

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL – UFFS
CAMPUS ERECHIM
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

CHAIANE MARA MOCELIN

**POTENCIAL EMPREGO DE MACRÓFITAS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO RIO GRANDE DO SUL**

ERECHIM
2021

CHAIANE MARA MOCELIN

**POTENCIAL EMPREGO DE MACRÓFITAS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO RIO GRANDE DO SUL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de graduação da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

Orientador: Prof. Dr. Liérson Borges de Castro

ERECHIM

2021

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Mocelin, Chaiane Mara
POTENCIAL EMPREGO DE MACRÓFITAS NA REMOÇÃO DE
NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO RIO GRANDE
DO SUL / Chaiane Mara Mocelin. -- 2021.
51 f.:il.

Orientador: Prof. Dr. Liérson Borges de Castro

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de
Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária,
Erechim, RS, 2021.

1. Efluente. 2. Macrófitas. 3. Nutrientes. 4.
Tratamento. I. Castro, Liérson Borges de, orient. II.
Universidade Federal da Fronteira Sul. III. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

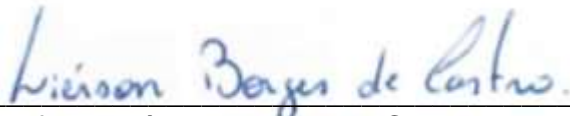
CHAIANE MARA MOCELIN

**POTENCIAL EMPREGO DE MACRÓFITAS NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E
FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS NO RIO GRANDE DO SUL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de graduação da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

Este trabalho foi defendido e aprovado pela banca em 04/10/2021.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Lierson Borges de Castro – UFFS
Orientador

Prof.^a Dr.^a Clarissa Dalla Rosa – UFFS
Avaliadora



Prof. Dr. Roberto Valmir da Silva – UFFS
Avaliador

RESUMO

O presente estudo trata de uma revisão bibliográfica a cerca do uso das macrófitas *Alternanthera philoxeroides*, *Nymphoides indica* e *Salvinia auriculata* na remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo de águas residuárias. As macrófitas foram selecionadas de acordo com fatores que consideraram: a ocorrência natural no estado do Rio Grande do Sul; a eficiência na remoção de nutrientes; o biótipo da planta e a maior quantia de estudos disponíveis. A metodologia adotada consistiu em uma revisão de estudos já publicados a respeito de cada uma das macrófitas separadamente, a fim de identificar qual se apresenta como a melhor alternativa para a remoção de nutrientes de efluentes aquosos. São relatadas as vantagens e desvantagens presentes na utilização das macrófitas como, por exemplo, a problemática da flutuante livre ser arrastada pela correnteza e sua vantagem na implantação das zonas húmidas, além dos respectivos potenciais de emprego no tratamento de águas residuárias. O estudo constatou que dentre as macrófitas pesquisadas, a *Salvinia auriculata* obteve os melhores resultados, com médias de 61,2% para o nitrogênio e 69,0% para o fósforo quando avaliada a remoção de nutrientes na coluna d'água.

Palavras-chave: efluente; macrófita; nutrientes; tratamento.

ABSTRACT

This study is a literature review about the use of the macrophytes *Alternanthera philoxeroides*, *Nymphoides indica* and *Salvinia auriculata* in the removal of nitrogen and phosphorus nutrients from wastewater. Macrophytes were selected according to occurrence in the state of Rio Grande do Sul; nutrient removal efficiency, their biotype and the largest amount of study available. The methodology consists of a review of previously published studies on each macrophytes, in order to identify which is the best alternative for removing nutrients from aqueous effluents. The advantages and disadvantages present in the use of macrophytes are reported, such as the problem of free floating being dragged by the current and its advantage in the implementation of wetlands, in addition to the respective potential for use in the treatment of wastewater. The study found through bibliographical research that the macrophyte *Salvinia auriculata* obtained better results, when taking into account the removal of nitrogen and phosphorus in the water column, with averages from 61,2% e 69,0% respectively.

Keywords: effluent; macrophyte; nutrients; treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – <i>Phragmites australis</i>	17
Figura 2 – <i>Typha angustifolia</i> L.....	17
Figura 3 – Biotipo das macrófitas aquáticas. (1) Anfíbia (2) Emergente, (3) Flutuante fixa, (4) Flutuante livre, (5) Submersa fixa, (6) Submersa livre e (7) Epífita.....	21
Figura 4 – Localização do Rio Grande do Sul na América do Sul.....	22
Figura 5 – A) <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb; B) Ilustração.....	23
Figura 6 – A) <i>Nymphoides indica</i> ; B) Ilustração.....	24
Figura 7 – A) <i>Salvinia auriculata</i> ; B) Ilustração.....	25
Figura 8 – Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial.....	26
Figura 9 – Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial horizontal.....	27
Figura 10 – Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes ..	27
Figura 11 – Perfil esquemático da Estação Experimental de Tratamento.....	29
Figura 12 – Eficiências médias de remoção de nitrogênio e fósforo.....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização do Efluente líquido oriundo da ETE.....	15
Tabela 2 – Macrófitas estudadas e respectivos potenciais de redução de nutrientes no estado do Rio Grande do Sul	18
Tabela 3 – Eficiência na remoção de N-total, NH ₄ ⁺ , e P obtidas com base na análise de 11 amostras coletadas ao longo do período de monitoramento dos 4 SA(s)	30
Tabela 4 – Análise de nutrientes na parte aérea de <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart) Griseb, <i>Cynodon dactylon</i> (Tifton 85) e <i>Typha latifolia</i> L., cultivadas em água residuária de suinocultura	32
Tabela 5 – Máximos teores de Nitrogênio e Fósforo de <i>Nymphoides indica</i>	34
Tabela 6 – Fósforo e nitrogênio absorvido por partes da macrófita	34
Tabela 7 – Atributos químicos do efluente bruto da ETE e com a macrófita utilizada nos tratamentos.....	35
Tabela 8 – Teor de elementos químicos na macrófita.....	36
Tabela 9 – Médias da redução da concentração de elementos avaliados na água residuária do cultivo da macrófita aquática flutuante, Botucatu, SP, 2017	36

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
C	Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETEs	Estações de Tratamento de Esgoto
MS	Matéria Seca
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
OMS	Organização Mundial da Saúde
P	Fósforo
RS	Rio Grande do Sul
UFFS	Universidade Federal da Fronteira Sul
UNICEF	Fundo Internacional de Emergência das Nações Unidas para a Infância
ZHC	Zonas Húmidas Construídas

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	11
2.	REFERÊNCIAL TEÓRICO	16
3.	METODOLOGIA	20
2.1.	ESCOLHA DAS MACRÓFITAS	21
2.1.1.	<i>Alternanthera philoxeroides (mart.) griseb</i>	22
2.1.2.	<i>Nymphoides indica</i>	23
2.1.3.	<i>Salvinia auriculata</i>	24
2.2.	SISTEMAS WETLANDS	25
2.2.1.	Wetlands com plantas emergentes e fluxo superficial	25
2.2.2.	Wetlands com plantas emergentes e fluxo horizontal sub-superficial....	26
2.2.3.	Wetlands com plantas flutuantes	27
4.	RESULTADOS	28
3.1.	EMPREGO DAS MACRÓFITAS	28
3.1.1.	Uso da <i>Alternanthera philoxeroides</i>	28
3.1.2.	Uso da <i>Nymphoides indica</i>	33
3.1.3.	Uso da <i>Salvinia auriculata</i>	35
3.2.	DISPOSIÇÃO FINAL DAS MACRÓFITAS	38
5.	DISCUSSÕES	39
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
7.	REFERÊNCIAS	42

1. INTRODUÇÃO

De acordo com a definição da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 9648, esgoto sanitário é o “despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária”. A norma ainda define esgoto doméstico como: “despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas”. As características do mesmo variam de acordo com o clima, situação social, econômica e dos hábitos da população (VON SPERLING, 2005).

O lançamento de esgotos sanitários é uma das formas mais comuns de poluição dos mananciais hídricos. Os impactos ambientais gerados pelo lançamento desses efluentes sem tratamento prévio são, por exemplo: contaminação microbiológica; redução do oxigênio dissolvido; aumento da turbidez; acréscimo de matéria orgânica; enriquecimento por nutrientes, podendo causar eutrofização e; deposição de resíduos sólidos nos sedimentos (CLARK, 2002). Entre as consequências da condição inadequada de saneamento e o consumo de águas contaminadas está a exposição da população às enfermidades como cólera, disenteria, febre tifoide, hepatite A e doenças tropicais negligenciadas. De acordo com o relatório conjunto do Fundo Internacional de Emergência das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) e da Organização Mundial da Saúde (OMS), todos os anos, cerca de 297 mil crianças menores de 5 anos morrem devido à diarreia associada a água, saneamento e higiene inadequados. (UNICEF, 2018). No Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento, 45,9 % da população não possui acesso à rede coletora de esgoto. Já o número de internações por doenças de veiculação hídrica superam os 273 mil casos ao ano segundo o DATASUS. (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2021).

O novo marco legal para o saneamento (Lei nº 14.026 de 15/07/2020) prevê alterações no atual cenário nacional, com expectativa que até dezembro de 2033, 99% da população brasileira tenha acesso à água potável e 90% ao tratamento e a coleta de esgoto. O principal objetivo da legislação é universalizar e qualificar a prestação dos serviços no setor. Segundo o ministro do desenvolvimento regional, a nova lei contribuirá, também, para a revitalização de bacias hidrográficas, a redução de perdas de água, o fim dos lixões a céu aberto e irá facilitar a privatização de estatais do setor (GOVERNO DO BRASIL, 2020). Para atender essas expectativas,

será necessária a instalação de redes coletoras e de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). As ETEs são unidades projetadas com a finalidade de reduzir a carga de poluentes orgânicos, nutrientes e microrganismos patogênicos causadores de doenças (USEPA, 2009).

Muga *et al.* (2009) afirmam que a instalação de um sistema de coleta e tratamento de esgotos de confiança promove a melhoria da saúde global e do saneamento. Conseqüentemente, a redução da propagação de doenças relacionadas ao uso da água sem o tratamento adequado, contribuindo para aliviar o sistema de saúde. De acordo com Almeida (2005), o investimento em saneamento traz benefícios ao Estado para além da redução dos recursos aplicados no tratamento de doenças de veiculação hídrica e melhoria da saúde da população. Promove a diminuição dos custos do tratamento de água para abastecimento, eliminação da poluição estética/visual, desenvolvimento do turismo e a conservação ambiental.

O processo de eutrofização artificial causa diversas alterações no meio aquático, como o aumento da floração de algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas que podem causar obstruções do fluxo e a diminuição de teores de oxigênio dissolvido. Tem como consequência a diminuição da diversidade biológica, uma vez que poucas espécies sobrevivem a condições adversas; a alteração na diversidade das comunidades algais presentes no meio devido à mudança na disponibilidade de nutrientes, podendo ocorrer maior desenvolvimento de espécies potencialmente tóxicas; presença de sabor e odor desagradável; aumento da turbidez da água devido ao aumento de carga orgânica; liberação de gases como metano, gás sulfídrico, amônia devido à decomposição anaeróbia que ocorre no fundo dos corpos hídricos (KÖSE, KIVANÇ, 2011). Além disso, a concentração dos nutrientes em efluentes pode provocar variações acentuadas no pH, responsáveis por grande mortalidade de peixes e desequilíbrios ambientais (BEVERIDGE *et al.*, 1991; TALBOT, HOLE, 1994).

Nutrientes como nitrogênio e fósforo são adicionados normalmente no ambiente aquático, através do escoamento superficial. Contudo, as atividades humanas acabam intensificando esse processo. Fontes tipicamente antropogênicas incluem os esgotos sanitários não tratados e fertilizantes provenientes do uso agrícola (SMOL, 2008). Em níveis baixos, esses nutrientes são elementos básicos fundamentais para a constituição e crescimento das algas. São as concentrações

excessivas combinadas com situações de temperaturas elevadas, atividades microbianas e biodiversidade específicas que condicionam e incentivam o florescimento de algas (DAUVIN *et al.*, 2007). Uma vez que o dióxido de carbono é facilmente obtido através do ciclo natural do carbono, a redução das descargas de nitrogênio e fósforo no corpo receptor vão limitar o crescimento das algas e consequentemente o fenômeno de eutrofização (BERNET, 1996).

Vários autores apontam a relação ótima de nutrientes para o crescimento microbiológico e degradação de matéria orgânica, em termos de C:N:P, variando entre 100:5:1 e 100:20:1 (NUVOLARI, 2003; METCALF, EDDY, 1991; VON SPERLING, 2005). De acordo com Nuvolari (2003), essa relação para esgotos domésticos é da ordem de 54:8:1,5, o que resulta numa sobra de nutrientes. Segundo Chao (2006) é de suma importância a extração destes nutrientes no tratamento de esgoto para que se preserve a qualidade da água, o meio ambiente bem como à saúde pública.

Recentemente, a Lagoa da Conceição, cartão postal de Florianópolis, registrou fenômeno conhecido como “maré marrom” episódio que é desencadeado pela floração de algas nocivas que alteram a cor da água. O evento teria provocado a mortandade de cerca de três toneladas de animais e um forte odor durante o último mês de março (UOL, 2021). De acordo com o pesquisador em Botânica na UFSC, Paulo Antunes Horta Junior, a hipótese mais provável da floração de microalgas na Lagoa da Conceição se deu por conta de um processo de poluição gradual em ambientes de lago, rio, lagoa ou nos mares, chamado de eutrofização:

Isso vai desde o esgoto clandestino até o tratamento - frágil ou insuficiente - da rede coletora pela não retirada do efluente de nutrientes como nitrogênio e fósforo, que são substâncias químicas que essas algas usam para crescer. (JUNIOR, 2021).

Uma alternativa biológica e limpa para extração de nutrientes é através da criação de zonas húmidas que utilizam processos naturais na remoção de poluentes do efluente. As zonas húmidas construídas (ZHC) são sistemas de tratamento, que tem a capacidade de depurar a água já numa etapa final do tratamento, para diminuição da concentração de nutrientes, contribuindo para o controle da eutrofização.

Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pela macrófita, mineralização microbológica e transformações como desnitrificação e amonificação (USEPA, 2000). As comunidades biológicas presentes nas zonas húmidas são responsáveis pela remoção de grande parcela da matéria orgânica solúvel (BAPTISTA, 2003).

A remoção de nutrientes por tratamento convencional emprega sistema anaeróbio/aeróbio/anóxico (TSUNEDA, 2006). O sistema visa explorar a capacidade de remoção simultânea do fósforo e nitrogênio com a vantagem de se poder utilizar um único reator operando em batelada. Os Organismos acumuladores de fósforo, sob condições anóxicas, usam o nitrato/nitrito produzido por ação das bactérias para realizarem a desnitrificação e remoção de fósforo simultâneas (ZENG *et al.*, 2003). Em sistemas de tanque único normalmente utiliza-se um recipiente de armazenamento para a retenção do esgoto bruto do afluente (KETCHUM, LIAU, IRVINE, 1979). O enchimento estático é o mais comum em sistemas que visam à remoção de nutrientes e envolve a introdução do afluente sem mistura ou reação, o que minimiza a energia despendida e a alta concentração de substrato até o final do enchimento (METCALF, EDYY, 2003).

Segundo Brix (1993), as *wetlands* construídas que empregam macrófitas podem ser classificadas como, sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes e/ou plantas aquáticas emergentes. Essas zonas húmidas geralmente são usadas em paralelo, enquanto uma recebe a batelada, as outras estão em repouso para que o lodo passe pela digestão e secagem, permitindo assim a manutenção das condições aeróbias do sistema. (PROSAB, 2009).

A motivação do presente estudo resulta da observação de valores elevados referentes aos parâmetros físico-químicos analisados no descarte líquido da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Erechim, durante o segundo semestre de 2019 (Tabela 1). Destacam-se as concentrações de nitrogênio e fósforo, cujos valores sugerem condições propícias a eutrofização e riscos ao corpo hídrico receptor.

Tabela 1 – Caracterização do Efluente Líquido oriundo da ETE

Parâmetros analisados	Determinações	Padrões de Lançamento	Referência
Cloretos	83, 31 mg Cl ⁻ .L ⁻¹	≤ 250 mg Cl ⁻ .L ⁻¹	CONAMA n° 357/ 2005
Coliformes Totais	1,6X10 ⁷ [NMP.100mL ⁻¹]	≤ 10 ⁶	CONSEMA n° 355/2017
Condutividade	960,8 µS.cm ⁻¹	≤ 1000 µS.cm ⁻¹	Von Sperling, M. 2007
DBO	19,88 mg O ₂ .L ⁻¹	≤ 120 mg O ₂ .L ⁻¹	CONAMA n° 430/2011
DQO	68 mg O ₂ .L ⁻¹	≤ 330 mg O ₂ .L ⁻¹	CONSEMA n° 355/2017
Fósforo	13,61 mg P.L ⁻¹	≤ 4 mg P.L ⁻¹	CONSEMA n° 355/2017
N -Amoniacal	109,76 mg N-NH ₃ .L ⁻¹	≤ 20 mg N-NH ₃ . L ⁻¹	CONSEMA n° 355/2017
pH	8,73	5 a 9	CONAMA n° 430/2011
Sólidos Sedimentáveis	7 mL.L ⁻¹	≤ 1,0 mL.L ⁻¹	CONSEMA n° 355/2017
Sólidos Totais	652 mg.L ⁻¹	≤ 500 mg/L	CONAMA n° 357/ 2005
Temperatura	24,7 °C	< 40°C	CONAMA n° 430/2011
Oxigênio Dissolvido	8,61 mg O ₂ .L ⁻¹	≥ 5,0 mg O ₂ .L ⁻¹	CONAMA n° 357/ 2005

Fonte: Autora *et al.* (2019). Estudo realizado na matéria "Qualidade da água – Semestre 2019/2" – curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Campus Erechim, Universidade Federal da Fronteira Sul

É possível observar na Tabela 2, que as concentrações de fósforo e N-amoniacal encontram-se, respectivamente, cerca de 3 e 5 vezes acima dos valores previstos pela Resolução CONSEMA. Além disso, os valores determinados para *coliformes*, sólidos sedimentáveis e sólidos totais, também se encontram superiores aos padrões de lançamento previstos.

Considerando a atuação de macrófitas em zonas húmidas e a elevada carga de nutrientes presentes no efluente tratado, este trabalho tem por objetivo geral realizar uma revisão bibliográfica a respeito do emprego das macrófitas aquáticas *Alternanthera philoxeroides*, *Nymphoides indica* e *Salvinia auriculata* e seus respectivos potenciais no tratamento de águas residuárias no estado do Rio Grande do Sul.

Assim, os objetivos específicos desse estudo são:

- a) Investigar na literatura, o uso potencial de macrófitas na absorção de nutrientes em águas residuárias;
- b) Correlacionar estudos sobre o desempenho de diferentes macrófitas na remoção de nutrientes;
- c) Identificar por meio de pesquisas bibliográficas, os possíveis benefícios e impactos associados à implantação de sistemas alternativos para o tratamento de águas residuárias, com o intuito de subsidiar futuros estudos e aplicações.

2. REFERÊNCIAL TEÓRICO

Com a finalidade de qualificar o tratamento de águas residuárias, a utilização de plantas representa uma tecnologia emergente, eficiente, estética e de baixos custos energéticos, que se revela como uma boa alternativa aos sistemas convencionais (VICZNEVSKI, MARCHESINI, 2002; PRESZNHUK *et al.*, 2003; ALMEIDA, 2005). A utilização de leitos de macrófitas tenta reproduzir os mecanismos de degradação de poluentes que ocorrem espontaneamente nas zonas húmidas naturais (MAVIOSO, 2010).

As macrófitas aquáticas flutuantes, por terem suas raízes suspensas na coluna d'água, têm nela sua fonte de nutrientes (PINDER, HINTON, WHICKER, 2006; XIE *et al.*, 2008). Retratam altas taxas de produtividade primária e alta capacidade de acumular nutrientes em sua biomassa (GOPAL, 1990). Por isso, são favorecidas pelo aumento da concentração de nutrientes na água (BINI *et al.*, 1999). Entretanto, de acordo com Thomaz (2003), um fator limitante deve ser levado em consideração: a movimentação das águas. Em ambientes lóticos com grande movimentação, espécies flutuantes e enraizadas possuem instabilidade para se desenvolverem, já que no caso das flutuantes elas são deslocadas para outros ambientes e; no caso das enraizadas, a instabilidade do sedimento, seja pela erosão ou pela intensa sedimentação, prejudica sua fixação.

A *Phragmites australis* (Figura 1), é uma planta aquática que vem se mostrando eficaz na remoção de nutrientes em esgoto doméstico. Gasiunas *et al.* (2005), relataram o uso de um sistema de 100 m² com substrato composto por areia

grossa e cultivados com a planta, no qual observaram uma remoção de 71% de nitrogênio total e 58% de fósforo total de um efluente bruto.

Abrantes (2009) utilizando o *Phragmites australis* juntamente com a *Typha angustifolia* L. (Figura 2), para o tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados, obteve uma eficiência de 60% na remoção dos nutrientes fazendo o uso de sistema de fluxo subsuperficial vertical.

Figura 1 – *Phragmites australis*



Fonte: Feis (2006)

Figura 2 – *Typha angustifolia* L



Fonte: Ukrbin (2019)

Já as espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* se mostraram eficientes para o tratamento de efluentes de viveiro de tilápias e para o tratamento de efluentes de carcinocultura. Na biomassa de *Pistia stratiotes* foram observados os

valores de matéria mineral (18,95%), fósforo (0,38%) e nitrogênio (2,40%), o que indica potencial para fixação de nutrientes (HENRY-SILVA, CAMARGO, 2006).

A Tabela 2 apresenta algumas macrófitas encontradas naturalmente em regiões do estado do Rio Grande do Sul que já foram investigadas e se mostram eficazes na remoção de nutrientes, junto de suas respectivas referências.

Tabela 2 – Macrófitas estudadas e respectivos potenciais de redução de nutrientes no estado do Rio Grande do Sul

	Macrófitas	Biotipo	Remoção de N total (%)	Remoção de P total (%)	Estudos	Referências
I	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb	Emergente	55,9 - 63,1	41,6 - 55	3	BARROS (2005) FIA <i>et al.</i> (2008) MATOS (2010)
II	<i>Cyperus alternifolius</i>	Emergente	11,7 - 41,2	10,9 – 48,8	3	KLETECKE <i>et al.</i> (2011) POÇAS (2015) ZANELLA <i>et al.</i> (2008)
III	<i>Eichhornia crassipes</i>	Flutuante livre	23,6 – 96,5	37,6 – 81	4	CAMPOS (2018) FILHO <i>et al.</i> (2000) HENRIQUE <i>et al.</i> (2019) MATOS (2010)
IV	<i>Lemna gibba</i> L.	Flutuante livre	22,5 - 74	29,9 - 67	4	GARCIA (2015) RIBEIRO (2016) SILVA <i>et al.</i> (2019) VIEIRA <i>et al.</i> (2013)
V	<i>Nymphoides indica</i>	Flutuante fixa	57,3 – 67,7	55,6 – 64,6	3	MAGALHÃES (2007) PALMA - SILVA <i>et al.</i> (2008) GREENWAY, WOOLLEY (1999)
VI	<i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante livre	16,3 – 80,6	35,2 – 81,4	4	BIUDES (2015) COELHO (2017) HENRY - SILVA (2008) VIEIRA <i>et al.</i> (2014)
VII	<i>Salvinia auriculata</i>	Flutuante livre	26 – 76,8	37,5 – 92,7	5	COELHO (2017) TEIXEIRA (2013) VIEIRA (2014) VIEIRA <i>et al.</i> (2017) VITORINO <i>et al.</i> (2012)
VIII	<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch	Flutuante livre	45,8 - 75	37,8 - 89	2	MALLMANN (2015) SOUZA (2018)
IX	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Emergente	37,2 – 41,6	20,4 - 28,3	2	CEVE (2015) PULSHEN <i>et al.</i> (2013)

Fonte: Autora

Dentre as plantas emergentes (I, II e IX) a *Alternanthera philoxeroides* (Mart) Griseb (I) foi a que apresentou melhores resultados. Esta espécie é uma planta medicinal herbácea e perene, conhecida como erva-de-jacaré. Apresenta capacidade de adaptação a diferentes ecossistemas, tanto aquáticos, semiaquáticos, terrestres e até mesmo extremamente secos, como dunas (GAO *et al.*, 2008). Pertencente à família *Amaranthaceae*, é cosmopolita, originária da América do Sul e ocorre, predominantemente, em zonas tropicais e subtropicais (JOLY, 1985). Nos estudos, Matos *et al.* (2010), avaliaram a eficiência de sistemas alagados construídos SAC(s) na remoção de poluentes em águas residuárias de suinocultura, utilizando a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb e observaram uma eficiência de remoção de 55% para fósforo e 61% para nitrogênio.

Entre as macrófitas fixas, um exemplo do uso bem sucedido da *Nymphoides indica* (V) foi no reservatório do Broa, no interior de São Paulo, onde diversas pesquisas comprovaram a importância de *N. indica* no funcionamento do sistema. As macrófitas aquáticas enraizadas, por meio do efeito de bombeamento, são de grande importância na ciclagem de nutrientes, sendo a decomposição o principal processo pelo qual as macrófitas fazem retornar à circulação os nutrientes acumulados (ESTEVES, 1998; HELBING *et al.*, 1986). Camargo *et al.* (1983) concluíram que esta é a espécie de macrófita mais importante no metabolismo do reservatório do Broa, já que possui a maior biomassa e maior taxa de reciclagem. Barbieri *et al.* (1984), no mesmo local, reportaram que *N. indica* é a mais importante espécie de macrófita pois acumula grande quantidade de nitrogênio e fósforo.

A espécie *Nymphoides indica* é nativa do Brasil sendo encontrada na Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado (AMARAL, 2010). Classificada como uma planta cosmopolita segundo Schneider (2007), a macrófita *N. indica* pode reproduzir-se por semente ou por pedaço de rizoma com folha, formando uma nova planta que pode ser separada. Durante este período, os indivíduos podem utilizar nutrientes dissolvidos na coluna de água. Sendo assim *N. indica* pode utilizar diferentes fontes de nutrientes concentrando-os no tecido vegetal (POTT & POTT, 2000).

Greenway e Woolley (1999), estudando a eficiência da bioacumulação de nutrientes entre 60 espécies de macrófitas aquáticas, destacaram a alta acumulação de fósforo nas raízes de *N. indica* e a grande capacidade desta planta em remover nutrientes tanto da coluna d'água quanto do sedimento. Barbieri e Esteves (1991),

na Represa do Lobo – SP demonstraram que para *N. indica*, mudanças da fase aquática para terrestre, proporcionam um aumento na ordem de 30% nos teores de nutrientes fixados.

Dentre as macrófitas flutuantes livres (III, IV, VI, VII, VIII), através dos estudos analisados, a *Salvinia auriculata* (VII) demonstrou-se mais eficiente. Ela é nativa da América do Sul, apresenta altas taxas de crescimento, principalmente em ambientes ricos em nitrogênio e fósforo, e pode cobrir extensas áreas em pouco tempo (LORENZI, 1982). Estudos demonstram que a macrófita tem sido utilizada em programas de monitoramento em corpos d'água passíveis de eutrofização, sendo considerada uma planta bioindicadora. Todavia, sabe-se que a *Salvinia auriculata* também apresenta um potencial fitorremediador, acumulando em seus tecidos concentrações consideráveis de poluentes, sem que a planta seja danificada (WOLFF *et al.*, 2008).

Essa alternativa de usar macrófitas como tratamento de águas residuais têm se intensificado nas últimas décadas, o principal objetivo da utilização de sistemas de *wetlands* construídas, é a melhoria da qualidade da água, seguido por objetivos secundários, tais como: produção fotossintética, produção de energia, podendo também ser utilizados recreacionalmente, comercialmente e para educação humana (KADLEC, KNIGHT, 1996).

A vegetação desempenha um papel complementar no tratamento de esgotos. As plantas por meio da transferência de oxigênio ao fundo dos leitos de tratamento, através das raízes e rizomas, são capazes de tornar o ambiente propício ao desenvolvimento de microorganismos que atuam no tratamento biológico de águas residuárias (TCHOBANOGLIOUS, 1991; DIAS *et al.*, 2002).

3. METODOLOGIA

Este estudo trata-se de uma revisão bibliográfica relacionado ao uso de macrófitas na remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo de águas residuárias. Na pesquisa, foram utilizados os termos “*macrophyte; wastewater*” considerando citações em título, resumo e palavras-chave em sites como *Scielo*, *Web of Science*, *google acadêmico* e *periódicos Capes*, através do método de bibliometria. Na sequência, realizou-se a correlação dos dados a fim de analisar apenas as espécies de ocorrência natural no estado do Rio Grande do Sul. Para ampliar o número de

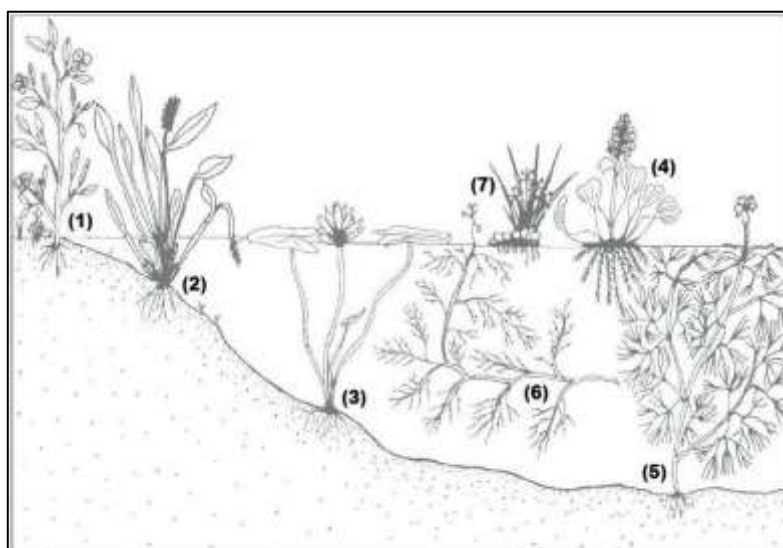
trabalhos, optou-se por considerar estudos, independentemente dos locais onde tenham sido desenvolvidos.

Os artigos que atenderam aos critérios estabelecidos foram utilizados para coletas de dados. O levantamento resultou em 30 trabalhos, envolvendo 3 biótipos distintos (emergentes, flutuantes fixas e flutuantes livres) e 9 espécies diferentes de macrófitas. Destaques para *Alternanthera philoxeroides*, *Nymphoides indica* e *Salvinia auriculata*, que apresentam o maior número de estudos em cada biótipo considerado.

2.1. ESCOLHA DAS MACRÓFITAS

A seleção das macrófitas ocorreu após a análise dos dados coletados, levando em conta facilidade de manejo, biótipos diferentes, eficácia na remoção de nutrientes, quantidade de estudos disponíveis e também obedeceu a critérios regionais e características fisiológicas: todas são encontradas naturalmente em regiões do Rio Grande do Sul; possuem resistência aos compostos presentes em águas residuárias; além de que, com elas, pode-se comparar diferença de efetividade na remoção de nutrientes entre uma macrófita aquática emergente (2 - *Alternanthera philoxeroides*), uma macrófita aquática flutuante fixa (3 - *Nymphoides indica*) e uma macrófita aquática flutuante livre (4 - *Salvinia auriculata*), exemplificadas na Figura 3 a seguir.

Figura 3 – Biotipo das macrófitas aquáticas. (1) Anfíbia (2) Emergente, (3) Flutuante fixa, (4) Flutuante livre, (5) Submersa fixa, (6) Submersa livre e (7) Epífita



Fonte: Leroy (2015)

Com relação às características climáticas regionais, o estado do Rio Grande do Sul (Figura 4) localiza-se em região subtropical entre os paralelos 27°03'42" e 33°45'09" de latitude Sul, e 49°42'41" e 57°40'57" de longitude Oeste, apresenta clima temperado do tipo subtropical, classificado como mesotérmico úmido, as temperaturas médias variam entre 15° e 18°C, com mínimas de até -10°C e máximas de 40°C. A precipitação média ao sul situa-se entre 1.299mm e 1.500mm e, ao norte a média fica entre 1.500mm e 1.800mm, com maior intensidade chuvas registradas à norte e nordeste do estado, especialmente na encosta do Planalto. (ATLAS, 2020).

Figura 4 – Localização do Rio Grande do Sul na América do Sul



Fonte: Atlas (2020)

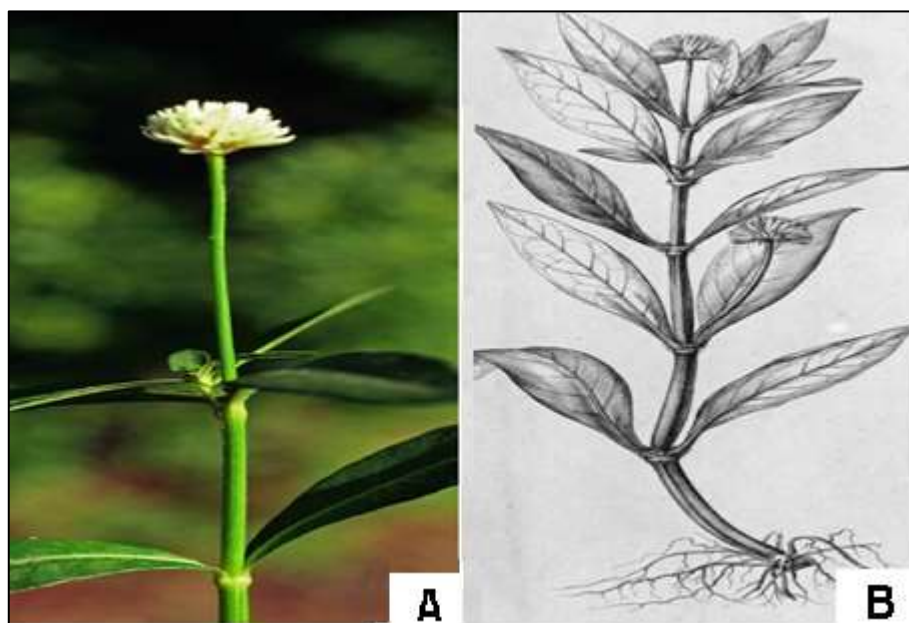
2.1.1. *Alternanthera philoxeroides (mart.) griseb*

É uma macrófita classificada como emergente, possui alta plasticidade fenotípica o que a torna adaptável e resistente a condições de estresse hídrico, salinidade, metais pesados e herbicidas (PAN *et al.*, 2006; TAO *et al.*, 2009).

Neves (2006), classificou a espécie como modo de vida anfíbia ou emergente, devido ao fato que ela pode ser encontrada tanto em solos encharcados como em solos desprovidos de água.

Alternanthera philoxeroides (Figura 5) é aquática ou terrestre, emergente fixa, ereta ou ascendente, pouco ramificada, caule cilíndrico, folhas opostas, oblongas e elípticas; flores alvo-amareladas. Seu uso popular reside na utilização como forragem para gado e pequenos animais de áreas alagadas, como componente de ração para lagosta e alimento para abelhas (POTT & POTT, 2000) e além de fitorremediadora, em alguns países, tem sido utilizada para produção de biogás (NAQVI, RIZVI, 2000).

Figura 5 – A) *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb; B) Ilustração



Fonte: Adaptado de Byrd (2018); Seubert (1875)

2.1.2. *Nymphoides indica*

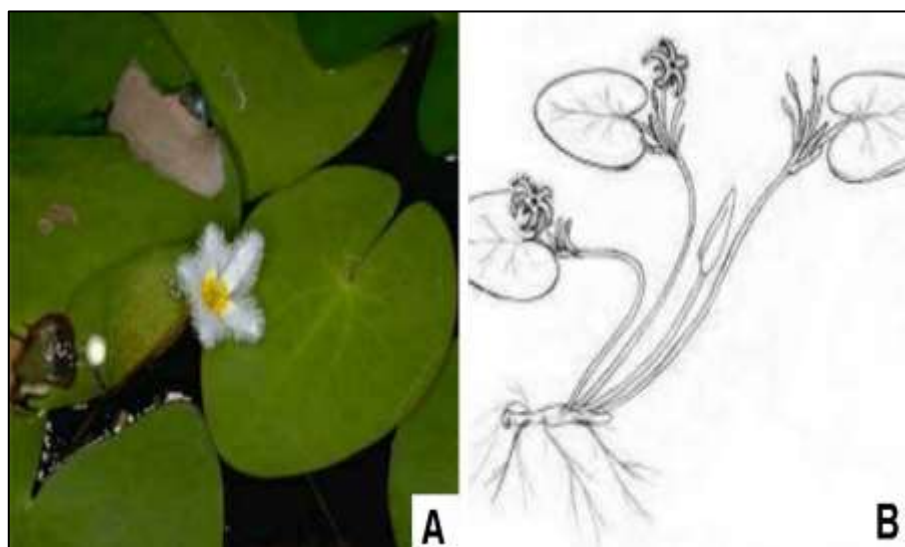
Nymphoides indica é uma planta aquática fixa com folhas flutuantes simples, apresenta formato arredondado e superfície brilhante (Figura 6). É a única espécie do gênero na região sul do Brasil, e sua floração e frutificação ocorre na primavera e verão, sendo encontrada em áreas alagadiças de águas paradas ou com pouca movimentação (IRGANG, GASTAL, 1996), é perene, algumas vezes anual, com rizoma curto e raízes adventícias, caules ascendentes, com folhas flutuantes suborbiculares ou reniformes de bordo inteiro, que se apresenta firmemente enraizada ao substrato pelos extensos sistemas de rizomas e suas folhas alcançam

a superfície através de pecíolos longos e flexíveis (CORDAZZO, SEELIGER, 1998; POTT & POTT, 2000).

A macrófita apresenta presença de aerênquima no rizoma, caule, pecíolo e folha, emissão de rebentos e raízes adventícias no rizoma e rebento (MARTÍNEZ, SÁNCHEZ, 2006), alongamento do caule e pecíolo, alcançando uma altura de até 20 cm (RICHARDS *et al.*, 2010). Pode se reproduzir tanto por semente como por pedaço de rizoma com folha, é considerada a mais importante espécie de macrófita, pois acumula grande quantidade de nitrogênio e fósforo no seu tecido vegetal (BARBIERI *et al.*, 1984). O rizoma de *N. indica*, se enraíza firmemente ao solo e sedimento, o que a caracteriza como uma macrófita aquática flutuante fixa (CORDAZZO, SEELIGER, 1988; KISSMANN, GROTH, 2000; POTT & POTT, 2000).

É avaliada como uma potencial removedora de nutrientes dos efluentes, contudo, a maioria dos estudos foi realizado com água proveniente de locais que já continham a presença natural da macrófita. (SILVA, ALBERTONI, TRINDADE *et al.*, 2008).

Figura 6 – A) *Nymphoides indica*; B) Ilustração



Fonte: Adaptado de Flora digital (2017); UFSCAR (2015)

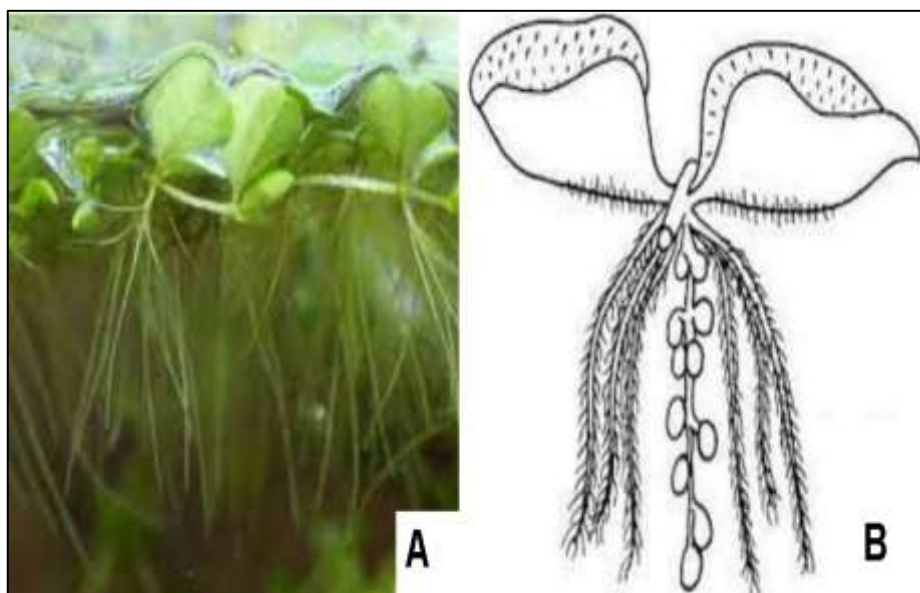
2.1.3. *Salvinia auriculata*

É uma planta aquática flutuante livre, com pelos unidos nas extremidades, raízes saindo de uma estrutura em forma de “U”, esporocarpos com pedúnculo de um centímetro entre as raízes (POTT & POTT, 2000). Usada como uma planta

bioindicadora, em corpos d'água passíveis de eutrofização (WOLFF *et al.*, 2008), também na incorporação de biomassa, sendo estudada quanto à resistência a diversos metais. Há grande interesse não somente em detectar possíveis contaminações, como também em encontrar meios que possibilitem a recuperação do meio ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2001).

A *Salvinia auriculata* (Figura 7) é uma pteridófita que possui aspecto morfológico caracterizado por folhas com filotaxia verticilada. Na planta, em cada nó ocorrem três folhas, sendo duas flutuantes com longos e abundantes tricomas e a terceira folha é submersa, assemelhando-se a uma raiz. Nessa folha submersa são encontradas pequenas bolsas (esporocarpos), que contém vários leptosporângios, permitindo classificá-las como folhas e não raízes (GONÇALVES 2007; RAVEN 2007).

Figura 7 – A) *Salvinia auriculata*; B) Ilustração



Fonte: Adaptado de Plantas e flores (2019); Tavares (2002)

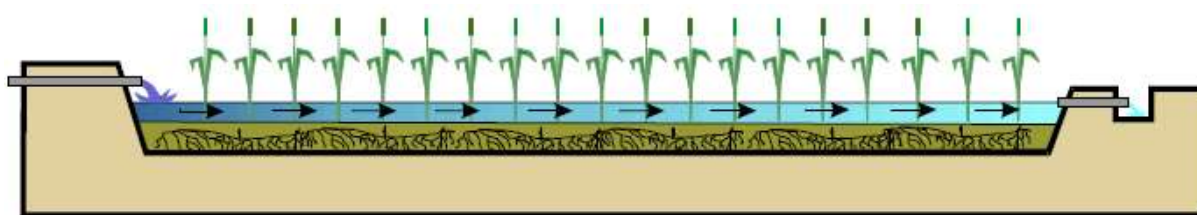
2.2. SISTEMAS WETLANDS

2.2.1. Wetlands com plantas emergentes e fluxo superficial

Esse sistema é um dos mais antigos tendo mais de 30 anos de operação na Holanda (GREINE, DE JONG, 1984). No solo é cultivada uma planta típica dos sistemas naturais de “wetlands” como a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.

Uma lâmina de água de 10 - 40 cm é mantida sobre a superfície do solo. A purificação da água ocorre por diversos mecanismos de ação de microorganismos que ficam fixados no liter e na superfície do solo e na parte submersa da caule das plantas. Dependendo da legislação do país ou estado, o sistema deve ser implantado sobre camadas de argila e/ou mantas plásticas especiais. A Figura 9 é um exemplo desse sistema, onde a água a ser tratada escorre pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes. Geralmente são construídos canais longos, sendo a lâmina de água variável. (SALATI *et al.*, 2009).

Figura 8 – Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial



Fonte: Salati *et al.* (2009)

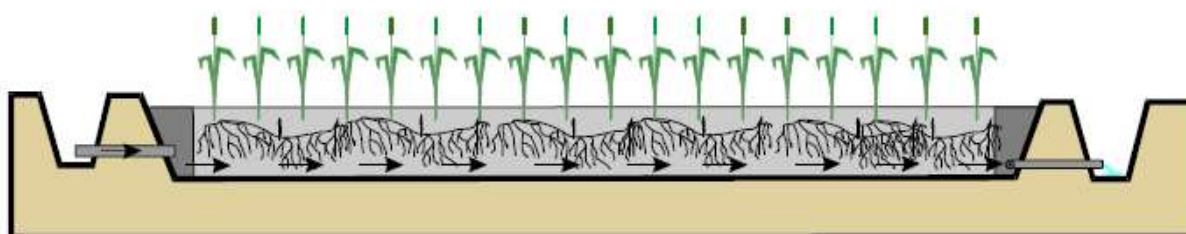
2.2.2. *Wetlands* com plantas emergentes e fluxo horizontal sub-superficial

Nesse sistema o efluente a ser purificado é introduzido através de um colchão de pedriscos, procurando-se induzir um fluxo horizontal, em um lençol de pedras ou pedriscos, no qual estão cultivadas as plantas escolhidas para o sistema. A água a ser tratada é mantida com fluxo horizontal em substrato formado por pedras, sendo cultivadas plantas emergentes (Figura 10). Em geral são construídos canais longos e estreitos, sendo a espessura da camada das pedras variável, porém da ordem de 0,50 cm (SALATI *et al.*, 2009).

As plantas têm duas funções importantes no processo, fornecendo oxigênio para os microorganismos na rizosfera e aumentando e estabilizando a condutividade hidráulica. O total de nutrientes retirado e armazenado nos tecidos das plantas é pequeno quando comparado com o total que existe na água afluyente ao sistema, contudo dependendo do projeto e das condições da água a ser purificada observa-se boa remoção de nitrogênio e fósforo. Os problemas que tem sido observado são o fluxo superficial que pode se formar, e em alguns casos, uma obstrução no

sistema diminuindo a condutividade hidráulica. No geral, as experiências obtidas com este tipo de sistema demonstram boa eficiência na remoção de sólidos suspensos e DBO (FINDLATER *et al.*, 1990; SCHIERUP *et al.*, 1990).

Figura 9 – Desenho esquemático de um sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial horizontal

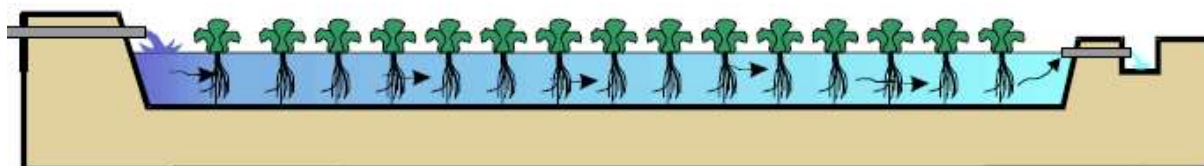


Fonte: Salati *et al.* (2009)

2.2.3. Wetlands com plantas flutuantes

Essas macrófitas geralmente são usadas em projetos com canais relativamente rasos, longos e estreitos com aproximadamente 0,70 m de profundidade (Figura 8) que podem conter uma espécie de plantas ou uma combinação de espécies. A ação depuradora desses sistemas que utilizam plantas flutuantes é devido a adsorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, absorção de nutrientes e metais pelas plantas, pela ação de microorganismos associados à rizosfera, pelo transporte de oxigênio para a rizosfera (SALATI *et al.*, 2009).

Figura 10 – Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes



Fonte: Salati *et al.* (2009)

Os principais problemas no manejo são os ventos fortes que podem remover as plantas (no caso das flutuantes livres), sendo assim necessário o planejamento de barreiras flutuantes (NGO, 1987). As principais vantagens são baixo custo de implantação, alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os

recursos hídricos e alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (SALATI *et al.*, 2009).

4. RESULTADOS

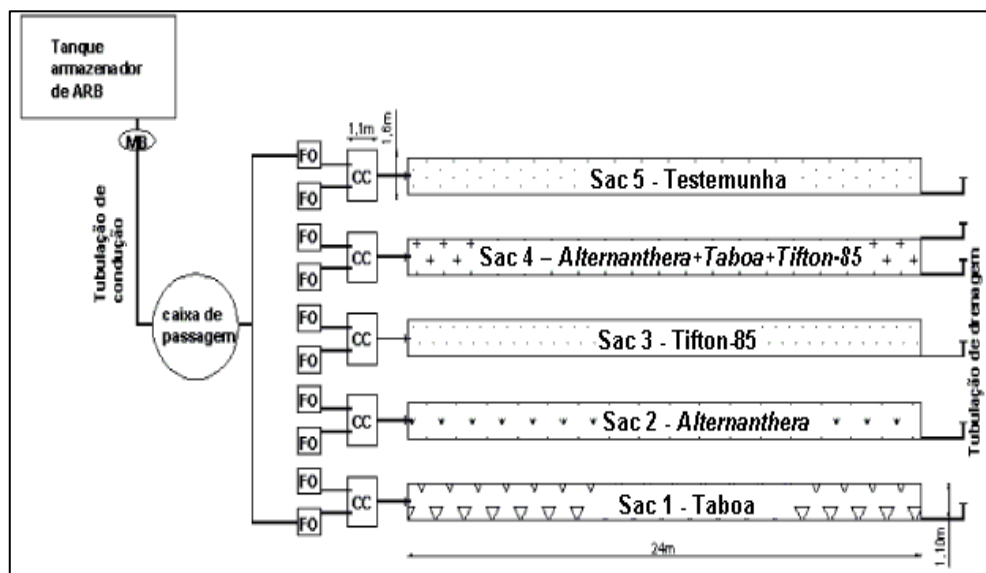
3.1. EMPREGO DAS MACRÓFITAS

A utilização de zonas húmidas para o tratamento de águas residuais domésticas surgiu em meados do século XX, relacionado ao trabalho de Käthe Seidel, que na década de 50 investigou as capacidades depurativas das plantas, principalmente o junco comum (*Schoenoplectus lacustres*). Durante seus estudos em lagoas, a Dra. Seidel notou que os juncos cresciam mais abundantemente em água poluída do que em água limpa. Como experimento, bombeou a água altamente poluída do Rio Reno em uma extremidade de um pântano de junco criado artificialmente e descobriu que o efluente que emergia na outra extremidade, depois de passar pelo sistema radicular do pântano por uma ou duas semanas, tinha quantidades substancialmente menores de fósforo e nitrogênio e um teor de oxigênio muito maior, assim com os resultados obtidos, começou-se a aplicar a técnica no tratamento de efluentes domésticos (VYMAZAL, 2010; WEBSTER, 1975).

3.1.1. Uso da *Alternanthera philoxeroides*

Matos *et al.* (2010), realizou um estudo construindo 5 SAC(s) de 24,0 m x 1,1 m x 0,7 m, impermeabilizados com geomembrana de policloreto de vinila (PVC) e preenchidos com 0,4 m de brita zero. Nos SAC1, SAC2 e SAC3 cultivou-se a Taboa (*Typha latifolia* L.), a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb e o capim *Tifton-85* (*Cynodon dactylon* Pers.), respectivamente. No SAC4, foi plantada a *Alternanthera* no 1º terço, a Taboa no 2º terço e o capim *Tifton-85* no 3º terço do leito. O SAC5 não foi cultivado e serviu como testemunha sem plantas (Figura11).

Figura 11 – Perfil esquemático da Estação Experimental de Tratamento



Fonte: Matos *et al.* (2010)

Segundo os autores, a fim de proceder ao tratamento primário, a água residuária proveniente da suinocultura (ARS), antes de ser aplicada nos SAC(s), passou por filtro orgânico constituído por leito de bagaço de cana-de-açúcar picado. As 11 amostras de água foram coletadas a cada 15 dias e antes dos SAC(s) (efluente dos filtros orgânicos), dentro de cada uma das cinco caixas de controle, e na saída do efluente de cada SAC.

Na Tabela 3 são apresentadas as eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo para cada macrófita presente no estudo, e como se pode observar a *Alternanthera* (SAC 2) obteve bons resultados, conseguindo uma eficiência média de remoção de 60,5% para o nitrogênio total, e 54,8% para o fósforo.

A análise dos dados do trabalho, permitiu verificar que não houve diferenças significativas entre a *Alternanthera* (SAC 2) e a *Tifton 85* (SAC 3). O SAC 4 (de composição mista) apresentou resultados satisfatórios e com médias levemente superiores. A menor eficiência de remoção, para os três parâmetros considerados, foi relatada para o SAC 1 (Taboa). Os autores também analisaram a capacidade destes sistemas para a remoção de sólidos totais, e a *Alternanthera* conseguiu uma eficiência média de 63%.

Tabela 3 – Eficiência na remoção de N-total, NH₄⁺, e P obtidas com base na análise de 11 amostras coletadas ao longo do período de monitoramento dos 4 SA(s)

Variável	Tratamento	Eficiência de remoção (%)											Média (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
N-Total	SAC1 (Taboa)	57	69	60	54	41	54	36	42	41	61	41	51,0
	SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	83	87	73	51	48	57	54	60	46	71	36	60,5
	SAC3 (<i>Tifton 85</i>)	73	92	86	53	59	67	63	66	53	55	35	63,0
	SAC4 (Misto)	79	81	65	61	61	66	60	66	51	62	54	64,0
NH ₄ ⁺	SAC1 (Taboa)	90	62	21	60	23	32	27	35	59	44	55	46,0
	SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	98	75	46	61	16	32	26	66	42	66	39	51,5
	SAC3 (<i>Tifton 85</i>)	97	93	18	67	11	58	64	61	57	39	45	55,4
	SAC4 (Misto)	96	69	12	73	37	44	52	67	36	43	50	53,0
P	SAC1 (Taboa)	10	41	56	35	42	57	38	25	15	11	33	33,0
	SAC2 (<i>Alternanthera</i>)	54	77	72	57	49	70	62	51	40	34	37	54,8
	SAC3 (<i>Tifton 85</i>)	7	71	87	50	53	80	58	43	62	51	47	53,0
	SAC4 (Misto)	56	78	62	33	63	69	58	52	28	38	50	55,0

Fonte: Adaptado de Matos *et al.* (2010)

Barros (2005) investigou a absorção de nutrientes por macrófitas. Construiu um sistema *wetland* de fluxo subsuperficial, para o tratamento de água residuária de suinocultura na “Área Experimental e Drenagem” do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), utilizando *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, *Cynodon dactylon* (Tifton 85) e *Typha latifolia* L. Viçosa, apresenta uma temperatura média de 20.4°C.

As três espécies selecionadas por Barros, foram plantadas em tanques diferentes durante a segunda quinzena do mês de abril/2004. A distância entre as plantas foi de 0,30 x 0,30m, de maneira a preencher toda a extensão dos tanques e em todos os tanques foi aplicada água residuária de suinocultura.

Estabeleceram-se os seguintes tratamentos: Tratamento 1 (T1), o local aonde chega o dejetos de suinocultura, ou seja, local mais contaminado; tratamento 2 (T2), corresponde ao final do tanque onde a água sai “tratada” ou pelo menos, com menor eutrofização, e em função da declividade do sistema ocorre maior acúmulo de água; e tratamento controle (TC), local livre de contaminação. Foram analisados órgãos aéreos destas espécies, coletadas nos três tratamentos.

A autora observou que a *Alternanthera philoxeroides* acumulou maior quantidade de nutrientes extraídos a partir do efluente e *Cynodon dactylon* foi a espécie com menor acúmulo. Através dos dados da Tabela 4, o nitrogênio foi o elemento químico mais expressivo nos tecidos das plantas. Entre as espécies investigadas, *A. philoxeroides* se mostrou a mais eficiente e promissora no sequestro de nutrientes neste tipo de sistema de depuração de águas residuária, incorporando nitrogênio e fósforo nos seus tecidos, na proporção de 5,20 e 0,83 dag/kg respectivamente no T1. No T2 e TC, apesar das quantias disponíveis e absorvidas diminuírem, verifica-se que *A. philoxeroides* acumulou mais N e P que as outras espécies presentes no estudo.

Segundo Barros, dois fatores principais podem estar atuando em T1, a maior disponibilidade do elemento e, ou, maior capacidade de absorção pelas plantas; em T2 onde o substrato é mais alagado e a disponibilidade de nutrientes mais baixa a absorção deve ser afetada.

Tabela 4 – Análise de nutrientes na parte aérea de *Alternanthera philoxeroides* (Mart) Griseb, *Cynodon dactylon* (Tifton 85) e *Typha latifolia* L., cultivadas em água residuária de suinocultura

Macrófitas / Tratamento		Parâmetros			
		Nitrogênio (N)	dag/kg (%)	Fósforo (P)	dag/kg (%)
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	T1	5,20	±0,29	0,83	±0,07
	T2	3,79	±0,50	0,56	±0,06
	TC	2,49	±0,17	0,36	±0,10
<i>Cynodon dactylon</i>	T1	3,35	±0,33	0,43	±0,05
	T2	3,60	±0,14	0,42	±0,06
	TC	1,96	±0,07	0,13	±0,06
<i>Typha latifolia</i>	T1	2,97	±0,32	0,49	±0,06
	T2	2,77	±0,56	0,39	±0,08
	TC	1,37	±0,48	0,27	±0,06

Fonte: Adaptado de Barros (2005)

FIA *et al.* (2008), em Viçosa-MG, realizou um estudo com taboa (*Typha sp.*) e a *Alternanthera* avaliando a remoção de nutrientes por estas espécies, quando cultivadas em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACESFs), utilizados no tratamento das águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro (ARC).

Contudo, as plantas cultivadas não se adaptaram às condições de exposição a altas cargas orgânicas e de nutrientes, não apresentando bom desempenho na extração de nutrientes. Os autores atribuíram isso ao fato nas macrófitas terem sido plantadas no início do inverno.

Quando cultivadas em diluição 50% v/v (SAC^F₁), correção de pH e nutrientes e após passar por digestão em filtro anaeróbio, a *Alternanthera* foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a remover aproximadamente 4,6% e 28,8% de todo o N e P aplicado no SAC^F₁. Em comparação, a Taboa extraiu, aproximadamente 0,58 e 5,55%, respectivamente.

3.1.2. Uso da *Nymphoides indica*

Estudos conduzidos por Palma-Silva *et al.* (2008) mostraram que a macrófita *Nymphoides indica* possui um crescimento sazonal, com os maiores valores de biomassa e produtividade primária ocorrendo nos meses de primavera (setembro a dezembro), quando a comunidade acumula grande quantidade de nutrientes. No estudo, foram realizados em laboratório as análises das concentrações de Nitrogênio total (Nt), Fósforo Total (Pt), na biomassa das plantas e na coluna de água.

As amostras de água foram coletadas no lago Biguás localiza-se no Campus Carreiros da Fundação Universidade Federal do Rio Grande e feitas mensalmente, entre out/2000 e set/2001, em dois pontos, sendo um no interior do estande monoespecífico de *N. indica* (profundidade de 50 a 70 cm) e outro na zona limnética adjacente (profundidade entre 90 e 120 cm), sem a presença das plantas. Após as análises os autores puderam concluir que na biomassa de *N. indica* obteve-se em dez/2000 a maior razão C:N:P (130:6:1) e em jan/2001 a menor razão (80:6:1). Se observou um declínio na razão C:N:P, devido ao aumento na concentração de fósforo na biomassa da planta. Neste período, a planta apresentou uma alta taxa de absorção de fósforo.

A partir das baixas concentrações encontradas de nitrogênio e fósforo na coluna d'água, concluiu-se que essa espécie tem no sedimento a maior fonte para esses elementos.

Magalhães (2007), em estudo envolvendo a mesma macrófita, comparou duas populações de *Nymphoides indica* crescendo naturalmente em dois lagos distintos presentes no município de Rio Grande – RS: um perene (Lago I) e outro intermitente (Lago II).

Os teores investigados de N nas plantas oriundas do Lago I diminuíram a partir da segunda metade do período amostral, com o menor valor em dezembro (0,15 % MS). O Lago II mostrou padrão diferente com valores maiores na segunda metade do período amostral. Os teores de P nas plantas oriundas do Lago II foram maiores que no Lago I, alcançando em fevereiro de 2007 o máximo de 0,46 % MS, ao contrário do Lago I, diminuindo nos meses quentes do verão (Tabela 5).

Tabela 5 – Máximos teores de Nitrogênio e Fósforo de *Nymphoides indica*

Parâmetros	Lago I	Lago II
Nitrogênio (%MS)	3,7	3,1
Fósforo (%MS)	0,35	0,46

Fonte: Adaptado de Magalhães (2007)

As estruturas aéreas das plantas dos Lagos I e II mostraram média anual de 1,54 e 1,96 % MS para nitrogênio e 0,13 e 0,31 % MS para fósforo respectivamente. Segundo relato dos autores, o Lago II é um ambiente que sofre grande influência antropogênica, inclusive com os gados pastando e defecando nas proximidades. Provavelmente, a elevação de nutrientes observados nas plantas do Lago II, são devidos, em parte, à criação de gado em suas proximidades.

Ao analisar as estruturas aéreas, a *N. indica* no Lago I apresentou maiores concentrações de nitrogênio, antes do período de maior crescimento (dezembro de 2006) e o declínio das concentrações de nitrogênio e fósforo, coincidiu com período de maior biomassa das plantas. Segundo Brock *et al.* (1983) isso pode ser atribuído à rápida utilização dos nutrientes após a absorção nesse período, visto que o nitrogênio estocado e recursos de fósforo são gradualmente gastos durante o crescimento.

Greenway e Woolley (1999), estudando a eficiência da bioacumulação de nutrientes entre 60 espécies de macrófitas aquáticas, relataram a distribuição do conteúdo de fósforo e nitrogênio (mg.g^{-1}) aderida à cada parte da planta, Tabela 6.

Tabela 6 – Fósforo e nitrogênio absorvido por partes da macrófita

<i>Nymphoides indica</i>	Raiz / rizoma com folhas flutuantes		Folha / Caule	
	N	P	N	P
	19.89 (± 6.3)	12.19 (± 3.7)	25.89 (± 11)	6.69 (± 2.0)

Fonte: Adaptado de Greenway, Woolley (1999)

Destaca-se a acumulação de fósforo nas raízes de *N. indica* e a grande capacidade desta planta em remover nutrientes tanto da coluna d'água quanto do sedimento.

3.1.3. Uso da *Salvinia auriculata*

Estudos produzidos por Vieira (2014) e posteriormente por Vieira *et al.* (2017) demonstraram que *Salvinia auriculata* apresentou grande teor de N e P no tecido (raízes, bulbos e folhas).

Na instalação do experimento, 250 L de efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE) localizado no distrito de Montalvão, foram bombeados da lagoa facultativa para 20 recipientes de PVC, os tratamentos utilizaram o efluente distribuídos da seguinte forma: Efluente bruto, passando apenas pelo tratamento preliminar, sem a presença de plantas aquáticas (testemunha); e efluente bruto com a presença de *Salvinia auriculata*. A quantidade de plantas por caixa foi calculada para manter a ocupação de, aproximadamente, 80% das unidades experimentais, conforme relatos de Henry-Silva e Camargo (2008).

As coletas mensais de efluente foram realizadas em três ciclos subsequentes de manejo, totalizando três meses de experimentação (Abril, Maio e Junho/2013). Ao final de cada ciclo, os autores realizaram a coleta e a substituição das plantas em cada tratamento, sem, contudo, realizar a substituição do efluente.

As concentrações de P no efluente manejado com a macrófita foram menores quando comparadas ao efluente bruto, evidenciando a potencialidade da espécie estudada na assimilação deste nutriente (Tabela 7).

Tabela 7 – Atributos químicos do efluente bruto da ETE e com a macrófita utilizada nos tratamentos

Parâmetros	Efluente bruto	Efluente bruto com a macrófita
NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	22,32	14,11
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,13	1,04
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,76	-
P (mg L ⁻¹)	0,60	0,38

Fonte: Adaptado de Vieira *et al.* (2014)

A espécie *Salvinia auriculata* apresentou 36,8% de eficiência de remoção de NH₄⁺, em relação ao efluente bruto. A concentração inicial de P disponível na presença da macrófita sempre apresentou valores menores comparados ao

ambiente não vegetado, indicando uma eficiência de remoção 37,5% conforme demonstrado na tabela acima. Gopal (1990) já havia observado que a *Salvinia auriculata*, em condições naturais proporciona reduções significativas nas concentrações de N e P no efluente.

Coelho (2017) também contribuiu para o entendimento de *S. Auriculata*. Seu estudo foi baseado no potencial da macrófita em remover os elementos químicos de água residuária. O trabalho de pesquisa foi instalado em casa de vegetação, na Fazenda Experimental Lageado, pertencente à Faculdade de Ciências Agrônômicas - FCA, Campus de Botucatu/UNESP em São Paulo, que apresenta temperaturas médias de 20.5°C. O autor realizou os experimentos com água residuárias sem plantas e com a *S. auriculata*. Eles foram constituído de duas fases, a primeira entre 09 de janeiro e 06 de fevereiro de 2017, denominado de Experimento 1, e de 08 de fevereiro a 01 de março de 2017, denominado de Experimento 2. O autor observou que em ambos experimentos a macrófita apresentou um bom valor médio do teor de N-total e P-total como mostra a Tabela 8.

Tabela 8 – Teor de elementos químicos na macrófita

	N (g.kg⁻¹)	P (g.kg⁻¹)
Experimento 1	35,39	2,55
Experimento 2	33,93	3,06

Fonte: Adaptado de Coelho *et al.* (2017)

As médias da redução da concentração de elementos avaliados na água residuária em ambos experimentos do cultivo da macrófita podem ser observados na Tabela 9 abaixo.

Tabela 9 – Médias da redução da concentração de elementos avaliados na água residuária do cultivo da macrófita aquática flutuante, Botucatu, SP, 2017

	N (%)	P (%)
Experimento 1	54,16	76,87
Experimento 2	66,09	92,76

Fonte: Adaptado de Coelho *et al.* (2017)

Segundo o estudo, a macrófita se mostrou capaz de remover altas quantidades de nitrogênio e fósforo, alcançando até 92,76% de eficiência para fósforo, revelando-se uma boa escolha em tratamentos alternativos de águas residuárias.

Vitorino *et al.* (2012) utilizou o sistema *wetland* com macrófitas flutuantes *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes* e as macrófitas emergentes *Cyperus giganteus*, *Cyperus comosus* e *Cyperus alternifolius* para o tratamento terciário, aplicada na Estação de Tratamento de Esgoto de Araruama/RJ, local que apresenta temperaturas médias de 24°C.

Na ETE estudada, os módulos aplicados foram o de zonas húmidas de superfície de água livre, ou seja, zonas húmidas em que a superfície da água é exposta à atmosfera, com a implantação de macrófitas flutuantes nas lagoas de decantação.

Nos experimentos, o autor percebeu que para a extração de nutrientes de águas residuárias, as macrófitas flutuantes são de mais fácil manejo e sua remoção periódica faz com que atinjam o dobro da eficiência das demais. Os resultados das análises demonstram uma eficácia mais significativa na primeira fase de remoção do sistema *wetland*, representada pelas macrófitas flutuantes de fluxo livre (*Salvinia auriculata* + *Pistia stratiotes*) implantadas nas lagoas de decantação. Percebe-se que em média 60% da remoção de P total e N total encontram-se nessa fase.

Teixeira (2013), em seu estudo, verificou a variação da concentração de nitrogênio e fósforo na água entre os períodos de seca e cheia das lagoas e, se a concentração desses nutrientes influencia a alocação de biomassa de *S. auriculata*. Por fim, avaliou se existia alguma relação direta entre a concentração de nitrogênio e fósforo na água e na biomassa de *S. auriculata*.

Segundo o autor, períodos de seca e cheia influenciam aspectos reprodutivos e vegetativos de *S. auriculata*, no entanto, não se observou alocação diferencial de biomassa entre estruturas reprodutivas e vegetativas. A alocação de biomassa para estruturas vegetativas e reprodutivas de *S. auriculata*, bem como acúmulo de nutrientes em sua biomassa não foram influenciados pela concentração de N e P na água.

Teixeira justifica que a ausência de correlação entre as concentrações de nitrogênio total e de fósforo total na água e a alocação de biomassa para estruturas vegetativas de *S. auriculata*, pode ter ocorrido devido à baixa concentração desses

nutrientes na água das lagoas estudadas. Segundo Al-Hamdani e Sirna (2008), concentrações de nitrogênio entre 1 e 10 mg/L e concentrações de fósforo entre 0,1 e 1 mg/L podem ser consideradas baixas para o crescimento desta macrófita. Assim, a baixa disponibilidade desses nutrientes não se mostrou suficiente para influenciar o crescimento e a alocação de biomassa para as diferentes estruturas da *S. auriculata*.

3.2. DISPOSIÇÃO FINAL DAS MACRÓFITAS

O potencial de absorção de nutrientes por macrófitas é determinado pelo aumento de biomassa e concentração dos nutrientes nos tecidos vegetais. Espécies de macrófitas que possuem rápida capacidade de produzir maior biomassa são as mais eficientes para tratamento de efluentes (HENRY-SILVA, CAMARGO, 2006).

A solução mais simples para o destino final dessa biomassa é a disposição em aterros sanitários que é regulamentado pela resolução CONAMA 308/2002 (Licenciamento ambiental de sistemas de disposição final dos resíduos sólidos urbanos gerados em municípios de pequeno porte), em aterros específicos (PÔMPEO, 2008). No entanto, em determinadas regiões, essa alternativa pode apresentar um custo bastante elevado, tornando o sistema economicamente desinteressante. Por essa razão, alguns estudos avaliam formas sustentáveis de reaproveitamento da biomassa resultante, tais como: (i) utilização para geração de biogás; (ii) utilização na composição de rações animais; e (iii) tratamento por compostagem para produção de fertilizantes (SILVA *et al.*, 2019).

Considerando o transporte de nutrientes, o fato corrobora para a ideia de utilizar a macrófita como fertilizante (SOUSA *et al.*, 2000; MAZZOLA *et al.*, 2005; MEES *et al.*, 2009). Dentre outros usos, cita-se também a possibilidade de empregar a *Salvinia auriculata* como organismo bioindicador de poluição por Cromo (PEREIRA *et al.*, 2012).

Os custos do tratamento e destino final adequados da biomassa resultante do emprego de zonas húmidas devem ser considerados como uma etapa de mesma importância que o próprio tratamento do efluente, pois esses serão determinantes na viabilidade real do uso de macrófitas.

5. DISCUSSÕES

Conforme os dados apresentados na literatura, as três macrófitas apresentadas se mostraram eficientes na remoção de nutrientes, contudo algumas características fisiológicas devem ser levadas em consideração na hora da escolha.

A opção entre plantas flutuantes fixas e livres acabam funcionando de maneiras diferentes, principalmente pelas características relacionadas ao biotipo de cada uma. Em um sistema com macrófitas enraizadas, por exemplo, para cada m³ de efluente a ser tratado, são necessários, aproximadamente, o dobro de tamanho para o reservatório, pois as macrófitas necessitam de material com o solo aonde se fixará. Já um sistema com macrófitas flutuantes não apresenta nenhum material de enchimento (areia, solo construído ou brita), dessa forma a capacidade do reservatório poderá ser aproveitada a seu máximo. Tal observação impacta sobre a área necessária para implementação das lagoas de tratamento. O mesmo ocorrerá com macrófitas emergentes, que no exemplo citado, funcionariam de forma semelhante às flutuantes fixas, carecendo ampliação da capacidade do reservatório.

Analisando em particular cada opção, a macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb apresentou bons resultados. Além de sua capacidade de remover nitrogênio e fósforo, a macrófita também apresentou bom desempenho na remoção de sólidos, mais um ponto positivo levando em conta a ETE que foi a motivação do presente estudo. Contudo de acordo com Lorenzi (2000), em lagos, ela cresce enraizada no fundo, liberando-se com o tempo e formando ilhas flutuantes e, em canais impede a circulação da água, o que pode vir a se tornar um problema dependendo do local de implantação do sistema.

Já a *N. indica* se mostrou capaz de sobreviver em ambientes com diferentes níveis de água, facilitando o manuseio da macrófitas em tempos de seca, além de ter conseguido remover quantidades significativas de nutrientes. A problemática seria a falta de estudo explorando melhor seu potencial fitorremediador para o efluente específico.

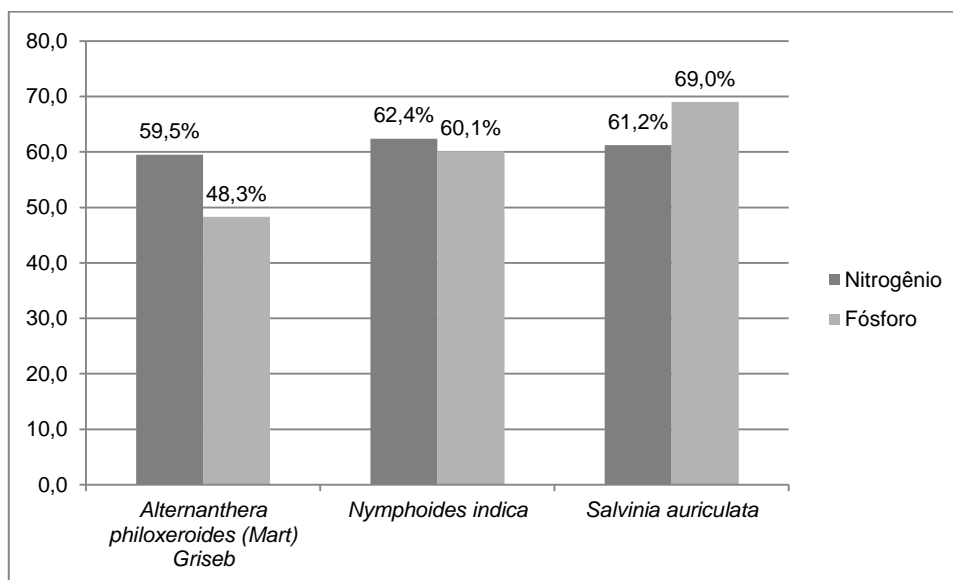
Os estudos envolvendo a *Salvinia auriculata* obtiveram os melhores resultados. Apesar disso, deve-se ter cuidado, pois a macrófita pode ser considerada como invasora, por se propagar de forma indesejada em diferentes ecossistemas aquáticos, principalmente os que são enriquecidos de nutrientes (HENRY-SILVA, CAMARGO, 2006). Embora macrófitas flutuantes livres tenham o atrativo de serem

de fácil manuseio e transporte, existe o aspecto negativo de poderem ser arrastadas pela correnteza, vento e até mesmo por animais. Ainda que, em alguns casos possam apresentar estratégias de contenção e sobrevivência as margens dos reservatórios.

Compreende-se que esta maior facilidade de manuseio e de realizar implantações em laboratório empregando macrófitas flutuantes livre possa ser o motivo de poucos estudos a respeito de outros tipos de macrófitas. Contudo, através dessa revisão não se pode atribuir a um biótipo específico a maior ou menor eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo.

Para melhor entendimento, no gráfico da Figura 12 estão representadas as respectivas eficiências médias de remoção de nitrogênio e fósforo das três espécies de macrófitas estudadas.

Figura 12 – Eficiências médias de remoção de nitrogênio e fósforo



Fonte: Autora.

Como se pode observar a macrófita *Salvinia* obteve mais destaque, com remoção média de 61,2% para o nitrogênio e 69,0% para o fósforo, seguido da *Nymphoides* com 62,5% para o nitrogênio e 60,1% para o fósforo, e por último a *Alternanthera* obtendo 59,5% para o nitrogênio e 48,3% para o fósforo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As três macrófitas alvo desse estudo apresentaram alto potencial de absorção de nitrogênio e fósforo. Entre seus prós e contras, destacando-se como melhor escolha para remoções de nutrientes na coluna d'água a *Salvinia auriculata*, principalmente se o estudo for realizado em laboratório e ambientes lânticos controlados, onde não há a problemática da correnteza.

De forma geral, a implantação de sistemas alternativos do tipo wetlands para o tratamento de águas residuárias, mostra-se eficaz na remoção de nutrientes e atrativo do ponto de vista estético e econômico. Entretanto, ressalta-se que o emprego deste tipo de sistema deve ser encarado como complementar ao tratamento convencional em ambientes urbanos e de saneamento em áreas rurais.

O levantamento bibliográfico resultou em um restrito número de estudos e a carência de padronização de condições para efeitos comparativos de eficiência. Recomenda-se para futuras pesquisas, aplicar testes utilizando as macrófitas citadas (*Alternanthera philoxeroides*, *Nymphoides indica* e *Salvinia auriculata*) sob condições semelhantes e mesmo efluente, podendo fazer o uso tanto de sistemas de wetlands individuais como sistemas mistos envolvendo estas macrófitas.

7. REFERÊNCIAS

- ABRANTES, L. L. M. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis*. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.
- AL-HAMDANI, S. H.; SIRNA, C. B. *Physiological responses of Salvinia Minima to different phosphorus and nitrogen concentrations. American Fern Journal, Washington*, v. 98, n. 2, p.71-82, 2008.
- ALMEIDA, R. A. Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes. Tese (Doutorado em Agronomia: Produção Vegetal) – Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2005.
- AMARAL, M. C. E. *Menyanthaceae In: Lista de Espécies da Flora do Brasil*, 2010. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010/FB010054>. Acesso em: 20 jun. 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 9642: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário Rio de Janeiro: ABNT, 1986.
- ATLAS, Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul. Clima, temperatura e precipitação, 2020. Disponível em: <https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/clima-temperatura-e-precipitacao>. Acesso em: 14 jun. 2021.
- BAPTISTA, J. C. *Microbial Communities in subsurface flow wetlands*. Maio 8-10, Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, p. 265-272, 2003.
- BARBIERI, R.; ESTEVES, F. A.; REID, J. W. *Contribution of to aquatic macrophytes to the nutrient budget of Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*, v. 22, p. 1631-1635, 1984.
- BARBIERI, R.; ESTEVES, F. A. *The chemical composition of some aquatic macrophyte species and implications for the metabolism of a tropical lacustrine ecosystem – Lobo Reservoir, São Paulo, Brazil. Hydrobiologia*, v. 213, p. 133–140, 1991.
- BARROS, A. L. Morfo-anatomia e teor de nutrientes em três espécies vegetais cultivadas em sistema “*wetland* construído”, 2005.
- BERNET, N.; HABOUZIT, F.; e MOLETTA, R. *Use of an industrial effluent as a carbon source for denitrification of a high-strength wastewater. Applied Microbiology Biotechnology*, p. 92-97, 1996.
- BEVERIDGE, M.C.M.; PHILLIPS, M.J.; CLARKE, R.M. *A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production*. In: BRUNE, D.E. e TOMASSO, J.R. (eds.) *Aquaculture and water quality, Clemson University, USA*. p. 506-533, 1991.

BINI, L. M. *et al.* *Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. Hydrobiologia, The Hague*, v. 415, p. 147-154, 1999.

BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Uso de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura. Boletim da Associação Brasileira de Limnologia. Disponível em: [http://www.ablimno.org.br/boletins/pdf/bol_38\(2-1\).pdf](http://www.ablimno.org.br/boletins/pdf/bol_38(2-1).pdf). Acesso em: 05 jul. 2021.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 14.026, de 15 de Julho de 2020; “Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984.”; Brasília, DF 15 de julho de 2020.

BRIX, H. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands System Design, Removal Processes and Treatment Performance*. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Ed. By Gerald A. Moshiri. Lewis Publishers, 1993.

BROCK, Th.C.M., BONGAERTS, M.C.M., HEIJNEN, G.J.M.A., HEIJTHUIJSEN, J.H.F.G. *Nitrogen and phosphorus accumulation and cycling by Nymphoides peltata (GMEL.) O. Kuntze (Menyanthaceae)*. *Aquatic Botany*, v. 17, p. 189–214, 1983.

BYRD, J. D. Mississippi State University, Bugwood.org, 2018.

CAMARGO, A.F.M.; ISHII I.H.; ESTEVES, F.A. 1983. Liberação de compostos orgânicos e inorgânicos para a coluna d’água durante o processo de decomposição de duas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 3. UFSCar. p. 87-99 , 1983.

CAMPOS, J. M.; TEIXEIRA, J. Balanço de fósforo e nitrogênio em leitos cultivados com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 24, p. 1-11, 2019.

CEVE, A. Avaliação de *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal para o tratamento de esgoto sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.

CHAO, I. R. S. Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água. 2006. PhD Thesis. Universidade de São Paulo. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-14122006-145950/en.php>. Acesso em: 10 mai. 2021.

CLARK, R.; *Marine Pollution*, 5th ed., p 2 – 4. Oxford University Press: Oxford, 2002.

COELHO, J. C. Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária. 2017.

CONAMA, Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente; “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais

para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.”; publicada no Diário Oficial da União em 18/03/2005; Brasília, DF.

CONAMA, Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente; “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA”; publicada no Diário Oficial da União em 16/05/2011; Brasília, DF.

CONSEMA, Resolução nº 355, de 13 de julho de 2017. “Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul”; publicada em Diário Oficial do Estado em 19/07/2017; Porto Alegre, RS.

CORDAZZO, C. V.; SEELINGER, U. Guia ilustrado da vegetação costeira do extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ed. da FURG, 1988.

DAUVIN JC, RUELLET T, DESROY N, JANSON AL. *The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. Marine Pollution Bulletin.* v.55 (1-6). p. 241–257, 2007.

DIAS, V.N., M.M. INÁCIO, P.M. PACHECO, J.C. LOPES, P.F. CORREIA & E.A. SOUTINHO. 2002. Fito-ETARs: pressupostos teóricos de funcionamento e tipos. Disponível em: http://www.apesb.pt/Comunicacoes/9_PAPER_2.htm. Acesso em: 19 dez. 2020.

EL BAYOUMY, M. A *et al.* *Sulfide Production by Sulfate Reducing Bacteria with Lactate as Feed in an Upflow Anaerobic Fixed Film Reactor. Water, air & soil pollution*, v. 112, p. 67-84, 1999.

ESTEVEZ F. A. Fundamentos de Limnologia. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998.

FEIS. *Phragmites australis*, 2006. Disponível em: <https://www.fs.fed.us/database/feis/plants/graminoid/phraus/all.html>. Acesso em: 27 jul. 2021.

FIA, R. *et al.* Desempenho agrônômico da *thypha sp.* e *alternanthera philoxeroides* mart utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Revista Engenharia na Agricultura-Reveng*, v. 16, n. 4, 2008.

FILHO, G. R. R. *et al.* Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 5, p. 131-134, 2001.

FLORA DIGITA. *Nymphoides indica*, 2017. Disponível em: http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open_sp.php?img=16548. Acesso em: 23 abr. 2021.

FINDLATER, B. C.; HOBSON, J. A.; COOPER, P. F. *Reed bed treatment systems: performance evaluation*. In: *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P. F. Cooper and B. C. Findlater, Eds. *Advances in Water Pollution Control*, Pergamon Press, Oxford, 1990.

GAO, J.; XIAO, Q.; YIN, L.; HE, G. *Isolation of cDNA clones for genes up-regulated in drought-treated *Alternanthera philoxeroides* root*. *Journal Molecular Biology Reports*, v. 35, p. 485-488, 2008.

GARCIA, D. C. de O. *Avaliação de lagoas de lemnaáceas no polimento de esgoto doméstico e produção de biomassa*, 2015.

GASIUNAS, V.; STRUSEVICIUS, Z.; STRUSEVICIENE, M. S. *Pollutant removal by horizontal subsurface flow constructed wetlands in Lithuania*, *Journal of Environmental Science and Health, Philadelphia*, v. 40, n. 6/7, p. 1467-1478, 2005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1081/ESE-200055889>. Acesso em: 01 ago. 2021.

GERLOFF, G.C.; KROMBOLZ, P.H. *Tissue analysis as a measure of nutrient availability for the growth of angiosperm aquatic plants*. *Limnology and Oceanography*, v. 11, p. 529-537, 1966.

GONÇALVES, E. G., & LORENZI, H. J. *Morfologia vegetal: organografia e dicionário ilustrado de morfologia das plantas vasculares*. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2007.

GOPAL, B. *Aquatic weed problems and management in Asia*. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.). *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University, p. 318-340, 1990.

GOVERNO DO BRASIL: *Novo Marco de Saneamento é sancionado e garante avanços para o País*. Disponível em: <https://www.gov.br/pt-br/noticias/transito-e-transportes/2020/07/novo-marco-de-saneamento-e-sancionado-e-garante-avancos-para-o-pais>. Acesso em: 03 jul. 2021.

GREENWAY, M.; WOOLLEY A. *Constructed Wetlands in Queensland: Performance Efficiency and Nutrient Bioaccumulation*. *Ecological Engineering*, p. 39-55, 1999. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00053-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00053-6). Acesso em: 17 mar. 2021.

GUIMARÃES, A. B. *et al. Treatment of domestic wastewaters in rural zone by using aquatic plant system*. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 2000, Trento. *Proceedings...* Trento: Hyper, p.237-243, 2000.

HELBING, U. W.; ESTEVES, F. A.; TILZER, M. M.; STABEL, H. H. *Influência dos produtos de decomposição da macrófita aquática *Nymphaea indica* (L.) O. Kuntze, na decomposição química da água da Represa do Lobo (Broa) – São Paulo*. *Acta Limnol. Brasil*, v. 1, p. 611 – 637, 1986.

HENRIQUE, I. N. *et al.* II-376-Fitorremediação utilizando macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de esgoto doméstico, 2019.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Planta Daninha*, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, p. 181-188, 2008.

INSTITUTO TRATA BRASIL. Ranking do saneamento, 2021. Disponível em: https://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/Ranking_saneamento_2021/Relat%C3%B3rio_-_Ranking_Trata_Brasil_2021_v2.pdf. Acesso em: 07 out. 2021.

IRGANG, B. E.; GASTAL, C.V.S. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. Porto Alegre: Ed. dos autores. n.p, 1996.

JOLY, A. B. 1985. Botânica: Introdução à taxonomia vegetal. 7^o ed. São Paulo/SP: Editora Nacional. n.p, 1985.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgoto Doméstico. Rio de Janeiro. 6^o ed, p n.p, 2011.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L. *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL, 1996.

KETCHUM, L. H.; LIAU, P. C.; IRVINE, R, L. Economic evaluation of sequencing batch reactors. *Water Science & Technology*, v35, n. 6, p.137-144, 1979.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. Plantas infestantes e nocivas. Tomo III. 2 ed. São Paulo: BASF, p. 124, 2000.

KLETECKE, R. M. *et al.* Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais. *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta*, 2011.

KÖSE, T. E, KIVANÇ, B. 2011. Adsorption of phosphate from aqueous solutions using calcined waste eggshell. *ChemicalEngineeringJournal* p. 34 – 39, 2011.

LEROY, J. A. S. Checklist das macrófitas aquáticas do RN com reforço amostral e florística do grupo na APA Bonfim-Guaraíra. Dissertação de Mestrado. Brasil, 2015.

LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. São Paulo: Nova Odessa, n.p, 1982.

LORENZI, H. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas, 3 ed. Nova Odessa, São Paulo, Instituto Plantarum, 2000.

- MAGALHÃES, U. A. S. Estudos eco-fisiológicos de nymphoides indica (L.) O. Kuntze (menyanthaceae) em ambientes com diferentes níveis de alagamento. 2007. Dissertação de Mestrado. FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE, 2007.
- MALLMANN, E. H. Estudo comparativo entre lagoas de alta taxa de produção de algas e macrófitas em escala piloto como parte do tratamento secundário de águas residuais, 2015.
- MARTÍNEZ, M.; SÁNCHEZ, M, G. Descripción anatómica vegetativa de dos espécies de Nymphoides (Menyanthaceae). Revista Mexicana de Biodiversidad, México, v. 77, p. 81-87, 2006.
- MATOS, A. T.; DA SILVA F. W.; MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.
- MAVIOSO, J. F. Tratamento de águas residuais através de leitos de macrófitas. Trabalho final de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Setembro, Lisboa, 2010.
- MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. Rev. bras. eng. agríc. ambient., v. 9, n. 2, 2005.
- MEES, J. B. R.; GOMES, S. D.; BOAS, M. A. V.; FAZOLO, A.; SAMPAIO, S. C. *Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using Eichhornia crassipes and evaluation of the generated biomass composting.* Engenharia Agrícola, v. 29, n. 3, p. 466-473, 2009.
- METCALF, B. EDDY, I. N. C. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.* 3 ed. Nova Iorque: McGraw-Hill, 1991.
- METCALF, B. EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.* 4 ed. Nova Iorque: McGraw - Hill, International Editions, 2003.
- MUGA, H.E. *et al. Treatment Performance of Wastewater Lagoons in South Yungas Province of Bolivia. World Environmental and Water Resources Congress 2009: Great Rivers* © ASCE, 2009.
- NAQVI, S.M., RIZVI, S.A. *Accumulation of chromium and copper in three different soils and bioaccumulation in an aquatic plant, Alternanthera philoxeroides. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* p. 55-61, 2000.
- NEVES, E. L., LEITE, K. R. B., FRANÇA, F., MELO, E. Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil, Sitientibus Série Ciências Biológicas, 6 (1): p. 24-29, 2006.
- NUVOLARI, A. (coord.). Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. 1 ed. São Paulo: Edgard Blucher do Brasil, 2003.

- OLIVEIRA, J. A. *et al.* Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de salvinia e aguapé. *R. Bras. Fisiol. Vegetal*, v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.
- PALMA-SILVA, C. *et al.* *Nymphoides indica* LO Kuntze (*menyanthaceae*) em um pequeno lago raso subtropical. (Rio Grande, RS), 2008.
- PAN, X. Y.; GENG, Y. P.; ZHANG, W. J.; LI, B.; CHEN, J. K. *The influence of abiotic stress and phenotypic plasticity on the distribution of invasive Alternanthera philoxeroides along a riparian zone.* *Acata Oecologica*, v. 30, p. 333–341, 2006.
- PERERA, P.; BAUDOT, B. Processos extensivos de tratamento das águas residuais adaptados a pequenas e médias aglomerações (500-5.00 habitantes equivalentes) – Aplicação da Directiva 91/271 do Conselho de 21 de Maio de 1991 relativa ao tratamento de águas residuais urbanas, *Servicos das Publicacoes Oficiais das Comunidades Europeias*, Luxemburgo, 2001.
- PEREIRA, P. F.; ANTUNES, F.; BRAGA, V.F.; RESENDE, C.F.; RIBEIRO, C.; PEIXOTO, P.H.P. *Liposoluble and hydrosoluble pigments in salvinia under chromium toxicity.* *Planta Daninha*, v. 30, n. 4, p. 697-703, 2012.
- PINDER III, J.E.; HINTON, T.G.; WHICKER, F.W. *Foliar uptake of cesium from the water column by aquatic macrophytes.* *Journal of Environmental Radio activity, Oxford*, v. 85, n. 1, p. 23-47, 2006.
- PLANTAS E FLORES. *Salvinia auriculata*, 2019. Disponível em: <https://plantasflores.net/salvinia-auriculata/>. Acesso em: 19 ago. 2021.
- POÇAS, C. D. Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2015.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.
- POTT, V. J.; POTT, A. *Plantas aquáticas do pantanal.* Brasília: Embrapa, 2000.
- PRESZNHUK, R.A.O., T.S. VAN KAICK, E.F. CASAGRANDE JR & H.A. UMEZAWA. 2003. Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes. In *Atas da Semana de Tecnologia: Tecnologia para quem e para quê? Um olhar interdisciplinar.* Editora Cefet-PR, Curitiba. 3 a 6 nov. 2003. Disponível em: www.ppgte.cefetpr.br/semanatecnologia/comunicacoes/tecnologia_apropriada_e.pdf. Acesso em: 27 fev. 2021.
- PULSHEN, A. *et al.* Tratamento biológico de efluentes sanitários em ETE mista. *Simpósio Internacional Sobre Gerenciamento De Resíduos Agropecuários e Agroindustriais*, v. 3, 2013.

PROSAB – PROGRAMA DE PESQUISA EM SANAMENTO BÁSICO. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: http://www.finep.gov.br/prosab/livros/prosab5_tema%202.pdf. Acesso em: 07 mai. 2021.

RAVEN, P. H., EVERT, R. F., EICHHORN, S. E. *Biologia Vegetal*, 7ª ed, Rio de Janeiro, 2007.

RIBEIRO, J. P. M. Uso de macrófitas lemnáceas para a remoção de nitrogênio do esgoto sanitário de uma lagoa de estabilização. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2016.

RICHARDS, J., H.; TROXLER, T.; LEE, D. W.; ZIMMERMAN, M. S. *Experimental determination of effects of water depth on Nymphaea odorata growth, morphology and biomass allocation. Aquatic Botany*, v. 95, p. 6 – 16, 2010.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. *Biológico*, São Paulo, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, 2003.

SCHIERUP, H. H.; BRIX, H.; LORENZEN, B. *Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - State of the art. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P. F. Cooper and B. C. Findlater, Eds. *Advances in Water Pollution Control*, Pergamon Press, Oxford, 1990.

SCHNEIDER, A. A. A flora naturalizada no estado do Rio Grande do Sul, Brasil: herbáceas subespontâneas. *Biociências*, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 257-268, 2007.

SEUBERT. M. Amarantaceae. Cols. 161–252, tt. 50–75. em Martius, CFP de (ed.), *Flora Brasiliensis*. Vol. V, pars I. p. 52, 1875.

SILVA, C. P.; ALBERTONI, E. F.; TRINDADE, C. P.; OLIVEIRA, S. O.; *Nymphoides indica* (L.) O. Kuntze (*Menyanthaceae*) em um pequeno lago raso subtropical (Rio Grande, RS). FURG, 2008.

SILVA, L. A. M. *et al.* Uso sustentável de macrófitas no tratamento de efluentes: uma revisão sistemática. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, p. 228-238, 2019.

SMOL, J.P. *Pollution of Lakes and Rivers: A paleoenvironmental perspective*. 2ª Ed. Blackwell Publishing, n.p, 2008.

SOUSA, J. T.; HAANDEL.; A. C. V.; COSENTINO, P. R. S. C.; GUIMARÃES, A. V. A. G. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas *wetlands* construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

SOUZA, F. B. Produção de biomassa de algas e macrófitas em lagoas de tratamento de efluentes sanitários, 2018.

TALBOT, C. e HOLE, R. *Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. Journal of Applied Ichthyology, Germany*, p. 258-270, 1994.

TAO, Y.; CHEN, F.; WAN, K.; LI, X.; LI, J. *The stutural adaptation of aerial parts os Invasive Alternanthera philoxeroides to water regime. Journal of Plant Biology*, v. 52, p. 403-410, 2009.

TAVARES, K. S. A comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do médio e baixo Rio Tietê (SP) e em lagos da bacia do médio Rio Doce (MG), 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G. *Constructed wetlands: natural treatment system. In G. Tchobanoglous. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3. ed. Metcaft. & Eddy. Mc Graw-Hill, Toronto. p. 992-1002, 1991.

TEIXEIRA, E. *Influence of droughts and floods in permanent lagoons upon the production of reproductive structures and biomass allocation ti reproductive and vegetative structures of Salvinia auriculata Aublet (Salviniaaceae)*, 2013.

THOMAZ, S. M; *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: UEM, 2003.

TSUNEDA, S.; OHNO, T.; SOEJIMA, K.; HIRATA, A. *Simultaneous nitrogen and phosphorus removal using denitrifying phosphate-accumulating organisms in a sequencing batch reactor. Biochem Eng J.* p. 191-196, 2006.

UNICEF. 1 em cada 3 pessoas no mundo não tem acesso a água potável, dizem o UNICEF e a OMS, 2019. Disponível em: <https://www.unicef.org/brazil/comunicados-de-imprensa/1-em-cada-3-pessoas-no-mundo-nao-tem-acesso-agua-potavel-dizem-unicef-oms>. Acesso em: 20 set. 2021.

UFSCAR. Macrófitas, 2015. Disponível em: http://www.ufscar.br/~probio/macrof_des.html. Acesso em: 27 mar. 2021.

UKRBIN. *Typha angustifolia L*, 2019. Disponível em: https://ukrbn.com/show_image.php?imageid=100624&big=1. Acesso em: 20 jun. 2021.

UOL. Cartão-postal de Florianópolis: Lagoa da Conceição enfrenta "maré marrom". Disponível em: <https://noticias.uol.com.br/meio-ambiente/ultimas-noticias/redacao/2021/03/07/cartao-postal-de-florianopolis-lagoa-da-conceicao-enfrenta-mare-marrom.htm>. Acesso em: 01 set. 2021.

USEPA. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. Cincinnati, Ohio: United States Environmental Protection Agency, p. 1-166, 2000.

USEPA. *Occurrence of Contaminants of Emerging Concern in Wastewater From Nine Publicly Owned Treatment Works*. Washington, DC: EPA-821-R-09-009, 2009.

VICZNEVSKI, I. S. & G.B. Marchesini. Programa de saneamento rural: tratamento biológico de esgoto doméstico por zona de raízes. Secretaria da Agricultura e Meio Ambiente/Fundação Municipal 25 de Julho, Joinville. Folder, n.p, 2002.

VIEIRA, B. *et al.* Remoção de nutrientes de efluentes líquidos através de lagoas de lernas com chicanas, 2013.

VIEIRA, M. C. *et al.* Remoção de N e P de efluente doméstico por plantas aquática flutuantes. In: Colloquium Agrariae. ISSN: 1809-8215. p. 77-87, 2017.

VIEIRA, M. C. Potencial de remoção de nutrientes de efluente doméstico por plantas aquáticas flutuantes, 2014.

VITORINO, F. A.; GONTIJO, C. A. V.; LERMONTOV, A. *Wetlands: processos naturais para remoção de nutrientes em estações de tratamento de esgotos.* Simpósio Luso-Brasileiro de engenharia sanitárias e ambiental, v. 15, 2012.

VON SPERLING, M. *Estudos de modelagem da qualidade da água de rios.* Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Vol. 7. n.p, 2007.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. V. 1, 2 ed., p. 17 – 21, 2005.

VYMAZAL J. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.* Water. V. 2, p 530-549, 2010.

WEBSTER, B. Juncos usados em pântanos artificiais para filtrar água.: *The New York Times*, mar, 1975. Disponível em: <https://www.nytimes.com/1975/03/09/archives/bulrushes-being-used-in-artificial-marshes-to-filter-water.html>. Acesso em: 20 set. 2021.

XIE, Y.H. *et al.* *Root growth dynamics of Deyeuxia angustifolia seedlings in response the water level.* Aquatic Botany, Amsterdam, v.89, n. 3, p. 292-296, 2008.

ZANELLA, L. *et al.* Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *Wetlands*-construídos utilizando brita e bambu como suporte, 2008.

ZENG, R.J., SAUNDERS, A.M., YUAN, Z., BLACKALL, L.L., KELLER, J. *Identification and comparison of aerobic and denitrifying polyphosphateaccumulating organisms.* Biotechnol. Bioeng. 83: p. 140–148, 2003.

WOLFF, G.; ASSIS, L.R.; PEREIRA, G.C.; CARVALHO, J.G.; CASTRO, E.M. *Effects of zinc toxicity on leaves of Salvinia auriculata cultivated in nutrient solution.* p. 315-325, 2008.