

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS LONDRINA
CURSO SUPERIOR DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ORIANA MENEGHEL BOSCHILIA

**TAXAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACO, NITRATO E
NTK POR *SALVINIA HERZOGII DE LA SOTA* EM WETLAND
CONSTRUÍDO TIPO LAGOA.**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2014

ORIANA MENEGHEL BOSCHILIA

**TAXAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL, NITRATO E
NTK POR *SALVINIA HERZOGII DE LA SOTA* EM WETLAND
CONSTRUÍDO TIPO LAGOA.**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior
Co-orientador: Prof. Dr. Solana Meneghel Boschilia

LONDRINA

2014

AGRADECIMENTO

Certamente estes parágrafos não irão atender a todas as pessoas que fizeram parte dessa importante fase de minha vida. Portanto, desde já peço desculpas àquelas que não estão presentes entre essas palavras, mas elas podem estar certas que fazem parte de minha gratidão.

Ao Professor Dr. Orlando de Carvalho Junior pela sua compreensão e dedicação nesta pesquisa. Agradeço a Dra. Solana M. Boschilia pela orientação neste trabalho e pelos momentos de persistência.

Aos colegas que me ajudaram de algum modo e contribuíram para a concretização dos resultados alcançados neste trabalho.

Agradeço aos pesquisadores e professores da banca examinadora pela atenção e contribuição dedicadas a este estudo.

E o meu reconhecimento à minha família, que sem o apoio deles seria muito difícil vencer esse desafio e essa fase de minha vida. E por último, agradeço a paciência de Eduardo Morais de Lima.

RESUMO

BOSCHILIA, Oriana M. **Taxas de remoção de nitrogênio amoniacal, nitrato e NTK por *Salvinia herzogii* De La Sota em wetland construído tipo lagoa** 2014. 50 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2014.

Wetlands construídos tipo lagoa, empregando macrófitas flutuantes, são sistemas naturais projetados para tratamento de efluentes, apresentando simplicidade operacional e baixo custo de operação, quando comparados a biotecnologias convencionais. Este trabalho teve como objetivo avaliar a utilização da espécie de macrófita *Salvinia herzogii* de La Sota, em wetlands desse tipo, para a remoção de nitrogênio a fim de aplicá-la como alternativa tecnológica viável para o tratamento descentralizado de efluentes. Utilizou-se 3 Lagoas com percentual aparente de cobertura superficial iniciais de 25%, 50% e 100% e tempo de detenção hidráulica de 28 dias. A concentração das formas nitrogenadas (amônia, nitrato e NTK) foram periodicamente analisadas. Ao longo do experimento foram observados valores de remoção de 100% do nitrogênio amoniacal (NH_3), 20-39% de nitrato (NO_3) e 87-91% do Nitrogênio Total Kjeldahl. Deste modo, a densidade inicial de plantas aquáticas que apresentou maior taxa de crescimento foi a lagoa com 25% de *S. herzogii*.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. *Salvinia herzogii*. Nitrato. Nitrogênio amoniacal. Nitrogênio Total Kjeldahl.

ABSTRACT

BOSCHILIA, Oriana M. **Uptake rates of ammonia nitrogen, nitrate and NTK in the constructed wetland pond by *Salvinia herzogii* De La Sota**. 2014. 50 f. Completion of course work (undergraduate) - Studied Environmental Engineering. Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2014.

Constructed wetlands pond type, employing floating macrophytes, are natural systems designed for wastewater treatment, presenting low operational and low operating costs compared to conventional biotechnologies. This study aimed to evaluate the uptake rates of nitrogen forms by *Salvinia herzogii* De La Sota in constructed wetlands in order to apply it as a viable alternative technology for decentralized wastewater treatment. We used three ponds with of initial surface coverage of 25%, 50% and 100% and a hydraulic retention time of 28 days. The concentration of nitrogen forms (ammonium, nitrate and NTK) were analyzed periodically. Throughout the experiment values of 100% removal of ammonia nitrogen (NH₃), 20-39% of nitrate (NO₃) and 87-91% of Total Kjeldahl nitrogen were observed. Thus, the initial density of aquatic plants that had the highest rate of growth was the pond with 25% of *S. herzogii*.

Keywords: Constructed wetlands. *Salvinia herzogii*. Nitrate. Ammonia nitrogen. Total Kjeldahl Nitrogen.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo do nitrogênio na água.	12
Figura 2 - Representação da rota de assimilação do nitrogênio nas folhas (a) e raízes (b) das plantas. (NO_3^- : nitrato; NO_2^- : nitrito; NH_4^+ : amônio; GLN: glutamina; GLU: glutamato; RN: redutase do nitrato; RNi: redutase do nitrito; GS: sintetase da glutamina; GOGAT: sintetase do glutamato; T: transportador).	14
Figura 3 - Esquema de um sistema com macrófitas emergentes em um <i>wetland</i> de fluxo superficial.....	23
Figura 4 - Esquema de um sistema com macrófitas emergentes em um <i>wetland</i> subsuperficial de fluxo horizontal.	24
Figura 5 - Esquema de um sistema com macrófitas emergentes em um <i>wetland</i> subsuperficial de fluxo vertical descendente.	25
Figura 6 - Desenho esquemático de uma <i>wetland</i> com macrófitas fixas submersas.	26
Figura 7 - Desenho esquemático de um canal com macrófitas flutuantes.	27
Figura 8 - Ponto de coleta da <i>Salvinia herzogii</i> no lago Igapó IV	30
Figura 9 - Caixas do experimento de bancada com uso de macrófitas flutuantes da espécie <i>Salvinia. herzogii</i> , com seus respectivos percentuais de cobertura superficial. Da esquerda para a direita Lagoa 1 = 25%,Lagoa 2=50% e Lagoa 3=100%.	32
Figura 10 - Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) presente no efluente.	34
Figura 11 - Concentração de nitrato presente no efluente sintético.	35
Figura 12 - Concentração de amônia presente no efluente sintético.	36
Figura 13 - Concentração de Nitrogênio Total presente no efluente sintético	37
Figura 14 - Crescimento de indivíduos da espécie <i>S. herzogii</i> na Lagoa 1.....	38
Figura 15 - Redução dos valores das formas de nitrogênio (amônia, nitrato e NTK) para a Lagoa 1 (25% de indivíduos de <i>S. herzogii</i>) ao longo do experimento.	39

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	3
2.OBJETIVOS	5
2.1 OBJETIVO GERAL	5
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	6
3.1 LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	6
3.1.1 Legislação ambiental para lançamento de efluentes.....	8
3.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	11
3.2.1 Remoção biológica do nitrogênio em meio líquido	12
3.3 DISTÚRBIOS AMBIENTAIS PELO EXCESSO DE COMPOSTOS NITROGENADOS	14
3.4 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA A REMOÇÃO DAS FORMAS DE NITROGÊNIO.....	17
3.5 <i>WETLANDS</i>	21
3.5.1 Sistemas de <i>wetlands</i> construídos	21
3.6 CLASSIFICAÇÃO DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.....	22
3.6.1 Emergentes	23
3.6.1.1. Sistema de lâmina livre ou escoamento superficial.....	23
3.6.1.2 Sistema de escoamento subsuperficial	24
3.6.1.2.1 Filtros Plantados com Macrófitas de fluxo horizontal – FPMH	24
3.6.1.2.2 Filtros Plantados com Macrófitas de fluxo vertical - FPMV.....	25
3.6.1.2.3. Sistemas híbridos ou combinados.....	26
3.6.2 Submersas	26
3.6.3 Flutuantes.....	27
3.7 DESCRIÇÃO DA <i>SALVINIA SP</i>	28
4. MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 Local da realização do experimento.....	30
4.2 Origem e coleta da <i>Salvinia herzogii</i>	30
4.3 Caracterização do sistema <i>wetland</i>	31
4.4 Monitoramento do experimento.....	32
4.5 Apresentação dos resultados.....	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
6. CONCLUSÃO	41
REFERÊNCIA	42
APÊNDICE A	50

1. INTRODUÇÃO

O nitrogênio é um elemento essencial para a constituição da vida, pois ele faz parte de moléculas muito importantes como proteínas, enzimas e ácidos nucléicos (SILVA et al, 2013). No entanto mesmo sendo tão importante, em grandes quantidades no meio ambiente pode acarretar prejuízos ao meio ambiente.

Os problemas ambientais relacionados ao excesso de nitrogênio podem ter como fonte o lançamento de efluentes domésticos, industriais e de fertilizantes agrícolas em corpos hídricos. As variadas formas de nitrogênio tem a capacidade de diminuir a quantidade de oxigênio dissolvido na massa líquida, proporcionar o desequilíbrio da matéria orgânica e como, por exemplo, o nitrogênio amoniacal pode apresentar toxicidade a organismos aquáticos em determinadas concentrações. Esses efeitos comprometem a qualidade das águas, o ecossistema e a saúde pública (SANTOS, 2009).

Compreende-se deste modo que investimentos e tecnologias em tratamento de efluentes são necessários. Pois atualmente no Brasil o tratamento de efluentes, segundo o diagnóstico de serviços de água e esgoto elaborado pelo Ministério das Cidades em 2011, mostra que o atendimento com redes coletoras de esgotos no país foi de 55,5 % com relação a população urbana. Em relação à população total 48,1% possui coleta de esgotos e 37,5% tratamento dos esgotos gerados (SNIS, 2011).

Desta forma, os *wetlands* construídos destacam-se dentre as alternativas de tratamento, como uma tecnologia de baixo custo de implantação, operação e manutenção, possuindo vantagens como aproveitamento de biomassa para alimentação animal e biofertilizantes. No Brasil, sua aplicação pode ser viabilizada devido às condições climáticas e disponibilidade de área territorial na maioria das regiões do país (OLIJNYK, 2008).

No entanto, os *wetlands* possuem atualmente uma grande diversidade de modelos e critérios de projeção, as quais são abordadas por diversos pesquisadores como: Vymazal et. al (1998), Philippi e Sezerino (2004), Begosso (2009) entre outros. Porém esta tecnologia ainda não apresenta uma norma técnica para sua construção, dificultando assim uma uniformidade dos parâmetros para o

dimensionamento. Portanto, mesmo que cada projeto busque a melhor eficiência no tratamento de efluentes, cada um também apresenta particularidades, gerando deste modo inúmeros critérios e modelos de dimensionamento (Sezerino e Philippi 2003; BEGOSSO, 2009).

Posto isso, na tentativa de utilizar bases tecnológicas para um desenvolvimento sustentável no tratamento de efluentes, este trabalho teve como princípio investigar o emprego de lagoas de macrófitas da espécie *Salvinia Herzogii* em escala de bancada, visando a remoção das formas de nitrogênio como o nitrato, nitrogênio amoniacal e NTK. Com o intuito de auxiliar o dimensionamento da construção de wetlands obtendo uma unidade de medida $\text{Kg.m}^2/\text{dia}$, que possa dar uma dimensão aproximada da capacidade de remoção das formas nitrogenadas.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar o uso de macrófitas flutuantes da espécie *Salvinia herzogii* de La Sota, para o tratamento de efluente sintético, visando remoção de formas nitrogenadas, em *wetlands* construídos tipo lagoa.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O presente trabalho teve como objetivos específicos:

- a) Averiguar qual porcentagem de densidade de plantas apresentou melhor taxa crescimento com relação ao percentual de cobertura.
- b) Estimar a taxa de remoção de formas nitrogenadas em relação à área de cobertura das lagoas.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 LEGISLAÇÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

O Brasil é um país privilegiado, tem a maior reserva de água doce do Planeta, chegando a 12% do total mundial, porém, sua distribuição não é uniforme no território nacional (GOMES, 2011). Além dessa desigualdade na distribuição agrega-se o crescimento populacional, a urbanização e a industrialização que aumentam a cada dia o consumo de água (CETESB, 2014).

Acrescenta-se a esse cenário, o fato de que os rios e lagos brasileiro vêm sendo comprometidos em sua qualidade da água disponível. Nas grandes cidades esse comprometimento da qualidade é causado por despejos de esgotos domésticos e industriais (GOMES, 2011).

Deste modo, a partir dessa problemática, a Lei 9.433/97 (Política Nacional dos Recursos Hídricos) representa um marco institucional no país, possuindo princípios, normas e padrões de gestão de água. É uma expectativa que a lei possa trazer uma transformação na gestão dos recursos hídricos como também a do meio ambiente (BORSOI et. al, 1997).

No entanto, a difícil implementação de um sistema de penalidades ou restrições perante as empresas de saneamento, indústrias ou propriedades rurais que despejam seus resíduos nos corpos d'água dificulta garantir uma gestão adequada dos recursos hídricos. Com a lei, o uso da água é autorizado através da outorga e será cobrado, apesar de que a maioria do uso é ainda indiscriminado e desperdiçado por grandes usuários (BORSOI et. al, 1997).

De tal forma as relações políticas e legais vêm buscando meios para conseguir uma gestão dos recursos hídricos mais eficiente e que garanta melhor qualidade para as gerações futuras, bem como a continuidade do equilíbrio ecológico. Algumas medidas legislativas dão suporte à tal gestão:

- a. *Lei Federal 9.433, de 8 de janeiro de 1997*– Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências.

- b. *Decreto Federal 2.612, de 3 de julho de 1998* - Regulamenta o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, e dá outras providências.
- c. *Lei Federal 9.966, de 28 de abril de 2000* - Dispõe sobre princípios básicos de prevenção, controle e fiscalização da poluição causada por substâncias nocivas ou perigosas, principalmente de regiões portuárias de águas sob jurisdição nacional e dá outras providências.
- d. *Lei Federal 9.984, de 17 de julho de 2000* – Esta Lei institui a criação da Agência Nacional de Águas (ANA), entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, como também, estabelece regras para a sua atuação, sua estrutura administrativa e suas fontes de recursos, como outras providências.
- e. *Decreto Federal 4.871, de 6 de novembro de 2003* - Dispõe sobre a instituição dos Planos de Áreas para o combate à poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências.
- f. *Decreto Federal 5.440, de 4 de maio de 2005* - Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano.
- g. *Decreto Estadual 5.316, de 17 de abril de 1974* - Aprova o Regulamento da Lei Complementar nº 6513, de 18 de dezembro de 1973, que dispõe sobre a proteção dos recursos hídricos contra agentes poluidores no Paraná.
- h. *A Lei Estadual nº 12.726 de 26 de novembro de 1999* - Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Paraná (PERH) e cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SEGRH), como parte integrante dos Recursos Naturais do Estado, nos termos da Constituição Estadual e na forma da legislação federal aplicável.
- i. *Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005* – Disposição sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.
- j. *Resolução CEMA 081/2010* - Critérios e padrões de ecotoxicidade para o controle de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná.

- k. Resolução CONAMA N° 430/2011 – Complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, como estabelece condições de lançamento de efluentes.

3.1.1 Legislação ambiental para lançamento de efluentes

No Brasil atualmente a legislação ambiental regula o descarte de efluentes em corpos hídricos limitando a carga poluidora lançada de acordo com o tipo do uso estabelecido para a água do corpo receptor (classe da água). Desta forma na tentativa de minimizar o despejo de cargas poluidoras e desperdício foi elaborada a Resolução 357/05 e complementada com a Resolução 430/11 (TEIXEIRA, 2009).

A Resolução n° 357 de 17 de março de 2005 do CONAMA foi estabelecida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) sobre a disposição e classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A Resolução n° 430/11 vem para complementar e alterar alguns itens da Resolução n° 357/05.

Na Resolução 357/05 no Art.16 declara que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente no corpo receptor desde que obedeçam as condições e padrões previstos nas resoluções. De modo que para o nitrogênio, o padrão de lançamento de efluentes estabelecido é de 20mg/L N na forma de nitrogênio amoniacal total. Porém, deve-se levar em consideração a Classe do corpo receptor, a zona de mistura e a vazão do corpo receptor (FILHO, 2009).

O Art. 16, da Resolução 430/11, estabelece que o lançamento de efluentes em corpos receptores deve atender simultaneamente às condições e padrões de lançamento de efluentes. Como por exemplo: a) pH entre 5 a 9; b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura; c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, entre outras condições.

Como também não deverá ultrapassar as condições e padrões de qualidade da água estabelecidos para as referentes Classes (Tabela 1), nas condições das vazões apontadas na seção II da respectiva Resolução.

Tabela 1 – Enquadramento dos corpos d'água e respectivos limites das formas nitrogenadas.

Classe do corpo receptor	Forma nitrogenada	Concentração máxima permitida
Classe I - Águas Doces	Nitrato	10 mg/L N
	Nitrito	1 mg/L N
	Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg/L N, para pH < 7,5
		2,0 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Classe II - Águas Doces	Nitrato	10 mg/L N
	Nitrito	1 mg/L N
	Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg/L N, para pH < 7,5
		2,0 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5
Classe III - Águas Doces	Nitrato	10 mg/L N
	Nitrito	1 mg/L N
	Nitrogênio amoniacal total	13,3 mg/L N, para pH < 7,5
		5,6 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0 2,2 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5 1,0 mg/L N, para pH > 8,5
Classe IV - Águas Doces	Não possui restrição de lançamento.	
Classe Especial	É vedado o lançamento de efluentes ou resíduos, mesmo tratados.	

Fonte: Adaptado da Resolução nº357/05 do CONAMA, Brasil (2005).

Ainda que a Classe III de águas salobras e a Classe IV de águas doces não possuíam restrição de lançamento de formas nitrogenadas segundo a resolução CONAMA 357/05, atualmente o CONAMA 430/11 não permite lançamentos que alterem as características do corpo hídrico de seu respectivo enquadramento. Ainda segundo o CONAMA nº 430/11 os efluentes de qualquer fonte poluidora (doméstica ou industrial) somente poderão ser lançados, de forma direta ou indireta, nos corpos de água receptores depois do devido tratamento desses efluentes e desde que atendam às condições, padrões e exigências legais (FILHO, 2009).

3.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

Segundo Vymazal (2008), nos sistemas de *wetlands* construídos com plantas flutuantes, os produtos orgânicos são removidos principalmente através do metabolismo de bactérias que vivem tanto anexas quanto livres no sistema radicular das plantas. As raízes proporcionam uma grande superfície de microrganismos aderidos, aumentando assim o potencial para a decomposição da matéria orgânica.

O nitrogênio é removido da água através de absorção pelas plantas, volatilização de amônia e no processo de nitrificação-desnitrificação. As bactérias nitrificantes podem se multiplicar estando aderidas às raízes das plantas que fornecem oxigênio para o processo. A nitrificação também ocorre na coluna de água, quando os níveis de oxigênio dissolvido são suficientes para a atividade metabólica de bactérias nitrificantes. Essas condições são normalmente criadas em baixas densidades de plantas e em uma parcial cobertura vegetal sobre a superfície da água (VYMAZAL, 2008).

Além disso, o denso crescimento de macrófitas na superfície da água não permite o estabelecimento e crescimento de algas, impedindo assim a passagem de luz solar para a coluna d'água. Isso resulta em zonas anóxicas e condições favoráveis para desnitrificação (VYMAZAL, 2008).

Há uma grande variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que se tornam fontes de reserva para células e tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas pelas plantas são a amônia e o nitrato. A amônia por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato tornando-se fonte preferencial. Contudo, em ambientes onde o nitrato é predominante, este será então, a fonte mais provável de nitrogênio a ser assimilado (KADLEC e KNIGHT¹, 1996 apud DORNELAS, 2008).

As massas das várias formas de nitrogênio podem ser somadas para estimar-se a massa total de nitrogênio presente em um *wetland*. Na coluna d'água, a concentração de nitrogênio total (NT) é calculada pela soma dos valores da concentração de NTK, nitrato e nitrito. Sendo que o nitrogênio orgânico e amoniacal são denominados de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). Nos detritos e tecidos biológicos, o nitrogênio está predominantemente na forma de nitrogênio

¹ KADLEC, R.H.; KNIGHT, R. L. Treatment Wetlands. Boca Raton, Florida: LewisPublishers. 1996.

orgânico solúvel ou insolúvel (KADLEC & KNIGHT¹, 1996 apud LAUTENSCHLAGER, 2001).

3.2.1 Remoção biológica do nitrogênio em meio líquido

O nitrogênio é um elemento fundamental para as plantas, pois faz parte da estrutura de moléculas como ATP, NADH, NADPH, clorofila, proteínas e uma grande variedade de enzimas que são muito importantes (MIFILIN & LEA² (1976) apud BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000). Deste modo a disponibilidade do nitrogênio é um fator limitante no crescimento da planta (BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000).

Segundo Santos (2009) o ciclo do nitrogênio na água (Figura 1) está diretamente relacionado ao nível de oxigênio dissolvido no corpo hídrico. Quando o meio hídrico sofre alterações na concentração de nitrogênio pode favorecer o surgimento de sérios problemas que alteram os parâmetros da qualidade da água (SANTOS, 2009).

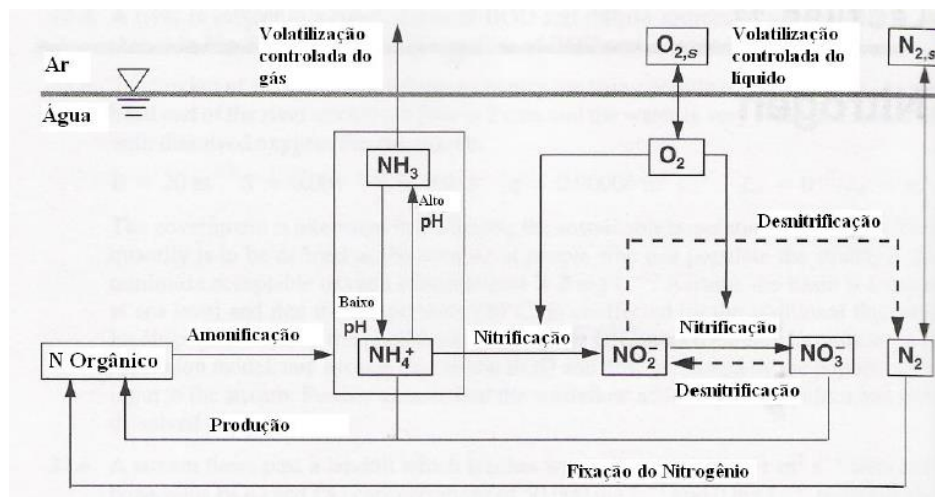


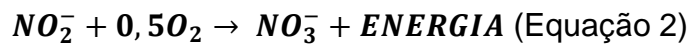
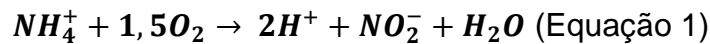
Figura 1 Ciclo do nitrogênio na água.
Fonte: Chapra³ (1997) apud Santos (2009)

O ciclo do nitrogênio (Figura 1) começa pelo processo de nitrificação, ou seja, oxidação da amônia a nitrito e este a nitrato, ocorrendo em duas fases: nitrosação (Equação 1: amônia é convertida em ácido nitroso) e nitratação (Equação

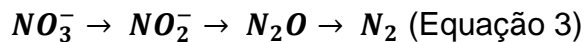
² MIFLIN, B. J.; LEA, P. J. The pathway of nitrogen. 1976

³ CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill Series in water resources and environmental engineering. 1997.

2: ácido nitroso se converte em ácido nítrico). Na fase de nitrosação as bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam a amônia (NH_3) até a formação do ácido nitroso (HNO_2), que se dissocia, formando nitritos (NO_2^-). Na fase de nitratação as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam o ácido nitroso em ácido nítrico (HNO_3), que se dissocia, formando nitratos (NO_3^-). Desta forma, o processo de nitrificação consome oxigênio, ocorrendo uma redução do nível de oxigênio dissolvido no corpo d'água (SANTOS, 2009).



Em condições anóxicas o nitrato pode ser reduzido a nitrito e este ser convertido em nitrogênio livre pelo processo de desnitrificação (Equação 3). Em cada etapa participa uma enzima chamada redutase, sendo específica para cada transformação mostrada.



Deste modo, para que o nitrogênio possa ser incorporado pelas plantas, o processo de absorção e assimilação de nitrogênio pela raiz e folhas, começa com a passagem do nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+) através da membrana plasmática das células da epiderme e do córtex da raiz, que são transportados por moléculas específicas (BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000).

A partir da água (Figura 2 (b)) após a entrada na célula dos íons de nitrato, estes podem ser reduzidos no citosol a nitrito (NO_2^-), através da enzima redutase do nitrato (RN) e logo a seguir, convertido a amônio (NH_4^+) no plastídio (raiz), através da enzima redutase do nitrito (RNi). O amônio é incorporado em aminoácidos pelas enzimas sintetase da glutamina (GS) e sintase do glutamato (GOGAT), formando glutamina (GLN), glutamato (GLU) e outros aminoácidos e seis metabólitos (CRAWFORD, 1995 apud BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000).

O nitrato (NO_3^-) e o amônio (NH_4^+) podem ser transportados através do tonoplasto por carregadores específicos e armazenados no vacúolo, para posteriormente serem reduzidos no citosol da mesma célula ou serem translocados sem alteração para as folhas (BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000).

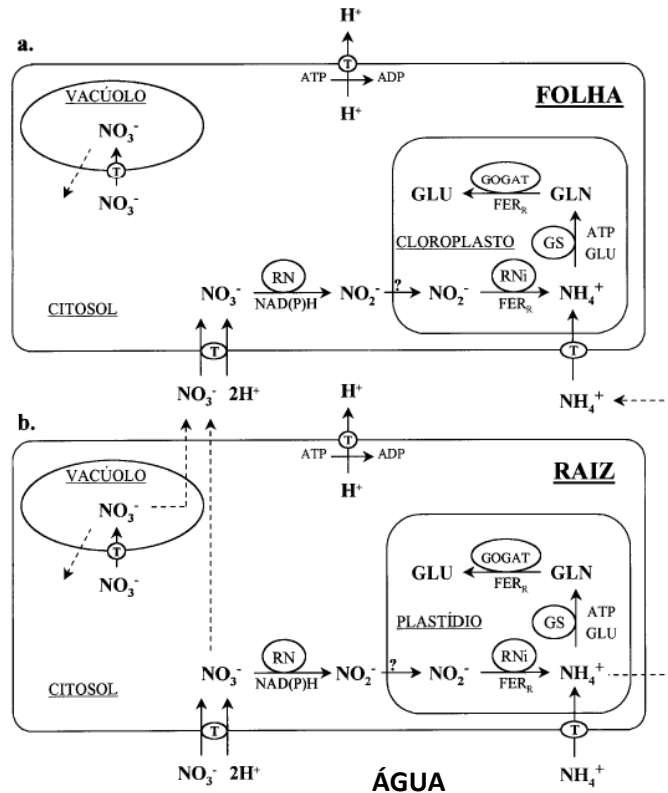


Figura 2 Representação da rota de assimilação do nitrogênio nas folhas (a) e raízes (b) das plantas. (NO_3^- : nitrato; NO_2^- : nitrito; NH_4^+ : amônio; GLN: glutamina; GLU: glutamato; RN: redutase do nitrato; RNi: redutase do nitrito; GS: sintetase da glutamina; GOGAT: sintetase do glutamato; T: transportador).

Fonte: BREDEMEIER & MUNDSTOCK (2000)

Na Figura. 2(a) nos colmos e folhas, o nitrato é reduzido a nitrito pela ação da enzima RN, e o amônio, através da enzima RNi. O amônio é então incorporado em aminoácidos pelas enzimas, também são armazenados no vacúolo das células para posterior redução e utilização. (BREDEMEIER & MUNDSTOCK, 2000).

3.3 DISTÚRBIOS AMBIENTAIS PELO EXCESSO DE COMPOSTOS NITROGENADOS

Na água, o nitrogênio pode ser proveniente naturalmente da matéria orgânica e inorgânica, de chuvas, como também de origem antrópica, através do lançamento de efluentes domésticos, industriais e de defensivos agrícolas. Em excesso no sistema aquático, o nitrogênio pode acarretar alguns desequilíbrios e

problemas como a eutrofização, poluição por nitrato e alta concentração de amônia presente na água (SANTOS 2009).

Assim dentre os distúrbios mais agravantes promovidos pelo excesso de nitrogênio nos corpos d'água, destacam-se:

a. Diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido na massa líquida;

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é muito importante nos ecossistemas aquáticos em sua dinâmica e caracterização. A redução de oxigênio dissolvido nos corpos d'água pode ser proveniente da oxidação da matéria orgânica por microrganismos, perdas de O_2 para atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos, como o ferro e manganês (ESTEVES, 2011).

Em meio às formas de redução, a oxidação da matéria orgânica pode ter como fonte nitrogenada o lançamento de fertilizantes agrícolas e águas residuárias, ocorrendo assim, processos bioquímicos de oxidação das formas nitrogenadas implicando no consumo de oxigênio dissolvido, podendo desta forma afetar a vida aquática (PEREIRA, 2004). De tal modo Sezerino (2006) aborda também que os níveis de oxigênio dissolvido no meio aquático podem ser provenientes da bioestimulação de macrófitas aquáticas.

A redução da concentração do oxigênio dissolvido pode originar odores desagradáveis, diminuição da qualidade das águas superficiais e mortandade da fauna e flora aquática (FIA 2007).

b. Eutrofização

A eutrofização artificial das águas está relacionada com o aumento da população humana, a industrialização, o uso em excesso e fabricação de fertilizantes químicos agrícolas e com a fabricação de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados. Estes fatores resultam na liberação de nutrientes como fósforo e nitrogênio que são os principais elementos que desencadeiam a eutrofização, por serem fatores limitantes para a cadeia primária dos ecossistemas no processo fotossintético (ESTEVES, 1998).

Considerada uma reação em cadeia, a principal característica da eutrofização é o rompimento do equilíbrio entre a produção de matéria orgânica, seu consumo e decomposição no ecossistema. Assim quando o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que consome e decompõe ocorre um desequilíbrio em que ocorrem mudanças no metabolismo de todo o sistema. Ocorrendo inicialmente o crescimento de diferentes grupos do sistema aquático e principalmente de macrófitas aquáticas. No entanto no decorrer do processo da eutrofização observa-se o crescimento também de algas que reduzem a penetração da luz na região das águas e que conseqüentemente impede o crescimento de macrófitas submersas, folhas flutuantes e emersas (ESTEVES, 1998).

A eutrofização pode resultar também na deterioração da qualidade das águas, promover a redução do oxigênio na massa líquida afetando na respiração dos peixes e organismos aquáticos e comprometer os usos múltiplos da água como o fornecimento de água potável alterando odor e gosto (SEZERINO, 2006).

c. Toxicidade aos organismos aquáticos

O íon amônio (NH_4^+) quando em altas concentrações no meio aquático, pode apresentar efeitos ao ecossistema, principalmente para as relações do oxigênio dissolvido. Em pH alcalino o íon amônio se transforma em amônia (NH_3) podendo assim ser tóxico em altas concentrações. De tal forma que concentrações iguais ou superiores que 0,25 mg/L afetam de forma direta o crescimento dos peixes e com concentração igual a 0,50 mg/L pode ser letal para alguns indivíduos aquáticos (ESTEVES, 2011).

A amônia raramente chega a níveis de letalidade e para isso é necessário também uma combinação de fatores como pH maior que 9,0, temperaturas elevadas e valores de potencial de redução baixos. Assim o nitrogênio na forma de amônia é tóxico aos peixes, consome oxigênio livre dos corpos hídricos e causa a morte dos seres vivos aquáticos quando em altas concentrações, podendo causar uma explosão no crescimento de algas juntamente com o aumento de fósforo (LEAL, 2009).

d. Os riscos à saúde pública

A água para consumo humano pode apresentar nitrato, desta maneira pode apresentar dois efeitos adversos à saúde: a indução à metemoglobinemia e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas. O desenvolvimento da metemoglobinemia a partir do nitrato nas águas potáveis depende da sua conversão para nitrito durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal. O caso pode ser observado em pessoas adultas que apresentam gastroenterites, anemia, mulheres grávidas e especialmente em crianças. O nitrito tem um efeito mais rápido e do que o nitrato (ALABURDA, 1998).

Segundo Sezerino (2006) casos de metemoglobinemia são relacionados com águas cujas concentrações de nitrato ultrapassavam 10 mg.N/L. Devido a este fato, a maioria das legislações ambientais e regulamentações para água de consumo limitam a concentração deste, em no máximo 10 mg.N/L. Se o nitrito for ingerido diretamente, pode ocasionar metemoglobinemia independente da faixa etária do consumidor. O nitrogênio ainda é responsável pela formação de cloroaminas que tem potencial carcinogênico (ALABURDA, 1998).

3.4 ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA A REMOÇÃO DAS FORMAS DE NITROGÊNIO

São inúmeras as alternativas tecnológicas empregadas a partir da década de 70, para a transformação do nitrogênio. Diferentes sistemas de tratamento têm sido elaborados aplicando processos químicos, físicos e biológicos. Contudo, o processo mais amplamente utilizado é o biológico. Tendo como sequência de transformação e remoção do nitrogênio a nitrificação (para a promoção da oxidação e/ou controle da amônia) seguida da desnitrificação (redução do nitrato formado o nitrogênio gasoso) (SEZERINO, 2006).

a. Filtro biológico percolador

Filtros biológicos percoladores, também chamados de filtros biológicos aeróbios, apresentam vantagens quando comparados aos processos convencionais de tratamento secundário de efluentes: ocupam relativamente menor área superficial

e não necessitam de demanda de energia elétrica para sua operação (SANTOS, 2005).

Representa um sistema de aplicação contínua do efluente sobre um meio suporte (pedras, material plástico ou ripas) que possibilita o desenvolvimento de condições favoráveis ao crescimento de microrganismos de uma fauna e flora diversificada, que se mantem em equilíbrio biológico para decompor a matéria orgânica e nitrogenada do afluente através de processos como a nitrificação e desnitrificação (NASCIMENTO, 2001)

b. Lodo ativado

O sistema de tratamento por lodo ativado é o mais utilizado no mundo, principalmente no tratamento de esgoto, por causa da alta eficiência alcançada associada à pequena área de implantação requerida, quando comparado a outros sistemas de tratamento. Segundo Silva (2009), o lodo ativado pode ser explicado simplifadamente como sendo uma massa ativa de microrganismos capazes de estabilizar determinados elementos presentes no efluente.

O processo compreende um tanque de aeração, tanque de decantação e recirculação de lodo. No tanque aerado ocorre a nitrificação, conversão de amônio a nitrato, mas não há remoção de nitrogênio. A desnitrificação é alcançada em ausência de oxigênio, ou seja, na fase anóxica do processo (VON SPERLING, 2002). O nitrato formado recircula para o primeiro tanque, ou seja, o lodo sedimentado no decantador retorna ao tanque de aeração (primeiro tanque) como forma da reativação das bactérias aumentando assim a eficiência do sistema no processo de decomposição e estabilização do efluente Assim, iniciando-se novamente o processo de tratamento (FREIRE et. al, 2000; KIELING, 2004; SILVA, 2009).

c. Reator de leito rotatório - Biodisco

O biodisco é um processo de biomassa fixa onde os suportes são montados com discos fixados de uma maneira sequencial em um eixo central. Estes discos são montados em um tanque, de forma que, parte do suporte fique submerso no meio líquido durante a rotação. A transferência de massa do substrato e do oxigênio ocorre pela rotação da parte submersa do biodisco por meio do efluente contido no

tanque. A rotação constante do suporte coloca o biofilme ora em contato com o efluente, ora com o ar (SANTIAGO, 1998; PHILIPS, 2008).

Os discos ficam em grupos e são espaçadas um dos outros e sobre eles se forma um filme de 2mm a 4mm que em determinada hora se desprende. Além de promover o contato do biofilme com o efluente e oxigênio, a rotação tem também o papel de controlar a espessura do biofilme. Neste tipo de reator, um biofilme suficiente se desenvolve em, aproximadamente, duas semanas com operação normal a temperaturas acima de 15 °C. A espessura do biofilme alcança seu equilíbrio entre 25 e 60 dias (SANTIAGO, 1998).

d. Reator de leito fluidizado

O reator de leito fluidizado parte do princípio que a biomassa cresce de modo a formar um filme de espessura muito reduzida, aderidos a um meio suporte de dimensões maiores. A fluidificação representa uma corrente ascendente de fluido a uma velocidade suficientemente elevada capaz de promover a flutuação e movimentação vigorosa das partículas sólidas no meio de reação. De forma a aumentar de maneira significativa a retenção de biomassa e o contato com o substrato, tendo como consequência, reduções significativas dos tempos de detenção hidráulica nos reatores (CHERNICHARO, 2007; WANDERLEY, 2010).

A velocidade ascensional do líquido neste caso deve ser suficiente para fluidizar o leito ao ponto de que a força gravitacional é igualada pela força de arraste ascensional. Uma elevada taxa de recirculação é solicitada e cada partícula independente não guarda uma posição fixa dentro do leito. (CHERNICHARO, 2007). Vários estudos mostram a utilização desse tipo de reator para a oxidação do carbono, nitrificação, desnitrificação e tratamento anaeróbio, em uma ampla variedade de águas residuárias (CAMPOS, 2006).

e. Lagoa de estabilização

A lagoa tem como principal objetivo a remoção da matéria carbonácea, sólidos e organismos patogênicos. De tal forma possui como principais sistemas, as lagoas facultativas, sistemas de lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas, sistemas de lagoas aeradas de mistura completa seguida por lagoas de decantação (SPERLING, 2006).

São indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento devido a apresentar suficiente disponibilidade de área, temperatura e insolação elevadas, e por possuir uma operação simples e necessidade de pouco ou nenhum equipamento (SPERLING, 2006).

O princípio de tratamento baseia-se na capacidade de reciclagem dos elementos pelo processo biológico em um corpo lântico (lagoa). No sistema de lagoas de estabilização as bactérias são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos, entretanto, as algas têm como principal função a produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição da matéria orgânica e a remoção de nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono) para manter seu metabolismo (SEZERINO, 2006).

f. **Wetlands** construídos - Sistemas Alagados Construídos

Os *wetlands* construídos são sistemas projetados e construídos que partem do princípio de processos naturais para a remoção de poluentes do efluente. Os processos biológicos envolvidos na remoção de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pela macrófita, mineralização microbiológica e transformações como desnitrificação e amonificação (BIUDES, 2007).

A absorção direta ocorre pelo sistema radicular das macrófitas e algumas espécies de macrófitas podem absorver os nutrientes através das folhas (ESTEVES, 1998). Já os processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a sedimentação, precipitação química e adsorção (BIUDES, 2007).

Contudo além das tecnologias anteriores, houve a necessidade de inovações. Na década de 90 surgiram outras alternativas e processos tecnológicos para a remoção e transformação do nitrogênio encontrado no efluente. Segundo Sezerino (2006), processos como o SHARON (*Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite*), ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*), Desamonificação, OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification*), CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Nitrite*), SND (*Simultaneous Nitrification and Denitrification*) e Nitrificação heterotrófica. Destes processos citados, o SHARON e o ANAMOX estão sendo empregados em escala real.

3.5 WETLANDS

3.5.1 Sistemas de *wetlands* construídos

O termo “*Construted Wetlands*” é utilizado internacionalmente para a identificação do sistema de *wetland*. No Brasil também é identificado como Sistemas de Alagados Construídos (SAC), Zonas de Raízes, Filtro Plantado com Macrófita, Sistema de Plantas Aquáticas Emergentes e Leito de Macrófitas. Existe uma grande variação de nomes dada aos *wetlands* construídos, isso conseqüentemente pode gerar dificuldade para o reconhecimento do sistema como uma alternativa viável de tratamento, sendo assim, é necessário estabelecer um consenso para a escolha de uma única nomenclatura desse sistema de tratamento de águas residuárias (ZANELLA, 2008).

Os *wetlands* construídos são sistemas projetados que representam as áreas alagáveis naturais (brejos, várzeas e pântanos). São sistemas que utilizam plantas aquáticas (macrófitas) para o tratamento de águas residuárias, pois ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos, de forma a obter a ciclagem de nutrientes e remoção de matéria orgânica por meio de processos biológicos, químicos e físicos, os quais tratam águas residuárias (ANDRADE, et. al 2013; COSTA et. al., 2013).

Um dos argumentos para a implantação dos *wetlands* é a relação de remoção de nutrientes, principalmente o fósforo e o nitrogênio, para assim controlar a eutrofização de corpos hídricos que recebem efluentes, mesmo que tratados a nível secundário (COSTA, 2013).

No entanto não é toda espécie vegetal que apresenta características adequadas para cultivo em Sistemas Alagados Construídos, pois elas devem tolerar a combinação de inundação contínua e exposição a altas cargas orgânicas e outros contaminantes. A espécie de planta selecionada deve ser tolerante a cargas tóxicas para não deixar de cumprir a função de remoção planejada (LAUTENSCHLAGER, 2001).

São características dessa tecnologia de tratamento de efluente a simplicidade construtiva e operacional, baixo consumo de insumos e elevada eficiência na remoção de contaminantes. Esses sistemas podem ser construídos no

local onde o efluente é gerado, como também possuem baixo custo energético, constituindo assim uma alternativa para tratamento esgoto doméstico individual ou de pequenas coletividades (ANDRADE et.al, 2013).

Pelo fato do Brasil ser um país deficiente em relação a tratamento de efluentes, porém favorecido por um clima tropical que oferece ótimas condições ambientais para o desenvolvimento das plantas (macrófitas), deste modo os leitos cultivados são uma opção para o tratamento de efluentes (CAMPOS, 2013).

Assim, sobre o sistema *wetlands* construído com plantas aquáticas segue abaixo o Quadro 1 referente as vantagens e desvantagens da implantação do sistema:

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Custos de construção e operação baixos. • Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes. • Adesão de espaços verdes, • Não requer produtos químicos ou máquinas sendo de fácil manutenção. • Biomassa utilizada para ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes. • Não requer uso de energia. • Redução da matéria orgânica , sólidos sedimentáveis e patógenos. • Remoção satisfatória de sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. 	<ul style="list-style-type: none"> • Eficiências sazonais • Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente, tipo de fluxo, ciclo hidrológico e redime de temperaturas. • Podem causar problemas com mosquitos • Requer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida. • Colmatação, havendo necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem ser vinculados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo.

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da construção das *wetlands*.
Fonte: Adaptação SILVA (2007).

3.6 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos são classificados de acordo com o tipo ecológico das macrófitas aquáticas utilizadas, podendo ser emergentes, submersas e flutuantes. Como também pelos elementos que a constituem como o meio suporte, quais espécies de plantas, os microrganismos e o regime hidráulico (MATTOS e LUCRÉCIO, 2012).

3.6.1 Emergentes

Dentro deste grupo, alguns pesquisadores propuseram subdivisões com o propósito de relacionar às finalidades de usos, ou seja, diferentes configurações e princípios de funcionamento foram associados a objetivos como redução de matéria carbonácea, nitrificação, desnitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.6.1.1 Sistema de lâmina livre ou escoamento superficial

Nos *wetlands* de fluxo superficial (Figura 3), o efluente flui acima da superfície do meio filtrante, por entre os caules e as folhas das plantas. São utilizados para solos com baixa permeabilidade (solos argilosos) e terrenos com declividade reduzida. A quantidade de matéria orgânica e de sólidos suspensos removida é muito elevada, devido à alta eficiência hidráulica (baixa velocidade de fluxo e alto tempo de detenção hidráulica) e boas condições de sedimentação (SILVA, 2007).

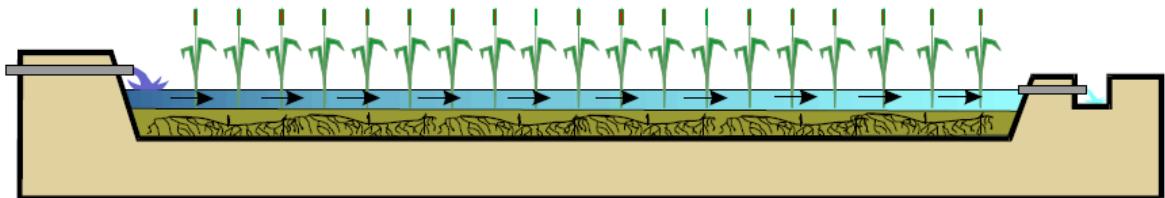


Figura 3. Esquema de um sistema com macrófitas emergentes em um *wetland* de fluxo superficial.

Fonte: SALATI et. al (2009)

A desvantagem desta configuração é que o efluente pode não apresentar um aspecto agradável, uma vez que estará à mostra a superfície livre, são potencialmente criadores de mosquitos e outros insetos indesejáveis. Porém, a introdução de oxigênio é maior se comparada aos sistemas subsuperficiais em decorrência da exposição atmosférica dos líquidos, que também favorece a exposição aos raios ultravioletas, possibilitando uma melhor inativação de patógenos (MONTEIRO, 2009).

3.6.1.2 Sistema de escoamento subsuperficial

Os *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial são os sistemas conhecidos como Filtros Plantados com Macrófitas. Os filtros plantados com macrófitas são sistemas que dispõem de um material para o substrato (brita, areia ou cascalho) onde o efluente a ser tratado é disposto. O efluente irá percolar pelo substrato, também conhecido como material filtrante, onde as macrófitas emergentes são plantadas diretamente (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os processos de depuração da matéria orgânica e transformação da série nitrogenada, bem como a retenção do fósforo, são físicos (filtração e sedimentação); químicos (adsorção, complexação e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia e retirada de nutrientes pelas macrófitas), ocorrendo tanto no material filtrante como na rizosfera (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.6.1.2.1 Filtros Plantados com Macrófitas de fluxo horizontal – FPMH

Nos FPMH (Figura 4), o esgoto é lançado na porção inicial do filtro e segue horizontalmente por meio do material filtrante (substrato) até atingir a porção final do filtro, onde é coletado, devido a uma declividade de fundo. Essa configuração possibilita que o efluente entre em contato com o biofilme em regiões aeróbias, existentes ao redor das raízes das macrófitas, mas também com regiões anóxicas e anaeróbias que ocorrem nas camadas de maior profundidade do leito, favorecendo, assim, boa remoção de matéria orgânica, sólidos e principalmente desnitrificação (quando o efluente estiver previamente nitrificado) (PELLISSARI et. al, 2012).

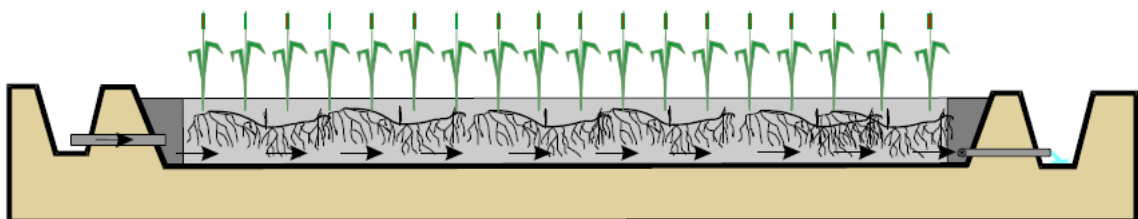


Figura 4. Esquema de um sistema com macrófitas emergentes em um *wetland* subsuperficial de fluxo horizontal.

Fonte: SALATI et. al (2009)

A camada aeróbia é mais evidente ao redor das raízes das macrófitas, pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para as raízes e ocorrendo nesta porção uma significativa difusão de oxigênio atmosférico. Com relação a passagem do efluente na rizosfera, ocorre uma depuração através de processos físicos, químicos e principalmente biológicos devido à degradação microbiológica (BRIX, 1997).

3.6.1.2.2 Filtros Plantados com Macrófitas de fluxo vertical - FPMV

São filtros de escoamento vertical, preenchidos com areia ou brita. O nível de água permanece abaixo do meio suporte impossibilitando o contato com animais e pessoas, além de evitar a proliferação de insetos e o mau cheiro (ORMONDE, 2012).

O sentido pode ser ascendente ou descendente. O sentido descendente (Figura 5) é mais recomendado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais efetivo, pois nessas camadas existem raízes que absorvem os nutrientes do efluente (esgoto) e os microrganismos rizosféricos têm grande participação no tratamento (SILVA 2007).

O efluente é distribuído sob a superfície do módulo, inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo perfil vertical, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem/coleta. A aplicação não contínua promove arraste de oxigênio atmosférico (ORMONDE, 2012).

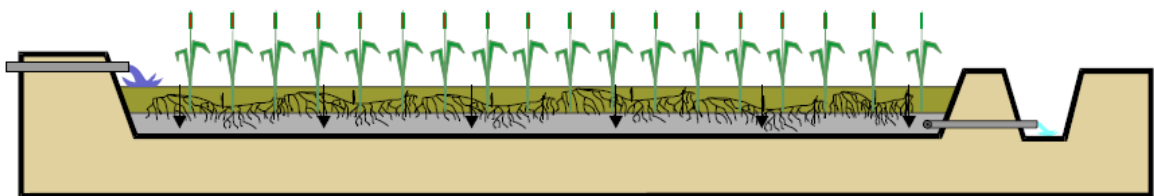


Figura 5. Esquema de um sistema com macrófitas emergentes em um *wetland* subsuperficial de fluxo vertical descendente.

Fonte: SALATI et. al (2009)

3.6.1.2.3 Sistemas híbridos ou combinados

A associação em série de filtros plantados de fluxo horizontal com filtros plantados de fluxo vertical é conhecida como sistema híbrido. Nesses sistemas, as vantagens e desvantagens dos sistemas de fluxos vertical e horizontal (Quadro 2) podem ser combinadas de maneira a complementar cada um deles. O principal interesse dessa associação é obter nitrificação nos filtros verticais, devido à presença de condições aeróbias, e desnitrificação nos horizontais, devido às condições de anóxia (OLIJNYK, 2007).

	Fluxo horizontal	Fluxo vertical
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> - remoção de sólidos suspensos e bactérias devido à habilidade de filtração; - remoção de DBO; - desnitrificação (desde que ele seja provido de oxigênio oriundo do nitrato). 	<ul style="list-style-type: none"> - nitrificação, devido à capacidade de transferência de oxigênio, o que também permite uma boa remoção de DBO₅ e DQO.
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> - baixa nitrificação, devido à capacidade limitada de transferência de oxigênio. 	<ul style="list-style-type: none"> - não é muito eficiente para a remoção de sólidos suspensos.

Quadro 2 - Vantagens e desvantagens dos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical e fluxo horizontal

Fonte: OLIJNYK (2007)

3.6.2 Submersas

As submersas consistem em plantas aquáticas que podem estar enraizadas no sedimento (Figura 6) como, por exemplo, (*Egerias najas*), ou crescendo totalmente debaixo d'água e estar livres na coluna d'água como a espécie (e.g. *Utricularia sp.*) (DIAS et al., 2000).

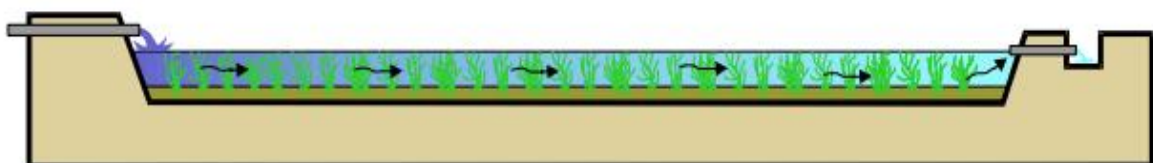


Figura 6. Desenho esquemático de uma wetland com macrófitas fixas submersas.

Fonte: SALATI (2006)

O principal uso das macrófitas submersas é melhorar a qualidade das águas de esgoto após o tratamento secundário. O oxigênio na água através do processo fotossintético durante o período diurno, altas taxas de oxigenação são obtidas, o que forma condições para a mineralização da matéria orgânica. Os nutrientes absorvidos são acumulados nos tecidos radiculares. A maior parte dos detritos orgânicos decorrentes da decomposição das plantas fica acumulada e retida no sedimento dos canais projetados (SALATI, 2006).

3.6.3 Flutuantes

As macrófitas aquáticas flutuantes formam um grande grupo de plantas abrangendo diversas espécies, e normalmente, são utilizadas em projetos com canais rasos (Figura. 7). Esses canais podem conter apenas uma espécie de planta ou uma combinação com várias espécies (SALATI, 2006).

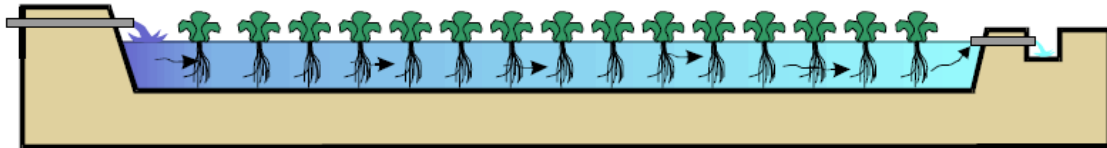


Figura 7. Desenho esquemático de um canal com macrófitas flutuantes.
Fonte: SALATI et. al (2009)

São macrófitas com folhas flutuantes, enraizadas ou não, flutuando na superfície da água (e.g: *Nymphaea*, *Nuphar* e *Potamogeton*, *Lemna*, *Eichhornia crassipes* e *Spirodela*). Entre as espécies de macrófitas flutuantes, as mais utilizadas no mundo para o tratamento de água residuárias e para a despoluição de rios são: *Eichhornia crassipes*, também conhecida como aguapé, baronesa, orelha de jegue, lírio d'água, rainha dos lagos, bandeja d'água e miriru, e as lemnáceas (*Lemna spp.*) conhecidas como lentilhas d'água. As lemnáceas tem aplicação no tratamento terciário e são menos utilizadas no tratamento de águas residuárias do que a *E. crassipes* (SILVA, 2007).

O sistema se difere por não apresentar fixação das raízes em um substrato assim tendo contato direto com o efluente. Segundo SALATI et.al (2009) a ação depuradora desses sistemas que utilizam plantas flutuantes é devido a adsorção de

partículas direto pelo sistema radicular, absorção de nutrientes e metais e principalmente pela ação de microrganismos associados à rizosfera.

As principais vantagens desses sistemas são o baixo custo de implantação, alta eficiência na melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos, alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (SALATI et. al, 2009).

Dentre todos os sistemas classificados de *wetlands* construídos SALATI (2006), aborda que é importante um manejo nos *wetlands* construídos com canais de plantas aquáticas, pois existe uma grande quantidade de biomassa produzida que pode ser classificada como resíduo quando seu ciclo de vida acaba, como também de larvas de mosquito que podem proliferar por causa dos nutrientes e da matéria orgânica. Portanto o monitoramento e a manutenção devem ser realizados com frequência para obter um sistema eficiente e funcional.

3.7 DESCRIÇÃO DA SALVINIA SP

A família Salviniaceae, pertencente à Divisão Pteridophyta, constituída de plantas aquáticas flutuantes livres, representa plantas cujas raízes permanecem na subsuperfície, não se fixando em nenhum tipo de substrato, assim ocorrendo em locais protegidos do vento, de pouca correnteza e locais com abundante quantidade de nutrientes no corpo d'água. Desta forma a sustentação da macrófita é realizada pela própria água, devido à sua maior densidade comparativa ao ar e pelo aerênquima (tecido condutor de oxigênio das folhas para as raízes mantendo assim o metabolismo aeróbio) que nelas é muito desenvolvido (ESTEVES, 2011).

Em boas condições, espécies dessa família possuem elevadas taxas de crescimento e facilmente cobrem um ecossistema aquático ou partes significativas em reduzido período de tempo. Para o gênero *Salvinia* o tempo de duplicação em biomassa pode ser de 3 a 5 dias em águas tropicais sob boas condições (ESTEVES, 2011).

Segundo Bianchini (2003) as taxas de crescimento e a velocidade com que as macrófitas aquáticas cobrem uma determinada área dependem além da quantidade de nutrientes, a densidade inicial das plantas. Porém o nível da água, precipitação, biomassa, produtividade primária, velocidade da água, morfometria,

temperatura, radiação, nutrientes, pH e outros, são fatores que afetam a dinâmica populacional desse grupo de macrófitas aquáticas .

Esta família compreende dois gêneros com estruturas vegetativas e reprodutivas reduzidas. Ambos os gêneros são conhecidos por registro fóssil do período Cretáceo Superior, quando existiam mais espécies e gêneros que na atualidade. As características atuais do gênero *Salvinia* apresenta folhas de 4-30 mm, frondes verticiladas sendo 2 folhas verdes flutuantes, 1 folha sem clorofila e finamente dividida (semelhante a uma raiz) (DA VIDSE, 1995).

A espécie *Salvinia herzogii* é uma macrófita flutuante livre e pode chegar a medir até 20 cm de comprimento, com rizomas flutuantes horizontais, sem raízes verdadeiras. Folhas em três verticilos sendo duas flutuantes ovais, fotossintéticas, de 2,2 x 2,0 cm, longitudinalmente dobradas, com face adaxial pubescente, tricomas com o ápice divididos em quatro partes que se unem na extremidade; e uma folha submersa dividida em segmentos castanhos semelhante a raízes que partem de um mesmo ponto. Esporocarpos subsésseis, aglomerados em um eixo compacto (RODRIGUES, 2011).

Diferencia-se através do eixo fértil compacto com esporocarpos aglomerados e por possuir um padrão de aréolas secundárias de tamanhos de distribuição regulares. Pode ser encontrada também sob o nome de *Salvinia biloba* (sinonímia) e pode ser encontrada em áreas da América do Sul, Argentina, Brasil e Paraguai (RODRIGUES, 2011).

O crescimento indesejado da *Salvinia spp* pode proporcionar condições desfavoráveis para outras espécies, comprometer importantes atividades como a pesca, a navegação e o potencial de produção hidrelétrica. Desta forma, o conhecimento sobre os limites de tolerância de macrófitas aquáticas é de grande importância para que seja possível o manejo adequado caso ocorra uma proliferação indesejada de algumas espécies em ecossistemas aquáticos (GOMES, 2011).

Segundo Esteves (2011) as macrófitas aquáticas afetam características físicas e químicas da água e sedimento, influenciam na ciclagem de nutrientes, representam fonte de matéria orgânica para bactérias, invertebrados e vertebrados, tanto vivas como mortas e são estruturas que mudam os habitats ao longo do tempo. Bem como servem para relações estéticas, econômicas, alimentação animal e adubação.

4.3 Caracterização do sistema *wetland*

Os *wetlands* de *Salvinia herzogii* foram montados em escala de bancada. No experimento foram utilizadas três caixas retangulares fabricadas em PVC (policloreto de polivinila) com dimensões de (altura x largura x comprimento) 18 x 39 x 59 cm e ocupando uma área útil de 0,23 m² e 41,5 L de volume total. A profundidade útil (nível) estabelecida foi de aproximadamente 12 cm e o volume de 28L do efluente sintético. Sendo este aplicado em cada caixa após um período de aclimação da *S. herzogii*. A composição e concentração desse efluente foi realizada de acordo com a proposta de Brugnago (2013) (Tabela 2).

Tabela 2 - Composição do efluente sintético.

Composto	Concentração (mg/L)
Fosfato Monopotássico (P₂O₅.K₂O)	34,0
Nitrato de magnésio (Mg(NO₃)₂)	185,6
Nitrato de cálcio (Ca(NO₃)₂)	21,0
Ureia ((NH₂)₂CO)	12,0
Cloreto de amônia (NH₄Cl)	60,0

Fonte: Brugnago, 2013

Antes de ser iniciada a rotina de análises em laboratório, foi realizado um período de 14 dias para aclimação da espécie. Sendo o volume útil de 28L, foi preenchido 2/3 deste volume com água proveniente do local do ponto de coleta (lago Igapó IV) e o restante preenchido até o volume estabelecido (28L) com água desclorada. Para a descloração da água foi utilizado o desclorificante (Tiosulfato de sódio 15 ml) em uma proporção de 1 gota do produto para cada 2 L de água.

Após a aclimação, as caixas foram esvaziadas e preenchidas com efluente sintético (Tabela 2) no valor do volume igual a 28L. Uma caixa adicional com as mesmas características das demais, foi preenchida somente com efluente sintético, com mesmo volume, para a avaliação de outras possíveis vias de remoção de nitrogênio que não a absorção pelas macrófitas empregadas. Essa caixa adicional foi denominada “controle”.

A proporção de indivíduos de *Salvinia herzogii* foi estabelecida em porcentagens aproximadas de 25%, 50% e 100% (Figura 9) da área de cobertura

das caixas, sendo então denominadas Lagoa 1 (L1, 25%), Lagoa 2 (L2, 50%) e Lagoa 3 (L3, 100%) e controle (C).

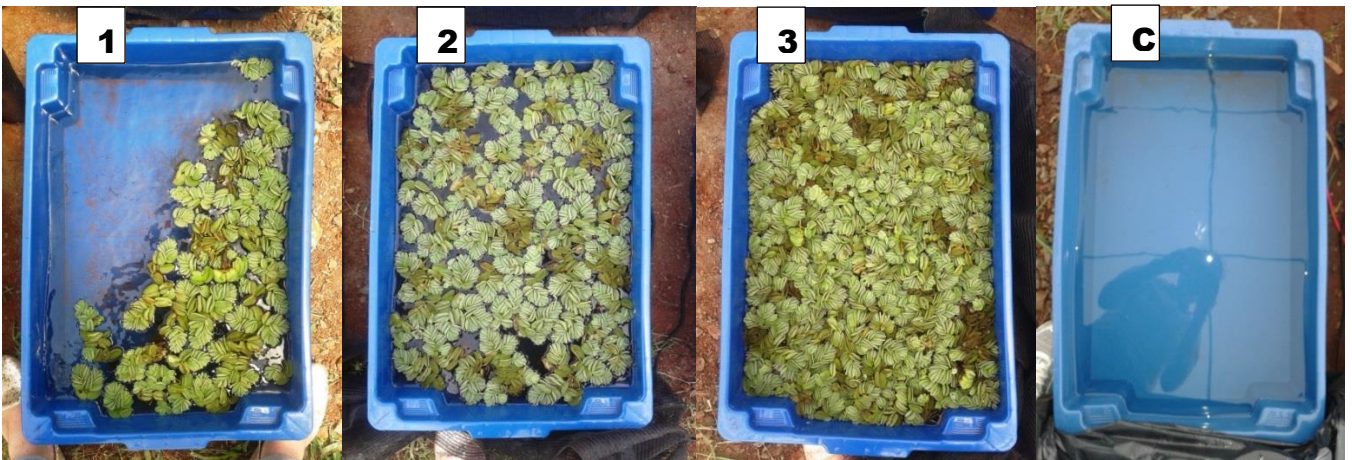


Figura 9. Caixas do experimento de bancada com uso de macrófitas flutuantes da espécie *Salvinia herzogii* com seus respectivos percentuais de cobertura superficial. Da esquerda para a direita Lagoa 1 =25%, Lagoa 2=50%, Lagoa 3= 100% e C=Controle.
Fonte: Autoria própria.

As lagoas foram operadas em batelada com um tempo de detenção hidráulica (TDH) igual a 28 dias. O nível das lagoas eram completados uma vez por semana somente com água desclorada para que fosse quantificada a carga de nitrogênio removida no respectivo período. Para evitar que insetos e outros tipos de animais tivessem acesso foi colocado telas de proteção e sombreamento em cada caixa e fechado com corda elástica.

4.4 Monitoramento do experimento

Estabelecidos os 28 dias de operação, foram coletadas amostras pontuais no meio de cada lagoa e na metade da profundidade para análise em laboratório uma vez por semana. Antes de cada coleta, procedia-se com o preenchimento de água desclorada igual ao volume evaporado das caixas. Como também a coleta de dados referente ao crescimento de *S. herzogii* em relação ao percentual de ocupação da área superficial das lagoas.

As formas de nitrogênio selecionadas para a avaliação de remoção de nutrientes foram o Nitrogênio Amoniacal, Nitrato e Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). As formas nitrogenadas foram analisadas de acordo com o Quadro 3 a seguir:

Parâmetro	Unidade	Método Apha (2012)	Frequência
Nitrato	mg/L	4500 – NO ₃ B Ultraviolet Spectrophotometric Screening Method	1x semana
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	4500 – NH ₃ C. Titrimetric Method	1x semana
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg/L	4500 – N _{org} B Macro-Kjedahl Method	1x semana

Quadro 3 – Critérios de seleção de parâmetro, unidade, método e frequência da análise do efluente.
Fonte: Autoria própria

4.5 Apresentação dos resultados

Gráficos de barras foram feitos para evidenciar a remoção das formas de nitrogênio do efluente sintético para cada lagoa ao longo do tempo, as tabelas referentes aos gráficos se encontram no Apêndice A. Uma regressão linear para cada lagoa foi realizada para verificar se o crescimento de *S. herzogii* foi significativo ao longo do experimento utilizando o Valor da Propabilidade (p) e o Valor do Teste de F (F). Após a regressão foi realizado um gráfico demonstrando a concentração das formas de nitrogênio ao longo do tempo com a lagoa com valores mais significativos. Para confecção dos gráficos e realização das análises foi utilizado o programa Statistica v7.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O experimento foi realizado no período compreendido entre o mês de novembro e a segunda semana de dezembro de 2013, correspondendo desta forma a estação verão, apresentando temperatura máxima de 30°C, mínima de 20°C e uma precipitação acumulada aproximadamente de 126mm (IAPAR, 2013).

No experimento pode-se evidenciar um potencial para remoção das formas nitrogenadas pela espécie *Salvinia herzogii*. Apesar de apresentar no 28º dia um ataque de pulgões pretos que será explicado posteriormente.

Na Figura 10 pode-se verificar a variação das concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) ao longo do período experimental.

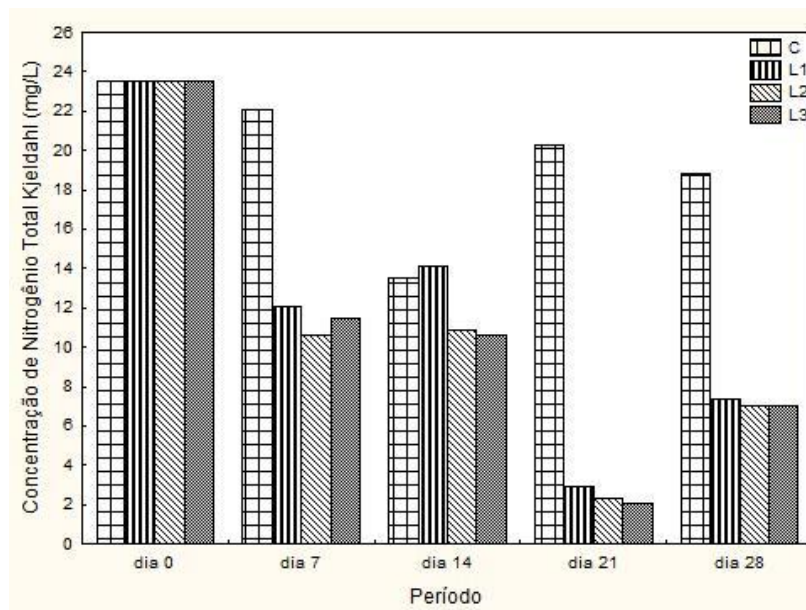


Figura 10. Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) presente no efluente.

Pelos resultados da Figura 10 é possível observar que as lagoas apresentaram queda na concentração de NTK ao longo do tempo em relação ao controle. Porém, as concentrações de NTK tiveram pequenas variações entre as lagoas, podendo assim representar imperícia nas análises, e de tal forma, não demonstrar influência na variabilidade dos percentuais de cobertura nesse experimento.

Segundo Alaerts et. al. (1996), a rápida hidrólise do nitrogênio orgânico na água facilita sua absorção pelas plantas, e conseqüentemente a produção de biomassa. Logo os valores de NTK do experimento apresentaram redução de valores com *Salvinia herzogii* variando de 87 – 91%, ou seja, uma concentração inicial de 23,5 mg/L de NTK, resultando a um valor de L1 =2,94mg/L, L2=2,35mg/L e L3= 2,06mg/L no 21º dia.

Valores semelhantes das porcentagens de conversão de NTK foram encontrados por Brugnago et. al (2013) que obtiveram 84 – 92% trabalhando com o mesmo efluente porém com indivíduos da espécie *Lemna sp.* Como também Silva et. al (2013) que utilizou as espécies *Canna generalis* e *Cyperus alternifolius* para a remoção de NTK tendo assim uma redução média de 97% do efluente.

Na Figura 11 observa-se as variações das concentrações de nitrato nas lagoas. Nas análises de nitrato é possível visualizar pequenas reduções nas concentrações das amostras coletadas das caixas as quais foram observadas ao longo do experimento.

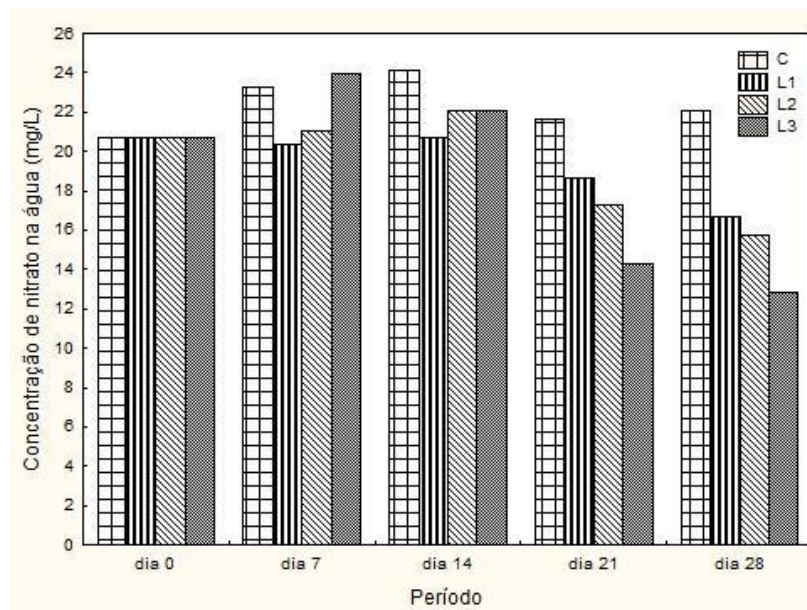


Figura 11. Concentração de nitrato presente no efluente sintético.

Nota-se que a redução do nitrato foi lenta. As concentrações apresentadas no período compreendido do dia 7 e dia 14 tiveram uma elevação com relação ao dia 0, ao verificar os valores de nitrato, resultados semelhantes foram encontrados por Ferres et. al (2013), o estudo encontrou aumento de nitrato e

simultânea redução de amônia, sugerindo a ocorrência de amonificação do nitrato no sistema. Bem como, a possível preferência da macrófita em absorver a amônia como nutriente ao invés de nitrato por possuir uma forma mais reduzida energeticamente como Kladec e Knight (1996) explicam.

Em comparação entre as lagoas observa-se que as maiores reduções da concentração de nitrato procederam da Lagoa 3, representando um percentual de cobertura superficial igual a 100%.

As lagoas de *S. herzogii* não apresentaram remoção expressiva de nitrato, tendo valores iniciais de 20,7 mg/L atingindo concentrações iguais a L1=16,67mg/L, L2=15,74 mg/L e L3= 12,79 mg/L, as porcentagens de remoção ficaram assim entre 20 – 39 %. Panigatti e Maine (2003) tiveram resultados significativos na remoção de nitrato com *S. herzogii*, variando de 75 - 86% de remoção no sistema, estes valores foram atribuídos a um grande crescimento de algas, bem como o que diferenciava o sistema deles com o presente experimento era a utilização de sedimento nos *wetlands*. Brugnago (2013) apresenta valores iguais a 80,5 – 81% de remoção com *Lemna sp*, atribui tal valores a capacidade de remoção da espécie aquática .

Os valores do nitrogênio amoniacal exibidos na Figura 12 mostram acentuada queda nas concentrações de saída das lagoas, chegando a valores não detectáveis no efluente no 21º dia.

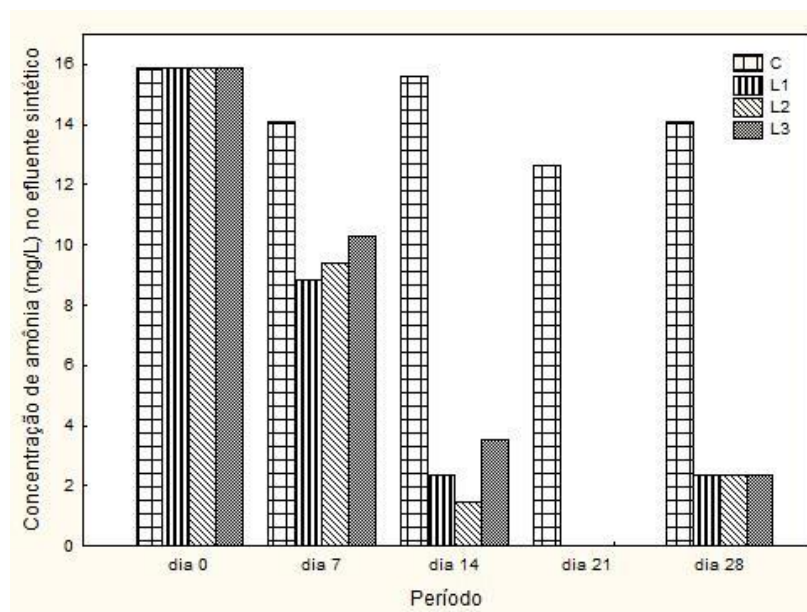


Figura 12. Concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente sintético.

Segundo Esteves (2011), o nitrato e o íon amônio são considerados historicamente de grande importância nos ecossistemas aquáticos, pois são as principais formas e fontes de nitrogênio assimiláveis pelas plantas aquáticas (produtores primários). Entretanto, sabe-se atualmente que a principal forma nitrogenada (inorgânica) prontamente utilizada pelos produtores primários é o íon amônio (NH_4^+).

Portanto, os valores de amônia referindo as duas formas de nitrogênio amoniacal ($-NH_4^+$ e $-NH_3$), pode ser explicada por ser uma molécula mais simples do que a do nitrato. Assim sendo, as plantas aquáticas possuem preferência na sua absorção ao invés de outros nutrientes.

A queda de amônia presente no efluente apresentou valores mais expressivos na L1 na primeira semana com remoção do sistema de 7 mg/L na L2 na segunda semana com remoção de 7,9 mg/L (85%) e na terceira semana todas as lagoas apresentavam 100 % de remoção, ou seja, foi removido um total de 15,9 mg/L de nitrogênio amoniacal. Nota-se assim que todas as densidades da espécie possuem capacidade significativa para a remoção de amônia. Panigatti e Maine (2003) tiveram em seus experimentos com *S. herzogii* uma remoção de amônia de 80% nos primeiros 2 dias, e na operação total do sistema obtiveram como máximo de remoção 96% sem diferenças nos tratamentos por eles usados.

Os valores relacionados a quantidade de Nitrogênio Total (NT) (Figura 13) correspondem a soma das formas nitrogenadas de nitrato e NTK que apresentam inicialmente NT= 44,3 mg/L em todas as lagoas.

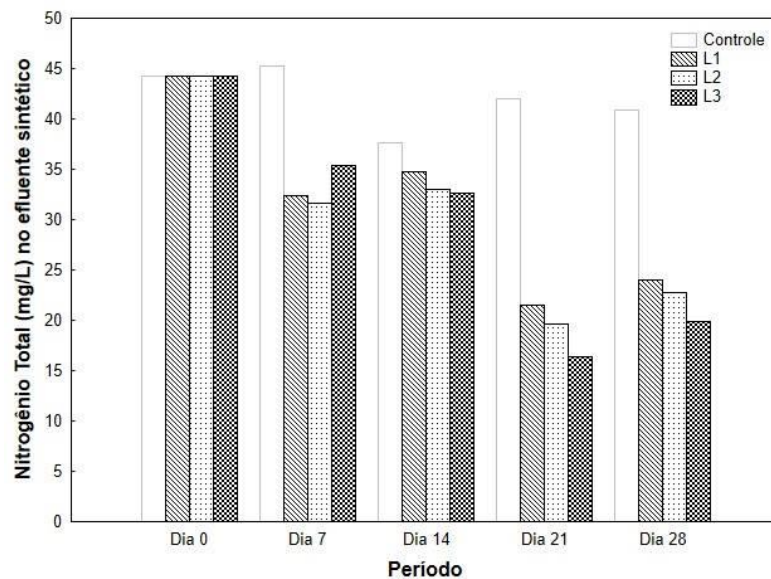


Figura 13. Concentração de Nitrogênio Total presente no efluente sintético

Passados os 28 dias do experimento obtivemos nas lagoas 1, 2 e 3 respectivamente uma redução do nitrogênio total de 45,7%, 48,4% e 55,1%. Isso correspondendo a valores finais nos sistemas iguais a NT= 24 mg/L para a Lagoa 1, NT= 22,8mg/L para a Lagoa 2 e a lagoa 3 NT= 19,9 mg/L.

Desta forma para este experimento quando o *wetland* obtiver a completa cobertura da área vegetal, resultará em uma melhor remoção do nitrogênio total do sistema, representando assim, a efetividade das macrófitas *Salvinia. herzogii* para a remoção das formas nitrogenadas.

Na Lagoa Controle nas Figuras 10, 11 e 12 foi possível visualizar que os valores variaram ao longo do tempo. Isso se deve à capacidade, de algumas formas nitrogenadas serem voláteis, como o caso da amônia (NH₃) ser bastante volátil e o nitrato (NO₃) menos volátil. Como também o efluente sintético, mesmo sem macrófitas não é estéril assim podendo apresentar vida microbiológica como bactérias, protozoários e outros microrganismos que consomem esses nutrientes.

A avaliação do aumento do percentual de cobertura da *Salvinia herzogii* em cada lagoa foi analisada através da regressão linear. Deste modo verificou-se que a Lagoa 1 apresentou valores iguais a F=19,75 e p=0,02 sendo assim valores significativos relacionados ao percentual de cobertura da lagoa, enquanto que a Lagoa 2 obteve valores de F=1,87 e p=0,26, a Lagoa 3 não houve alteração de valor por apresentar 100% de cobertura inicialmente, desta forma L2 e L3 não apresentaram crescimento significativo.

De tal modo a trabalhar com a Lagoa 1 que apresentou significância, a figura 14 a seguir apresenta a reta da regressão linear da Lagoa 1.

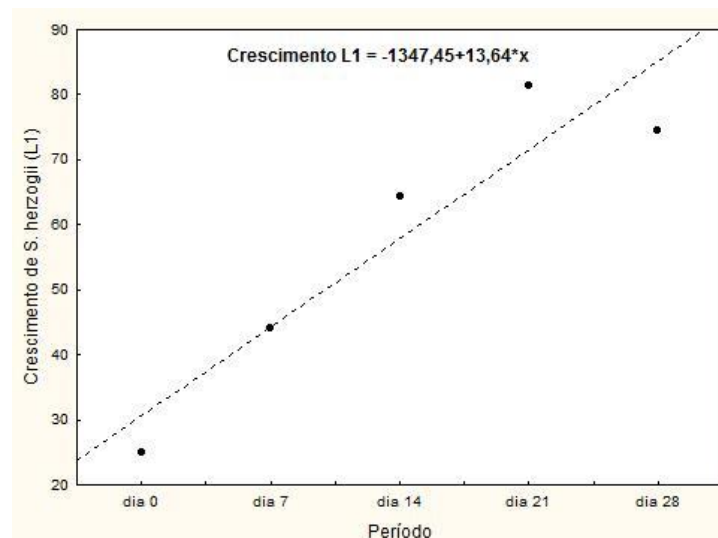


Figura 14. Crescimento de indivíduos da espécie *S. herzogii* na Lagoa 1.

A regressão linear (Figura 14) apresentou o coeficiente de determinação $R^2=0,86$ e dessa forma foi possível obter a Equação (1) que demonstra a predição do crescimento da espécie no *wetland*.

$$L1 = -1347,45 + 13,64x \quad \text{Equação (1)}$$

Mediante ao resultado obtido pela regressão linear, os valores das formas de nitrogênio foram avaliadas apenas para a Lagoa 1 (Figura 15), visto que esta foi a única que teve crescimento significativo.

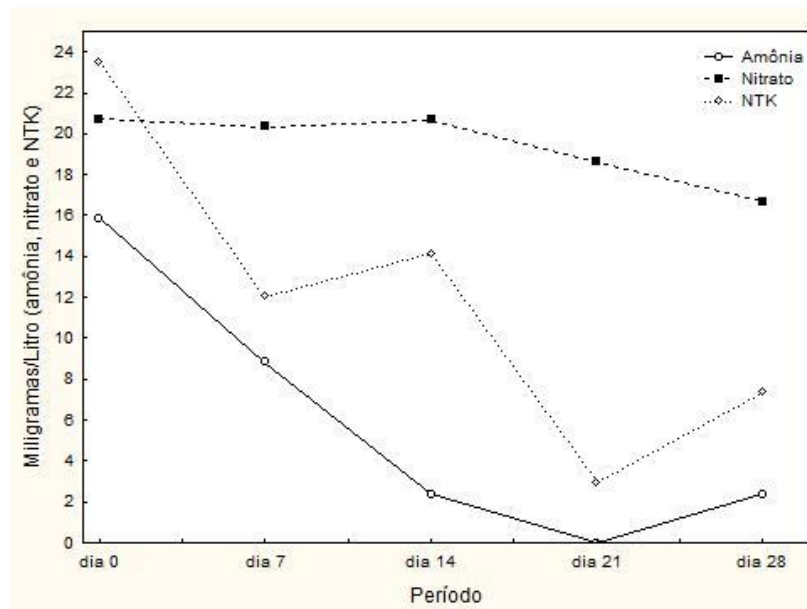


Figura 15. Redução dos valores das formas de nitrogênio (amônia, nitrato e NTK) para a Lagoa 1 (25% de indivíduos de *S. herzogii*) ao longo do experimento.

As formas de nitrogênio na Lagoa1 comportaram-se de formas distintas (Figura 15). A amônia apresentou queda acentuada chegando a valores não detectáveis na água no 21º dia de experimento devido sua fácil absorção pelas plantas. O nitrato obteve uma pequena redução apresentando 16mg/L no 28º dia, ou seja, apenas 20% removido da condição inicial. A queda nas concentrações de NTK provavelmente foi devido à redução de nitrogênio amoniacal.

Em todas as lagoas analisadas, a *S. herzogii* apresentou crescimento positivo independente da densidade populacional usada inicialmente no sistema. Bianchini (2003) aborda que a velocidade de crescimento das macrófitas aquáticas sobre um determinado tempo depende das densidades iniciais de infestação. Tendo como exemplo o potencial de crescimento, a espécie *S. auriculata* possui um tempo

de duplicação de 7 a 10 dias com coeficiente de crescimento variando de 0,064 a 0,094 dia⁻¹, bem como *S. molesta*, que duplica sua área a cada 19 dias com coeficiente de crescimento igual a 0,036 dia⁻¹. No experimento com *S. herzogii* notou-se que o crescimento mais eficiente foi na L1 quando o sistema iniciou com 25% da área de cobertura chegando a 81,4 % da área preenchida.

Os valores das formas nitrogenadas que voltaram a aparecer ou aumentaram no sistema no 28º dia, são provenientes da degradação dos sistemas, ou seja, as lagoas sofreram herbivoria por pulgões pretos, que são insetos fitófagos (que se alimentam de plantas) que podem ou não ter vindo com os indivíduos da espécie *S. herzogii* quando coletadas em campo, como também por causa da localização do experimento. O pulgão pode acarretar a destruição enzimática da planta por fluídos salivares injetados durante o processo de alimentação, como também causar danos pela extração contínua de seiva, injeção de toxinas e transmitir viroses (CRUZ et.al, 1988).

Como tentativa de compreensão do ataque por pulgões, Pelli et al (2011) utiliza a espécie *Myzus persicae* de pulgão para o controle biológico da espécie de *Salvinia molesta*. Os resultados obtidos suportam a ideia de que o valor nutricional do recurso hídrico é um fator limitante a distribuição populacional das macrófitas, pois a abundância de *M. persicae* coincide exatamente com o período onde se observa maiores concentrações de nutrientes nos tecidos da *Salvinia*.

O ataque dos pulgões no 21º dia do experimento coincidiu quando o sistema estava com o índice de remoção elevados das formas de nitrogênio, em especial amônia, pelas macrófitas elevado, ou seja, a planta estava repleta de nutrientes em seus tecidos, favorecendo o ataque dos pulgões. Por consequência, as lagoas entraram em processo de decomposição.

Assim compreendendo as taxas de remoção das formas nitrogenadas resultantes com relação a área de cobertura obtida nesses 28 dias de experimento, foi possível estimar a taxa média de remoção para todas as lagoas com macrófita da espécie *Salvinia herzogii*. Onde os valores para o NTK e o nitrogênio amoniacal obtiveram resultados de 0,0002 Kg/m².dia e o nitrato de 0,00007 Kg/m².dia, representando assim a capacidade de remoção e/ou conversão das formas nitrogenadas como amônia, nitrato e NTK pela *S. herzogii* por carga do poluente reduzida por unidade de área da *wetland*.

6. CONCLUSÃO

As potencialidades apontadas neste estudo para a utilização dos *wetlands* construídos com macrófitas *Salvinia herzogii* empregadas no tratamento de efluentes, pode-se concluir que tem representatividade em locais onde a forma nitrogenada abundante a ser removida é o nitrogênio amoniacal.

De forma que quando obtiver o preenchimento da área de cobertura vegetal igual a 100% resultará em uma maior eficiência na redução nos valores do Nitrogênio Total do sistema. Visto que iniciando-se a operação do sistema com um percentual de cobertura vegetal igual 25% da área com indivíduos da macrófita flutuante *S. herzogii*, obterá uma maior significância na redução do nitrogênio amoniacal.

Conseqüentemente poderá obter uma taxa média de remoção das formas nitrogenadas com relação a área de cobertura vegetal o valor de 0,0002 Kg/m².dia de NTK e nitrogênio amoniacal e para o nitrato o valor de 0,00007 Kg/m².dia.

Para isso, há necessidade de um controle maior relacionado a pragas para que o sistema não entre em falência.

REFERÊNCIA

ALABURDA, Janete e NISHIHARA, Linda. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 32, n. 2, abr. 1998.

Alaerts, G.J., Mahbubar, M.D.R., Kelderman, P.,. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. *Water Research*.v. 30, n.4: 843–852. 1996

ANDRADE, Helisson; H.B., PINTO, Franklin. M. Zona de raízes como alternativa tecnológica para adequação de esgotos domésticos em comunidade rural de Morretes - PR. In: 1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013, p. 17-25.

BEGOSSO, Larissa. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 53 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias ambientais) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

BIANCHINI, Irineu J. Cap. 2: Aspectos do processo de decomposição nos ecossistemas aquáticos continentais. **Perspectivas na Limnologia do Brasil.**, São Luís: Gráfica e Editora União, 198 p. 1999.

BIUDES, José F. V. **Uso de wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura**. 2007. 121 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. São Paulo, Jaboticabal, 2007.

BORSOI, Zilda M. F.; TORRES, Solange D. A. A política de recursos hídricos no Brasil. **Revista do BNDES**, v. 4, n. 8, p. 143-166, 1997.

BRASIL. Lei Federal nº 9984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA,. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de julho 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9984.htm > Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL. Decreto Federal nº 4871, de 06 de novembro de 2003 Planos de Áreas para o combate à poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 07 de novembro 2003. Disponível em: < www.ibama.gov.br/phocadownload/category/36-p?download...871-03 > Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL. Decreto Federal nº 5440, de 14 de maio de 2005. Definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 15 de maio

2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5440.htm> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL. Lei Federal nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 09 de janeiro 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL. Decreto Federal nº 2612, de 03 de junho de 1998. Regulamenta o Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 04 de junho de 1998. Disponível em: <<http://cbhsaofrancisco.org.br/wp-content/uploads/2012/05/Decreto-2612-98.pdf>> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL. Lei Federal nº 9966, de 28 de abril de 2000. Prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional,. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 29 de abril 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9966.htm> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente, Conselho Nacional Do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>> . Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BRASIL - Ministério Do Meio Ambiente, Conselho Nacional Do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

BREDEMEIER, Christian, MUNDSTOCK, Claudio M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.30, n.2, p. 365-372, 2000. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/22410/000274056.pdf?sequence=1>> Acesso em : 21 de janeiro de 2014.

BRIX, Hans. Do Macrophytes play a role in Constructed Treatment Wetlands? **Water. Science and Technology**, v. 35, n.5, p11-17, 1997.

BRUGNAGO, Natália ,BACH, Albert. O. FILHO, Paulo. B., MOHEDANO, Rodrigo. A. Uso de macrófitas Lemnáceas (*Landoltia punctata*) para remoção de nutrientes do esgoto sanitário e fixação de carbono. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 1, 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013, p.34-41.

CAMPOS, Julyenne. M., FILHO, José. T. Retenção de nutrientes de esgoto doméstico por macrófita tradicional e ornamental em “wetlands” construídos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 1, 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013, p.49- 53.

CAMPOS, Rosane H. de. Estudo da remoção de carbono e nitrogênio de efluentes urbanos em um reator de leito fluidizado operado em bateladas sequenciais. 215 f. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Águas superficiais. 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/39-Reuso-de-%C3%81gua>> Acesso em: 03 de março de 2014.

CHERNICHARO, Carlos A. de L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

COSTA, Jocilene F; VON SPERLING, Marcos, SEIDL, Martin. Avaliação do desempenho de sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB. In: 1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUIDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013, p.54-63.

CRUZ, Ivan; VENDRAMIM, José D. Efeito de diferentes níveis de infestação pelo pulgão-verde, *Schizaphis graminum* (rondani, 1852) em sorgo suscetível e sorgo resistente. **Pesq.agropec. bras.**, Brasília, v. 23, p.111-118, fev.1988.

DA VIDSE, Gerrit; SOUZA, Mario S., KNAPP, Sandra. **Flora Mesoamericana**. v.1, 1995.

DIAS, Veríssimo N., INÁCIO, M. M., PACHECO, Patrícia M., LOPES, J.C.; CORREIA, P.F; SOUTINHO, Eduardo A.. Fito-ETARs: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. In: ENCONTRO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO, 9, 2000, Loures, Portugal. **Anais**. Loures: FCT/UNL 2000, p 587-607.

DORNELAS, Filipe. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 115f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

ESTEVES, Francisco de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

_____. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro. 2011.

FERREIRA, Fabiana D., CORAIOLA, Márcio. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v.6, n.2, p.259-279, abr/jun 2008.

FERRES, Gheila C., MATOS, Antonio T., BORGES, Alisson C., CLARINDO, Anny C., SILVA, Rafael A. Remoção de nitrogênio total, nitrato e amônio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial cultivados com *Cynodon* spp. e *Alternanthera philoxeroides* In: 1º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE

APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013. p. 101-107

FIA, Ronaldo; MATOS, Antonio T. , LUIZ, Fátima A. R.; PEREIRA, Priscila A. Coeficientes de degradação da matéria orgânica de água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro em condições anóxica e aeróbia. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.15, n.1, p.45-54, Jan./Mar., 2007.

FILHO, Heraldo A. S. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009. 135 f. Dissertação (Mestrado de Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Paraíba, 2009.

FREIRE, Renato. S., PELEGRINI, Ronaldo., KUBOTA, Lauro T., DURÁN, Nelson, PERALTA-ZAMORA, Patrício. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química nova**, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

GOMES, Maria A. da C. **Efeito da salinidade sobre a biomassa, fisiologia e morfologia de *Salvinia auriculata* Aubl.** 2011, 90 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos naturais) – Centro de Biociências e Biotecnologia Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, Goytacazes, 2011.

GOMES, Marco A. F. Água: sem ela seremos o planeta Marte de amanhã. Embrapa Meio ambiente, 2011. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/down_hp/464.pdf> Acesso em:

IAPAR- Instituto Agrônomo do Paraná. Agrometeorologia Disponível em :< <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>> Acesso em: 12 de novembro de 2013.

KIELING, Dirlei D. Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas. 106 f. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

LAUTENSCHLAGER, Sandro. R. **Modelagem do desempenho de Wetlands Construídas**. 2001. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

LEAL, Felipe K. **Estudo comparativo de leitos percolados e banhados construídos de fluxo vertical aplicados à remoção de fósforo em esgoto sanitário**. 2009.116f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

MATTOS, Thiago T., LUCRÉCIO, Vitor N. **Avaliação do comportamento hidrodinâmico de um wetland construído de fluxo horizontal**. 2012, 76 f.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

MONTEIRO, Rodrigo C. M. **Viabilidade técnica do emprego de “wetlands” para o tratamento de água cinza para o reúso não potável.** 2009. 84f. Dissertação (Mestrado em Engenharia civil) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Cidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

NASCIMENTO, Mauro C. P. **Filtro biológico percolador de pequena altura de meio suporte aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB.** 2001, 181f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.

OLIJNYK, Débora P., SEZERINO, Pablo H., SOARES, Andréia S., PHILIPPI, Luiz S. Análise da viabilidade de nitrificação e desnitrificação em sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas (wetlands). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24; 2007; Belo Horizonte. **Saneamento Ambiental: objetivo ou discurso?** Disponível em: <http://www.gesad.ufsc.br/download/II_301.pdf> Acesso em: 25 de set 2013.

OLIJNYK, Débora P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos.** 2009. 113 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

ORMONDE, Vanusa S. de S. **Avaliação de 'wetlands' construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação.** 2012. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PANIGATTI, M.C; MAINE, M. A. Influence of nitrogen species (NH₄⁺ and NO₃⁻) on the dynamics of P in water–sediment–*Salvinia herzogii* systems. *Hydrobiologia*, v.492, p.151–157, 2003.

PARANÁ. Decreto Estadual nº 5316, de 17 de abril de 1974. Proteção dos recursos hídricos contra agentes poluidores. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 de abril 1974.. Disponível em: http://www.ciflorestas.com.br/arquivos/lei_decreto_5.3161974_24921.pdf> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

PARANÁ. Lei Estadual nº 12726, de 26 de novembro de 1999. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 29 de novembro 1999. Disponível em: <http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=5849&codItemAto=40227> > Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente, CEMA. Resolução nº 081 de 29 de setembro de 2010. **Diário Oficial da União República Federativa do Brasil**,

Brasília, DF, 19 de outubro de 2010. Disponível em: http://www.cema.pr.gov.br/arquivos/File/Resolucao_81_ecotoxicidade.pdf > Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

PELLI, Afonso; BARBOSA, Francisco A. R. Herbivoria em *Salvinia molesta* Mitchel em um lago do planalto cárstico de lagoa santa, Minas gerais, Brasil. **Rev. Saúde e Biol.**, v.6, n.1, p.60-66, jan./abr., 2011.

PEREIRA, Régis S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Rev. Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH –UFRGS. v.1, n.1, p. 23-40. 2004. Disponível em < <http://www.abrh.org.br/informacoes/rerh.pdf>> Acesso em: 10 de novembro de 2013.

PHILIPS, Angelina M. de Lima. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. 2008. 194f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PHILIPPI, Luiz. S., SEZERINO, Pablo. H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do Autor. Florianópolis, Santa Catarina. ed 1. 2004. p.144

PELLISSARI, Catiane; DECEZARO, Samara T; SEZERINO, Pablo H.; BENTO, Alessandra P; JÚNIOR, Orlando de C.; WOLFF, Delmira B. Comportamento inicial de *wetlands* construídos empregados no tratamento de efluentes da bovinocultura de leite. **Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal, v. 9, n. 2, p. 190-204, abr/jun. 2012.

RODRIGUES, Maria E.F. Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil. 2011. 216 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SALATI, Eneas; SALATI, Eneida; FILHO, Eneas S. **Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas**. Instituto Terramax - Consultoria e Projetos Ambientais LTDA, 2009. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/files/2011/12/sistema-wetlands.pdf>> Acesso em: 15 de agosto de 2013.

SALATI, Eneas. **Controle da qualidade da água através de sistemas de *wetlands* construídos**. FBDS- Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 2006. Disponível em: http://fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf > Acesso em: 15 de agosto de 2013.

SANTOS, Ana S. P., JUNIOR, Isaac V., JORDÃO, Eduardo P., AZEVEDO, José P. S. Desempenho do filtro biológico percolador segundo dois diferentes meios suporte plásticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E

AMBIENTAL, 23, 2005, Mato Grosso do Sul, Campo Grande. **Anais**. Petrópolis: SERMOGRAF - artes gráficas e editora Ltda., 2005.

SANTIAGO, Vânia. M. J; COELHO, Eloisia. B. D. A. P., ZANETTE, Cláudia. L., ALMEIDA, José. H. C. **Nitrificação em biodisco**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz de Iguaçu. Disponível em: <<http://www.verlag.com.br/wp-content/uploads/2013/10/Nitrifica%C3%A7%C3%A3o-l.pdf>> Acesso em: 15 de agosto de 2013.

SANTOS, Viviane R. **Avaliação da qualidade da água do rio Andrada através do modelo qual2k**. 2009. 142 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental), Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2009.

SEZERINO, Pablo H; PHILIPPI, Luiz S. **Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais: critérios para dimensionamento**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville: ABES, set. 2003. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/dlvi.pdf>> Acesso em: 15 de janeiro de 2014.

SEZERINO, Pablo H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SILVA, Eduardo M; BROTA, G. A; MORETTI, E. R; CASTANHO, T.; ROSTON, D. M. Avaliação da eficiência no tratamento de efluente de bovinocultura de leite em reator anaeróbio compartimentado seguido de *wetland* construído. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS, 1, 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013, p 219-228.

SILVA, Selma. C., **“Wetlands contruídos” de fluxo vertical com meio de suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007.231f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) –Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, Maurício K. da. **Biorreatores com Membranas: uma Alternativa para o Tratamento de Efluentes**. 2009. 196 f. Tese (Doutorado em engenharia química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

SINELLI, Paulo. H; SILVA, Sandra M. C. P; SOBRINHO, Pedro A. **Remoção de fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28, 2002 Cancun, México. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/ii-128.pdf>> Acesso em: 20 de janeiro de 2014.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília (DF): Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental; 2011. Acesso em julho 2013. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>

TEIXEIRA, Sara R. M. **Biorremediação de um efluente mineiro por Lemna minor.** 2011. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) – Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Portugal, Lisboa, 2011.

VYMAZAL, Jan., BRIX, Hans., COOPER, P.F., GREEN, M.B., HABERL, R., **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe.** Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 1998, p. 289-314.

VYMAZAL, Jan. **Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands.** Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008.

VYMAZAL, Jan. **Constructed Wetlands for wastewater treatment: A review.** In: World Lake Conference, 12, 2008. P. 965-980. Disponível em: <<http://www.moef.nic.in/sites/default/files/nlcp/H-%20Constructed%20Wetlands/H-1.pdf>> Acesso em: 24 de abril de 2014.

WANDERLEY, Paulo R. B. Modelagem e simulação de um reator de oxidação em leito fluidizado para produção do 1,2-dicloroetano. 2010. 172 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Alagoas, Alagoas, 2010.

ZANELLA, Luciano. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte.** 2008. 189p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

APÊNDICE A – Resultados das análises do efluente sintético dos *wetlands* tipo lagoa com *Salvinia. herzogii*.

Tabela 1 – Concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl

Dias	Controle (mg/L)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	L3 (mg/L)
0	23,52	23,52	23,52	23,52
7	22,05	12,054	10,584	11,466
14	13,524	14,112	10,878	10,584
21	20,286	2,94	2,352	2,058
28	18,816	7,35	7,056	7,056

Fonte: Autoria própria

Tabela 2 – Concentração de Nitrato

Dias	Controle (mg/L)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	L3 (mg/L)
0	20,71	20,71	20,71	20,71
7	23,23	20,32	21,06	23,93
14	24,16	20,67	22,11	22,11
21	21,68	18,62	17,26	14,31
28	22,03	16,68	15,74	12,80

Fonte: Autoria própria

Tabela 3 – Concentração de Nitrogênio Amoniacal

Dias	Controle (mg/L)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	L3 (mg/L)
0	15,88	15,88	15,88	15,88
7	14,11	8,82	9,41	10,29
14	15,58	2,35	1,47	3,53
21	12,64	0,00	0,00	0,00
28	14,11	2,35	2,35	2,35

Fonte: Autoria própria

Tabela 4 – Concentração (mg/L) de Nitrogênio Total

Dias	Controle (mg/L)	L1 (mg/L)	L2 (mg/L)	L3 (mg/L)
0	44,23	44,23	44,23	44,23
7	45,28	32,38	31,64	35,40
14	37,69	34,78	32,98	32,69
21	41,97	21,56	19,61	16,37
28	40,84	24,03	22,80	19,85

Fonte: Autoria própria