema.

5.3.2 Nitrato

A Tabela 5 apresenta as concentrações de nitrato no afluente e na saída da lagoa experimental (efluente).

Tabela 5: Concentração de Nitrato

Nitrato (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	5,01512801	0,410784	x	91,80%	x	x
27/03/2017	0,31380915	0,852987	x	-171,81%	x	x
04/04/2017	1,271916	0,620248	2,253297	ND		
11/04/2017	-0,077967	-0,070209	0,554305	ND		
19/04/2017	0,75213344	-1,532583	-0,392164	ND		
26/04/2017	0,16640807	-2,552754	-0,993405	ND		
04/05/2017	2,28471684	0,565943	0,849110	75,23%		
18/05/2017	ND	ND	ND	ND		
24/05/2017	x	X		x		
Média	1,7	0,6090		64,12%		

Fonte: Autoria Própria

Os valores médios encontrados são muito baixos, 1,7 mg/L no afluente e 0,4542 mg/L no efluente, o que corrobora com o fato de não ocorrer o processo de nitrificação, pois ela ocorre na faixa mais próxima da superfície, onde se encontra a maior concentração de oxigênio dissolvido. Como a lagoa experimental não possui grande área superficial (0,95 m²), a concentração disponível de oxigênio será baixa, desfavorecendo os processos de nitrificação.

5.3.3 Nitrogênio Amoniacal

As concentrações de Nitrogênio Amoniacal diminuíram consideravelmente após o tratamento do esgoto pelo sistema Wetland de Fluxo Horizontal, atenuado ainda mais pelo pós tratamento a partir da Lagoa de Lemnas, como pode observado na Tabela 6.

Tabela 6: Valores de Nitrogênio Amoniacal

Amoniacal (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	5,4684	1,2936	x	76,84%	x	x
27/03/2017	33,9276	5,9976	x	82,32%	x	x
04/04/2017	14,8470	17,2872	9,1280	-16,43%	38,52%	47,20%
11/04/2017	36,6324	14,5530	7,7840	60,27%	78,75%	46,51%
19/04/2017	46,9812	19,8744	11,6480	57,70%	75,21%	41,39%
26/04/2017	47,3340	26,0778	17,8920	44,90%	62,20%	31,39%
04/05/2017	31,4580	28,7826	18,3680	8,50%	41,61%	36,18%
18/05/2017	x	28,5180	21,8400	x	x	23,42%
24/05/2017	37,0440	34,9860	21,8400	5,55%	41,04%	37,58%
Média	31,7000	19,7000	15,5000	37,85%	56,22%	37,67%

Fonte: Aatoria Própria

O valor máximo de concentração observado no afluente foi de 47,334 mg N-NH₃/L, o menor valor foi de 5,4684 mg N-NH₃/L e o médio foi de 31,7 mg N-NH₃/L. Após o tratamento no Sistema Wetland Horizontal o efluente apresentou valor máximo de 34,986 mg N-NH₃/L, valor mínimo de concentração de 1,2936 mg N-NH₃/L e valor médio de 19,70 mg N-NH₃/L. Com isso a remoção média de nitrogênio amoniacal foi de 37,85% e a máxima foi de 82,32%.

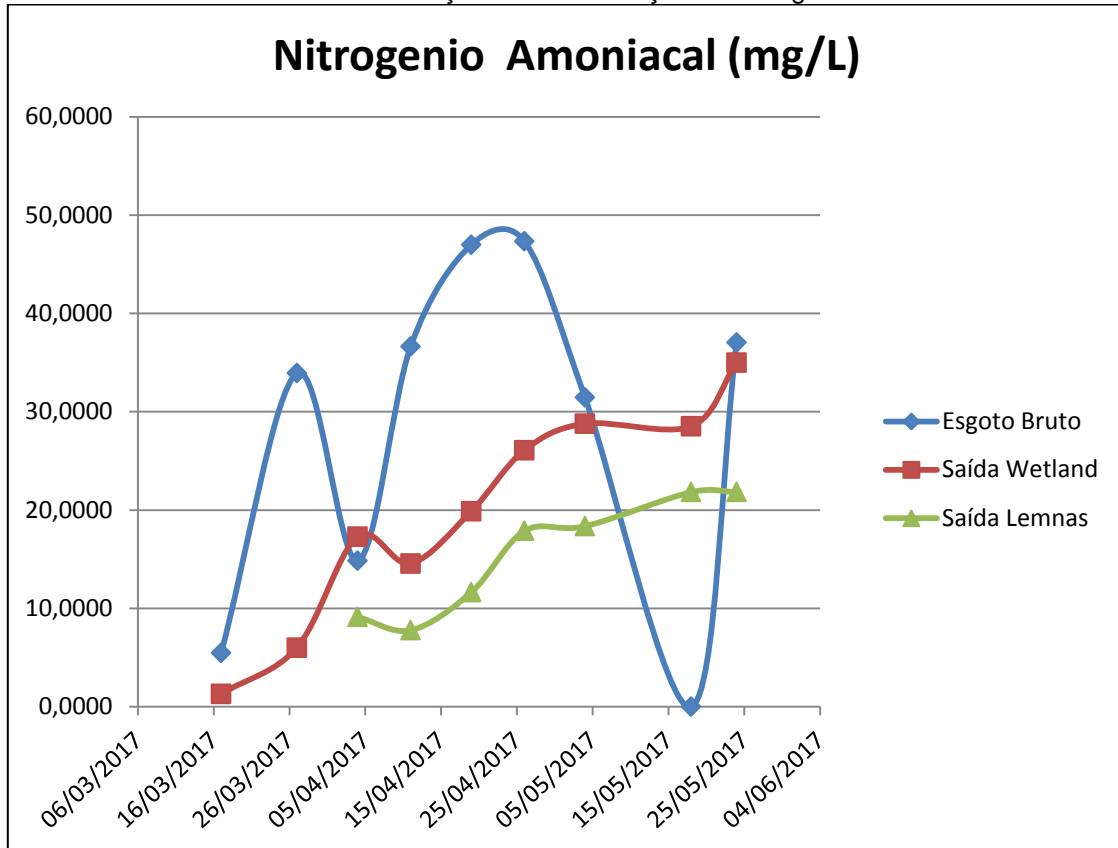
Posterior a passagem do esgoto no pós tratamento na Lagoa de Lemnas o valor máximo da concentração de nitrogênio amoniacal foi de 21,84 mg N-NH₃/L e valor mínimo de 9,1280 mg N-NH₃/L, sua média permaneceu em 15,5 mg N-NH₃/L, onde o

percentual de remoção média do efluente tratado foi de 37,67% e sua máxima foi de 47,20%

No gráfico 4 a seguir é visual a assimilação direta do Nitrogênio amoniacal através das Lemnas e possível destacar também que os parâmetros do projeto como TDH de 5 dias e manejo semanal de 1/10 da superfície de biomassa de Lemnas foi suficiente para esse tipo de efluente.

Em quatro análises após o tratamento no sistema wetland o esgoto não atendeu aos padrões de lançamento de efluentes da resolução nº 430 (CONAMA, 2011), que estabelece o limite de 20,0 mg N-NH₃/L para o parâmetro nitrogênio amoniacal total, essas quatro análises que tiveram baixa remoção contribui pro valor não ficar tão próximo ao de Pelissari et al. (2014) que obteve uma eficiência de remoção de 58% no sistema wetland de fluxo horizontal, porém nas outras cinco análises o efluente esteve dentro do padrão de lançamento (Gráfico 4).

Já no pós tratamento, o esgoto tratado não atendeu os padrões de lançamento de efluentes da resolução nº 430 (CONAMA, 2011), em apenas uma análise reafirmando a viabilidade da lagoa de Lemnas comoo pós tratamento e na valorização das águas residuais.

Gráfico 4: Variação da concentração de Nitrogênio Amoniacal.

Fonte: Autoria própria

5.4 FOSFATO

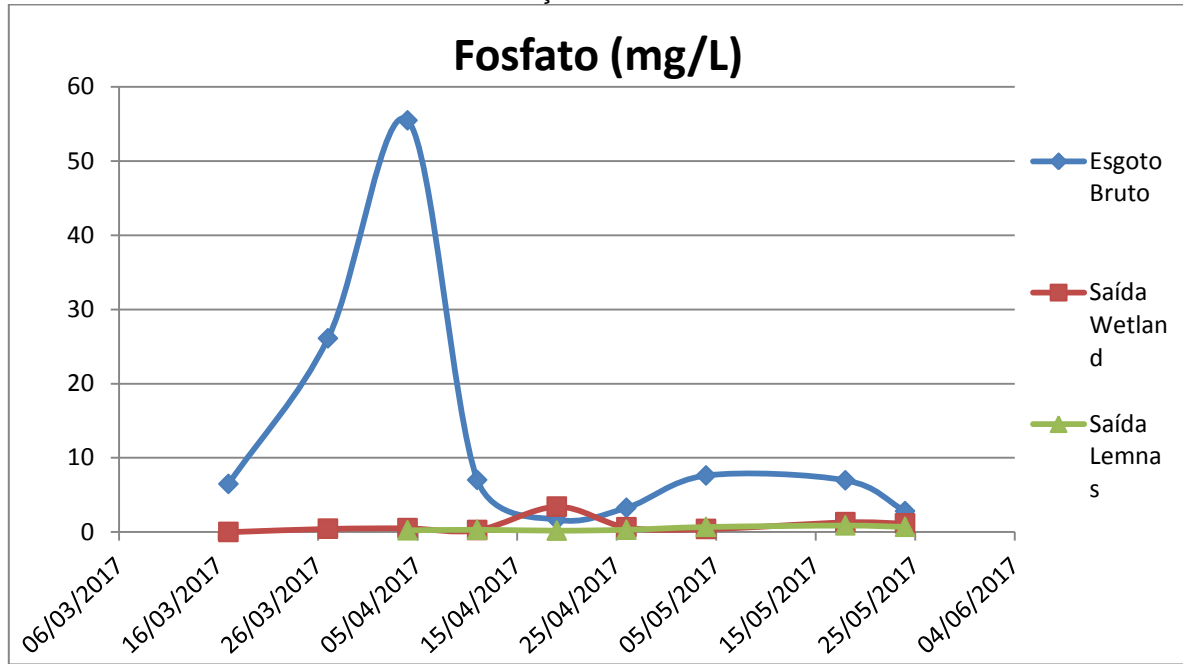
Nas análises do fosfato, para o afluente foram realizadas diluições na razão de 1 para 10, para o valor se ajustar a curva de concentração. Em todas as análises foi possível perceber a diminuição da concentração do fosfato após o esgoto ser tratado pelo sistema wetland de fluxo horizontal (Tabela 7).

Tabela 7: Valores de Fosfato.

Fosfato (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	6,477424	ND	x	ND	x	X
27/03/2017	26,100104	0,441322	x	98,31%	x	X
04/04/2017	55,47402	0,512677	0,227256	99,08%	99,59%	55,67%
11/04/2017	7,012588	0,260386	0,303708	96,29%	95,67%	-16,64%
19/04/2017	1,6696508	3,419344	0,181385	-104,79%	89,14%	94,70%
26/04/2017	3,2624008	0,635	0,303708	80,54%	90,69%	52,17%
04/05/2017	7,615068	0,405644	0,688516	94,67%	90,96%	-69,73%
18/05/2017	6,96162	1,317972	0,892388	81,07%	87,18%	32,29%
24/05/2017	2,8087856	1,157422	0,701258	58,79%	75,03%	39,41%
Média	12,27	1,02	0,4711741	62,99%	89,75%	26,84%

Fonte: Autoria Própria.

O maior valor encontrado no afluente foi de 26,1 mg PO₄/L, o menos valor foi de 0,68 mg PO₄/L, e o valor médio foi de 12,27 mg PO₄/L. No efluente o maior valor foi de 3,41 mg PO₄/L, o menor valor de 0,26 mg PO₄/L, e a concentração média foi de 1,02 mg PO₄/L. Com esses valores que estão na Tabela foi possível constatar a o valor de máxima remoção de fosfato foi de 99,07% e a média de remoção foi de 91,69% (Gráfico 5).

Gráfico 5: Variação dos níveis de Fosfato.

Fonte: Autoria Própria

Pode-se observar que o sistema em estudo obteve eficiência maior se comparado com o sistema de Ferreira e Paulo (2009) esse valor fica ainda mais expressivo, pois o Ferreira e Paulo (2009) obtiveram uma remoção total máxima de 47%.

5.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

Na Tabela 8 é possível ver a variação temporal das concentrações de DQO, na entrada e saída, respectivamente, do sistema enquanto que no gráfico 6 a variação da eficiência de remoção durante o período experimental. Através dos dados obtidos descritos na Tabela 8 foi possível observar uma diminuição considerável na concentração de DQO.

Tabela 8: Valores de DQO

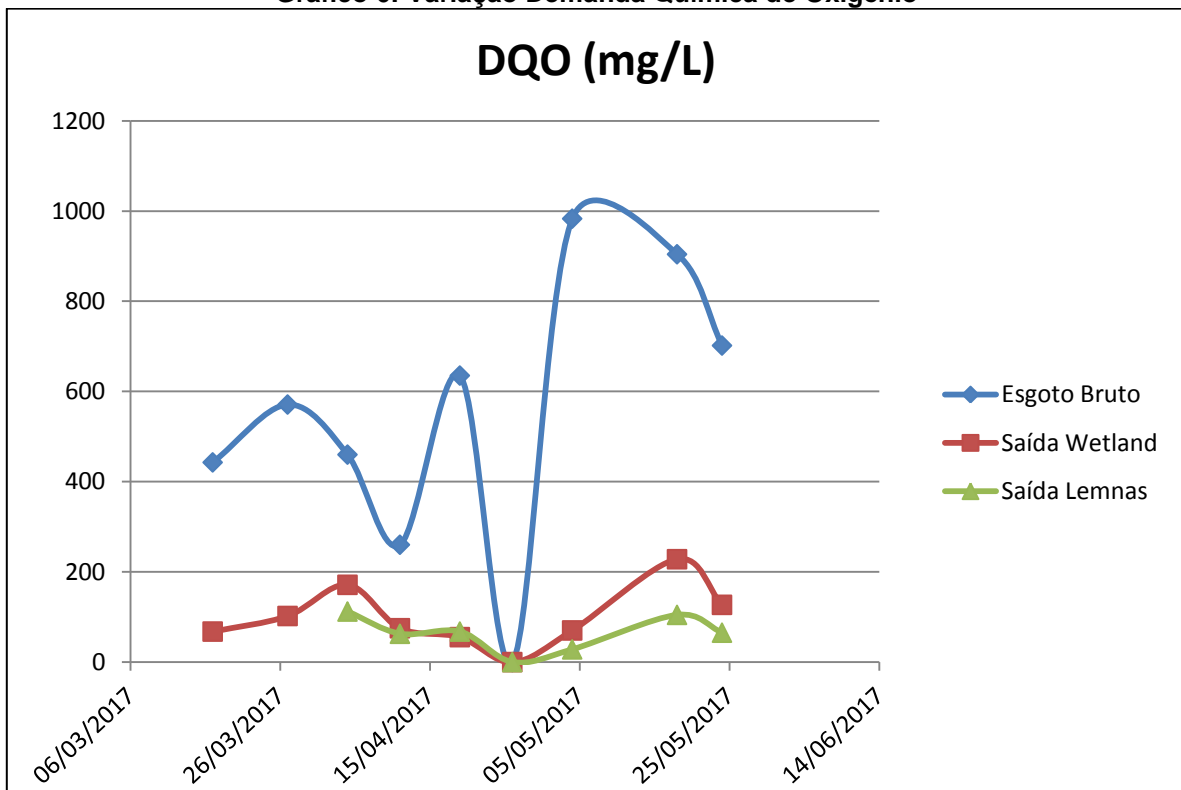
DQO (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	442,7399	67,6799		84,71%	x	X
27/03/2017	571,0499	102,2249		82,09%	x	X
04/04/2017	460,0124	171,3149	112,0949	62,75%	75,63%	34,57%
11/04/2017	260,1449	75,0824	62,7449	71,13%	75,88%	16,43%
19/04/2017	635,2049	55,3424	67,6799	91,28%	89,35%	-22,29%
26/04/2017	x	x	x	x	x	x
04/05/2017	983,1224	70,1474	28,1999	92,86%	97,13%	59,80%
18/05/2017	904,1624	228,0674	104,6924	74,77%	88,42%	54,10%
24/05/2017	701,8274	126,8999	65,2124	81,91%	90,71%	48,61%
Média	619,78	112,09	73,4374	81,91%	86,19%	31,87%

Fonte: Autoria Própria

A concentração máxima do afluente foi de 983,12 mg O₂/L, a mínima teve o valor de 260,14 mg O₂/L, e a média das concentrações foi de 619,78 mg O₂/L. O efluente teve como valor máximo de concentração de 228,06 mg O₂/L, valor mínimo de 55,34 mg O₂/L, e uma média de 112,09 mg O₂/L. Com esses dados foi possível obter o valor máximo de remoção de DQO de 92,86%, e um valor médio de remoção de 81,91% (Gráfico 6).

Já as Lemnas apresentaram média de 31,87% de remoção, sua eficiência máxima de remoção foi de 59,80% no dia 4 de Maio, e foi também o dia em que a entrada e saída apresentaram as maiores concentrações. Essa eficiência, mesmo que baixa, foi provavelmente devida ação de mecanismos físicos de remoção (como a sedimentação de sólidos suspensos) e microbiológicos (de microrganismos aderidos no sistema radicular das lemnas).

Gráfico 6: Variação Demanda Química de Oxigênio



Fonte: Autoria Própria.

5.6 SÓLIDOS TOTAIS

A partir dos dados obtidos com as análises de sólidos totais foram realizados também análises de sólidos totais fixos e voláteis, que foram descritos nas Tabelas 9, 10 e 11.

Tabela 9: Valores de Sólidos Totais

Sólidos Totais (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	540	290	x	46,29%	x	x
27/03/2017	730	570	x	21,91%	x	x
04/04/2017	500	ND	610	ND	-22,00%	ND
11/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	ND
19/04/2017	810	470	440	41,97%	45,68%	6,38%
26/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	ND
04/05/2017	910	460	320	49,45%	64,84%	30,43%
18/05/2017	620	350	350	43,55%	43,55%	0,00%
24/05/2017	x	x	x	x	x	x
Média	685	428	430	37,51%	33,02%	18,41%

Fonte: Autoria Própria

Tabela 10: Valores de Sólidos Totais Fixos

Sólidos Totais Fixos (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	300	240	x	20%	x	x
27/03/2017	ND	480	x	ND	x	x
04/04/2017	2880	430	440	85,07%	84,72%	-2,33%
11/04/2017	160	420	360	-162,50%	-125,00%	14,29%
19/04/2017	300	360	310	-20%	-3,33%	13,89%
26/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	ND
04/05/2017	280	ND	210	ND	25,00%	ND
18/05/2017	240	200	210	16,66%	12,50%	-5,00%
24/05/2017	x	x	x	x	x	ND
Média	693,33	355,5	306,0	48,72%	-1,22%	5,21%

Fonte: Autoria Própria

Tabela 11: Valores de Sólidos Totais Voláteis

Sólidos Totais Voláteis (mg/L)						
Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	240	50	x	79,16%	x	x
27/03/2017	729040	90	x	99,98%	x	x
04/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	ND
11/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	ND
19/04/2017	510	110	130	78,43%	74,51%	-18,18%
26/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	ND
04/05/2017	630	ND	110	ND	82,54%	ND
18/05/2017	380	150	140	60,52%	63,16%	6,67%
24/05/2017	X	x	x	x	x	x
Média	440	100	126,67	77,27%	73,40%	-5,76%

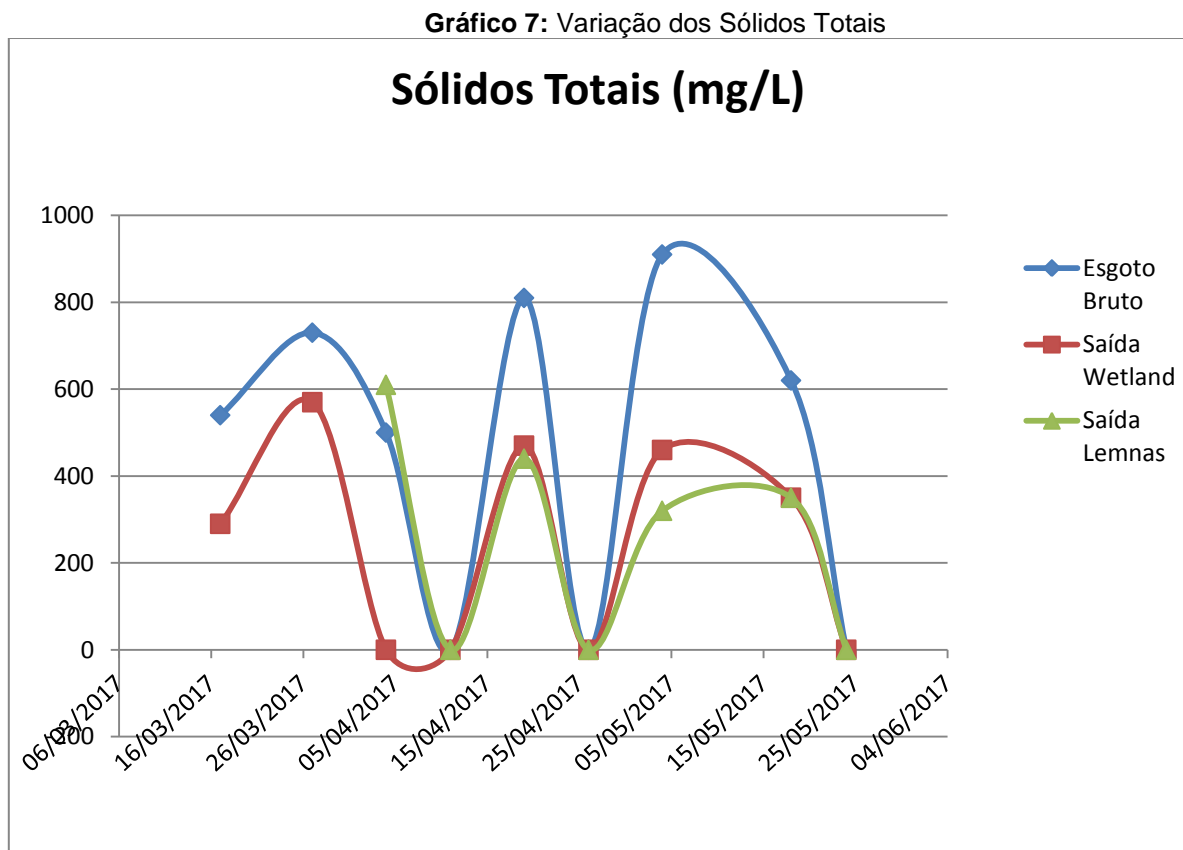
Fonte: Autoria própria

Nos sólidos totais o maior valor entrado no afluente foi de 910 mg/L, o menor foi de 500 mg/L, e a média foi de 685 mg/L. No efluente o valor máximo foi de 570 mg/L, o mínimo foi de 290 mg/L, e sua média foi de 428 mg/L. Com isso foi possível observar

que a maior remoção de sólidos totais foi de 49,45%, enquanto a média de remoção foi de 37,51% que foi muito próximo ao valor do sistema de Ferreira e Paulo (2009) que obteve uma remoção de 38% de sólidos totais.

Na análise de sólidos totais fixos foram encontrados valores máximos de 2880 mg/L para o afluente e 480 mg/L para efluente. Os valores mínimos foram de 240 mg/L para o afluente e 200 mg/L para o efluente. Suas médias foram, 693,33 mg/L para o afluente e 355,5 mg/L para o efluente. Através desses dados foi possível observar que a maior remoção foi de 85,07%, porém a média de remoção foi de 48,72%.

Já nas análises de sólidos totais voláteis, os valores de máxima concentração obtidos foram de 729040 mg/L para o afluente e 150 mg/L para o efluente. Os valores mínimos foram de 240 mg/L para o afluente e 50 mg/L para o efluente. Com isso os o maior remoção obtida foi de 99,98%, e a média de remoção foi de 77,27% (Gráfico 7).



Fonte: Autoria Própria

5.7 SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS

A tabela 12 mostra a variação na concentração de sólidos suspensos Totais, é possível observar o aumento após a passagem pelo sistemas, o que atribuímos a presença de substâncias presente nas raízes das plantas no WCFH.

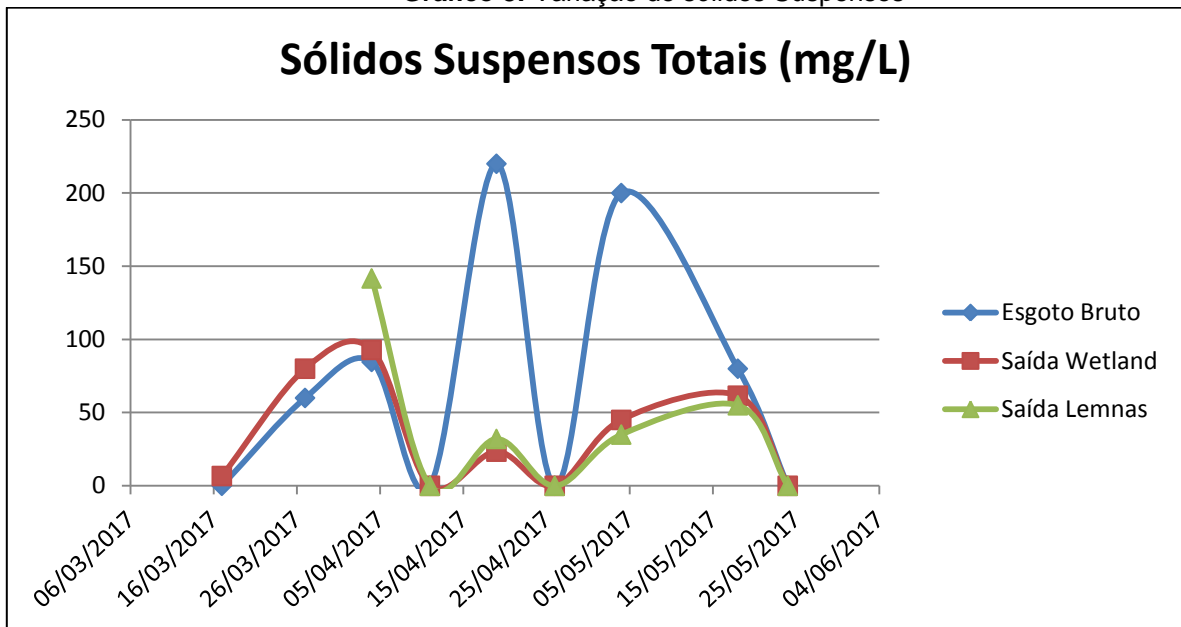
Tabela 12: Variação de sólidos Suspensos Totais
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)

Data	Esgoto Bruto	Saída Wetland	Saída Lemnas	Remoção Wetland X Esgoto Bruto	Remoção Esgoto Bruto X Lemnas (total)	Remoção Wetland X Lemnas (Parcial)
17/03/2017	0	6,666667	x	x	x	X
27/03/2017	60	80	x	-33,33%	x	X
04/04/2017	84,615385	92,85714	141,67	-9,74%	-67,43%	-52,57%
11/04/2017	ND	ND	ND	ND	ND	X
19/04/2017	220	23,33333	32	89,39%	85,45%	-37,14%
26/04/2017	x	x	x	x	x	X
04/05/2017	200	45	35	77,50%	82,50%	22,22%
18/05/2017	80	61,53846	55	23,07%	31,25%	10,62%
24/05/2017	x	x	x	x	x	X
Médio	107,43	51,56	65,9175	52%	32,94%	-14,22%

Fonte: Autoria Própria

Com a realização das análises de sólidos suspensos totais foram obtidos os seguintes valores máximos, 220 mg/L para o afluente e 92,85 mg/L para o efluente, valores mínimos de 0 mg/L para o afluente e 6,66 mg/L para o efluente, com isso calculou-se que a maior remoção de sólidos suspensos totais foi de 89,39%, enquanto a média de remoção foi de 52%, através desses valores é possível observar uma boa redução na quantidade de sólidos suspensos totais. Porém se compararmos esses valores com os de Ferreira e Paulo (2009) que possui um sistema semelhante, a remoção está um pouco a inferior, pois o valor encontrado foi de 66% de remoção de sólidos suspensos totais, mas isso não tira a relevância do valor de 52% de remoção expresso no sistema em estudo (Gráfico 8).

Gráfico 8: Variação de sólidos Suspensos



Fonte: Aatoria Própria

6. CONCLUSÃO

O experimento conduzido que tem como objetivo principal avaliar a eficiência que uma lagoa de lemnas tem na remoção, principalmente de carga nitrogenada, demonstrou ser bastante eficiente apresentando uma eficiência de remoção média para NTK e nitrogênio amoniacal de 48,79% e 37,67%.

Através desse trabalho pode-se concluir que o sistema wetland construído de fluxo horizontal aliado a Lagoa de Lemnas é alternativa viável para o tratamento de esgoto descentralizado.

Pois em todas as análises realizadas foi possível observar a redução considerável de todos os parâmetros, uns mais elevados que outros, mas em todas ocorreu a redução. Em certo momento foi realizado a poda das plantas presentes no sistema WCFH e manejo das Lemnas na Lagoa para observar a variação da remoção dos parâmetros analisados, e essa remoção se manteve estável, confirmando um bom aproveitamento na remoção de poluentes através das plantas juntamente com meio filtrante construído no sistema.

Durante todo o período do experimento, a biomassa de lemnas apresentou comportamento excelente. Considerando os resultados obtidos em uma escala de bancada, a implantação de uma lagoa de lemnas é uma unidade viável para o polimento de efluente, principalmente na redução do nitrogênio.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.

ALAERTS, G. MAHBUBAR, R. KELDERMAN, P. **Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon**. Water Research 30 (4), 843-852. 1996.

ANA (Agência Nacional de Águas). **A água no planeta para crianças: Água, Meio Ambiente e Vida (Crianças Criativas) – SRH/MMA**. 2. Ed. Brasília: Agência Nacional de Águas – ANA/ Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH/ANA, 2005.

ARANA, L. V. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis, Ed. UFSC, 116p. 1997.

AWUAH, E. **Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte-and algal-based domestic wastewater treatment**. Water Science and Technology. 44: (6): 11-18p.2001. AYAZ, S. C. & AKCA, L. Treatment of wastewater by

BACH, A. O. **Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes e na Fixação de CO₂**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013.

BENJAWAN, L. KOOTTATEP, T. **Nitrogen remove in recirculation duckweed ponds system**. Water Science and Technology. 55 (11) 103-110p. 2007

BASTOS, R. K.X. 2003. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 267p. Projeto PROSAB.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/topicos/10638933/artigo-24-da-constituicao-federal-de-1988>>. Acesso em: 05 out. 2016

BRASIL. Portaria nº 2914, de 14 de dezembro de 2011. **Dispõe Sobre Os Procedimentos de Controle e de Vigilância da Qualidade da água Para Consumo Humano e Seu Padrão de Potabilidade**. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 02 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 9.433 – 8 jan. 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, Seção 1, 9 jan. 1997. p. 470.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p. : il.

BRASIL. Resolução nº 357, de 18 de março de 2005. **Dispõe Sobre A Classificação dos Corpos de água e Diretrizes Ambientais Para O Seu Enquadramento, Bem Como Estabelece As Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes, e Dá Outras Providências**. Brasília, DF, Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2016.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430/11, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011, p. 89.

BRASIL, Lei Federal. 6938/81 31 de agosto de 1981. **Política Nacional de Meio Ambiente**, 1981.

BRIX, H., and SCHIERUP, H., H. **Sewage treatment in constructed reed beds – Danish experiences**. Wat. Sci. Tech., Brighton, 21:1665-1668, 1989.

CAICEDO, J.R. **Effect of Operational Variables on Nitrogen Transformations in Duckweed Stabilization Ponds**. Tese. Delft, The Netherlands. 163pp. 2005.

CEDERGREEN, N. AND T. V. MADSEN. "Nitrogen uptake by the floating macrophyte *Lemna minor*." New Phytol 155(2): 285-292. 2002.

CROSS, J.W. 2006. **The charms of duckweed**. Disponível em: <<http://www.mobot.org/jwcross/duckweed/duckweed.htm>> Acesso em: Out. 2015.

CULLEY, D.D.; REJMANKOVA, E.; KVET, J.; FRYE, J.B.. **Production, chemical quality and the use of duckweeds (Lemnaceae) in aquaculture, waste management, and animal feeds**. J. World Maricul. Soc. 12(2):27-49,1981.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FERREIRA, C. D. A.; PAULO, P. L. **EFICIÊNCIA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DOMICILIAR DE ÁGUA CINZA COM CONFIGURAÇÃO DIFERENCIADA**. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, p. 12. 2009.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. D., TEIXEIRA, A. S., ARAÚJO, L. D. F. P., ROSA, M. F., PAULINO, W. D., MOTA, S., & ARAÚJO, J. C. **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização**. *Eng. sanit. ambient*, 12(4), 399-409. 2007.

HOFFMANN, H. et al. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Alemanha: Deutsche Gesellschaft für, 2011. Disponível em: . Acesso em: 10 set. 2015.

IBGE. Maria Luísa Gomes Castello Branco. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Atlas de Saneamento.** Rio de Janeiro: N/a, 2008.

IQBAL, S. 1999. **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, Switzerland, 91pp.

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro, ABES. 1995.

KÖRNER, S.; DAS, S.K.; VEENSTRA, S.; VERMAAT, J.E. **The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*.** Aquatic Botany(71): 71-78. 2001.

KÖRNER, S.; VERMAAT, J. E. **The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater.** Water Research, v. 32, n. 12, p. 3651–3661, 1998.

KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. **The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater.** Water Research: 32 (10) 3092-3098.1998

LALAU, C. M. **Uso de Macrófitas Lemnáceas como Organismo- Teste em Avaliações Toxicológicas.** Florianópolis, 2010, 72p. Trabalho de Conclusão de Curso- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

LANDOLT, E. & KANDELER. **The family of lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography.** In **Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae).** *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH. Zürich.* Stiftung Ruebel, Vol 4, n.95: 638pp.1987

LANDOLT, E. **The family of lemnaceae – a monographic study.** *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH. Zürich,* Band 71:566 pp. 1986.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse**”. 3ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, 1334p.1991.

METCALF, Eddy. Inc., **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse.** New York: McGraw-Hill, 2003.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2013.** p. 181, 2014.

MOHEDANO, R. D. A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento do efluente de suinocultura e na fixação de carbono.** p. 270, 2010.

MOHEDANO, R.A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*O.niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valvidiana* (lemnaceae) – Uma contribuição para a sustentabilidade da aqüicultura,** Dissertação de mestrado, Universidade Fedral de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis, 78pp. 2004

MORAES, Franciele Lucas de. **MONITORAMENTO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO.** 2017. 73 f. Monografia - Curso de Engenharia Ambiental, Daamb, Universdade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

NEVES, Rafael F. das. **Hierarquia das Leis**. 2015. Disponível em: <<http://rafaneves83.jusbrasil.com.br/artigos/237305942/hierarquia-das-leis>>. Acesso em: 08 set. 2016

ORON, G. **Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production**. *Agricultural Water Management*, v. 26, n. 1-2, p. 27–40, 1994.

ORMONDE, Vanusa S. S. **Avaliação de ‘Wetland’ construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações de Ambiental). Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PELLISSARI, C. et al. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**. [S.l.], v.73, p.307-310, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.085>>. Acesso em: 21 abr. 2017

PIVELLI, Roque Passos. **CURSO: “QUALIDADE DAS ÁGUAS E POLUIÇÃO: ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS”**: NUTRIENTES: COMPOSTOS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ÁGUAS. São Paulo: Esalq, 2007.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE LONDRINA – PR. DIAGNÓSTICO – 2008/2009. Disponível em:<http://www.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/diagnostico_londrina_completo_corrigido29out09.pdf> Acesso em : Out. 2015.

POTT, V. J. e CERVI A. C. **A família Lemnaceae Gray no Pantanal (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), Brasil**. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo..22 (2) 1-29.1999.

REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E.J.; CRITES, R.W. **Natural systems for Waste Management and Treatment**. McGraw-Hill, New York.1988.

SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L. S. **Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais - critérios para dimensionamento.** p. 1–12, 2013.

SANTAELLA, Sandra Tédde et al. Resíduos Sólidos. In: SANTAELLA, Sandra Tédde et al. **Resíduos sólidos e a atual política ambiental brasileira.** Fortaleza: Ufc / Labomar / Nave, 2014. p.14-22.

SHIKLOMANOV, I. A. et al. **The dynamics of river water inflow to the Arctic Ocean.** In: The Freshwater Budget of the Arctic Ocean. Springer Netherlands, p. 281-296. 2000.

SKILICORN, P. W.; SPIRA, W; JOURNEY, W. **Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries.** The World Bank, Washington, D.C.1993.

SOUSA, V.P., CHERNICHARO, C.A.L.. **Sistema compacto de tratamento de esgotos domiciliares composto de tanque séptico modificado e reatores anaeróbios híbridos operando em série.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. Anais. Campo Grande: ABES, 2005. p. 1 - 8.

SOUSA, Ana Cristina Augusto de. **A evolução da Política Ambiental no Brasil do século XX.** 2005. Disponível em: <[http://www.geoplan.net.br/material_didatico/A evolução da política ambiental no Brasil do século XX.pdf](http://www.geoplan.net.br/material_didatico/A%20evolu%C3%A7%C3%A3o%20da%20pol%C3%ADtica%20ambiental%20no%20Brasil%20do%20s%C3%A9culo%20XX.pdf)>. Acesso em: 02 ago. 2016.

SOUZA, Wanderley de Jesus. Resíduos Sólidos. In: SOUZA, Wanderley de Jesus. **Resíduos: Conceitos e definições para manejo, tratamento e destinação.** Piracicaba: Fealq, 2012. Cap. 9. p.229-258

STRAUSS M; BLUMENTHAL, U.J. **Human Waste Use in Agriculture and aquaculture: Utilization Practices and Health Perspectives.** IRCWD Report n. 08/89, 1989. 250p.

SUTHAR, S. et al. **Optimization of conditions (pH and temperature) for Lemna gibba production using fuzzy model coupled with Mamdani's method.** Ecological Engineering, v. 83, p. 452–455, 2015.

TAVARES, F.A. **Eficiência da Lemna sp no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte alternativa de alimento para tilápias.** **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis. 2004.

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

VAN DER STEEN, P., A. BRENNER AND G. ORON. **"An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation."** Water Science and Technology 38(1): 335-343p. 1998.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v.3. Belo Horizonte: Depto. De Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 452p. 2009.

WETLANDS. **WETLANDS CONSTRUÍDOS**, 2016. Disponível em: <<http://www.wetlands.com.br/>>. Acesso em: 04 maio 2017.

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

ZIMMO, O. R.; ALSAED R. M.; GIJZEN H. J. **Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment: Differences in environmental conditions and nitrogen transformation.** Water Science and Technology. 42 (10-11) 215 – 222p. 2000.