

RAFAEL DOS SANTOS LIMA

**POLIMENTO DE ÁGUAS DE REUSO POR MACRÓFITAS
AQUÁTICAS LEMNÁCEAS E DESINFECÇÃO SOLAR VISANDO O
USO NA AGRICULTURA**

Sorocaba
2023

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências
ambientais*

RAFAEL DOS SANTOS LIMA

**POLIMENTO DE ÁGUA DE REUSO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS
LEMNÁCEAS E DESINFECÇÃO SOLAR VISANDO O USO NA
AGRICULTURA**

Tese apresentada como requisito para a
obtenção do título de Doutor em Ciências
Ambientais da Universidade Estadual Paulista
“Júlio de Mesquita Filho” na Área de
Concentração Diagnóstico, Tratamento e
Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Leandro Cardoso de
Morais – UNESP/ICTS

Coorientador: Prof. Dr. Hélio Grassi Filho –
UNESP/FCA

Coorientador: Prof. Dr. Valdomiro Lacerda
Martins – UFAM

Sorocaba

2023



L732p Lima, Rafael dos Santos
Polimento de águas de reuso por Macrófitas Aquáticas Lemnáceas e
desinfecção solar visando o uso na agricultura / Rafael dos Santos
Lima. -- Sorocaba, 2023
104 p. : il., tabs., fotos

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba
Orientador: Leandro Cardoso de Moraes
Coorientador: Hélio Grassi Filho

1. Águas residuais. 2. Água - Reuso. 3. Nutrientes -
Biodisponibilidade. 4. Agricultura. 5. Irrigação agrícola. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de
Ciência e Tecnologia, Sorocaba. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: POLIMENTO DE ÁGUAS DE REUSO POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS LEMNÁCEAS E
DESINFECÇÃO SOLAR VISANDO O USO NA AGRICULTURA

AUTOR: RAFAEL DOS SANTOS LIMA

ORIENTADOR: LEANDRO CARDOSO DE MORAIS

COORIENTADOR: VALDOMIRO LACERDA MARTINS

COORIENTADOR: HÉLIO GRASSI FILHO

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Ambientais,
área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. LEANDRO CARDOSO DE MORAIS (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Ambiental / Unesp Instituto de Ciencia e Tecnologia Campus de Sorocaba

Prof. Dr. RICARDO DE LIMA VASCONCELOS (Participação Virtual)
Departamento de Agronegócio e Desenvolvimento / Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
(UNESP)

Profª Drª PATRÍCIA RAQUEL DA SILVA SOTTORIVA (Participação Virtual)
Departamento de Química / Centro Universitário de Ensino, Ciência e Tecnologia do Paraná (UNIENSINO)

Profª Drª RAFAELA DA SILVA LIMONS DA CUNHA (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR)

Profª Drª VALÉRIA SANTOS CAVALCANTE (Participação Virtual)
Departamento de Agronomia / Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Sorocaba, 13 de setembro de 2023



Ciências Ambientais

A Deus,
Aos meus pais, Luís e Marlene, aos meus irmãos. E a toda minha
família, em especial minhas avós Maria do Carmo e Maria do Barboza,
por sempre acreditarem em mim, dedico.

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

Ciências
Ambientais

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por mais uma vitória em minha vida e por ter me dado forças para nunca desistir, apesar das dificuldades encontradas ao longo da minha vida.

A todos da minha família pelo apoio, compreensão em todos os momentos. E por me amarem e estarem sempre comigo independentemente de qualquer circunstância.

As pessoas importantes da minha vida, que por algum motivo maior não estão mais presentes (em corpo), mas sempre estarão em meu coração, pois Deus os levou para o céu e possivelmente viraram anjos para continuar cuidando de mim e de seus entes queridos. Em especial minha amada e eterna avó Maria do Carmo “Dona Carmem”, por nunca ter me abandonado e por ter me oferecido o todo amor, carinho e cuidado que necessitei enquanto criança e adolescente. A minha amiga Kelly Monteiro que sempre me deu forças e palavras confortáveis quando necessitei.

Aos Professores Dr. Hélio Grassi Filho e Dr. Leandro Cardoso de Moraes pela orientação, paciência e ensinamentos.

Agradeço, também, a todos os funcionários da Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu (FCA) e do Instituto Ciências e Tecnologia de Sorocaba (ICTS), ambos pertencentes à UNESP, por todo suporte técnico quanto à condução do presente trabalho, principalmente aos colaboradores, José Carlos, Fabiana, Lucimara, Sabrina, Janete, Kassandra, Suzan e Taiza.

A todos os meus professores, seja do ensino básico, fundamental, médio, superior ou de pós-graduação por todo conhecimento transmitido.

A todos os meus amigos, em especial: Ricardo, Tamires, Matheus, Cris “tia Tina”, Sandra, Patrícia, Karen, Daniele, Francisca e Pedro que torcem pelo meu sucesso e sempre estão dispostos a me oferecer uma palavra amiga e de ânimo.

A todos os professores integrantes da presente banca, pois disponibilizaram a vossa agenda para avaliar e contribuir com o presente trabalho.

Agradeço a todos que por algum momento acabou me auxiliando nessa etapa da minha vida.



Ciências Ambientais

“É que na longa estrada da vida, esquecemos que a estrada terá fim.

E, quando ela acabar, o que teremos?

Carregaremos, sim, a experiência aprendida durante o tempo de estrada e estaremos muito mais sábios, porque todas as outras pessoas que vimos no caminho nos ensinaram algo.

A estrada de nossa existência pode ser bela, simples, rica, tortuosa. Seja como for, ela é o melhor caminho para o nosso aprendizado.”

RESUMO

O esgoto doméstico é uma combinação de água com resíduos provenientes da utilização humana sob a água, cujas características variam conforme o local que essa população está inserida, clima, situação socioeconômica da população, bem como seus hábitos e usos da água. Muitas regiões no mundo exploram o uso do esgoto doméstico na agricultura como alternativa à escassez de água presente e futura. As normas visam direcionar o reuso das águas no país. A norma NBR 13969 da Associação Brasileira de Normas Técnica, por exemplo, inclui os usos previstos do esgoto tratado, o volume de esgoto a ser reutilizado e o grau de tratamento necessário para uso múltiplo do esgoto tratado, o que inclui o uso agrícola. Já o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através de sua resolução 503/2021 define critérios e procedimentos para o reuso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. O tratamento de efluentes utilizando macrófitas aquáticas tem simultaneamente a remoção de contaminantes e nutrientes do efluente, bem como a geração de biomassa para diversos fins. A aplicação de radiação UV é outra forma de desinfecção de efluentes tratados. Os raios gama por exemplo tem alto poder de penetração e tem sido usado para desinfetar águas e efluentes. Diante do exposto, o presente trabalho tem a finalidade de avaliar o polimento de águas residuárias por macrófitas aquáticas lemnáceas e desinfecção solar, objetivando o seu uso na agricultura. O experimento foi implantado na UNESP (FCA - Botucatu). As análises foram realizadas no laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Rural da mesma universidade. O delineamento experimental consistiu em: TAR = tanque de armazenamento da água residuária tratada (água de reuso) pela ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar. Os parâmetros avaliados foram: DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); DQO (Demanda Química de Oxigênio); Sólidos Suspensos Totais (SST); E. coli; pH; P (fósforo); N (nitrogênio); Macro e Micronutrientes. Todos os dados encontrados das variáveis analisadas foram submetidos à análise de variância pelo teste F ($\alpha \leq 5\%$). Não houve diferença significativa entre os tratamentos TPLM e TPDS para o polimento de águas residuárias domésticas, contudo, quando a água residuária do TPLM que já possuía condições satisfatórias recebeu o TPDS ocorreu uma elevação na qualidade da água residuária, reforçando a vantagem em utilizar essas duas técnicas combinadas para obtenção de melhores resultados de polimento. Dentre os parâmetros avaliados apenas o DBO não apresentou teores considerados adequados para uso na irrigação agrícola, requerendo medidas específicas para a sua redução, como adição de uma nova fase de polimento. O uso de TPLM e TPDS são alternativas menos onerosas e apresentaram excelentes resultados para remoção de E. coli e resultados muito satisfatórios quanto adequação do pH, CE, DQO, SST e remoção de nutrientes de águas residuárias em comparação com os sistemas convencionais.

Palavras-chave: Tratamento de Esgotos Domésticos; Biomassa; Fósforo e Azoto; Radiação UV.

TITLE OF PROJECT: "POLISHING OF REUSED WATER BY REMEMBER AQUATIC MACROPHYTES AND SOLAR DISINFECTION AIMING FOR USE IN AGRICULTURE"

ABSTRACT

Domestic sewage is a combination of water and waste from human use under water, whose characteristics vary according to the place where this population is located, climate, socioeconomic status of the population, as well as their habits and water uses. Many regions in the world are exploring the use of domestic sewage in agriculture as an alternative for present and future water savings. The norms aim to guide the reuse of water in the country. The NBR 13969 standard of the Associação Brasileira de Normas Técnicas, for example, includes the intended uses of treated sewage, the volume of sewage to be reused and the degree of treatment required for multiple uses of treated sewage, which includes agricultural use. The National Council for the Environment (CONAMA) through its resolution 503/2021 defines criteria and procedures for the reuse in fertirrigation systems of effluents from the food, beverage, dairy, refrigerator and grease industries. The treatment of effluents using aquatic macrophytes has the simultaneous removal of contaminants and nutrients from the effluent, as well as the generation of biomass for several fins. The application of UV radiation is another form of interference from treated effluents. Gamma rays, for example, have a high penetration power and have been used to disinfect water and effluents. Given the above, the present work aims to evaluate the polishing of wastewater by lemnaceae and solar-transmitted aquatic macrophytes, aiming at its use in agriculture. The experiment was improved at UNESP (FCA - Botucatu). The analyzes were carried out in the Water Resources laboratory of the Department of Rural Engineering at the same university. The experimental design consisted of: TAR = storage tank for treated wastewater (reuse water) by the Botucatu ETE (Sewage Treatment Station); TPLM = polishing tank containing lemnaceous macrophytes (*Lemnas minor*); TPDS = polishing tank through solar door. The evaluated parameters were: BOD (Biochemical Oxygen Demand); COD (Chemical Oxygen Demand); Total Suspended Solids (TSS); E. coli; pH; P (phosphorus); N (nitrogen); Macro and Micronutrients. All data found for the variables were detected in the analysis of variance using the F test ($\alpha \leq 5\%$). There was no significant difference between the TPLM and TPDS treatments for polishing domestic wastewater, however, when the TPLM wastewater, which already had satisfactory conditions, received TPDS, there was an increase in the quality of the wastewater, reinforcing the advantage of using these two combined techniques to obtain better polishing results. Among the parameters evaluated, only BOD did not present levels considered suitable for use in agricultural irrigation, requiring specific measures to reduce it, such as adding a new polishing phase. The use of TPLM and TPDS are less expensive alternatives and presented excellent results for removing E. coli and very satisfactory results regarding the adequacy of pH, EC, COD, TSS and removal of nutrients from wastewater compared to conventional systems.

Keywords: Domestic Sewage Treatment; Biomass; Phosphorus and Nitrogen; UV Radiation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Percentual de composição do esgoto doméstico bruto	19
Figura 2 - Resumo dos processos envolvidos na digestão anaeróbio.....	31
Figura 3 - Níveis do tratamento de esgoto doméstico	34
Figura 4 - Desenho esquemático de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) e seus compartimentos	39
Figura 5 - Métodos de disposição de efluentes no solo	41
Figura 6 - Métodos de desinfecção do efluente tratado.....	45
Figura 7 - Faixas de onda UV.....	48
Figura 8 - Reservatório de cimento amianto utilizado no armazenamento da água de reuso proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Botucatu.....	51
Figura 9 - Reservatório utilizado no polimento da água residuária com Macrófitas aquáticas	52
Figura 10 - Reservatório utilizado no processo de desinfecção por radiação solar.....	52
Figura 11 - Tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (<i>Lemnas minor</i>).....	53
Figura 12 - Tanque de polimento por desinfecção solar	53
Figura 13 - Parâmetros e métodos avaliados no sistema de polimentos	55
Figura 14 - Valores médios de pH para TAR, TPLM, TPDS e seus respectivos limites recomendados	62
Figura 15 - Valores médios de CE para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	64
Figura 16 - Valores médios de DQO para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	66
Figura 17 - Valores médios de DBO para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	68
Figura 18 - Valores médios de SST para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	70
Figura 19 - Valores médios de N para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	72
Figura 20 - Valores médios de amônia para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	73
Figura 21 - Valores médios de P para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	75

Figura 22 - Valores médios de K para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	76
Figura 23 - Valores médios de Ca para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	78
Figura 24 - Valores médios de Mg para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	80
Figura 25 - Valores médios de S para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	81
Figura 26 - Valores médios de E. coli para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).	83

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Caracterização do esgoto doméstico conforme parâmetros físicos.....	20
Quadro 2 - Caracterização do esgoto doméstico conforme parâmetros químicos	21
Quadro 3- Caracterização do esgoto doméstico conforme parâmetros biológicos	23
Quadro 4 - Algumas vantagens e desvantagens da aplicação de esgoto doméstico na agricultura.....	26
Quadro 5 - Descrição das etapas da digestão anaeróbia de esgotos domésticos	32
Quadro 6 - Vantagens e desvantagens da utilização de processos anaeróbios em relação a processos aeróbios para tratamento de esgoto doméstico	33



LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais características (físico-químicas e biológicas) de um esgoto doméstico sem tratamento.....	23
Tabela 2 - Estimativa de remoção de bactérias por diferentes processos durante o tratamento de esgoto	47
Tabela 3 - Comparação de métodos de desinfecção de águas e efluente	49
Tabela 4 - Critérios da OMS para irrigação com esgotos sanitários	57
Tabela 5- Padrões de qualidade e monitoramento de águas de reuso conforme Resolução SSRH/SMAJSS, de 28/06/2017.	58

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	HIPÓTESE.....	16
3	OBJETIVOS	17
3.1	GERAL.....	17
3.2	ESPECÍFICOS	17
4	REVISÃO DE LITERATURA	18
4.1	ESGOTOS DOMÉSTICOS E SUA COMPOSIÇÃO.....	18
4.1.1	Características físicas	19
4.1.2	Características químicas	21
4.1.3	Características biológicas	22
4.1.4	Composição típica dos esgotos domésticos.....	23
4.2	UTILIZAÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA AGRICULTURA	25
4.2.1	Contextualização: Introdução ao tema	25
4.2.2	Normas e requisitos legais para reuso de esgoto domésticos e efluentes na agricultura.....	27
4.3	SISTEMAS E TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS.....	29
4.3.1	Tratamento Biológico Aeróbio e Anaeróbio	29
4.3.2	Tratamento preliminar	34
4.3.3	Tratamento primário	35
4.3.4	Tratamento secundário	35
4.3.4.1	<i>Lagoas de estabilização</i>	<i>36</i>
4.3.4.2	<i>Lodos ativados.....</i>	<i>37</i>
4.3.4.3	<i>Filtro biológico.....</i>	<i>38</i>
4.3.4.4	<i>Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB).....</i>	<i>38</i>
4.3.4.5	<i>Disposição sobre o solo</i>	<i>39</i>
4.3.5	Tratamento terciário	41
4.4	MACRÓFITAS AQUÁTICAS E SUA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	42
4.5	DESINFECÇÃO: USO DE RADIAÇÃO UV E SODIS NO TRATAMENTO E INATIVAÇÃO DE MICRORGANISMOS DO ESGOTO DOMÉSTICO	44
5	MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
5.1	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA.....	50

5.2	CLIMA	50
5.3	CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO E MÉTODOS	50
5.3.1	Caracterização dos Tratamentos.....	50
5.3.2	Tratamento e avaliação da água residuária.....	54
5.3.3	Eficiência de tratamento	56
5.3.4	Avaliação da aplicabilidade do efluente tratado para fins de reuso na agricultura.....	56
5.3.4.1	<i>"Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture (WHO)"</i>	56
5.3.4.2	<i>NBR 13.969/97</i>	57
5.3.4.3	<i>Deliberação CRH nº 156, de 11/12/13 e Resolução SSRH/SMAJSS, de 28/06/2017</i>	58
5.3.4.4	<i>Lei Nº 4.603/2013, de 26 de agosto de 2013 (Município de Caicó-RN)</i>	58
5.3.5	Análise estatística	59
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
7	CONCLUSÃO	84
	REFERÊNCIAS	85
	APÊNDICE A – RADIAÇÃO UV.....	104

1 INTRODUÇÃO

O esgoto sanitário pode ser dividido em 2 grandes grupos, os esgotos domésticos e os industriais (SPERLING, 1997). Água residuária, ou esgoto doméstico é o nome que se dá para a água gerada após uso por comunidades de seres humanos, cujas fontes podem ser casas, hotéis, shoppings, escolas, entre outros (JORDÃO; PESSOA, 2017; MANASA; MEHTA, 2020; JIAO, 2021).

O esgoto doméstico é uma combinação de água com resíduos provenientes da utilização humana sob a água, cujas características variam conforme o local que essa população está inserida, clima, situação socioeconômica da população, bem como seus hábitos e usos da água (SPERLING, 1997).

Dessa forma, essa água contém todos os compostos que foram adicionados durante seu uso, como dejetos do corpo humano através da descarga, água gerada pela lavagem pessoal, lavanderia, alimentação e limpeza de espaços. O efluente fresco é turvo, com aspecto terroso com grandes sólidos com diferentes tamanhos (de grande à suspensão), porém, com a perda do oxigênio estes efluentes se tornam sépticos, com cor e odor fortes e desagradáveis (MARA, 2003).

A qualidade e quantidade de um esgoto sanitário variam conforme período de tempo e comunidade geradora do esgoto, dependendo do clima, economia local e hábitos daquela população. As características finais do esgoto gerado podem ser definidas conforme parâmetros físicos, químicos e biológicos (WEINER; MATTHEWS, 2003; MANASA; MEHTA, 2020; JIAO, 2021).

A disposição do esgoto doméstico no solo pode ser uma forma de tratamento ou de disposição final do esgoto. Quando aplicado, parte do efluente é incorporado às plantas, parte umedece o solo, evapotranspira, vai para o lençol freático ou escoar para um corpo d'água próximo. Nesse processo, o esgoto pode ser estabilizado pelo sistema solo-microrganismos-plantas, além de fornecer nutrientes e água para as plantas em crescimento (HARUVY, 1998; CAMPOS, 1999).

Muitas regiões no mundo exploram o uso do esgoto doméstico na agricultura como alternativa à escassez de água presente e futura. Alguns dos exemplos discutidos por pesquisadores incluem Israel (HARUVY, 1998), Itália (LICCIARDELLO, MILANI *et al.*, 2018; PEDRERO *et al.*, 2018), Grécia (TSAGARAKIS *et al.*, 2013) e Brasil (MARINHO *et al.*, 2013).

As maiores preocupações quanto a aplicação de efluentes domésticos na agricultura estão relacionadas aos efeitos da salinidade, ao teor de sódio, nutrientes, oligoelementos, além dos organismos patogênicos nas culturas (HARUVY, 1998; CAMPOS, 1999).

Assim, a irrigação deve ser feita e monitorada com cuidado de acordo com o método utilizado (HARUVY, 1998; COSTA, 2006). Haruvy (1998) destaca que o esgoto doméstico deve ser tratado antes da aplicação para que se adapte aos usos agrícolas, o que é essencial para uma disposição ambiental segura do efluente.

No Brasil existem normas e padrões técnicos para regulamentar o reuso de efluentes domésticos, incluindo aplicação agrícola (COSTA, 2006; ANA, 2018).

Algumas normas visam direcionar o reuso das águas no país. A norma NBR 13969 da Associação Brasileira de Normas Técnica (ABNT, 1997), por exemplo, inclui os usos previstos do esgoto tratado, o volume de esgoto a ser reutilizado e o grau de tratamento necessário para uso múltiplo do esgoto tratado, o que inclui o uso agrícola. Já o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) através de sua resolução CONAMA 503/2021 (CONAMA, 2021) define critérios e procedimentos para o reuso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. A resolução estabelece, por exemplo, a frequência de monitoramento dos efluentes a serem aplicados e o valor máximo permitido de bactérias patogênicas (*E. coli*).

A Companhia Ambiental de Estado de São Paulo, por exemplo, possui a norma (P04.002, CETESB (2019)) estabelece critérios de procedimentos para armazenamento, transporte e aplicação de efluentes líquidos e lodos gerados pelo processamento de frutas cítricas em solo agrícola.

O tratamento de efluentes utilizando macrófitas aquáticas tem simultaneamente a remoção de contaminantes e nutrientes do efluente, e a geração de biomassa para diversos fins. Assim, essas plantas são promissoras, econômicas e sustentáveis na remoção de compostos de efluentes, com rápido crescimento, longo sistema de raízes, grande produção de biomassa, alta tolerância e adaptação ambiental, facilidade de colheita e alta absorção de nutrientes e potencial acumulativo em seu corpo (KUMAR; DUTTA, 2018; TOYAMA *et al.*, 2018; KOTOULA *et al.*, 2020). Essas plantas podem remover tanto compostos orgânicos, como pesticidas, quanto compostos inorgânico, como nitrato, fósforo e metais (KUMAR; DUTTA, 2018).

Os mecanismos envolvem a fitoextração, em que os poluentes se acumulam nos brotos da planta, fitoestabilização, cuja planta limita a mobilidade do poluente no meio, fitovolatilização, cujos poluentes são convertidos em compostos voláteis e escapam pela

superfície da folha, fitodegradação, que é a transformação do poluente e rizofiltração, que é a absorção do poluente pelas raízes da planta. (KUMAR; DUTTA, 2018; SELVARAJ; VELVIZHI, 2021; KUMAR *et al.*, 2022).

O uso de macrófitas em sítio muito reportado em zonas úmidas construídas (CWMs) (FOUNTOULAKIS *et al.*, 2017; KUMAR *et al.*, 2022). A destruição seletiva ou parcial de microrganismos causadores de doença com o uso de agentes químicos, físicos, mecânicos e radiação é chamada de desinfecção. Dentre os agentes físicos utilizados para desinfecção do efluente estão o calor e a luz (OLIVEIRA, 2003; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

A aplicação de radiação é outra forma de desinfecção de efluentes tratados. Os principais tipos de radiação são a eletromagnética, acústica e de partículas. Raios gama por exemplo tem alto poder de penetração e tem sido usado para desinfetar (chegando a esterilizar) águas e efluentes (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

O SODIS (*Solar Water Disinfection*) vem sendo estudada no Líbano desde a década de 70, é uma técnica de baixo custo para a desinfecção de água, essa técnica faz uso da exposição da água ao calor e radiações ultravioletas para a eliminação dos patógenos (WEGELIN *et al.*, 1994). Existem vários projetos de SODIS em diversos países do mundo, essa técnica não necessita de constante monitoramento e preparações complexas, além de baixo custo de manutenção e implementação (custo aproximado de US\$0,75 por pessoa) (WEGELIN *et al.*, 1994; KEHOE *et al.*, 2004).

Diante do exposto, o presente trabalho tem a finalidade de avaliar um sistema de polimento de águas de reuso, utilizando de forma integrada as macrófitas aquáticas lemnáceas e desinfecção solar, além de discutir o uso dessa água na agricultura.

2 HIPÓTESE

Esta tese parte da premissa do tratamento e polimento de águas de reuso para o uso na agricultura, de forma efetiva, segura, menos onerosa e benéfica para o meio ambiente, seres humanos e agricultura.



3 OBJETIVOS

3.1 GERAL

Tem como objetivo principal o polimento de águas de reuso utilizando macrófitas aquáticas lemnáceas e desinfecção solar, além de avaliar o uso dessa água na agricultura.

3.2 ESPECÍFICOS

- ✓ Avaliar a eficiência da macrófita aquática *Lemnas minor* no polimento de águas de reuso;
- ✓ Analisar os efeitos e a eficiência da desinfecção solar na água de reuso, especialmente sobre a *E. coli*;
- ✓ Avaliar a eficiência de todo sistema de polimento (macrófitas aquáticas integrada com a desinfecção solar) de águas de reuso;
- ✓ Discutir os valores dos parâmetros analisados no sistema de polimento com as normas supracitadas neste trabalho, referentes aos usos de efluentes na agricultura;
- ✓ Identificar os possíveis usos da água de reuso após o sistema de tratamento do presente experimento.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 ESGOTOS DOMÉSTICOS E SUA COMPOSIÇÃO

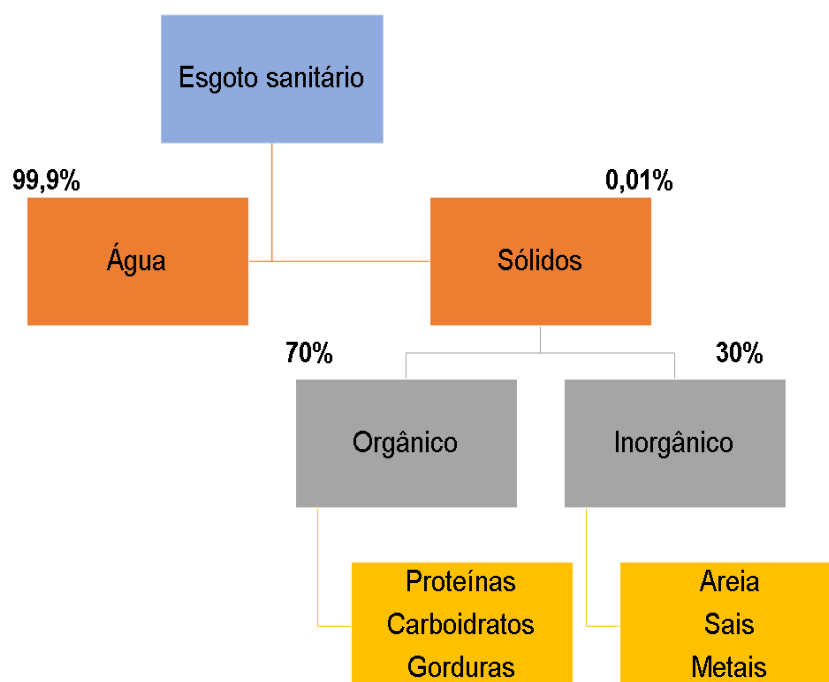
Após a água ser utilizada para os diversos fins, como em residências, estabelecimentos comerciais, industriais e em outras entidades (públicas ou privadas), ela se transforma em esgoto (LOPES, 2015). E as definições oficiais de esgoto e de esgoto sanitário são despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas e despejo líquido constituído de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária respectivamente, feitos pela Norma Brasileira, NBR 9648/1986 (ABNT, 1986).

A produção de esgoto está relacionada diretamente ao consumo de água, portanto, podendo sofrer alterações, em escala de tempo e de espaço, contribuindo com alterações das características dos esgotos sanitários (fluxo, composição e concentração), com influência direta das atividades humanas, industriais e condições climáticas (quando a rede de esgoto recebe escoamento de água pluvial (MACKENZIE, 2010; LOPES, 2015).

A caracterização dos esgotos é fundamental para avaliar sistemas que possam ser eficientes na remoção de contaminantes e de forma geral, o esgoto doméstico fresco apresenta um odor semelhante ao de querosene, ou terra recém-revolvida, com coloração cinza (MACKENZIE, 2010; LOPES, 2015).

De modo geral, a composição do esgoto doméstico é de aproximadamente 99% de água e 0,1% de microrganismo e sólidos suspensos ou dissolvidos, que podem ser orgânicos, como proteína, gordura, amido e ureia, ou inorgânicos, conforme apresentado na Figura 1 (SPERLING, 1997; MANASA; MEHTA, 2020).

Figura 1- Percentual de composição do esgoto doméstico bruto



Fonte: Adaptado de Ávila (2005).

Dessa forma, essa água contém todos os compostos que foram adicionados durante seu uso, como dejetos do corpo humano através da descarga, água gerada pela lavagem pessoal, lavanderia, alimentação e limpeza de espaços. O efluente fresco é turvo, com aspecto terroso com grandes sólidos com diferentes tamanhos (de grande à suspensão), porém, com a perda do oxigênio desse efluente estes efluentes se tornam sépticos, com cor e odor fortes e desagradáveis (MARA, 2003).

A qualidade e quantidade de um esgoto sanitário variam conforme o período e comunidade geradora do esgoto, dependendo do clima, economia local e hábitos daquela população. As características finais do esgoto gerado podem ser definidas conforme parâmetros físicos, químicos e biológicos (WEINER; MATTHEWS, 2003; MANASA; MEHTA, 2020; JIAO, 2021).

4.1.1 Características físicas

Os aspectos físicos dependem de cor, odor, temperatura, material sólido e turbidez (JORDÃO; PESSOA, 2017; MANASA; MEHTA, 2020). Os materiais sólidos podem ser classificados por sua dimensão (suspensão, coloidais e dissolvidos), sedimentabilidade (sedimentáveis, flutuantes e não-sedimentáveis) e secagem (fixos e voláteis). Já a

temperatura é superior à água de abastecimento, variando geralmente de 20 a 25 °C, que tende a aumentar conforme o esgoto se torna séptico devido aos processos químicos. O odor é resultado dos gases gerados na durante a decomposição, sendo que podem ser semelhantes ao odor de mofo (esgoto fresco), de ovo podre (esgoto séptico) ocasionado pela formação de gás sulfídrico e odores variados, como repolho, causado pelos sulfetos e odores amoniacais (JORDÃO; PESSOA, 2017).

A cor varia conforme a condição de decomposição do esgoto, sendo que os tons mais escuros pertencem aos esgotos sépticos, devido ao desaparecimento do oxigênio dissolvido. A cor verdadeira é determinada após a remoção das fontes suspensas e coloidais. A turbidez está associada à concentração de sólidos em suspensão e geralmente tem cor turva devido a água gerada em lavagens e sólidos. É uma medida de transmissão de luz que pode ser quantificada em unidades de turbidez nefelométrica (NTU). Maiores valores de turbidez podem estar associados a maiores temperaturas, devido à absorção de calor, e, portanto, menores valores de oxigênio dissolvido (JORDÃO; PESSOA, 2017; HUSSAIN; BHATTACHARYA, 2019). Os dados de características física aparecem resumidamente no Quadro 1.

Quadro 1 - Caracterização do esgoto doméstico conforme parâmetros físicos

Parâmetro físico		Descrição
Temperatura		- Ligeiramente superior ao da água de abastecimento; - Varia conforme estação do ano; - Influência na atividade microbiana, solubilidade dos gases e viscosidade do líquido.
Cor		- Esgoto fresco: ligeiramente cinza; - Esgoto séptico: cinza escuro ou preto.
Odor		- Esgoto fresco: odor relativamente desagradável; - Esgoto séptico: odor fétido e desagradável (gás sulfídrico e produtos de decomposição).
Turbidez		- Gerada por sólidos em suspensão.
Material sólido (orgânicos/inorgânicos, suspensos/dissolvidos, sedimentáveis)	Em suspensão (fixos ou voláteis)	- Sólidos orgânicos e inorgânicos não filtráveis (não dissolvidos); - Componentes minerais, não incineráveis, inertes.
	Dissolvidos (fixos ou voláteis)	- Sólidos orgânicos e inorgânicos filtráveis (dissolvidos).
	Sedimentáveis	- Sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimentam em 1 h no cone Imhoff.

Fonte: Adaptado de Sperling (1997); Jordão; Pessoa (2017) e Manasa; Mehta (2020).

4.1.2 Características químicas

As características químicas podem ser divididas em composição orgânica e inorgânica. A composição orgânica se dá pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (RADBOURNE *et al.*, 2017), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT) e demanda total de oxigênio (DTO). Já a composição inorgânica é a salinidade, dureza, pH, metais e outros elementos, como ferro, manganês, cloretos, sulfetos, mercúrio e nitrogênio, por exemplo (MANASA; MEHTA, 2020).

A matéria orgânica representa 70% dos sólidos encontrados no esgoto, sendo que as proteínas correspondem de 40 a 60 % do esgoto, os carboidratos 25 a 50% e as gorduras e óleos 10%. A DQO é a medida mais utilizada para determinar matéria orgânica através da oxidação dos compostos orgânicos das águas residuais em dióxido de carbono e água. A DBO é usada para quantificar a matéria orgânica presente nas águas residuais através de sua oxidação por bactérias e determinar o nível de poluição da água residuária. Seu resultado é expresso por 5 dias a 20 °C (MARA, 2003; JORDÃO; PESSOA, 2017).

O nitrogênio aparece na forma de amônia, nitrito, nitratos e orgânica como ureia e aminoácidos, por exemplo, sendo que sua forma indica o grau de estabilização da matéria orgânica. Já o fósforo orgânico aparece em proteínas e aminoácidos, e o fósforo inorgânico aparece como ortofosfatos e polifosfatos. O pH é a medida da concentração de íons de hidrogênio, indicando a condição de acidez ou alcalinidade do efluente (JORDÃO; PESSOA, 2017; HUSSAIN; BHATTACHARYA, 2019). Os principais dados de características químicas estão sintetizados conforme o Quadro 2.

Quadro 2 - Caracterização do esgoto doméstico conforme parâmetros químicos

Parâmetro químico		Descrição
Matéria orgânica (mistura heterogênea de compostos orgânicos, como proteína, carboidratos e lipídios)	DBO ₅	- É a medida de oxigênio consumida pelos microrganismos em 5 dias, na estabilização bioquímica da matéria orgânica; - Medida em 5 dias, 20 °C; - Associada à fração biodegradável dos compostos orgânicos carbonáceos.
	DQO	- É a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea; - Se DQO < 2 g/L, o efluente é de baixa intensidade, se DQO > 2g/L, o efluente é de intensidade média/alta.

	COT	- É a medida direta da matéria orgânica carbonácea através da conversão do carbono orgânico em gás carbônico.
Nitrogênio total (nutriente necessário para o desenvolvimento de microrganismos no tratamento biológico)	Nitrogênio orgânico	- Em proteínas, aminoácidos e ureia.
	Amônia	- Produzido no primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico.
	Nitrito	- Produzido no estágio intermediário da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto.
	Nitrato	- Produzido no estágio final de decomposição da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto.
Fósforo (orgânico ou inorgânico)	Orgânico	- Combinado à matéria orgânica.
	Inorgânico	- Ortofosfatos e polifosfatos.
Cloretos		- Proveniente dos dejetos humanos.
Óleos e graxas		- Solúvel em hexanos; - Fontes através da alimentação dos humanos.
pH		- Indica acidez ou basicidade; - Oxidação biológica tende a reduzir o pH.
Alcalinidade		- Indicador da capacidade tampão do meio (resistência a variação do pH) devido à presença de bicarbonato carbonato e íon hidroxila.

Fonte: Adaptado de Sperling (1997); Jordão; Pessoa (2017); Manasa; Mehta (2020) e Jiao (2021).

4.1.3 Características biológicas

As características biológicas são os coliformes fecais, patógenos e vírus (MANASA; MEHTA, 2020). As bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas, plantas e animais são comumente encontrados em esgotos domésticos. As bactérias são importantes para a estabilização da matéria orgânica e as algas não atrapalham diretamente o tratamento desse efluente, mas seu crescimento pode ser preocupante quando ocorre em demasia devido aos nutrientes encontrados nesse meio. Já os helmintos são parasitas, cujas larvas podem se fixar no intestino dos seres humanos. Os protozoários causadores de giardíase, amebíase e criptosporidíase podem causar problemas de saúde nos seres humanos e são típicos de países com pouca infraestrutura em relação ao saneamento básico. Além disso, diversos organismos podem ser indicadores de poluição, como coliformes fecais e totais, *Escherichia coli*, *Streptococcus fecalis* e *Enterococcus fecalis*, visto que algumas bactérias são encontradas geralmente no intestino dos seres humanos (JORDÃO; PESSOA, 2017). Os principais dados de características biológicas aparecem descritos no Quadro 3.

Quadro 3- Caracterização do esgoto doméstico conforme parâmetros biológicos

Microorganismos	Descrição
Bactérias	- Organismos protistas unicelulares; - Possuem várias formas e tamanhos; - São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; - Alguns organismos são patogênicos responsáveis por doenças intestinais.
Fungos	- Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos e heterotróficos; - Importantes na decomposição da matéria orgânica; - Podem crescer em baixo pH.
Protozoários	- Organismos unicelulares sem parede celular; - A maioria é aeróbio ou facultativo; - Alimentam-se de bactérias, algas e microrganismos; - Essenciais para manutenção do equilíbrio entre diversos grupos; - Alguns organismos são patogênicos.
Vírus	- Organismos parasitas; - Causam doenças; - São difíceis de remover no processo de tratamento de água e esgoto.
Helminhos	- Animais superiores; - Os ovos destes organismos podem causar doenças.

Fonte: Adaptado Sperling (2005).

4.1.4 Composição típica dos esgotos domésticos

A composição dos esgotos domésticos, reflete os padrões de consumo, hábitos alimentares e níveis socioeconômicos da população, além de influência das condições climáticas. Espera-se que a composição dos esgotos domésticos tenham certas características, como riqueza em matéria orgânica, microrganismos patogênicos, nutrientes e compostos tóxicos (RAWAT *et al.*, 2011). Assim, as principais características de um típico esgoto doméstico estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais características (físico-químicas e biológicas) de um esgoto doméstico sem tratamento

Parâmetros (mg/L)	Concentração		
	Fraco	Médio	Forte
Sólidos totais	350	720	1200
Sólidos dissolvidos (total)	250	500	850
Sólidos dissolvidos fixos	145	300	525
Sólidos dissolvidos voláteis	105	200	325
Sólidos em suspensão (total)	100	220	350
Sólidos em suspensão fixos	20	55	75

Sólidos em suspensão voláteis	80	165	275
Sólidos sedimentáveis	5	10	20
DBO ₅ , 20°C	110	220	400
COT	80	160	290
DQO	250	500	1000
Nitrogênio total (N)	20	40	85
Orgânico	8	15	35
Amônia livre	12	25	50
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo total (P)	4	8	15
Orgânico	1	3	5
Inorgânico	3	5	10
Cloretos	30	50	100
Sulfato	20	30	50
Alcalinidade (CaCO ₃)	50	100	200
Graxa	50	100	150
Coliformes totais*	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹
Compostos orgânicos voláteis**	<100	100-400	>400

*Esse dado foi apresentado em No/100 mL. ** Esse dado foi apresentado em µg/L.

Fonte: Adaptado de Rawat *et al.* (2011).

Alguns trabalhos analisaram diferentes águas residuais e apresentaram dados variados conforme região e população. Por exemplo, Wang *et al.* (2018) analisaram uma fossa séptica de águas residuais geradas na região residencial da Universidade de Pequim (China) e determinaram as principais características deste esgoto. O pH foi de 7,2, sólidos em suspensão de 98,2 mg/L, COT de 67 mg/L, nitrogênio total de 60,2 mg/L e NH₄⁺-N de 57,4 mg/L.

We *et al.* (2021) analisaram o esgoto sem tratamento coletados em estações de tratamento em Johor Bahru (Malásia). A DQO total variou entre 136 e 497 mg/L, o nitrogênio amoniacal variou de 10 a 44 mg/L, o nitrato de nitrogênio variou de 0,3 a 16 mg/L e os sólidos suspensos totais variaram de 10 a 900 mg/L.

Bohórquez; Paredes; Arias (2017) estudaram efluentes domésticos do Campus da Universidade Técnica de Pereira (Colômbia). A temperatura do efluente foi de 22,6 °C, a condutividade elétrica foi de 966 µS/cm, a DQO foi de 331 mg/L, a DBO₅ foi de 246 mg/L, o NH₄⁺-N foi de 66 mg/L e o pH foi de 7,74.

Li; Lu (2017) estudaram águas residuais coletadas dos dormitórios e restaurantes da universidade em Wuxi (China). A DQO desse efluente foi de 284 mg/L, o fósforo total foi de 2,8 mg/L, o nitrogênio total foi de 32,3 mg/L, o pH foi 7,1, os sólidos suspensos totais foram de 28,2 g/L e os sólidos suspensos voláteis foram de 14,3 g/L.

4.2 UTILIZAÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA AGRICULTURA

4.2.1 Contextualização: Introdução ao tema

Uma das ferramentas mais importantes para preservar a água potável e promover uma gestão adequada de recursos hídricos é o reuso (FIGUEIREDO, 2020).

Além de possibilitar o uso da água, há ganhos adicionais com nutrientes e matéria orgânica para fins agrícolas, potencializando o seu uso e possibilitando reduções de custos, como verificado por CUBA *et al.* (2015), que verificaram no cultivo hidropônico de alface, uma economia de 11% de nitrato de cálcio, 44% de sulfato de magnésio, 49% de cloreto de potássio e 11% de fosfato monoamônico.

Desse modo, a aplicação do esgoto no solo pode ser tratada como uma forma de tratamento e reuso combinados. Isso é relevante considerando os problemas de escassez de água e fertilizantes no mundo, já que a aplicação de esgoto doméstico na agricultura pode ser uma solução para todos esses problemas (RICART; RICO, 2019).

Além disso, a agricultura pode tolerar águas de qualidade um pouco inferior do que a indústria e o uso doméstico, o que é uma vantagem nesse processo (CAMPOS, 1999).

Muitas regiões no mundo exploram o uso do esgoto doméstico na agricultura como alternativa à escassez de água presente e futura. Alguns dos exemplos discutidos por pesquisadores incluem Israel (HARUVY, 1998), Itália (LICCIARDELLO *et al.*, 2018; PEDRERO., 2018), Grécia (TSAGARAKIS., 2013) e Brasil (MARINHO., 2013).

Há alguns parâmetros que devem ser avaliados para a utilização de água residuária para fins de irrigação agrícola, como a salinidade, sodicidade, toxicidade, risco microbiológico e risco de entupimento de emissores de irrigação (FIGUEIREDO, 2020).

De forma mais detalhada, WHO (2006), Lesch; Suarez (2009) e Silva (2018) comentam sobre esses parâmetros: a alta salinidade, que pode ser estimada pela Condutividade Elétrica (EC), pode reduzir o potencial de troca catiônica, reduzindo a disponibilidade de água aos cultivos. Já a alta sodicidade, pode causar a degradação física e química do solo, favorecendo a dispersão de partículas, sendo avaliada pela Razão de Adsorção de Sódio (RAS).

A toxicidade da água é caracterizada pela presença de íons específicos como sódio, cloreto e boro, que podem ser absorvidos pelas plantas em quantidade prejudiciais, afetando negativamente seu desenvolvimento. Em relação ao risco sanitário, as águas residuárias

podem apresentar levadas concentrações de diferentes patógenos, como vírus, parasitas e bactérias, sendo assim, a diretrizes para o uso seguro de águas residuárias, excrementos e águas cinzentas à agricultura, com definição de critérios de tratamentos e concentrações permitidas de patógenos, em função da cultura e técnica a ser empregada. Além disso, o uso da irrigação com uso do esgoto também pode causar outros problemas como a contaminação da água subterrânea com macro e micropoluentes orgânicos e inorgânicos (especialmente nutrientes) caso os volumes de água aplicados forem superiores as necessidades específicas (COSTA, 2006).

Haruvy (1998) destaca que o esgoto doméstico deve ser tratado antes da aplicação para que se adapte aos usos agrícolas, o que é essencial para uma disposição ambiental segura do efluente. O tratamento primário do esgoto (tratado no subtópico 3.3), por exemplo, pode ser usado para irrigação de áreas florestais e parques, enquanto tratamento terciário é apropriado para aplicação em todas as culturas diretamente consumidas por seres humanos (TSAGARAKIS., 2013; RICART RICO., 2019). Esse tratamento reduz os riscos já que melhora a qualidade do efluente aplicado no solo, apesar de aumentar os custos associados (HARUVY, 1997). Deste modo, há necessidade de implantação de políticas públicas que fomentem o reuso de água no Brasil, pois atualmente apesar de avanços, é incipiente seja nos âmbitos domésticos, agrícola e industrial (SILVA; CARVALHO; CARDOSO, 2019).

As principais vantagens e desvantagens do uso de efluentes domésticos são exibidas na Quadro 4.

Quadro 4 - Vantagens e desvantagens da aplicação de esgoto doméstico na agricultura

Vantagens	Desvantagens
- Manutenção da produção agrícola com a manutenção das já escassas fontes de água de qualidade que é preservada para fins mais nobres / economia de água bruta; - Fornecimento de água e nutrientes, reduzindo custos da utilização de fertilizantes; - Baixo custo - Potencialidade de recuperação de áreas degradadas por meio da fertilização do solo - Redução dos níveis de purificação requeridos para tratar o efluente antes da aplicação (redução de custos); - Diminuição do lançamento de esgoto diretamente em lagos, córregos e rios.	- Presença de micro e macro poluentes orgânicos e inorgânicos que podem contaminar a água subterrânea e alterar a salinidade do solo; - Risco associado a presença de patógenos; - Risco de contaminação de aquíferos.

Fonte: Haruvy (1997), Haruvy (1998), Campos (1999) e Ricart; Rico (2019).

4.2.2 Normas e requisitos legais para reuso de esgoto domésticos e efluentes na agricultura

A definição de água de reuso nas últimas décadas tem apresentado um aprimoramento, como: a água de reuso é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original (LAVRADOR FILHO, 1987), já para Barros *et al.* (2015) é a reutilização de águas provenientes de efluentes tratados e para PROLAGOS (2015), a água de reuso é o produto de uma técnica de refinamento do esgotos tratado e polido.

Há diferentes modalidades de reuso da água que foram definidos pela WHO (1973), conforme seus usos e finalidades:

Reuso indireto: quando se utiliza novamente uma água já usada de natureza doméstica ou industrial, que foi diluída em águas superficiais ou subterrâneas.

Reuso direto: utiliza-se a água residuária de forma planejada e tratada para determinados fins, como: irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável.

Reciclagem interna: é a reutilização de água que ocorre internamente nas instalações industriais, com objetivo principal de economia de água e controle de poluição.

Reuso potável direto: é praticamente inviável pelos custos, tecnologia aplicada e riscos sanitários, pois a água residuária tornar-se-ia novamente potável.

Reuso potável indireto: a água residuária, após tratamento é disposta em águas superficiais ou subterrâneas para diluição e purificação natural, para que na sequência haja captação, tratamento e utilização como água potável.

Reuso não potável para fins agrícolas: utilização de águas residuárias tratadas para a irrigação de plantas alimentícias e não alimentícias, além de ser aplicável para dessedentação de animais.

Reuso não potável para fins industriais: abrangem os usos industriais seja para processos de refrigeração, caldeiras, lavagens de carro, limpeza.

Reuso não potável para fins recreacionais: irrigação de plantas ornamentais, campos de esportes, parques, gramados, enchimento de lagoas ornamentais, recreacionais.

Reuso não potável para fins domésticos: água para rega de jardins residenciais, descargas sanitárias e em grandes edifícios, além de reserva para incêndio, lavagem de automóveis e pisos.

Reuso para manutenção de vazões: utilização planejada de efluentes tratados seja para manutenção de vazões em período de estiagem, com objetivo também de diluir eventuais cargas poluidoras.

Reuso em aquacultura ou aquíicultura: neste caso, a água residuária tratada fornece condições para produção de peixes e plantas aquáticas.

Reuso para recarga de aquíferos subterrâneos: a água residuária tratada é inserida nos aquíferos subterrâneos por meio de injeção de pressão ou por meio de águas superficiais que as tenham recebido.

De acordo com Braga; Marouelli; Lima (2014) o que difere a composição das águas residuárias e a água de abastecimento urbano é a maior concentração de material orgânico, dióxido de nitrogênio, fósforo, sódio, gorduras, óleos, detergentes e de alguns metais pesados também podem estar presentes em águas residuais (geralmente em concentrações que não causam prejuízos para os cultivos) além da grande presença de microrganismos patogênicos.

Deve-se destacar que águas residuais para fins de irrigação não exigem o mesmo processo de tratamento da água para abastecimento público, e que conforme a espécie a ser irrigada, o tratamento primário é suficiente para a sua irrigação, reduzindo consideravelmente custos de tratamento (BRAGA; MAROUELLI; LIMA, 2014). Assim, é muito mais adequado e viável sob o contexto econômico e ambiental, que o abastecimento público seja realizado com água de boa qualidade, captada de mananciais e tratada e que para uso em irrigação empregue-se águas de qualidade inferior (água residual tratada).

No Brasil existem normas e padrões técnicos para regulamentar o reuso de esgotos domésticos, incluindo aplicação agrícola (COSTA, 2006; ANA, 2018).

Por exemplo, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da resolução CONAMA 503/2021, determina critérios e procedimentos para o reuso em fertirrigação utilizando águas residuárias, estabelecendo que:

Deve apresentar pH entre 5 e 9.

Conter óleos minerais e vegetais/gorduras animais até 20 e até 50 mg L⁻¹ respectivamente.

Análise microbiológica para *E. coli* enteropatogênica (EPEC), para uso águas residuárias industriais com ou sem mistura com esgoto sanitário - bimestral (até 1.000 UFC ou NMP/ 100 mL) para alimentos consumidos crus e cuja parte comestível tenha contato com o solo) e – trimestral (até 10.000 UFC ou NMP/ 100 mL) para outras culturas e pastagens.

Realização anual de análises agronômicas, como: pH, condutividade elétrica, matéria orgânica, P, K, Ca, Mg, Al, S, Na, B, Cu, Fe, Zn, Mn, H+Al, especificamente para N, K, P e S-Sulfato, os valores não devem ultrapassar 80% dos respectivos valores: $\geq 15 \text{ g dm}^{-3}$, 3,1 a 5,9 mmolc dm^{-3} , 41 a 79,9 mg dm^{-3} e $\geq 10 \text{ mg dm}^{-3}$.

Avaliações granulométricas como teores de areia, argila e silte.

Ensaio de infiltração de água no solo, como monitoramento a cada 50 ha. Além disso, taxa de aplicação e restrições quanto ao reuso.

No âmbito estadual, algumas agências também estabelecem diretrizes para utilização de efluentes em ambiente agrícola. A Companhia Ambiental de Estado de São Paulo, por exemplo, possui norma (CETESB P4.231, CETESB (2015)) relacionada aos procedimentos para armazenamento, transporte e aplicação no solo de São Paulo da vinhaça resultado do processamento da cana de açúcar pela indústria sucroalcooleira.

Outra norma (P04.002, CETESB (2019)) estabelece critérios de procedimentos para armazenamento, transporte e aplicação de efluentes líquidos e lodos gerados pelo processamento de frutas cítricas em solo agrícola.

Deste modo, também é fundamental um entendimento mais profundo dos processos que envolvem os sistemas de tratamento convencionais de esgoto doméstico, a fim de que, se possa direcionar de forma preparatória, a água residuária para tratamentos alternativos, como uso de macrófitas aquáticas e a aplicação de radiação UV.

4.3 SISTEMAS E TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

4.3.1 Tratamento Biológico Aeróbio e Anaeróbio

O processo biológico de tratamento de esgotos baseia-se no contato entre a matéria orgânica contida nos esgotos e microrganismos como bactérias e protozoários, que vão usar o material orgânico como alimento (SPERLING, 2005). Os objetivos desse tipo de tratamento são (TCHOBANOGLOUS., 2003):

- degradar constituintes orgânicos e dissolvidos e particulados do esgoto em produtos menos ou não nocivos para reuso ou descarte do efluente no ambiente;
- capturar sólidos coloidais em biofilmes ou flocos biológicos;
- transformação ou remoção de nutrientes;
- remoção de constituintes orgânicos específicos.

A degradação biológica de esgotos para que se atinjam os seus objetivos pode ocorrer via catabolismo oxidativo ou catabolismo fermentativo. No primeiro tipo (respiração), a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante presente no líquido, o que inclui o oxigênio (via degradação aeróbia, que será detalhada adiante), nitrato ou sulfato. Já no processo fermentativo, os elétrons são rearranjados na molécula fermentada, várias etapas são necessárias para estabilização da matéria orgânica e no mínimo dois produtos (CO_2 e CH_4) são formados (SPERLING, 2007).

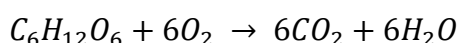
A degradação aeróbia do esgoto doméstico oxida componentes complexos da matéria orgânica na presença de oxigênio molecular (agente oxidante) em compostos inorgânicos, principalmente CO_2 e água (CAMPOS, 1999).

No ambiente aeróbio, o oxigênio é o aceptor de elétrons disponível que produz mais alta quantidade de energia no meio e é preferencialmente utilizado. Já quando o oxigênio é todo consumido, o ambiente passa a ser anóxico e o nitrato passa a ser consumido (SPERLING, 2007).

Os processos anóxicos são aqueles em que o nitrato é convertido biologicamente para N_2 na ausência de oxigênio, processo que também é conhecido como desnitrificação. Essa desnitrificação é responsável pela remoção do nitrogênio do efluente. (TCHOBANOGLIOUS., 2003, SPERLING, 2007).

Quando o nitrato também se esgota, condições anaeróbias estritas passam a prevalecer e o sulfato e o dióxido de carbono passam a ser utilizados e reduzido a sulfeto e metano, respectivamente (SPERLING, 2007).

A principal reação que ocorre em condições aeróbias pode ser escrita como (SPERLING, 2007):



Os principais tipos de tratamento aeróbios envolvem processos de percolação em filtros ou lodo ativado. No primeiro, o esgoto passa por superfícies inertes (pedras, ripas ou material plástico) ao percolar pelos filtros, onde os microrganismos crescem para formar um filme microbiano que vai consumir ou remover o material orgânico. Já o processo de lodos ativados ocorre em meio inteiramente aquático, onde os organismos floculam em ambientes aerados com esgoto e podem ser separados em tanques de sedimentação (CURDS, 1982).

A digestão anaeróbia da matéria orgânica é um processo complexo onde acontece uma série de reações químicas sequenciais complexas (CAMPOS, 1999). Nesse processo ocorre a conversão de orgânicos complexos em ácidos voláteis por meio de bactérias

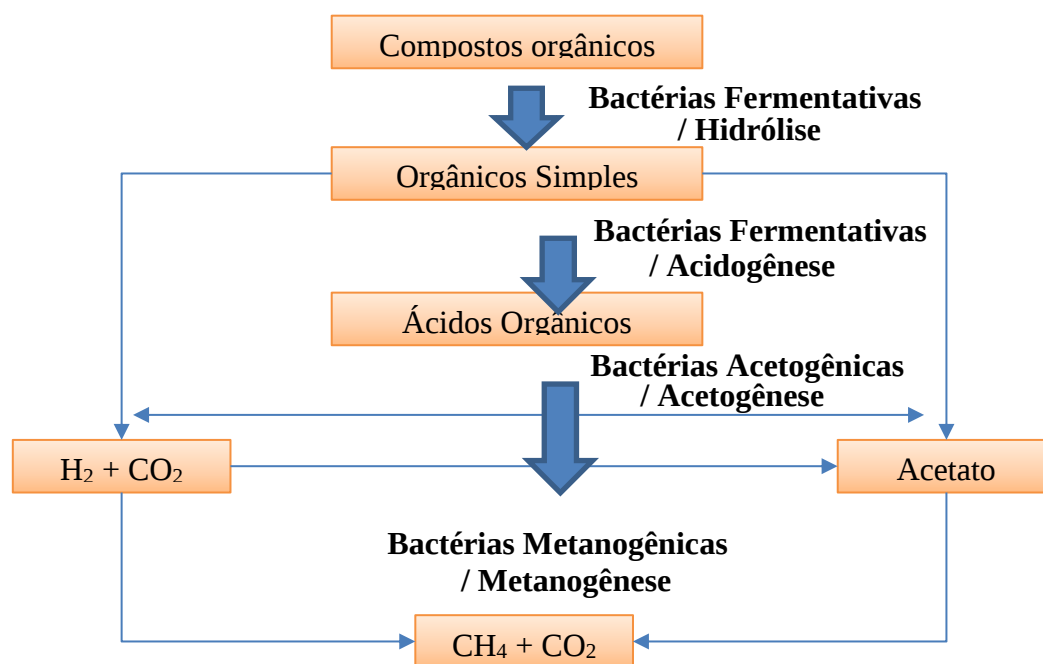
facultativas e anaeróbias em um primeiro estágio e a conversão dos ácidos orgânicos, hidrogênio e dióxido de carbono em metano e dióxido de carbono em um segundo estágio (CHERNICHARO, 1997).

A primeira etapa da degradação (hidrólise, acidogênese e acetogênese) é feita por bactérias fermentativas que hidrolisam polímeros (carboidratos, proteínas e lipídios) em monômeros (aminoácidos, mono e dissacarídeos e ácidos graxos de longa cadeia de carbono e glicerina), que são convertidos em seguida em ácidos orgânicos (propionato, butirato, etc.), aminoácidos e glicose. Esses são convertidos na acetogênese em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

No segundo estágio (metanogênese), as bactérias metanogênicas convertem o acetato em metano e dióxido de carbono e o dióxido de carbono é reduzido em metano (CHERNICHARO, 1997; CAMPOS, 1999).

As etapas descritas no tratamento anaeróbio são resumidas Figura 2 e Quadro 5.

Figura 2 - Resumo dos processos envolvidos na digestão anaeróbio



Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997)

Quadro 5 - Descrição das etapas da digestão anaeróbia de esgotos domésticos

Etapas	Característica / Descrição
Hidrólise	- Primeira fase do processo de degradação anaeróbia com a conversão de materiais particulados em dissolvidos; - Bactérias fermentativas hidrolíticas são as responsáveis pelo processo de degradação nesta etapa; - Processo é geralmente lento. O grau e taxa em que materiais são hidrolisados são dependentes de muitos fatores como pH do meio e temperatura operacional do reator; - Bactérias excretam exoenzimas para degradação dos materiais.
Acidogênese	- Produtos solúveis da hidrólise são convertidos em compostos mais simples no interior das células das bactérias nessa etapa; - Bactérias fermentativas acidogênicas são as principais responsáveis pelo processo de degradação nesta etapa; - Produtos incluem ácidos graxos voláteis (principal produto), álcoois, ácido láctico, CO₂, H₂, amônia e sulfeto de hidrogênio.
Acetogênese	- Bactérias fermentativas acetogênicas são as principais responsáveis pelo processo de degradação nesta etapa; - Produzem, a partir dos compostos gerados na etapa acidogênica, produtos que serão processados pelas bactérias metanogênicas na fase seguinte; - Principais produtos gerados nessa etapa são o H₂, CO₂ e acetato. - H₂ gerado é consumido através das bactérias metanogênicas ou da formação de ácidos orgânicos.
Metanogênese	- Etapa final da degradação anaeróbia; - Bactérias metanogênicas (acetoclásticas e hidrogenotróficas) são as principais responsáveis pelo processo de degradação nesta etapa; - Bactérias utilizam número limitado de compostos, incluindo ácido acético, H₂, CO₂, ácido fórmico, metanol, metilaminas e CO; - Principais produtos: CH₄ e CO₂

Fonte: Campos (1999) e Chernicharo (1997).

Os diferentes processos aeróbios e anaeróbios possuem vantagens e desvantagens. Os processos anaeróbios, por exemplo, não têm custos com aeração já que o tratamento anaeróbio não necessita de O₂. Além disso, os reatores anaeróbios produzem menor quantidade de lodo, que não precisa ser estabilizada como em reatores aeróbios. Entretanto, a partida dos reatores anaeróbios pode ser lenta e um pós-tratamento pode ser necessário para adequar as características do efluente a legislação, o que não aconteceria como certos tipos de sistemas aeróbios (SEGHEZZO, 1998).

As principais vantagens e desvantagens da utilização de processos anaeróbios estão listadas na Quadro 6.

Quadro 6 - Vantagens e desvantagens da utilização de processos anaeróbios em relação a processos aeróbios para tratamento de esgoto doméstico

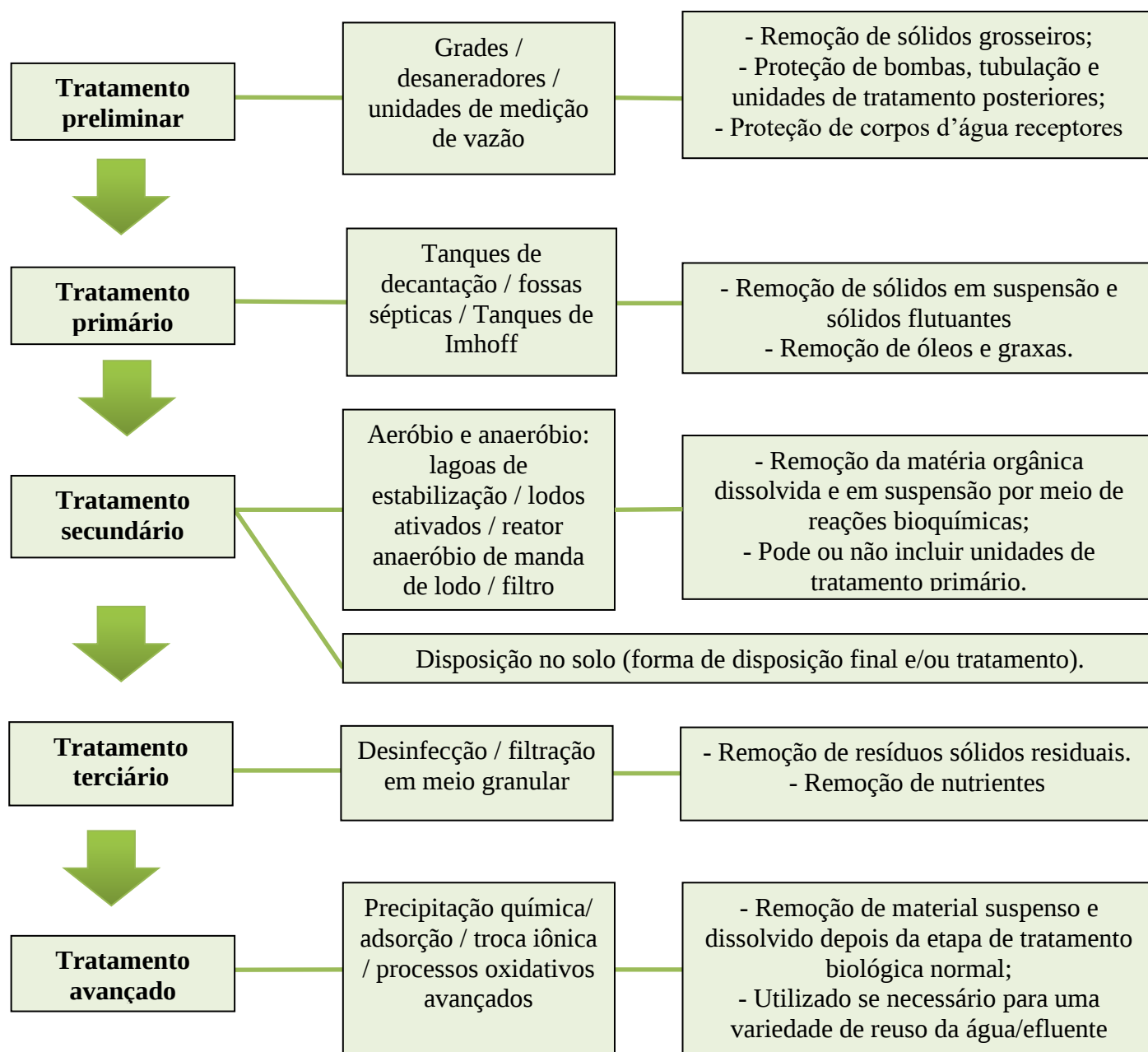
Vantagens	Desvantagens
- Baixa produção de sólidos/lodo; - Baixo consumo de energia (não há necessidade de oxigênio) e demanda de área; - Baixo custo de implantação; - Simplicidade e flexibilidade: a construção e operação de reatores anaeróbios é relativamente simples. O tratamento pode ser feito facilmente em larga ou pequena escala. - Produção de metano, que é um gás combustível e pode ser utilizado; - A biomassa dos reatores pode ser preservada por longos períodos de interrupção; - Tolerância a elevadas cargas orgânicas. - Consumo de nutrientes é baixa.	- Inibição das bactérias anaeróbias por muitos compostos / sensibilidade a mudanças de pH, temperatura e sobrecargas orgânicas e hidráulicas; - Partida de reatores pode ser lenta - Pós-tratamento do efluente pode ser necessário para que se atinja os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos por legislação; - Efluente com aspecto desagradável e maus odores (devido a produção de sulfeto de hidrogênio) são possíveis. Isso reforça necessidade de manejo adequado dos gases produzidos para evitar os maus odores.; - Remoção de nutrientes insatisfatória.

Fonte: adaptado de Chernicharo (1997), Seghezzo *et al.*, (1998) e Campos (1999).

Os sistemas de tratamento de esgoto sanitários compreendem a combinação de métodos onde forças físicas são predominantes (operações unitárias) e métodos onde reações químicas ou biológicas predominam (processos unitários) (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003, SPERLING, 2005). Ambos os tipos de métodos são aplicados em conjunto em diferentes níveis de tratamento (preliminar, primário, secundário, terciário e avançado) que são resumidos na Figura 3 e detalhados nos subtópicos seguintes.

Nos diferentes sistemas de tratamento de esgoto existem organismos adaptados a diversas condições do meio. Enquanto os organismos aeróbios estritos utilizam apenas oxigênio livre, os facultativos utilizam O₂ livre ou nitrato e os anaeróbios escritos utilizam sulfato ou CO₂ como aceptores de elétrons (SPERLING, 2007).

Figura 3 - Níveis do tratamento de esgoto doméstico



Fonte: Autoria própria com informações extraídas de SPERLING, 2005.

4.3.2 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar tem como objetivo principal a remoção de sólidos grosseiros e areia para proteção de bombas, tubulações, unidades de tratamento subsequentes e os corpos receptores. Essa remoção é feita via mecanismos de ordem física como peneiramento e sedimentação. Uma unidade de medição de vazão como calhas de dimensões padronizadas,

vertedouros ou mecanismos para medição em tubulações fechadas é também incluída nessa etapa (SPERLING, 2005).

A remoção dos sólidos no esgoto é geralmente feita com grades, onde o material com dimensões maiores que a abertura entre as barras é retido para posterior remoção via manual ou mecanizada. A remoção de areia é feita por um desarenador (ou caixa retentora de areia), que é uma unidade onde a areia é removida por sedimentação e raramente é dispensada (CAMPOS, 1999). A matéria orgânica que é menos densa fica em suspensão e segue para etapas de tratamento posteriores.

4.3.3 Tratamento primário

O objetivo do tratamento primário é a remoção de sólidos em suspensão (matéria orgânica) sedimentáveis e flutuantes. A remoção dos sólidos nessa e na etapa preliminar visa o bom funcionamento das fases subsequentes do tratamento de esgoto (CAMPOS, 1999). A remoção no tratamento primário é geralmente feita por sedimentação em tanques de decantação e o processo contribui para redução de DBO antes do tratamento secundário. A massa de sólidos sedimentados no fundo dos tanques é chamada de lodo primário bruto, que é removido via tubulação ou raspadores mecânicos. Graxas, óleos e outros materiais mais leves e que flutuam também são removidos nessa etapa. Outra forma de remoção dos sólidos sedimentáveis é via fossas sépticas, onde ocorre a decantação e a estabilização dos sólidos em condições anaeróbias (SPERLING, 2005). Essa etapa pode estar presente ou não antes do tratamento secundário em sistemas de tratamento de esgoto. O decantador, por exemplo, tem sido dispensado quando reatores anaeróbios de fluxo ascendente são utilizados (CAMPOS, 1999; SPERLING, 2005; SPERLING 2008).

4.3.4 Tratamento secundário

O tratamento secundário visa a remoção de matéria orgânica dissolvida e em suspensão) por meio de reações bioquímicas por meio de microrganismos que convertem o material orgânico em massa celular (novas células), água e gás carbônico (SPERLING, 2005). Diversos métodos aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgoto podem ser utilizados nessa etapa, incluindo (CAMPOS, 1999; SPERLING, 2005; SPERLING, 2017):

- lagoas de estabilização (lagoas facultativas, sistema lagoas anaeróbias-lagoas facultativas, lagoa aerada facultativa, sistema lagoas aeradas de mistura completa-lagoas de decantação);
- lodos ativados (convencional, aeração prolongada e fluxo intermitente ou batelada);
- filtro biológico (baixa carga, alta carga e biodiscos);
- reator aeróbio de leito fluidificado;
- sistema fossa séptica-filtro anaeróbio;
- reator anaeróbio por batelada;
- reator anaeróbio de fluxo ascendente (reator anaeróbio de manta de lodo; UASB);
- disposição sobre o solo (infiltração lenta e infiltração rápida).

Os métodos citados no parágrafo anterior e outros podem ser utilizados em associações de reatores predominantemente aeróbios e predominantemente anaeróbios ou de reatores biológicos (aeróbios ou anaeróbios) com reatores físico-químicos (CAMPOS, 1999). Alguns desses métodos serão descritos com mais detalhes nos subtópicos a seguir.

4.3.4.1 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são caracterizadas pelo elevado tempo de detenção hidráulica e grandes áreas expostas a luz solar. Essas características estimulam a produção de plâncton e alta remoção de patógenos e nutrientes (FLORENCIO *et al.*, 2006). As lagoas de estabilização contemplam os sistemas de lagoas facultativas primárias e combinadas com lagoas anaeróbias, lagoas aeradas e lagoas de maturação.

As lagoas facultativas constituem o processo mais simples dentre as lagoas de estabilização por depender de fenômenos exclusivamente naturais para o tratamento de esgoto. O esgoto entra basicamente de um lado da lagoa onde a matéria orgânica é degradada e sai pelo outro (SPERLING, 2005). Esse processo tem a presença de bactérias facultativas que tem a capacidade de adaptação em ambientes aeróbios (próximos a superfície) e anaeróbios (no fundo das lagoas) (FLORENCIO *et al.*, 2006). Dentro da lagoa, matéria orgânica particulada sedimenta (constituindo o lodo de fundo) e é degradada por microrganismos anaeróbios. A matéria orgânica não sedimentada sofre degradação das bactérias facultativas. O oxigênio necessário para respiração aeróbia é gerado pelas algas que crescem na lagoa e é disponível especialmente próximo a superfície.

Em zonas mais profundas ou a noite prevalece ambiente na ausência de oxigênio (SPERLING, 2005).

A lagoas anaeróbias são uma solução relacionada a um uso menor da área em relação as lagoas facultativas. Entretanto, elas são mais profundas e predominam condições na ausência de oxigênio, onde a matéria orgânica é degradada. Essa degradação é apenas parcial, fazendo com que seja necessário a inclusão de uma lagoa facultativa a jusante. Essa lagoa vai receber uma carga de DBO muito menor do que se fosse empregada somente lagoa facultativa. Caso quisesse-se usar uma lagoa predominantemente aeróbia, aeradores mecânicos podem ser utilizados, o que aumenta a quantidade de oxigênio disponível na lagoa, aumentando a velocidade de degradação da matéria orgânica, o que também diminui necessidade de grandes áreas para o tratamento (SPERLING, 2017).

4.3.4.2 *Lodos ativados*

O tratamento por lodos ativados inclui uma etapa em reator (tanque de aeração) e outra em tanque de decantação, com recirculação do lodo entre as duas etapas. Esse tipo de tratamento possui mecanização superior a outros tipos de tratamento. A remoção da biomassa do esgoto ocorre no reator, onde ela é substrato para o crescimento dos microrganismos. O tempo de detenção nessa etapa é baixo, o que permite menor volume do reator. Os sólidos são decantados no tanque de decantação, o que permite que o efluente saia mais clarificado. A recirculação do lodo faz com que permaneçam no sistema muito mais tempo (idade do lodo) que a fase líquida (SPERLING, 2016).

Diversos tipos de sistemas de lodos ativados existem com base na idade do lodo (convencional e aeração prolongada), fluxo (contínuo e batelada) e tipo de afluente (esgoto bruto ou efluente de reator anaeróbio como etapa de pós-tratamento, por exemplo). Com base na idade do lodo, a biomassa permanece muito mais tempo no sistema de aeração prolongada (18-30 dias) do que no sistema convencional (4-10 dias). Por isso, esse tipo de sistema possui melhor eficiência de remoção de DBO, dispensa decantadores primários e etapa de estabilização do lodo. Entretanto, o gasto energético com aeração é maior do que em sistemas convencionais. Quanto a variação em batelada, a principal diferença em relação ao fluxo contínuo é que todas as etapas do processo (decantação e oxidação biológica) ocorrem em um único tanque, permitindo que as operações passem a ser uma sequência no tempo (SPERLING, 2002; SPERLING, 2016).

4.3.4.3 Filtro biológico

Este é um tipo de tratamento aeróbio em o que a biomassa cresce aderida em meio suporte que consiste em leito de material grosseiro como pedras ou material plástico, por onde o esgoto é aplicado. A principal função do filtro (geralmente circular) nesse sistema é fornecer suporte para os microrganismos. Durante a percolação, a matéria orgânica adsorvida pelo filme orgânico, onde é estabilizada. Depois de percolar no material, o esgoto segue para drenos no fundo do filtro (SPERLING, 2005).

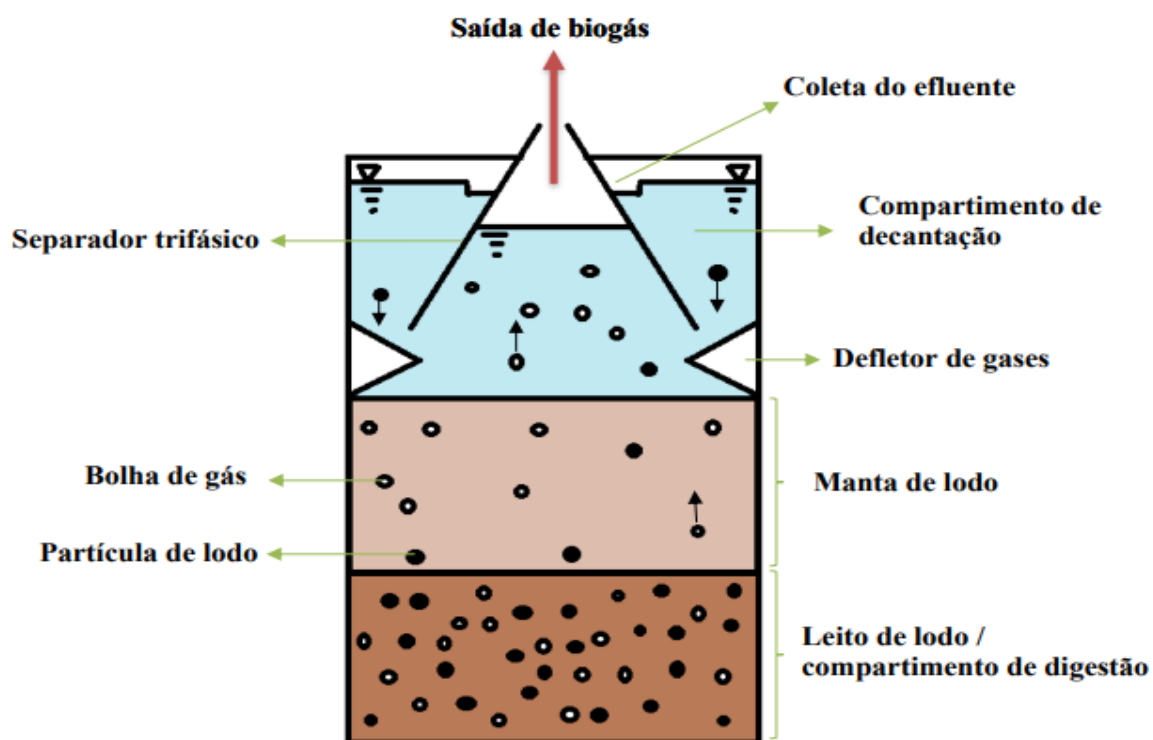
4.3.4.4 Reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)

O reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA ou *upflow anaerobic sludge blanket*, UASB, como é mais conhecido na sigla em inglês) consiste em um tanque no qual o esgoto é inserido na parte inferior, passa por um leito de grânulos que contém microrganismos em fluxo ascendente e sai na parte superior (CAMPOS, 1999).

Todos os processos biológicos no reator acontecem na densa manta de lodo no fundo do reator, que é formado pela acumulação de sólidos suspensos do efluente e crescimento bacteriano. Os agregados formados têm boas propriedades de sedimentação e não são carregados para fora do reator pelo fluxo ascendente em condições de operação (SEGHEZZO *et al.*, 1998). Esse lodo retido é digerido no próprio reator UASB, o que resulta em lodo bem estabilizado, necessitando somente secagem, o que é uma vantagem frente a outros sistemas aeróbios convencionais.

Destaca-se que dentro do reator não há nenhum suporte para fixação da biomassa (CAMPOS, 1999). No reator UASB há separação das fases gasosa, sólida (que ficam retidos no reator) e líquida. Essa separação é feita por um separador trifásico que fica na parte superior do reator. Esse separador permite a retenção e retorno do lodo que é carregado por bolhas de gás formados no reator. Esse movimento ascendente do gás permite também a mistura do lodo dentro do reator. Acima do separador trifásico encontra-se uma câmara de sedimentação, onde as partículas mais densas retornam para o compartimento de digestão, que é onde fica a manta de lodo (CAMPOS, 1999). Um esquema de um reator UASB é exibido na Figura 4.

Figura 4 - Desenho esquemático de um reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB) e seus compartimentos



Fonte: CAMPOS (1999).

4.3.4.5 Disposição sobre o solo

A disposição sobre o solo é considerada uma forma de disposição final ou tratamento do esgoto tratado e pode ser realizada via irrigação (infiltração lenta), infiltração rápida, infiltração subsuperficial e aplicação com escoamento superficial. A irrigação pode ser feita como aspersão, alagamento ou crista e vala e tem como objetivo fornecer água e nutrientes para as plantas. A principal desvantagem é que requer maior área superficial, mas possui maior eficiência se comparado a outros sistemas naturais. Na infiltração rápida, o esgoto percola (e é tratado) em direção a água subterrânea por meio de aplicação intermitente em bacias de terra (SPERLING, 2005).

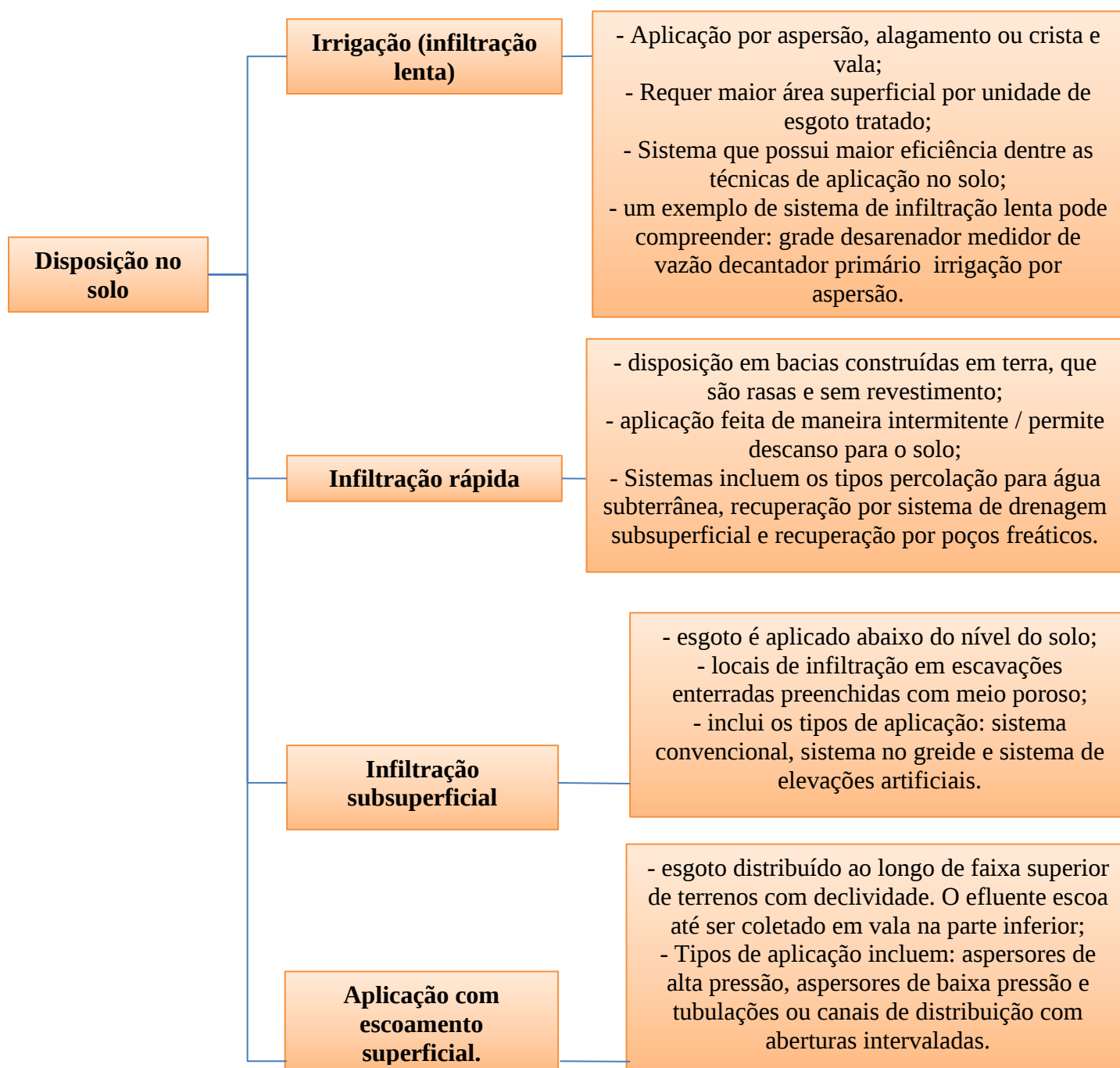
Aspectos sobre a disposição de esgoto como forma de tratamento com suas vantagens e desvantagens já foi explorada com mais detalhes no tópico 3.2. Além do resumo dos métodos de aplicação de esgotos no solo exibido na Figura 5.

A aplicação de esgotos nos solos vai depender de algumas propriedades do solo, que são importantes também para escolha do local de aplicação do efluente. Essas incluem (PAGANINI, 1997):

- capacidade de troca iônica: relacionado a quantidade de cátions e ânions que são absorvidos no solo, que é importante na retenção de íons metálicos;
- capacidade tampão: importante porque em certas condições (solos carbonáceos tamponados para pH maior que 7 por exemplo) inibem solubilidade de metais;
- filtrabilidade do solo: refere-se à capacidade do solo de atuar como filtro de partículas em suspensão;
- microbiologia do solo: envolve as transformações microbiológicas dos esgotos.



Figura 5 - Métodos de disposição de efluentes no solo



Fonte: Autoria própria com informações extraídas de CAMPOS (1999) e SPERLING (2005).

4.3.5 Tratamento terciário

O tratamento terciário tem como objetivo a remoção de sólidos em suspensão residuais, nutrientes e organismos patogênicos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). Essa eliminação de patógenos pode ser feita por radiação ultravioleta (luz solar ou artificial), em

condições ambientais adversas (temperatura, pH, falta de alimento ou competição com outras espécies) ou por meio de desinfecção (adição de cloro, por exemplo) (SPERLING, 2005).

4.4 MACRÓFITAS AQUÁTICAS E SUA APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

Macrófitas são plantas superiores da família *Lamnaceae*, são as menores angiospermas existentes, ricas em proteína e β -caroteno e com rápido crescimento. Suas raízes auxiliam na redução de nitrogênio e fósforo, mas podem atrair mosquitos e precisam de colheita regular para que sua morte não cause deterioração da qualidade do efluente (MARA, 2003; KOTOULA *et al.*, 2020).

Bem como as microalgas, o tratamento de efluentes utilizando macrófitas aquáticas tem simultaneamente a remoção de contaminantes e nutrientes do efluente, e a geração de biomassa para diversos fins. Assim, essas plantas são promissoras, econômicas e sustentáveis na remoção de compostos de efluentes, com rápido crescimento, longo sistema de raízes, grande produção de biomassa, alta tolerância e adaptação ambiental, facilidade de colheita e alta absorção de nutrientes e potencial acumulativo em seu corpo. Além disso, as plantas aquáticas têm as vantagens de remover nutrientes diretamente da fonte, sem a necessidade de fertilizantes ou irrigação e não competem com uso de terra para geração de alimentos na agricultura (KUMAR; DUTTA, 2018; TOYAMA *et al.*, 2018; KOTOULA *et al.*, 2020).

Essas plantas podem remover tanto compostos orgânicos, como pesticidas, quanto compostos inorgânico, como nitrato, fósforo e metais. *E. crassipes* podem remover Cu, Cr, Ni, Cd, Zn, As, Hg, Mn, sendo que tem capacidade de acumular Cu na concentração de 6000 a 7000 mg/kg. A *Azolla pinnata* pode remover Ni, Cd, Cr, Hg, Pb, já a *H. verticillata* pode remover As, Cu e clordano, este último na concentração de 1,06 mg/kg. A *Typha latifolia* pode remover Ni e Cu nas concentrações de 295 e 1156 mg/kg, respectivamente. A *Lemna gibba* pode remover U e As nas concentrações de 896 e 1021 mg/kg, respectivamente e a *Lemna minor* pode remover, Pb, Cu, flazasulfuron e dimetomorfo nas concentrações de 561, 0,4, 0,027 e 0,033 mg/kg, respectivamente. E, a *Phragmites communis* e *Schoenoplectus californicus* podem remover DDTs nas concentrações de 0,93 e 30-45 ng/kg, respectivamente (KUMAR; DUTTA, 2018).

Além da absorção de nutrientes, as macrófitas podem fornecer oxigênio e substrato para o crescimento da comunidade microbiana, regulação hidráulica e redução da velocidade do vento. Sendo que, alguns fatores interferem na remoção de contaminantes, como temperatura, luz, pH, salinidade, presença de cátions (mono e divalente), nitratos, sulfatos, polissacarídeos e metais (KUMAR; DUTTA, 2018; SELVARAJ; VELVIZHI, 2021; KUMAR *et al.*, 2022).

Dessa forma, diversos estudos têm sido reportados na literatura no tratamento de efluentes domésticos através de macrófitas aquáticas. Toyama *et al.* (2018) utilizaram quatro macrófitas aquáticas, *L. minor*, *L. gibba*, *Landoltia punctata* e *Spirodela polyrrhiza* no tratamento de efluente doméstico da cidade de Kofu (Japão) e de suinocultura da cidade de Chuo (Japão). Selvaraj; Velvizhi (2021) utilizaram *E. crassipes*, *Pistia stratiotes* e *H. verticillate* para tratamento de esgoto doméstico coletado na Universidade VIT (Índia).

Priya; Avishek; Pathak (2011) utilizaram a macrófita aquática *L. minor* para o tratamento de esgoto doméstico gerado em albergues do Instituto de Tecnologia de Birla em Ranchi (Índia).

Os mecanismos envolvem a fitoextração, em que os poluentes se acumulam nos brotos da planta, fitoestabilização, cuja planta limita a mobilidade do poluente no meio, fitovolatilização, cujos poluentes são convertidos em compostos voláteis e escapam pela superfície da folha, fitodegradação, que é a transformação do poluente e rizofiltração, que é a absorção do poluente pelas raízes da planta. (KUMAR; DUTTA, 2018; SELVARAJ; VELVIZHI, 2021; KUMAR *et al.*, 2022).

O uso de macrófitas em sido muito reportado em zonas úmidas construídas (CWMs) (FOUNTOULAKIS *et al.*, 2017; KUMAR *et al.*, 2022). Essa tecnologia teve início nos Estados Unidos e Europa, mas também tem sido utilizada na Índia, Brasil e China. As CWMs são tecnologias de baixo custo e fácil operação e manutenção, eficiente, e ambientalmente correto. Essa tecnologia envolve os seguintes componentes: bacia, substrato, vegetação, sistema de entrada e sistema de saída. Considerando a hidrologia esses sistemas podem ser de área úmida construída de fluxo superficial (SFCWs), ou de superfície livre (FWS), ou de fluxo subsuperficial (SSFCWs) ou de sistemas híbridos. Mas considerando as macrófitas, eles podem ser emergentes, flutuante livre ou flutuante com folhas e submerso (KUMAR; DUTTA, 2018).

Os principais componentes envolvidos em CWMs são: vegetação, substrato e comunidade microbiana. A vegetação conta com a presença de diversas macrófitas, flutuantes, submersas, de folhas flutuantes ou emergentes, sendo que macrófitas mais densas

forneem melhores tratamentos, devido aos biofilmes criados pela população microbiana. Os substratos devem ser escolhidos pensando na condutividade hidráulica para evitar entupimentos, bem como buscar melhores remoções de fósforo e nitrogênio. Já a comunidade microbiana está presente como biofilmes associados às raízes das plantas (KUMAR; DUTTA, 2018).

As macrófitas aquáticas podem ser de folhas flutuantes, que estão enraizadas em sedimentos e possuem folhas flutuantes, como a *Nymphaea odorata* e a *Nuphar lutea*. Também podem ser macrófitas flutuantes, que flutuam livremente em águas superficiais, como a *Eichhornia crassipes*, *Nymphaea tetragona*, *Trapa bispinosa*, *Marsilea quadrifolia*, *Salvinia natans* e *Lemna minor*. Essas plantas podem remover nitrogênio e fósforo por processos de desnitrificação, bem como sólidos suspensos. Já as macrófitas emergentes geralmente estão presentes em solo saturado de água ou submersas, podendo degradar poluentes aerobicamente, como a *Canna indica* e *Acorus calamus*. E, as macrófitas submersas estão submersas em água e são usadas em efluentes após tratamento secundário, como a *Hydrilla verticillata*, a *Ceratophyllum demersum*, a *Vallisneria natans*, a *Potamogeton crispus* e a *Myriophyllum spicatum* (KUMAR; DUTTA, 2018).

4.5 DESINFECÇÃO: USO DE RADIAÇÃO UV E SODIS NO TRATAMENTO E INATIVAÇÃO DE MICRORGANISMOS DO ESGOTO DOMÉSTICO

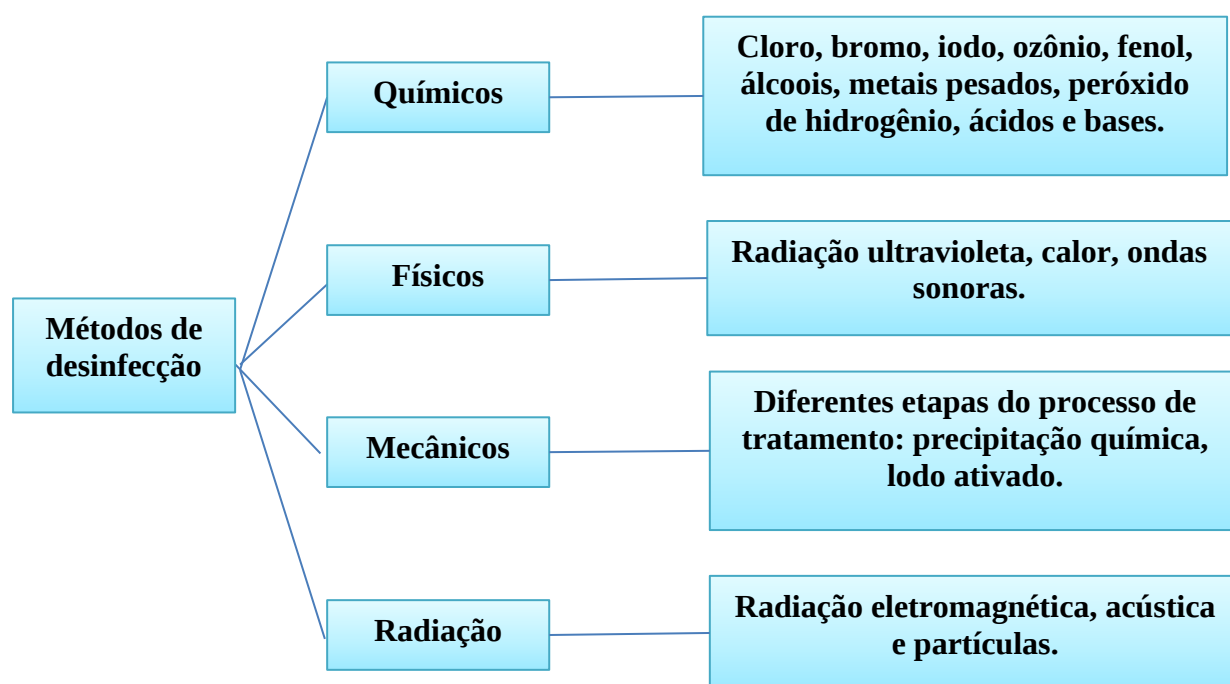
A destruição seletiva ou parcial de microrganismos causadores de doença com o uso de agentes químicos, físicos, mecânicos e radiação é chamada de desinfecção (OLIVEIRA, 2003; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). Os grupos de organismos entéricos de maior interesse que podem causar infecção em humanos são bactérias, protozoários, vermes e vírus. Um desinfetante ideal deve possuir as seguintes características (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003):

- disponibilidade e baixo custo;
- remoção de odores;
- homogeneidade / uniformidade em sua composição;
- não deve ser adsorvido por matéria orgânica além das células bacterianas;
- não toxicidade para formas de vida superior;
- segurança durante transporte, armazenamento e uso;
- solubilidade em água ou tecido celular;

- concentrações devem ser mensuráveis nas águas tratadas (exceto para ozônio e radiação ultravioleta [UV] que não deixam concentrações residuais mensuráveis);
- estabilidade;
- toxicidade em temperatura ambiente.

O agente químico mais utilizado para desinfecção de efluentes é o cloro, seguido de bromo e iodo. O ozônio também tem sido cada vez mais utilizado por ser altamente efetivo e não deixar resíduos. Outros métodos químicos compreendem o uso de ácidos e bases, já que águas muito ácidas ($\text{pH} < 3$) ou alcalinas ($\text{pH} > 11$) destroem bactérias patogênicas. Álcoois, fenol e compostos fenólicos, corantes, sabão e detergente sintéticos e metais pesados também podem ser usados para desinfecção de efluentes (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

Figura 6 - Métodos de desinfecção do efluente tratado



Fonte: Autoria Própria com informações extraídas de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2003).

Dentre os agentes físicos utilizados para desinfecção do efluente estão calor, luz e ondas sonoras. O primeiro método consiste em elevar a temperatura da água até o ponto de ebulição, o que é capaz de destruir a maioria das bactérias que causam doenças (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). O uso da luz (radiação) UV também é considerado um

bom desinfetante com inúmeras vantagens em relação a outros métodos de desinfecção (OPARAKU *et al.* 2011; YU *et al.*, 2016):

- não usar agentes químicos, o que elimina necessidade de transporte, armazenamento e manuseio dos químicos;
- necessidade de espaço é reduzida;
- baixo tempo de contato;
- não a formação de subprodutos tóxicos como pode acontecer com a adição de alguns agentes químicos.

Lâmpadas de mercúrio de baixa pressão são empregadas na desinfecção de águas residuárias por radiação UV que está na faixa de comprimento de onda entre 220 e 320 nm.

A radiação UV é letal para os microrganismos patogênicos pois causa danos ao DNA e RNA das células, prejudicando a multiplicação de vírus ou células (COLLIVIGNARELLI *et al.* 2021). A radiação da maioria das lâmpadas está concentrada na região de 254 nm (UV-C) para aproveitar o máximo possível a capacidade germicida desse comprimento de onda (OPARAKU *et al.* 2011; COLLIVIGNARELLI *et al.* 2021).

A combinação da radiação UV com outras tecnologias podem fornecer melhor performance de desinfecção com menor gasto de energia. Dentre os métodos combinados estão a sonofotólise, a fotocatalise e a fotoeletrocatalise. O primeiro consiste na combinação da radiação UV com ultrassom, que tem a função de melhorar a cinética de desinfecção. O ultrassom gera cavitação acústica no efluente, gerando microbolhas, que ao colapsar, geram H_2O_2 e radicais hidroxila que são capazes de inativar enzimas, danificar membranas, celulares, proteínas e lipídios (ROKHINA *et al.* 2009).

A sonicação decresce o tamanho das partículas e aumenta a possibilidade de encontro do microrganismo com a radiação UV (YONG *et al.* 2009). O segundo método (fotocatalise) é baseado na foto-excitação de um oxido semiconductor com a absorção de radiação luminosa. Nesse processo resumidamente, os elétrons na camada de valência do semiconductor são excitados, ocorrem reações de oxidação da molécula de água e são geradas espécies reativas de oxigênio que atacam a parede celular dos organismos (DALRYMPLE *et al.*, 2010; CAVALCANTE *et al.*, 2016). Dentre os semicondutores mais utilizados estão o TiO_2 , ZnO , MgO e o SnO_2 (COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2021).

Reatores fotocatalíticos aprimorados tem sido desenvolvido como dispositivos de desinfecção. Yu *et al.* (2016) por exemplo desenvolveram reator anular fotocatalítico de desinfecção com lâmpada UV e suporte helicoidal recoberto de TiO_2 que obteve eficiência

de desinfecção superior (para *E. coli*) dentre as técnicas envolvendo UV. A fotoeletrocatalise é um processo de oxidação avançado que combina a fotocatalise com uso de eletricidade com objetivo de minimizar problema relacionado a fotocatalise (rápida recombinação dos elétrons fotogerados e cargas positivas na camada de valência) (GARCIA-SEGURA, 2017; COLLIVIGNARELLI *et al.*, 2021). Estudos tem demonstrado eficiência superior dessa técnica em relação a aplicação de luz UV e a fotocatalise (DOMÍNGUEZ-ESPÍNDOLA *et al.*, 2017; PABLOS *et al.*, 2017).

Métodos mecânicos utilizados durante o tratamento de esgotos também são capazes de remover bactérias e outros organismos. Essas remoções são como subprodutos de processos envolvendo telas para remoção de sólidos, sedimentação ou precipitação química (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003). Uma estimativa do percentual removido de bactérias nessas etapas é exibida na Tabela 2.

Tabela 2 - Estimativa de remoção de bactérias por diferentes processos durante o tratamento de esgoto

Processo	Remoção estimada (%)
Telas de abertura larga	0-5
Telas de menor abertura	10-20
Sedimentação	25-75
Precipitação química	40-80
Lodo ativado	90-98
Cloração de esgoto tratado	98-99.9

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (2003)

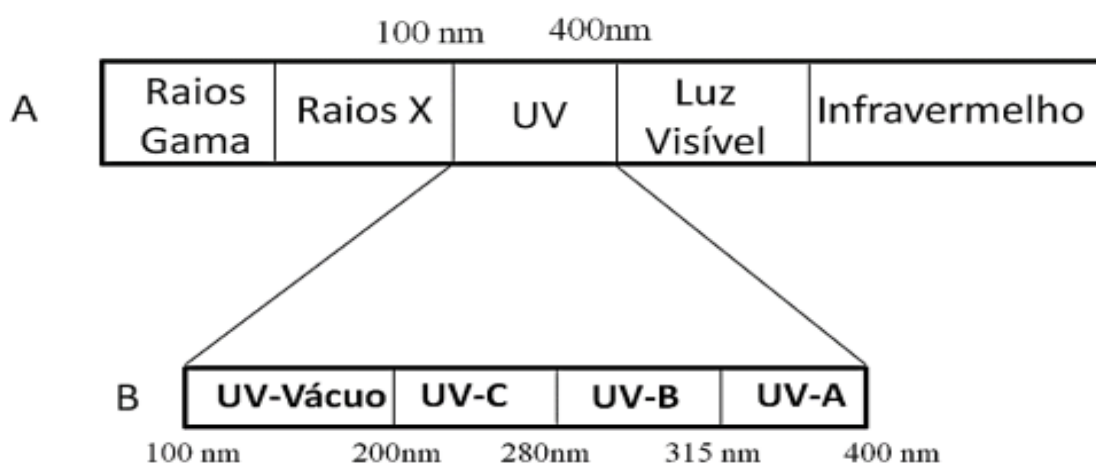
A aplicação de radiação é outra forma de desinfecção de efluentes tratados. Os principais tipos de radiação são a eletromagnética, acústica e de partículas. Raios gama por exemplo tem alto poder de penetração e tem sido usado para desinfetar (chegando a esterilizar) águas e efluentes (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003).

O SODIS (*Solar Water Disinfection*) vem sendo estudada no Líbano desde a década de 70, é uma técnica de baixo custo para a desinfecção de água, essa técnica faz uso da exposição da água ao calor e radiações ultravioletas para a eliminação dos patógenos (WEGELIN *et al.*, 1994).

A radiação eletromagnética emitida pelo sol tem ações germicidas, bactericidas e são observados na amplitude de onda equiparada aos raios UV. Localizada entre os raios X e a luz visível, a radiação UV apresenta um comprimento de onda entre 100 e 400nm, dividida em 4 faixas de onda (Figura 7): UV-Vácuo (100 a 200nm), UV-C (200 a 280nm), UV-B (280 A 315nm) e UV-A (315 a 400nm). Quando a água ou efluente é exposto por 75 minutos

à radiação solar, é possível reduzir três logaritmos (log) a concentração de *E. coli*, segundo estudos. Ressalta-se que a radiação UV-B é a radiação é mais perigo para os seres humanos, causando câncer de pele, já para os microrganismos a radiação UV-C atua com mais letalidade, sendo a onda de 260nm que acontece a absorção máxima de radiação pelo seu material genético e para a radiação UV-A é a mais eficaz na ação bactericida (ACRA *et al.*, 1984; OATES, 2001; USEPA, 2003).

Figura 7 - Faixas de onda UV



Fonte: Fernandes *et al.* (2019)

Existem vários projetos de SODIS em diversos países do mundo, essa técnica não necessita de constante monitoramento e preparações complexas, além de baixo custo de manutenção e implementação (custo aproximado de US\$ 0,75 por pessoa): os materiais podem ser garrafas PET limpas, vidros e não opacas, sua eficiência pode ser melhorada quando utilizada junto a uma superfície refletora (folhas de zinco ou papel alumínio), justificando seu uso nos dias com muita nebulosidade (WEGELIN *et al.*, 1994; KEHOE *et al.*, 2004).

A Tabela 3 - Comparação de métodos de desinfecção de águas e efluente compara alguns dos métodos de desinfecção, incluindo alguns dos tratados até aqui.

Tabela 3 - Comparação de métodos de desinfecção de águas e efluente

Característica	Aplicação de cloro	Hipoclorito de sódio	Hipoclorito de cálcio	Dióxido de cloro	Ozônio	Radiação UV
Disponibilidade / custo	Baixo custo	Custo moderadamente baixo	Custo moderadamente baixo	Custo moderadamente baixo	Custo moderadamente alto	Custo moderadamente alto
Habilidade de remoção de odores	Alta	Moderada	Moderada	Alta	Alta	NA
Homogeneidade	Homogêneo	Homogêneo	Homogêneo	Homogêneo	Homogêneo	NA
Interação com outros materiais / compostos	Oxida matéria orgânica	Oxidante ativo	Oxidante ativo	Alta	Oxida matéria orgânica	Absorção de radiação UV
Corrosividade	Muito alta	Corrosivo	Corrosivo	Muito alta	Muito alta	NA
Toxicidade para formas de vida superior	Muito tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
Penetração	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Moderada
Preocupação com segurança / cuidados	Alto	Moderado	Moderado	Alto	Moderado	Baixo
Solubilidade	Moderada	Alta	Alta	Alta	Alta	NA
Estabilidade	Estável	Levemente instável	Relativamente estável	Instável (deve ser gerado logo antes do uso)	Instável (deve ser gerado logo antes do uso)	NA
Toxicidade para microrganismos	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
Toxicidade em temperatura ambiente	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta

NA= não se aplica

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (2003).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA

O experimento foi instalado na Faculdade de Ciências Agronômicas (FCA), da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Campus Botucatu-SP, Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente, e de acordo com o Datum SAD 69, sob as coordenadas 22°50’48” S e 48°26’06” W, e altitude de 817,74 m.

5.2 CLIMA

Segundo o método de Köppen (CUNHA; MARTINS, 2009), o clima de Botucatu é Cfa (clima temperado quente (mesotérmico) úmido, com temperatura média do mês mais quente superior a 22°C).

5.3 CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO E MÉTODOS

5.3.1 Caracterização dos Tratamentos

O presente trabalho foi implantado em ambiente protegido (estufa plástica) na área externa do Departamento. Já as análises foram realizadas no laboratório de Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Rural da mesma Universidade/Campus.

A água de reuso foi procedente da ETE-Lageado. Utilizou-se 1 caminhão-pipa para coletar essa água. O sistema de tratamento da ETE é misto, e consiste nas seguintes tecnologias e componentes: Tratamento preliminar; Tanque de equalização; RAFA/UASB; Lodos ativado; Tanque de aeração; Decantadores secundários. A estação realiza o tratamento de esgotos domésticos, com baixa contribuição de despejos líquidos industriais, da área urbana de Botucatu – SP. A ETE trata todo o lodo gerado no sistema de tratamento e produz um adubo orgânico, chamado de Sabesfértil (produto produzido mediante pesquisas da UNESP e SABESP).

Para o sistema de polimento foram utilizados:

- 1 reservatório de cimento amianto (Figura 8) de 1 mil litros para armazenar a água de reuso da ETE Botucatu.;
- Para o Polimento com Macrófitas aquáticas foi utilizado 1 reservatório de plástico (Figura 9) de 100 litros. As macrófitas foram coletadas no Balneário da Cidade de Rio Bonito – SP, certa de 33 km da cidade de Botucatu – SP;
- Já para o Polimento utilizando a Radiação Solar UV utilizou-se 1 reservatório de vidro (Figura 10) de 10 litros.

Figura 8 - Reservatório de cimento amianto utilizado no armazenamento da água de reuso proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto de Botucatu



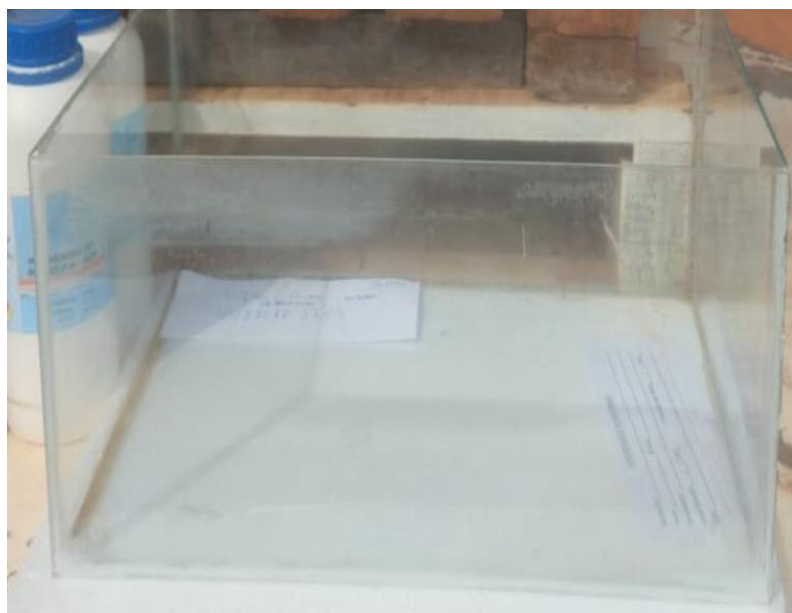
Fonte: Autoria Própria, 2023.

Figura 9 - Reservatório utilizado no polimento da água residuária com Macrófitas aquáticas



Fonte: Autoria Própria, 2023.

Figura 10 - Reservatório utilizado no processo de desinfecção por radiação solar



Fonte: Autoria Própria, 2023.

O delineamento experimental consistiu em:

- TAR = tanque de armazenamento da água residuária tratada (água de reuso) pela ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu (Figura 8);
- TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*) (Figura 11);
- TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar (Figura 12);

Figura 11 - Tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*)



Fonte: Autoria Própria, 2023.

Figura 12 - Tanque de polimento por desinfecção solar



Fonte: Autoria Própria, 2023.

As lâminas d'água (água de reuso) adotadas foram 20 cm para o TPLM, pois segundo alguns estudos este valor adotado influenciará no contato das macrófitas com o afluente, já para o TPDS foi de 10 cm, pois de acordo com estudos científicos já realizados, os melhores resultados de remoção e inativação de microrganismos estão entre as lâminas de 5 a 20 cm, uma vez que existe uma ação mais efetiva dos raios solares nessa faixa.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 7 dias para o TPLM e de 2 horas para o TPDS. O experimento e análises aconteceram por 3 meses, de abril/2023 até junho do mesmo ano. As análises ocorreram em duplicata e/ou triplicata, dependendo do parâmetro.

Os dados utilizados para o sistema de polimento com radiação solar (UV) foram obtidos no período do TDH (2 horas) do TPDS com uso de um piranômetro instalado na estação meteorológica do Campus.

5.3.2 Tratamento e avaliação da água residuária

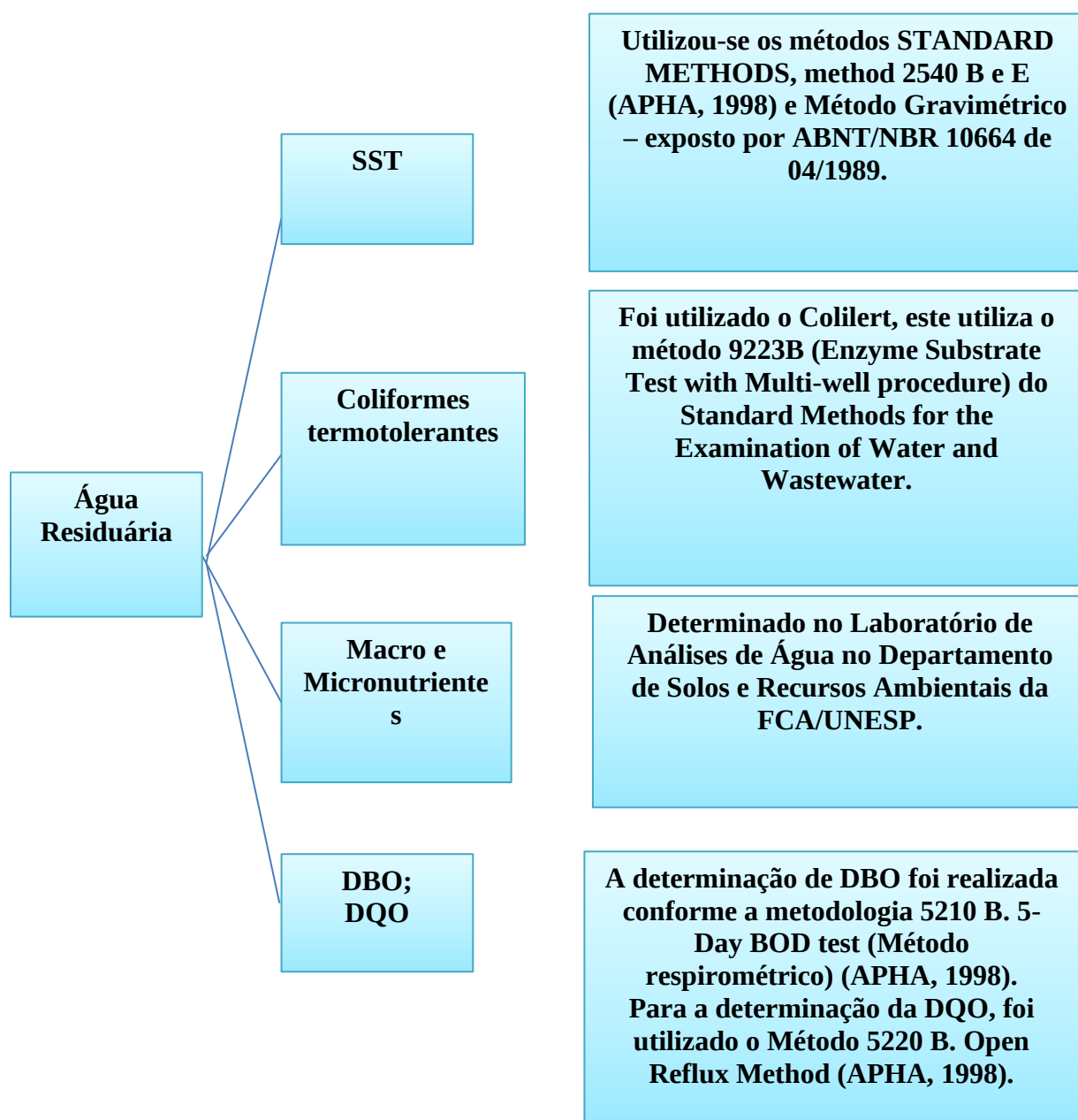
Os parâmetros avaliados foram:

- DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio);
- DQO (Demanda Química de Oxigênio);
- Sólidos Suspensos Totais (SST);
- Condutividade elétrica (CE);
- Amônia;
- *E. coli*;
- pH;
- Nutrientes: N (nitrogênio), P (fósforo), K (potássio), Ca (cálcio), Mg (magnésio) e S (enxofre).

Esses parâmetros foram escolhidos pelo fato de terem influência nas questões de contaminação e poluição ambiental, bem como, pelo fato de apertarem riscos à saúde humana e animal.

As coletas de efluentes para análises foram: no primeiro tanque (TAR), na saída do segundo (TML) e na saída do terceiro tanque (TDS) do sistema de polimento. As coletas e análises foram realizadas 1 vez a cada 07 dias (conforme TDH mencionado anteriormente), durante todo o tempo de experimento (3 meses).

Figura 13 - Parâmetros e métodos avaliados no sistema de polimentos



Fonte: Autoria Própria, 2023.

Para avaliação do pH foi utilizado o pHmetro de bancada digital – Digimed (modelo DM 22).

5.3.3 Eficiência de tratamento

A eficiência do tratamento por meio da remoção dos parâmetros: CE, SST, DQO, DBO, N, P, Mg, amônia e *E. coli* foi conferida pela diferença da concentração na entrada e saída do TPLM e do TPDS (saída do sistema de polimento).

A determinação da eficiência de tratamento (redução) dos parâmetros foi calculada por meio da Equação (2):

$$E = \frac{(C_e - C_s)}{C_e} \times 100\% \quad (1)$$

Onde, E= representa a eficiência de remoção (%), C_e = corresponde a concentração na entrada (mg/L) e C_s = representa a concentração na saída (mg/L).

5.3.4 Avaliação da aplicabilidade do efluente tratado para fins de reuso na agricultura

O efluente da saída do sistema de polimento foi avaliado, quanto aos parâmetros físico-químicos e biológicos, por meio do cruzamento dos critérios e informações das recomendações da “Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture (WHO)” de 1989, das normas NBR 13.969/1997 Deliberação CRH nº 156, de 11/12/13 e Resolução SSRH/SMAJSS, de 28/06/2017 e da Lei Nº 4.603/2013, de 26 de agosto de 2013 (Município de Caicó-RN).

Optou-se em fazer essas comparações para identificar como seria a utilização dessa água residuária por diferentes metodologias de avaliações.

A seguir serão descritos os critérios de cada método de avaliação.

5.3.4.1 “Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture (WHO)”

A OMS, tendo os conhecimentos de eficiência dos processos de tratamento de esgoto e critérios epidemiológicos, adotou diretrizes para a irrigação na agricultura, conforme Tabela 4.

Tabela 4 - Critérios da OMS para irrigação com esgotos sanitários

Tipo de irrigação e cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Culturas alimentícias não processadas comercialmente, (1) Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, incluindo culturas a serem consumidas cruas	Secundário + filtração + desinfecção	DBO $\leq$ 10 mg/L Turbidez $\leq$ 2 UNT Cloro residual $\geq$ 1mg/L Coliformes fecais ND Organismos patogênicos ND
culturas alimentícias processadas comercialmente (1) Irrigação superficial de pomares e vinhedos	Secundário + desinfecção	DBO $\leq$ 30 mg/L SS $\leq$ 30 mg/L Cloro residual $\geq$ 1mg/L Coliformes fecais $\leq$ 200/100 MI
Culturas não alimentícias Pastagens para rebanhos de leite (2), forrageiras, cereais, fibras e grãos	Secundário + desinfecção	DBO $\leq$ 30 mg/L SS $\leq$ 30 mg/L Cloro residual $\geq$ 1mg/L Coliformes fecais $\leq$ 200/100 MI
Irrigação, campos de esportes, parques, jardins e cemitérios	Secundário + filtração + desinfecção	DBO $\leq$ 10 mg/L Turbidez $\leq$ 2 UNT Cloro residual $\geq$ 1mg/L Coliformes fecais ND Organismos patogênicos ND

Fonte: Adaptado de WHO (1989)

5.3.4.2 NBR 13.969/97

Utilizando esta norma os esgotos podem ser classificados em:

- Classe 1 - lavagem de carros e/ou outros usos que requerem algum tipo de contato direto do usuário com a água: turbidez inferior a cinco, coliforme fecal inferior a 200 NMP/100 mL; sólidos dissolvidos totais inferiores a 200 mg/L; pH entre 6,0 e 8,0; cloro residual entre 0,5 mg/L e 1,5 mg/L. Existe a necessidade de filtração convencional (areia e carvão natural) e cloração.
- Classe 2 – lavagem de calçadas, pisos e irrigação dos jardins, manutenção de canais e lagos, excluindo chafarizes: turbidez inferior a cinco, coliforme fecal inferior a 500 NMP/100 mL, cloro residual superior a 0,5 mg/L. Existe a necessidade de filtração de areia e desinfecção.
- Classe 3 – reuso nas descargas de vasos sanitários: turbidez inferior a 10, coliformes fecais inferiores a 500 NMP/100 mL.

- d) Classe 4 – reuso em forragens, pomares, pastagens para gados, cereais e outros cultivos com utilização do escoamento superficial ou sistema de irrigação pontual: Coliforme fecal inferior a 5 000 NMP/100 mL e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L. Lembrando, que as irrigações devem ser interrompidas 10 dias antes da colheita

5.3.4.3 Deliberação CRH n° 156, de 11/12/13 e Resolução SSRH/SMAJSS, de 28/06/2017

Onde estabelece diretrizes para o reuso direto de água não potável, proveniente de ETEs de sistemas públicos para fins urbanos e dá outras providências, no âmbito do Sistema integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disciplina o reuso de água para fins urbanos, provenientes de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas, onde há uso com restrição moderada em: irrigação paisagística, lavagem de logradouros e de outros espaços públicos privados, construção civil, desobstrução de galerias de águas pluviais e rede de esgotos, lavagem de veículos e combate a incêndio.

Tabela 5- Padrões de qualidade e monitoramento de águas de reuso conforme Resolução SSRH/SMAJSS, de 28/06/2017.

Padrões de Qualidade		Categorias de Reuso	
Parâmetro	Unidade de medida	Uso com Restrição Moderada	Uso com Restrição Severa
pH	-	6 a 9	6 a 9
DBO 20°C	mg/L	≤ 10	≤ 30
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	0,5	<30
Condutividade Elétrica – CE	dS/m	≤ 0,7	≤ 3,0
<i>E. coli</i>	UFC/100 ml	Não detectável	< 120

Fonte: Adaptado de SES/SMA/SSRH n°1 de 28 de junho de 2017.

5.3.4.4 Lei N° 4.603/2013, de 26 de agosto de 2013 (Município de Caicó-RN)

A presente lei, recomenda critérios e padrões de qualidade para água de reuso a ser utilizada na produção agrícola, fins urbanos e dá outras providências.

Dentre todas as recomendações, o Art. 1º apresenta padrões e critérios de qualidade para água de reuso com o objetivo de utilização agrícola, abrangendo-se forragem animal:

- Padrões microbiológicos e físico-químicos para irrigação irrestrita (irrigação por aspersão ou irrigação superficial de qualquer cultura): Coliformes termotolerantes (ou *E. coli*) – menor ou igual 1.000 cter/100ml (ou menos igual a 1000 *E. coli*/100ml); Ovos de helmintos – menor ou igual a 1 ovo de helminto/litro; pH – 6,5 a 8,4; Condutividade elétrica – entre 0,5 e 3 dS/m e razão de adsorção de sódio – menos igual a 12 mmol/l^{1/2}.

Já o Art. 2º faz recomendações para água de reuso a ser aplicada em irrigação paisagística (praças, canteiros e árvores):

- Coliformes termotolerantes (ou *E. coli*) – menor ou igual a 200 cter/100ml (ou menor ou igual a 200 *E. coli*/100ml); Ovos de helmintos – menor ou igual a 1 ovo helminto/litro; pH – entre 6,5 e 8,4; Condutividade elétrica – entre 0,5 e 3 dS/m e razão de adsorção de sódio – menos igual a 12 mmol/l^{1/2}; DBO – menor ou inferior a 30 mg/l; sólidos suspensos totais – menor ou igual a 30 mg/l; Odor – não perceptível.

As avaliações foram realizadas com base nas metodologias descritas acima, após as análises dos parâmetros dos efluentes, os mesmos foram comparados e discutidos para o melhor enquadramento para o possível reuso na agricultura, e essa comparação é importante pelo fato de:

no Brasil, ao contrário de outros países, a experiência do reuso é bastante recente. No momento não se pode estabelecer padrões, o que pode ser feito é um ajuste à realidade nacional através de estudos sobre os riscos associados e os conhecimentos das condições específicas das regiões. A partir desse pressuposto, uma forma estruturada para se realizar o reuso pode ser estabelecida (CUNHA *et al.*, p. 1241, 2011).

5.3.5 Análise estatística

Todos os dados encontrados das variáveis analisadas foram submetidos à análise de variância pelo teste F ($\alpha \leq 5\%$).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram avaliados os parâmetros pH, CE, DQO, DBO, SST, N, amônia, P, K, Ca, Mg, S e *E. coli*. Para um melhor efeito de visualização gráfica, os valores que representam eficiência de remoção/redução dos parâmetros serão positivos, já quando ocorrer um incremento, essa eficiência será negativa.

Os resultados de pH encontrados para o tratamento TPLM, foram de 7 (-1,1) e 7,3 (+0,25) para a primeira e segunda avaliação em relação ao TAR, verificou-se uma eficiência em reduzir o pH em 13,5% e um aumento de 3,5% respectivamente. Deve-se destacar que o pH ideal para *L. minor* é o 5,5, contudo a faixa de 5 a 9 também é satisfatória para essa macrófita, ressaltando que o pH é um dos fatores ambientais mais importantes para o seu ótimo crescimento (CHENG; STOMP, 2009; ZIEGLER *et al.*, 2015; ALMEIDA, 2018).

Tonon (2016) encontrou valores médios de pH próximo à neutralidade na saída das lagoas de lemnas (*L. punctata*), empregadas no polimento de esgoto doméstico, registrando valores entre 6,8 e 7,0.

Já em relação à irrigação, o pH é um parâmetro importante, uma vez que seu aumento pode induzir a formação de precipitados nos sistemas, levando ao entupimento de emissores ou perda de desempenho no processo de bombeamento da água (DIAS; OLIVEIRA; COELHO, 2004), ocorrendo a formação de depósitos gelatinosos resultantes da interação entre partículas orgânicas, ocasionado entupimento de gotejadores (BATISTA *et al.*, 2013).

Os entupimentos nos emissores acarretam desuniformidade na distribuição de água, o que eleva o custo de manutenção do sistema; sendo o principal problema nos sistemas de irrigação por gotejamento superficial e subsuperficial, acarretando redução no crescimento dos cultivos e perdas econômicas (ALMEIDA, 2019).

Um dos fatores que contribuem fortemente para o entupimento de sistemas de irrigação é a alta concentração de oxigênio dissolvido, que aumenta a produção de subprodutos da atividade microbiana, sendo uma solução, diluir a água residuária (CARMO *et al.*, 2016; ALVES *et al.*, 2022).

Além disso, quando há predominância de um pH de elevada acidez nas águas residuárias, seu monitoramento deve ser reforçado, pois se a disposição destas águas residuárias for incorreta ou não ter recebido um processo de polimento correto poderá acarretar a acidificação de corpos de água, ocasionado desequilíbrio ambiental.

Já para o uso complementar do TPDS, os valores de pH foram 8,1 (+1,1) e 7,5 (+0,2) para a primeira e segunda avaliação em relação ao TPLM, correspondendo a incrementos de 16,1 e 2,7% respectivamente. Deve-se mencionar que sob desinfecção solar, o pH da água residuária afeta a solubilidade dos metais e carbonatos (FERNANDES; CAVALCANTE; BATISTA, 2019).

Nota-se que no presente trabalho, o pH mais alcalino, não promoveu uma maior remoção de bactérias, especificamente *E. coli*, o que também foi confirmado por Ahmmed; Dave; Nair (2015), que em pH (6,0 a 9,5), verificaram pouca influência sobre as remoções bacterianas durante o processo de desinfecção, no entanto, Torres (2011) relatou que a ionização dos constituintes da membrana plasmática das bactérias, pelo aumento do pH, resultou em maior remoção desses microrganismos.

O aumento de pH no TPDS pode ter relação com o aumento da temperatura do efluente tratado devido à exposição à radiação solar. É importante destacar que a temperatura da água é normalmente superior à temperatura do ar em decorrência do calor específico (CAVALCANTE, 2017).

A fotocatalise do H_2O_2 em pH mais elevado é mais acelerada, com alta produção de hidroxilas, que aumentam a oxidação do meio, promovendo um maior efeito de desinfecção solar em pH básico, associado com oxigênio dissolvido aumenta a eficácia da remoção bacteriana (BRITO; SILVA, 2012).

Contudo, verifica-se que para as condições experimentais, esse tratamento em função do pH, foi inferior na remoção de *E. coli*, pois na maioria das avaliações a DQO ou oxigênio dissolvido apresentava menores concentrações em comparação ao TPLM.

Já quando se compara o pH obtido nos tratamentos e os exigidos pelas diretrizes (NBR 13.969/97; WHO, 1989; Lei nº 4.603/2013), nota-se que TPLM e TPDS propiciaram valores adequados de pH para essas águas residuárias tratadas, portanto, elas podem ser utilizadas em irrigação agrícola.

Os valores médios de pH para TAR, TPLM e TPDS e os respectivos limites recomendados são apresentados na Figura 14.

na água, sua valência e mobilidade, bem como a concentração desses, influenciam a CE do efluente tratado (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

Já no tratamento complementar TPDS a CE foi de 0,614 (+0,008) dS/m e 0,588 (+0,039) dS/m nas duas avaliações respectivamente, os valores de incrementos de CE foram de 1,3 e 7,1% na sequência, em comparação ao TPLM. Durante o período de avaliação, houve alguns dias nublados e outros chuvosos, o que possivelmente reduziu a evaporação da água, mantendo praticamente estável o CE deste tratamento, deve-se mencionar que a exposição ao solo é um ativador das reações químicas que acontecem na água.

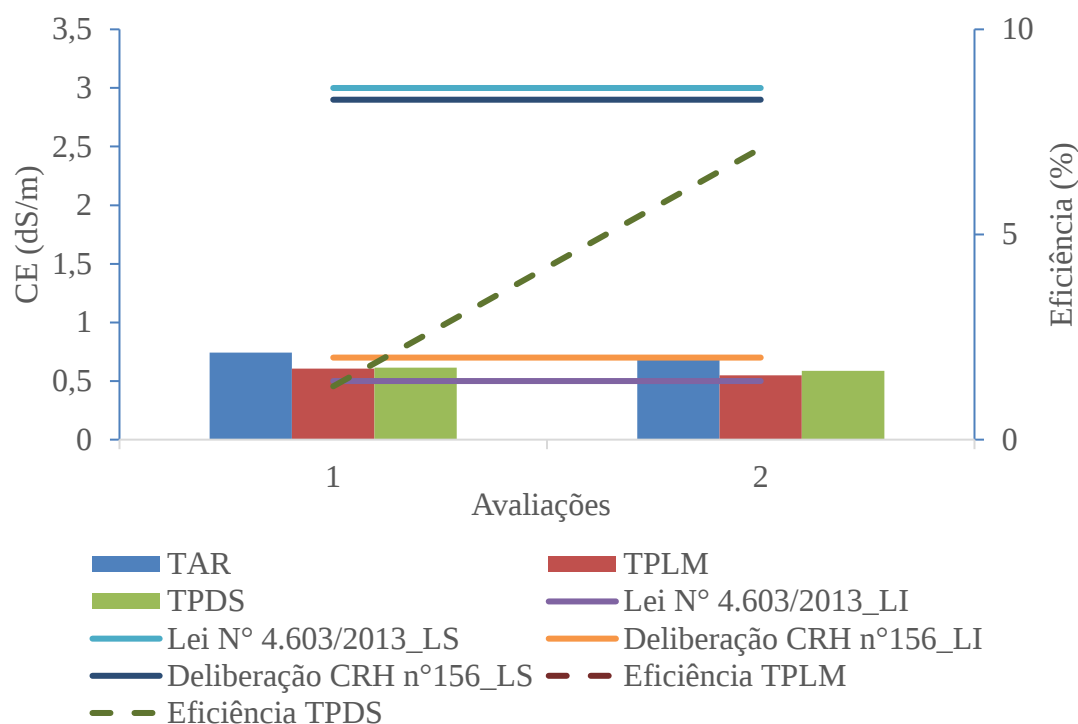
A CE é relacionada com a presença de substâncias dissolvidas no meio, ou seja, na forma de íons, e esse aumento pode ser indicativo que houve uma maior mineralização da matéria orgânica (PEREIRA, 2018); ressalta-se que a água residuária em TPDS recebeu polimento anterior por lemnas, o que possivelmente contribui com esse aumento em CE.

Particularmente a CE possui boa correlação com atributos importantes da produção agrícola, como salinidade, teor de água, textura e CTC do solo (MOLIN *et al.*, 2011). A CE é um parâmetro indicativo da quantidade de sais presente na água de reuso, por esse motivo, é relacionado ao aumento potencial da salinidade do solo devido a eventos de irrigação com essa fonte hídrica (ALMEIDA, 2010).

Quando se compara os valores de CE obtidos nos tratamentos e os exigidos pelas diretrizes (NBR 13.969/97; WHO, 1989; Lei nº 4.603/2013), nota-se que TPLM e TPDS propiciaram valores adequados de CE principalmente nos limites inferiores e em relação aos limites superiores, estes estão bem distantes, deste modo as águas residuárias tratadas apresentam teores de sais dissolvidos (CE) que estão na faixa de uso para a irrigação agrícola.

Os valores médios de CE para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%) são apresentados na Figura 15.

Figura 15 - Valores médios de CE para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

A demanda química de oxigênio (DQO) no TPLM apresentou remoções de 52 (-99) mg L⁻¹ e 40 (-262) mg L⁻¹ na primeira e segunda avaliação em comparação ao TAR, equivalendo a uma eficiência de remoção de 65,5 e 85,9%. As macrófitas são capazes de absorver, por meio de suas raízes, a matéria orgânica fracionada e dissolvida no efluente (WOLVERTON; MCDONALD, 1976). Esses resultados são expressivos, pois Valentim (2003) também utilizando macrófitas obteve uma eficiência de remoção de 57% em águas residuárias, com tempo de retenção hidráulica de 2 dias.

Shah *et al.* (2014), ao utilizarem a *E. crassipes* no polimento de efluentes domésticos, encontraram valores médios de remoção de DQO igual 46,4%, para um tempo de detenção hidráulica de 10 dias. Enquanto, Tonon (2016), ao analisar a eficiência de macrófitas lemnas (*L. punctata*) no tratamento de esgoto doméstico em lagoas com o tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 17 dias, encontrou eficiência de remoção de 71,7% para DQO.

Houve grandes remoções de DQO em águas residuárias domésticas com diferentes taxas de cargas orgânicas utilizando macrófita emergente, com eficiências variando entre 84 a 93% (BRASIL *et al.*, 2005). É notório a eficácia do uso de plantas aquáticas, especificamente macrófitas para polimento de águas residuárias em fases de pré-reuso, principalmente na agricultura (irrigação); já que a elevada presença de cargas orgânicas nas águas residuárias podem danificar sistemas de irrigação, ocasionando entupimento (TAYLOR *et al.*, 1995).

Na demanda química de oxigênio (DQO) com aplicação complementar do TPDS houve remoção e incremento de 30 (-22) mg L⁻¹ e 43 (+3) mg L⁻¹ na primeira e segunda avaliação respectivamente, em comparação com TPLM, equivalendo a uma eficiência de remoção de 42,3% e incremento de 7,5%.

Em águas residuárias hospitalares, foi obtido valor de eficiência de remoção de 90,7% da DQO, contudo, há necessidade de tratamento para reduzir a toxicidade crônica (DINIZ, 2015).

Esses valores são bem próximos dos verificados no presente trabalho, o que reforça a efetividade do uso de técnicas de desinfecção solar como alternativas para remoção de cargas orgânicas nas águas residuárias de origens diversas. O que é corroborado por Diniz (2015), que comenta resultados promissores no tratamento de compostos refratários, de reduzida biodegradabilidade, pesticidas e outros poluentes.

Queluz (2015) verificou uma eficiência média de remoção de DQO em águas residuárias domésticas de 27,3%, tal processo pode ter sido reduzido devido a fase de estabilização do SST, que influi diretamente na estabilização de material particulado, sendo que após ocorrer equilíbrio na estabilização da matéria orgânica, as concentrações de DQO diminuem constante; possivelmente devido a atividade de microrganismos atuando sobre o material particulado (SPERLING *et al.*, 2003).

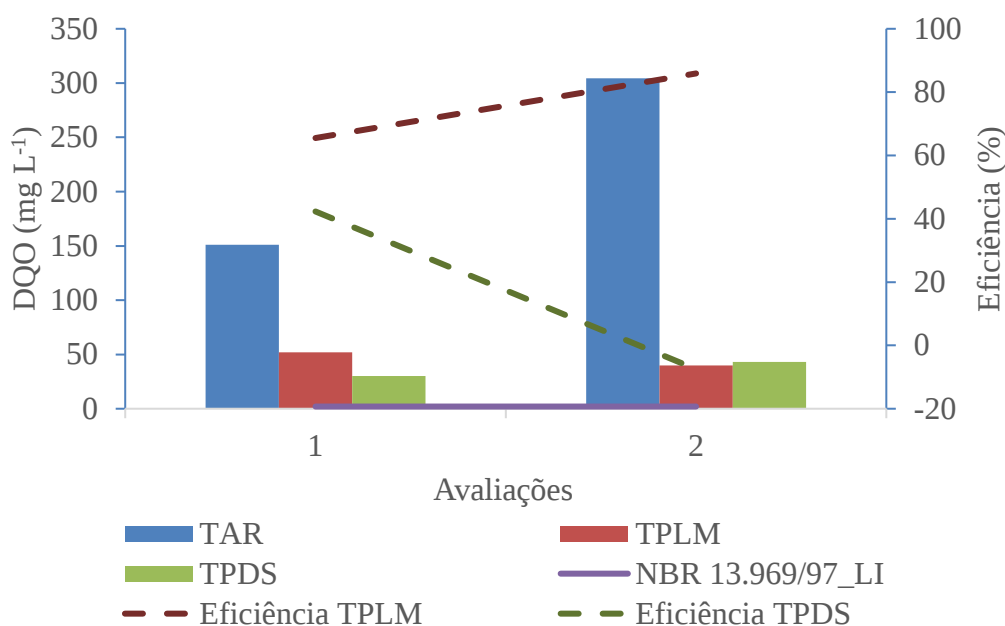
Quanto ao aspecto agrícola, os teores de matéria orgânica (que são diretamente relacionados a DQO) presente na água residuária utilizada na irrigação é incorporada ao solo, como um condicionador, contudo, se há aplicação de uma taxa maior que a capacidade do solo de assimilação, os poros podem ser obstruídos (HOMEM *et al.*, 2014; JESUS *et al.*, 2020).

No presente trabalho, adotou-se um tempo de detenção hidráulica de 7 dias e possivelmente entre outros fatores, o tempo de contato entre microrganismos e os poluentes a serem oxidados dependerá do TDH, sendo que quanto maior o TDH, maior será a possibilidade de remoção da matéria orgânica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2015).

Os valores de DQO obtidos nos tratamentos TPLM e TPDS quando comparados aos exigidos pelas diretrizes (NBR 13.969/97; WHO, 1989; Lei nº 4.603/2013), tornaram as águas residuárias tratadas adequadas para uso em irrigação agrícola.

Os valores médios de DQO para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%) são apresentados na Figura 16.

Figura 16 - Valores médios de DQO para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no TPLM apresentou remoções de 50 (-11) mg L⁻¹ e 60 (-17) mg L⁻¹ na primeira e segunda avaliação, em comparação ao TAR, equivalendo a uma eficiência de 18 e 22%, os valores observados são próximos dos verificados por Polisel (2005) na remoção de DBO de águas residuárias, por aguapé que obteve eficiência de 15%.

Quando o mesmo autor utiliza lemnas, a eficiência de remoção atinge 20,6%, pois conforme Van Der Steen (1999), a melhor cobertura da superfície, que impede a penetração da luz, causa a morte, sedimentação e decomposição de algas, o que resulta em melhor qualidade das águas residuárias. De acordo com HANCOCK; BUDDAVARAPU (1993) as

reações físico-químicas relacionadas a DBO em águas residuárias é a digestão anaeróbia (atividade microbiana).

A presença de lemnas, dependendo da carga orgânica da água residuária, profundidade, TDH, potencial redox, pode propiciar reações anóxicas ou anaeróbicas (REED; MIDDLEBROOKS; CRITES, 1988). O que pode resultar em eficiência de remoção de 94,2%, como verificado por Awuah (2001) em águas residuárias domésticas utilizando *L. paucicostata* com TDH de 29 dias.

Para o tratamento complementar TPDS, as remoções de DBO foram de 45 (-5) mg L⁻¹ e 57 (-3) mg L⁻¹ na primeira e segunda avaliação, em relação ao TPLM, equivalendo a uma eficiência de remoção de 10 e 5%. Em águas residuárias domésticas, Chen *et al.* (2018) obtiveram eficiência de remoção de 99,9% para DBO, tal variação pode ter sido relacionada as condições anóxicas e ao emprego de desinfecção solar. Utilizando desinfecção solar em águas residuárias de indústria têxtil, foi obtida eficiência de remoção de 99,4% para DBO (KORTANGSAKUL; HUNSOM, 2009).

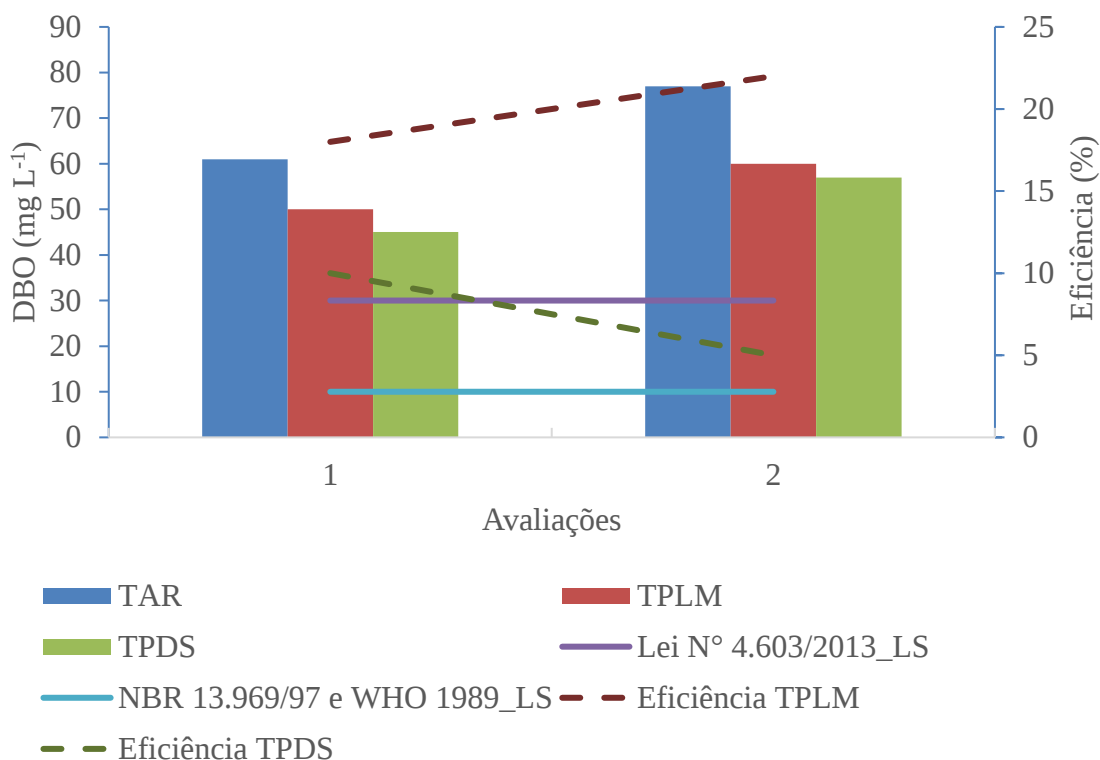
Kondo *et al.* (2014) ao empregar desinfecção solar em águas residuárias de lavagens de grãos de cafés cultivados de forma convencional e orgânica, notaram que a DBO da água residuária oriunda de grãos orgânicos representa apenas 24,7% da obtida pelos grãos café convencional e ao aplicarem o polimento houve redução de 100% de DBO.

Ressalta-se que as variações também verificadas para TPDS, podem ser atribuídas a natureza da água residuária, as técnicas anteriormente empregadas até a obtenção das águas residuárias e as técnicas utilizadas como complemento ao emprego da radiação, particularmente associada compostos que possam potencializar a biodegradabilidade dos elementos orgânicos presentes na água residuária.

Os valores de DBO obtidos nos tratamentos TPLM e TPDS quando comparados aos exigidos pelas diretrizes (NBR 13.969/97; WHO, 1989; Lei nº 4.603/2013), estão acima do recomendado, portanto, estas águas residuárias tratadas requerem maior polimento e não se tornaram adequadas para uso em irrigação agrícola.

Os valores médios de DBO para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%) são apresentados na Figura 17.

Figura 17 - Valores médios de DBO para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

Os valores de sólidos suspensos totais (Sólidos Suspensos Totais) removidos no TPLM foram de 16 (-127) mg L⁻¹ e 16,5 (-298) mg L⁻¹, na primeira e segunda avaliação na comparação com TAR, o que equivale a eficiência de remoção de 88,8 e 94,7%.

Tavares (2004) utilizando macrófitas em águas residuárias de suinocultura obteve remoção inicial e final variando entre 61,5 a 77%, esses valores menores podem ser relacionados ao período de adaptação das plantas, além é claro que mencionar que a carga orgânica mínima inicial do referido trabalho é 42% maior que a do presente trabalho, o que também pode influenciar por ser uma concentração maior.

Em outra avaliação, Ran *et al.* (2004) verificaram eficiência de remoção de SST de 79,8% em águas residuárias domésticas após 4 dias, destaca-se que a concentração de cargas orgânicas era 24,3% superior que a do presente trabalho.

Mavioso (2010) destaca diversos processos de remoção de substâncias poluentes em ambientes onde há presença de macrófitas: físicos (sedimentação e volatilização), químicos (radiação ultravioleta, adsorção e trocas iônicas) e biológicos (decomposição e/ou assimilação microbiológica, assimilação pelas plantas, decaimento natural e predação microbiológica).

O que evidencia o papel fundamental das macrófitas nesses processos de remoção, seja como ponto de ativação ou de auxílio em processos paralelos.

No tratamento complementar TPDS os valores de SST (Sólidos Suspensos Totais) removidos no foram de 10,5 (-5,5) mg L⁻¹ e 9,5 (-7) mg L⁻¹, o que equivale a 34,3 e 42,4% na primeira e segunda avaliação em relação ao TPLM. O resultado obtido é muito relevante, pois de acordo com Queluz (2013), o SST reduz a eficiência do processo de desinfecção solar, protegendo os microrganismos, impedindo a penetração e absorvendo a radiação incidente.

Kouki *et al.* (2009), que verificaram uma eficiência média de remoção de SST igual a 98% ao desenvolverem um sistema de tratamento com as macrófitas taboa e caniço-de-água (cultivadas juntas). Os pelos existentes nas raízes das macrófitas são responsáveis por atrair partículas coloidais de carga oposta, como é o caso dos sólidos em suspensão, aderindo-os às raízes, local no qual eles serão lentamente digeridos e assimilados (DHOTE; DIXIT, 2008).

O mesmo autor obteve uma eficiência de remoção de 23,9% de SST em águas residuárias domésticas, utilizando um reator controle e quando utiliza um reator branco a eficiência é de 27%, assim também é possível incrementar a eficiência de remoção com técnicas que possam elevar a reflexão de raios UV dentro de reator, utilizando neste caso, tinta plástica impermeável branca.

Valores de remoção de SST bem inferiores, 39,1%, foram obtidos por Borges *et al.* (2008) ao utilizarem desinfecção solar no polimento de águas do rio Corumbataí durante 20 dias, deve mencionar que a carga de SST era 62% menor que a do presente trabalho, ou seja, a carga orgânica inicial já era baixa.

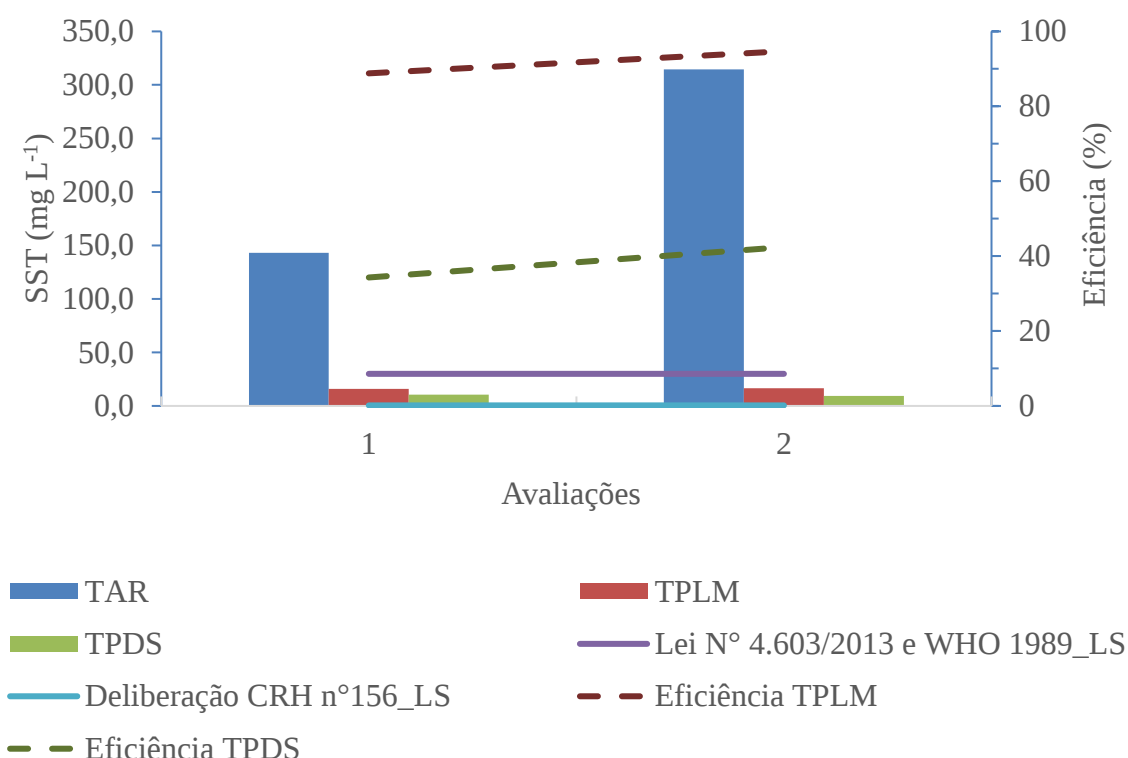
Borba (2010) observou uma eficiência de remoção de SST de 71,8% em águas residuárias de curtume, no entanto, a concentração de carga orgânica é de 10.666 vezes superior ao do presente trabalho, portanto a remoção obtida é extremamente significativa devido à alta carga inicial.

Os valores de SST obtidos nos tratamentos TPLM e TPDS quando comparados aos exigidos pelas diretrizes (NBR 13.969/97; WHO, 1989; Lei nº 4.603/2013), estão dentro da

faixa recomendada, portanto, estas águas residuárias tornaram-se adequadas para uso em irrigação agrícola.

Os valores médios de SST para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%) são apresentados na Figura 18.

Figura 18 - Valores médios de SST para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

Verificou-se que para o nitrogênio (N), o TPLM propiciou uma remoção de 8 (-28) mg L⁻¹ e 4 (-34) mg L⁻¹ para a primeira e segunda avaliações respectivamente em comparação ao TAR, perfazendo uma eficiência de remoção de 76,9 e 88,9%, na sequência.

As formas dissolvidas presentes em águas residuárias é o amoniacal, que compreende o amoníaco ou amônia não ionizada (NH₃) e o íon amônio (NH₄⁺), suas proporções dependem do pH, da temperatura e da salinidade do ambiente, quando há altas temperaturas e diminuição do pH, predomina o íon amônio (TEIXEIRA, 2006).

Utilizando *S. auriculata* no período de verão foi obtido uma remoção completa de nitrogênio em efluente oriundo de laticínio, com redução completa na segunda semana de TDH (VEIGA, 2015). Já Castro (2014) também empregando *S. auriculata*, no período de inverno obteve 75,6 % de remoção de N. Já em tratamento de água residuária doméstica, com *L. minor* e após 15 dias de TDH, houve uma eficiência de 73,4% (NASR *et al.*, 2009).

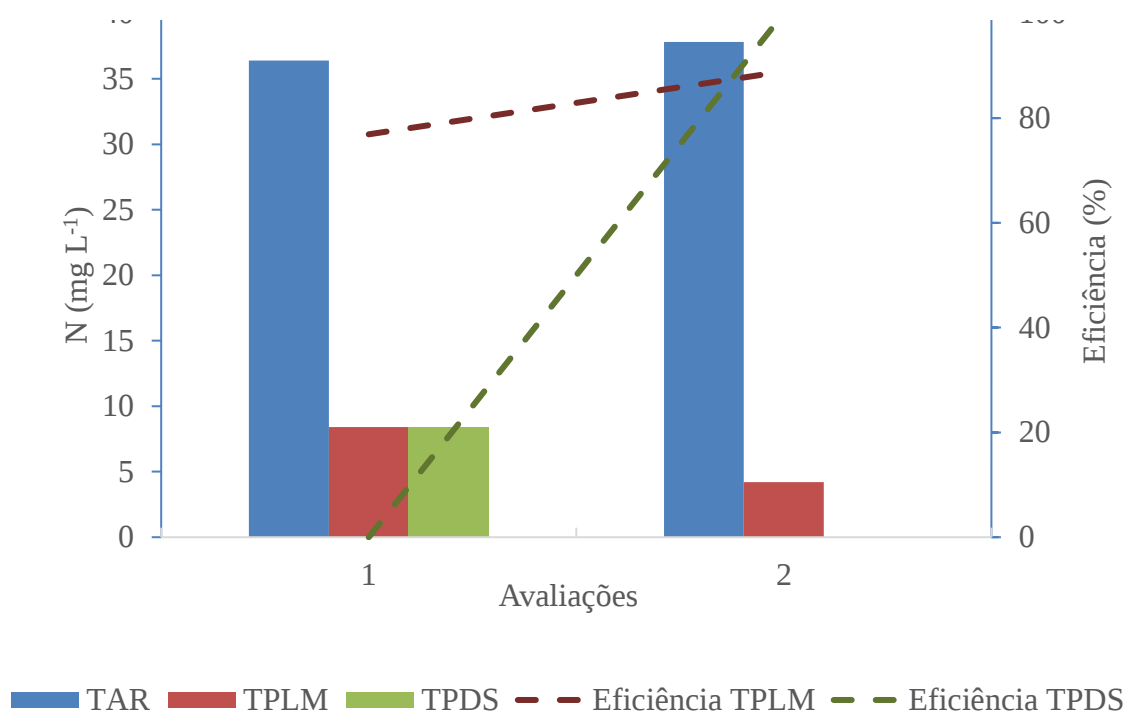
Yo *et al.* (2019) encontraram valores de remoção de N para a macrófita *I. sanguinea* próximos a 80% para uma concentração de N em águas residuárias igual a 60 mg/L e próximo a 90% para a concentração de 15 mg/L, corroborando com os valores encontrados no presente estudo. Destaca-se que Yu *et al.* (2019), utilizando concentrações de N pré-determinadas, estudaram a eficiência de remoção desse nutriente por sete espécies de macrófitas, encontrando diferenças na eficiência de remoção entre as espécies, com intervalos de eficiência de remoção de 23 a 95%.

Já para o tratamento complementar TPDS não houve remoção para a primeira avaliação, contudo para a segunda avaliação, a eficiência de remoção foi de 100% quando comparada ao TPLM. As remoções observadas podem ser consideradas significativas, pois o período de avaliação compreendeu abril-maio, ou seja, no outono, um período de transição entre o verão para o inverno (Figura 19).

Estima-se que um hectare irrigado com 1000 m³ de águas residuárias urbanas receba por volta de 16 a 62 kg de nitrogênio (QUELUZ, 2013).

Devido as condições climáticas, a forma predominante de N no TPDS possivelmente também foi amônia não ionizada (NH₃), o que segundo Teixeira (2006) e Lu *et al.* (2008), as saídas de N podem ocorrer devido aos baixos valores de oxigênio dissolvido, o que possibilita a atuação de bactérias em processo Anammox (desnitrificação autotrófica), que por sua vez liberam nitrito e nitrato no meio, para realização da oxidação microbiana (respiração celular). Maiores valores de oxigênio dissolvido resultam em maior atividade de nitrificação, e menores valores de oxigênio dissolvido resultam em desnitrificação (AKINBILE; YUSEFF, 2012).

Figura 19 - Valores médios de N para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

Uma outra forma importante de N a ser considerada é a amônia, que no TPLM apresentou remoção de 3 (-0,35) mg L⁻¹ e 2,5 (-0,95) mg L⁻¹ para a primeira e segunda avaliação, em relação ao TAR, representando uma eficiência de 10,4 e 27,5% respectivamente. De acordo com Shah *et al.* (2014), no esgoto doméstico fresco, esta forma representa 75% da sua concentração. A presença de amônia é indicadora de possível poluição bacteriana, seja no próprio esgoto ou de resíduos animais (NDOUNLA *et al.*, 2013).

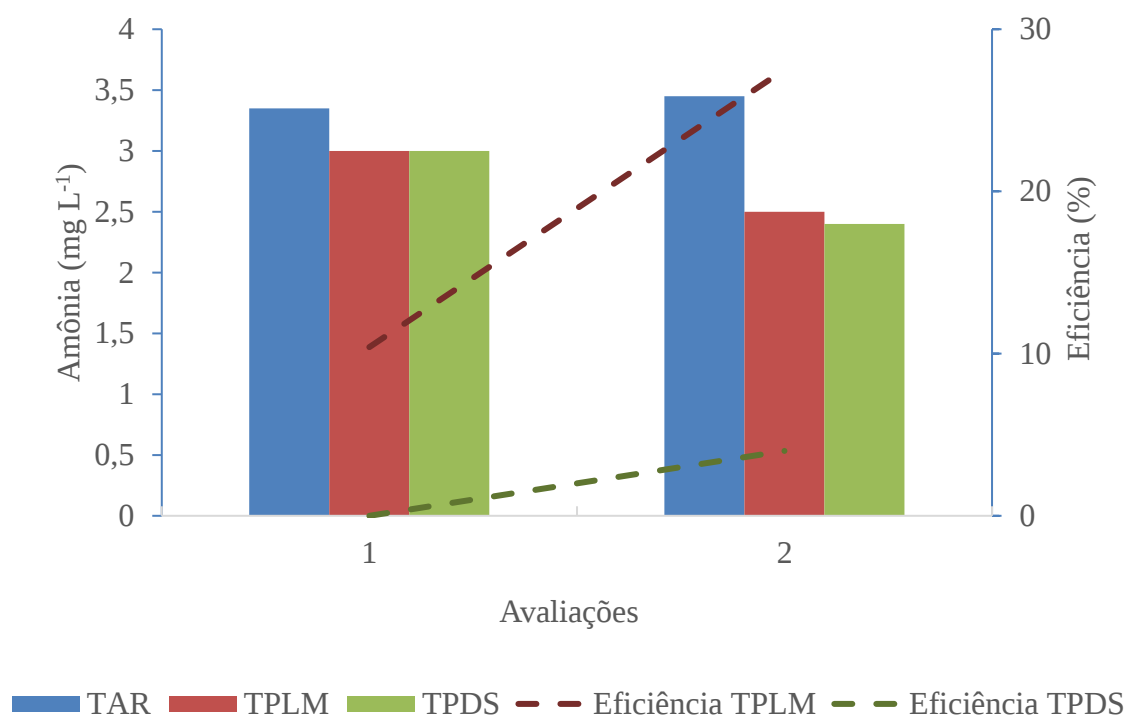
Com uso de *L. minor*, Shah *et al.* (2014) observaram uma remoção de amônia de água residuária igual a 17,6%, valor próximo ao obtido no presente trabalho com TPLM. As remoções do nitrogênio pelas lemnáceas, pode ocorrer pela absorção direta da planta (de preferência na forma de amônia), além da ação de microrganismos presentes nas raízes e volatilização da amônia (PORATH; POLLOCK, 1982; KÖRNER; VERMAAT, 1998).

Já em relação ao tratamento complementar TPDS, na primeira avaliação não houve remoção e na segunda avaliação, houve remoção de 2,4 (-0,1) mg L⁻¹ em relação ao TPLM, equivalendo a uma eficiência de remoção de 4% (Figura 20).

Em ambientes onde o pH é neutro a alcalino, a volatilização de NH_4^+ é maior (ERNANI, 2016), o que observado em ambos os tratamentos. Deste modo, é razoável que boa parte do NH_4^+ possa ter sido removido por volatilização. Já para Fernandes, Cavalcante; Batista (2019), a desinfecção solar apresenta pouco efeito na remoção de amônia, no entanto, utilizando radiação solar como agente de desinfecção, (NDOUNLA *et al.*, 2013), verificaram houve uma redução na amônia e aumento de nitrito e nitrato.

O N contido na água de irrigação apresenta o mesmo efeito para as culturas que o N aplicado via fertilizantes (adubação convencional), assim, aplicações excessivas via fertirrigação pode ocasionar maturação tardia ou desigual dos frutos, crescimento vegetativo excessivo ou ainda frutos de qualidade inferior (ALMEIDA, 2010).

Figura 20 - Valores médios de amônia para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnaças (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

Quanto ao fósforo (P), no TPLM, houve remoção de 0,270 (-0,324) mg L⁻¹ e 0,378 (-0,378) mg L⁻¹ correspondendo a 45,5 e 50% na primeira e segunda avaliação em

comparação ao TAR. Essa remoção significativa pode ser relacionada a diversos fatores, como citados por HANCOCK; BUDDAVARAPU (1993) que são a absorção pelas *L. minor*, absorção pelas bactérias, adsorção/precipitação em partículas do solo.

Os valores de remoção de P estão próximos aos encontrados por Yo *et al.* (2019) para a espécie de macrófita *J. effuses* (entre 50 e 55%), cuja concentração de P nas águas residuárias foi igual a 4 mg/L. Destaca-se que Yu *et al.* (2019), utilizaram concentrações de P pré-determinadas, e testaram a remoção deste nutriente por setes macrófitas, que apresentaram intervalos de eficiência entre 29 a 92%.

As *L. minor*, podem remover até 0,9 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de P, principalmente pela conversão em proteínas da própria macrófita e pela colheita da planta (AL-NOZAILY *et al.*, 2000), há estimativas que 1000 m³ de águas residuárias podem fornecer via irrigação de 4 a 24 kg de P por hectare (QUELUZ, 2015).

Lima (2018), obteve remoção de 86% no P em águas residuárias que foram empregadas no cultivo de feijão, onde a cultura apresentou incrementos significativos nos teores de nutrientes nas plantas. Com a utilização de seis macrófitas, Poças (2015) observou grande variação nas taxas de remoção de P de águas residuárias, que foram de 5 a 90%.

Contudo, Polisel (2005) obteve remoções muito baixas de P utilizando *L. minor*, aproximadamente 2,6%, possivelmente pelo manejo empregado.

As *L. minor* absorvem o ortofosfato (forma assimilável pelas plantas), deste modo, um pré-tratamento que aumente a disponibilização do ortofosfato na água residuária associado a altas temperaturas (potencializa o crescimento) aumentam sua remoção (TAVARES, 2004).

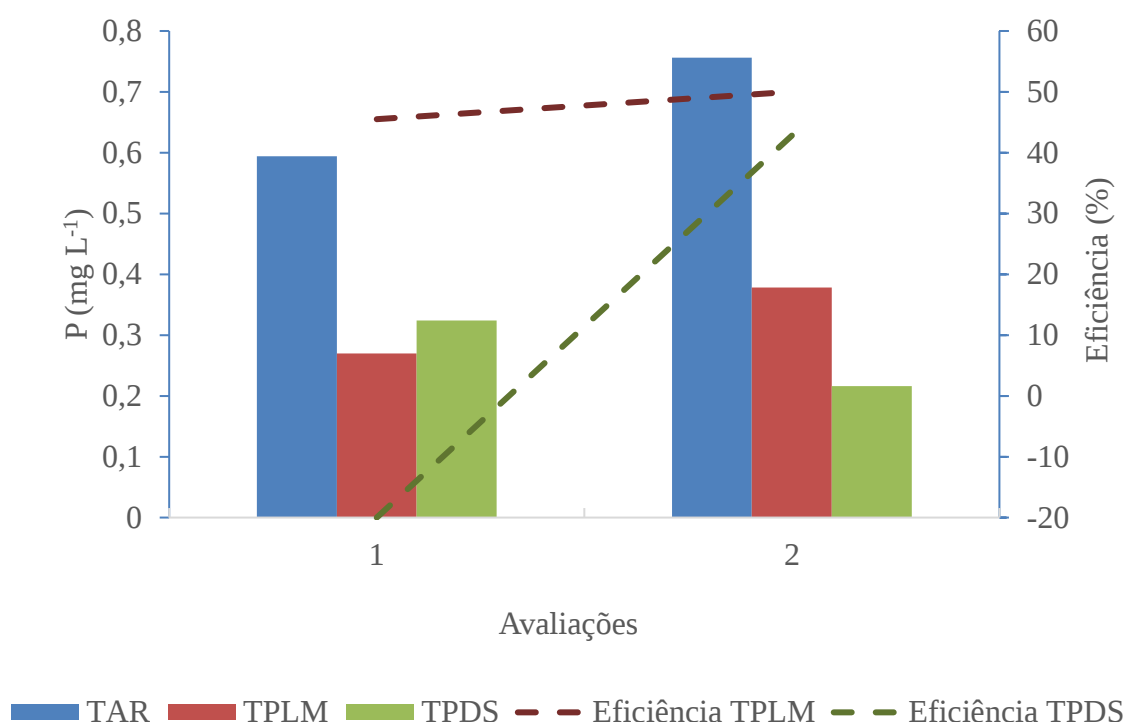
E a mesma autora ainda reforça que, excetuando-se a assimilação de P pelas plantas, que acarreta uma remoção permanente no sistema, a adsorção por partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química com cálcio, ferro e alumínio e assimilação pelas bactérias, ocasionam uma remoção temporária, visto que acumulam o P, devido à ausência de componentes voláteis.

No TPDS, para a primeira e segunda avaliação foi verificado um incremento e remoção respectivamente de 0,324 (+0,054) mg L⁻¹ e 0,216 (-0,162) mg L⁻¹ em relação ao TPLM, o que representa um aumento de 20% e eficiência de remoção de 42,8% (Figura 21).

A principal fonte de P em águas residuárias domésticas são detergentes, pois contém fosfato na sua composição, já locais onde não é permitido o uso desses detergentes, o P tende a ser 70% menor (OTTERPOHL, 2001; ERIKSSON *et al.*, 2002).

Em águas residuárias de suinocultura, Ben *et al.* (2009) ao utilizar o processo desinfecção solar, obtiveram 61% de remoção de fósforo, além de remoção de arsênio, cobre e chumbo. Também com o emprego de desinfecção solar em águas residuárias, foi removido 85% do P, além de frações de N (PHAM; KIM; KO, 2018).

Figura 21 - Valores médios de P para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

O potássio (K) apresentou para o TPLM, remoções de 25 (-2) mg L⁻¹ e 14 (-4) mg L⁻¹ na primeira e segunda avaliação na sequência, o que corresponde a uma eficiência de remoção de 7,4 e 22,2% em comparação com o TAR.

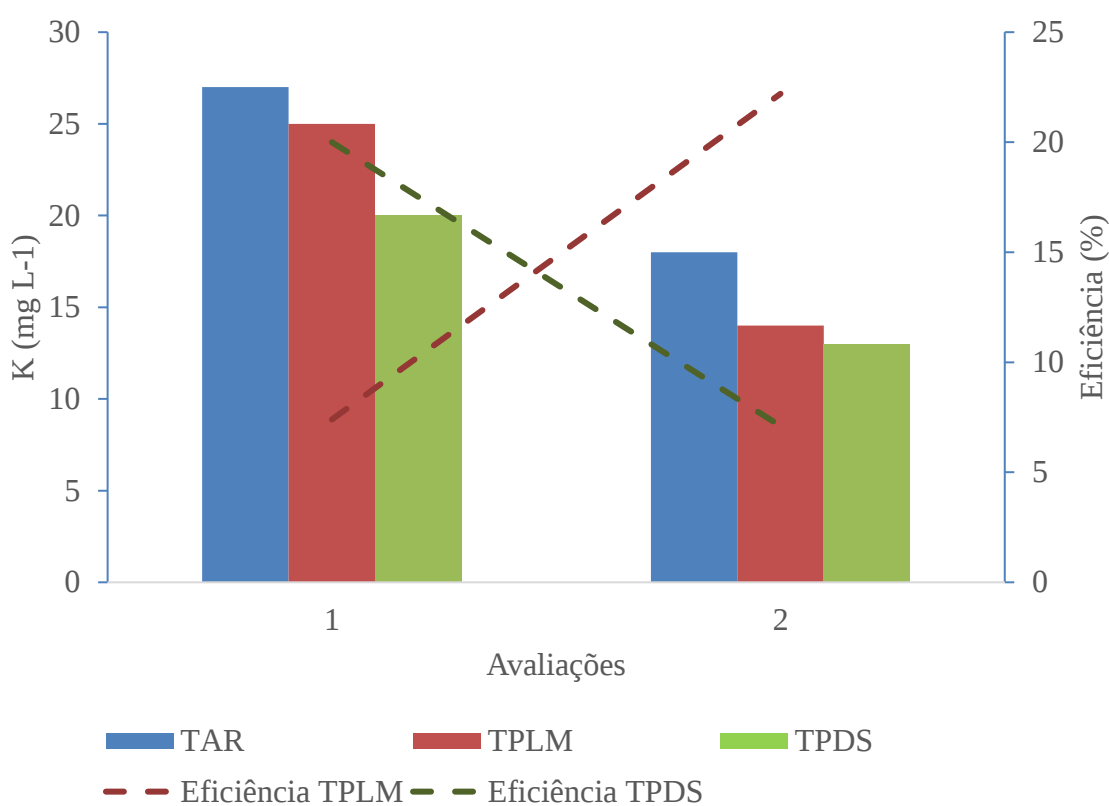
Ao avaliar a eficiência de remoção de K de águas do rio Corumbataí, utilizando macrófitas, Borges *et al.* (2008) verificaram uma taxa de 45,8% aos 15 e 20 dias; essa maior eficiência pode ser relacionada ao maior período de exposição da planta ao nutriente.

Na água residuária, quase 100% dos teores de potássio estão na forma mineral, que é assimilável pelas plantas (GOMES FILHO *et al.*, 2001). Estima-se que 1 hectare irrigado

com 1000 m³ de águas residuárias domésticas forneça aproximadamente de 2 a 69 kg de K (QUELUZ, 2015).

Para o TPDS, também houve remoção de 20 (-5) mg L⁻¹ e 13 (-1) mg L⁻¹ para a primeira e segunda avaliação em relação ao TPLM, caracterizando eficiência de remoção de 20 e 7,1% para a primeira e segunda avaliação na sequência (Figura 22). Silva *et al.* (2020) verificaram uma remoção de potássio em águas residuárias com desinfecção solar na faixa de 45,8%, o que representa 521,9 kg m³ ha⁻¹ ano⁻¹.

Figura 22 - Valores médios de K para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar

Fonte: Autoria Própria, 2023.

O cálcio (Ca) apresentou para o TPLM, remoção de 29 (-4) mg L⁻¹ e 26 (-3) mg L⁻¹ na primeira e segunda avaliação na sequência em comparação com o TAR, o que corresponde a reduções de 3,3 e 10,3% respectivamente.

É o nutriente mais absorvido pelas leguminas, correspondendo a 30,5 até 43,7% em peso seco (LANDOLT; KANDELER, 1987).

Contudo, o pH durante todo o experimento estava acima de 6, o que possivelmente impactou em maior precipitação dos cátions de cálcio, potássio e magnésio nos tratamentos aplicados. Normalmente a remoção de cálcio no sistema é relacionando a precipitação (PENG *et al.*, 2012).

Lamim *et al.* (2001) comentam que ambientes onde o pH é superior a 6 a precipitação é o processo dominante para cátions, pois estes ficam menos solúveis nesta condição.

Corroborando com tal informação, verifica-se remoções por macrófitas na faixa de 1,22% e de 1,07%, pois o pH estava acima de 6, reduzindo a disponibilidade na solução para as plantas (LIMA *et al.*, 2003; FRANÇA, 2008).

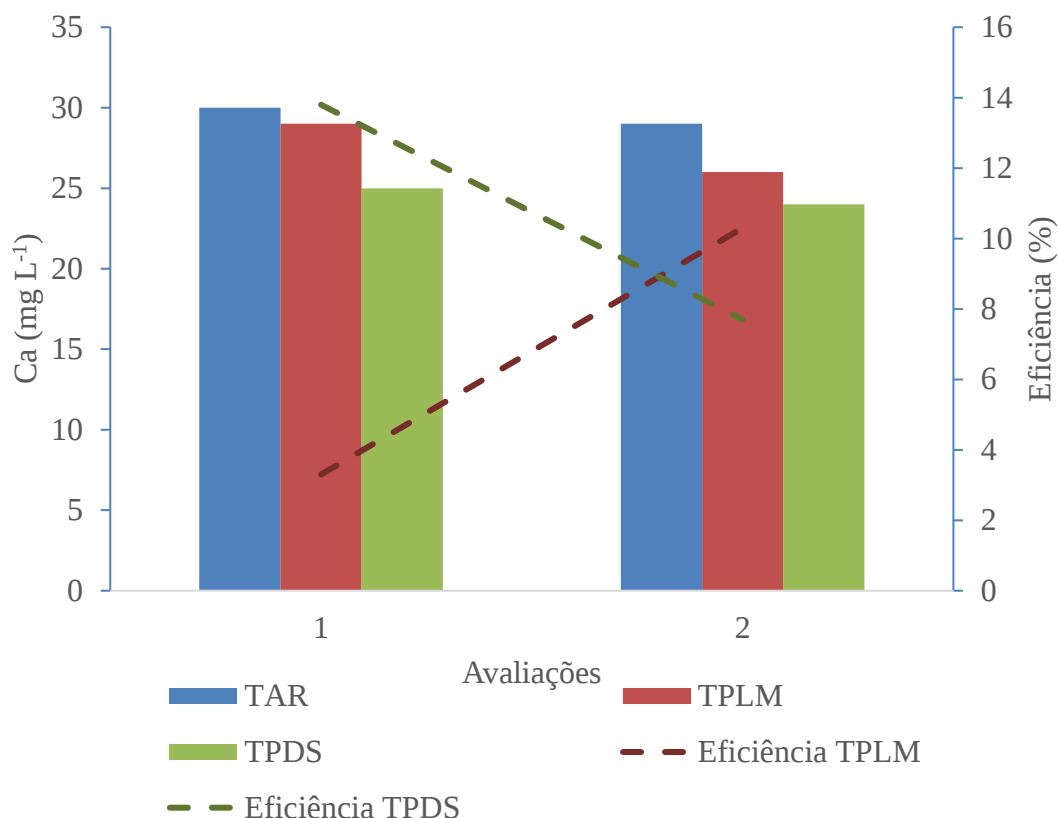
Já em águas residuárias de suinocultura, utilizando diversas macrófitas, em média a remoção de cálcio do sistema foi de 49% (LIMA, 2017). Outros valores de remoção significativos também foram verificados Fia *et al.* (2015) observaram valores entre 26 a 45%.

Há fornecimento de 18 a 208 kg de Ca em 1 hectare irrigado com 1000 m³ de águas residuárias domésticas (QUELUZ, 2015).

Para o TPDS, também houve remoções de 25 (-4) mg L⁻¹ e 24 (-2) mg L⁻¹ para a primeira e segunda avaliação em relação ao TPLM, caracterizando reduções de 13,8 e 7,7% para a primeira e segunda avaliação (Figura 23).

Verifica-se até mesmo um maior incremento devido à ausência da leguminas e a manutenção de pH superior a 6. No entanto, houve remoções significativas de cálcio em águas residuárias, com valores que variaram de 14 a 51% (ABREU NETO; OLIVEIRA, 2009).

Figura 23 - Valores médios de Ca para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

O magnésio (Mg) no TPLM apresentou a manutenção dos teores de 1 mg L⁻¹ para a primeira avaliação e remoção 2 (-1) mg L⁻¹ em comparação com o TAR, deste modo houve eficiência de remoção de 50% apenas na segunda avaliação.

Esse resultado demonstra o potencial de bioacumulação desse nutriente pelas *Lemnas minor*, o que é importante do ponto de vista de reuso para fertirrigação, pois o Mg²⁺ juntamente com o Ca²⁺ e o Na⁺ determina a Razão de Adsorção do Sódio (RAS) que é um indicador do risco de sodicidade do solo em virtude da atividade de irrigação (ALMEIDA, 2010).

Kimura *et al.* (2019) ao trabalhar com as macrófitas *E. nuttallii* e *Eg. densa* no polimento de efluentes advindos de esgoto doméstico tratado por digestão anaeróbia, verificaram a capacidade dessas macrófitas em absorver o magnésio, obtendo valores percentuais na ordem de 62% para a primeira e 58% para a segunda.

O Mg apresenta o quarto maior teor na composição mineral em lemnas, perfazendo 0,04 a 2,8% em peso seco, praticamente os mesmos valores verificados para o P (LANDOLT; KANDELER, 1987).

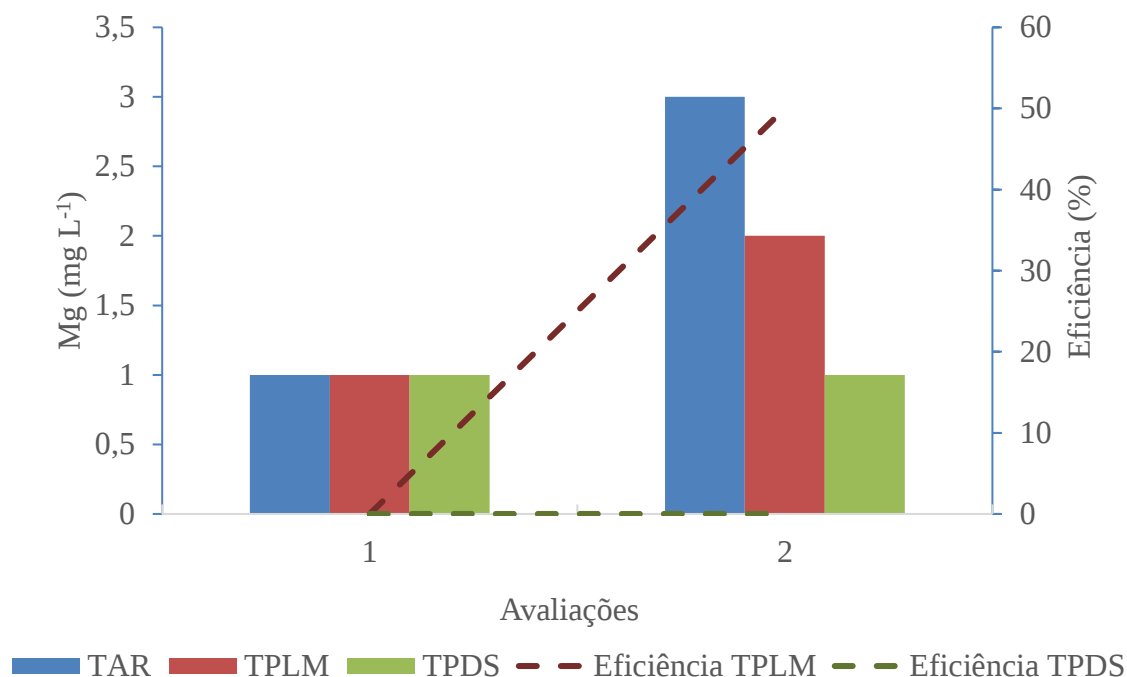
Tanto para o cálcio quanto para o magnésio, o efeito do pH, que estava acima de 6 reduziu os efeitos de remoção pelas plantas, sendo o magnésio também removido principalmente pelo sistema via precipitação (PENG *et al.*, 2012). Para cátions, quando o pH apresenta tendência a neutralidade-alcalinidade, há um processo de remoção do sistema por meio da precipitação, tornando indisponível para as plantas (LAMIM *et al.*, 2001).

Verifica-se remoções por macrófitas na faixa de 0,69% pois o pH estava acima de 6, reduzindo a disponibilidade na solução para as plantas (FRANÇA, 2008). Utilizando diversas macrófitas, em média a remoção de magnésio do sistema foi de 20,9% em águas residuárias de suinocultura (LIMA, 2017). Valores de remoção significativos também foram verificados Fia *et al.* (2015) observaram valores entre 60 a 65%, utilizando diversas espécies de macrófitas.

Para o TPDS, também houve a manutenção dos teores em 1 mg L^{-1} para a primeira e segunda avaliação em comparação ao TPLM (Figura 24). Queluz (2013) menciona que ao irrigar com 1000 m^3 com água residuária urbana, haveria um aporte de 9 a 110 kg de magnésio por hectare; esse valor é suficiente para suprir as necessidades de cultivos agrícolas comerciais.

Houve remoções significativas de magnésio em águas residuárias, com valores que variaram de 55 a 78% (ABREU NETO; OLIVEIRA, 2009). As variações verificadas nas remoções podem também ser relacionadas ao manejo experimental empregado e as condições climáticas.

Figura 24 - Valores médios de Mg para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemna minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

O enxofre (S) no TPLM apresentou uma remoção de 7,9 (-0,1) mg L⁻¹ e 8,2 (-0,2) mg L⁻¹, para a primeira e segunda avaliação em comparação com o TAR, com eficiência de remoção de 1,2 e 2,4%. Nascimento Júnior (1998), comenta que as formas mais comuns de enxofre são: enxofre elementar, sulfeto de hidrogênio e sulfato, que é a forma mais abundante, oriundo de excretas humanas.

A concentração de teores de enxofre nas águas residuárias dependerão dos teores iniciais; pois além da oxirredução pode haver processos biológicos que convertem o enxofre orgânico em enxofre inorgânico pelas bactérias redutoras de sulfato (ZHANG, 2013).

Já para tratamento complementar TPDS, o S apresentou remoções mais significativas com valores de 7,8 (-0,1) mg L⁻¹ e 7,4 (0,8) mg L⁻¹ para primeira e segunda avaliação, em relação ao TPLM, resultando em eficiência de remoção de 1,3 e 9,7% (Figura 25).

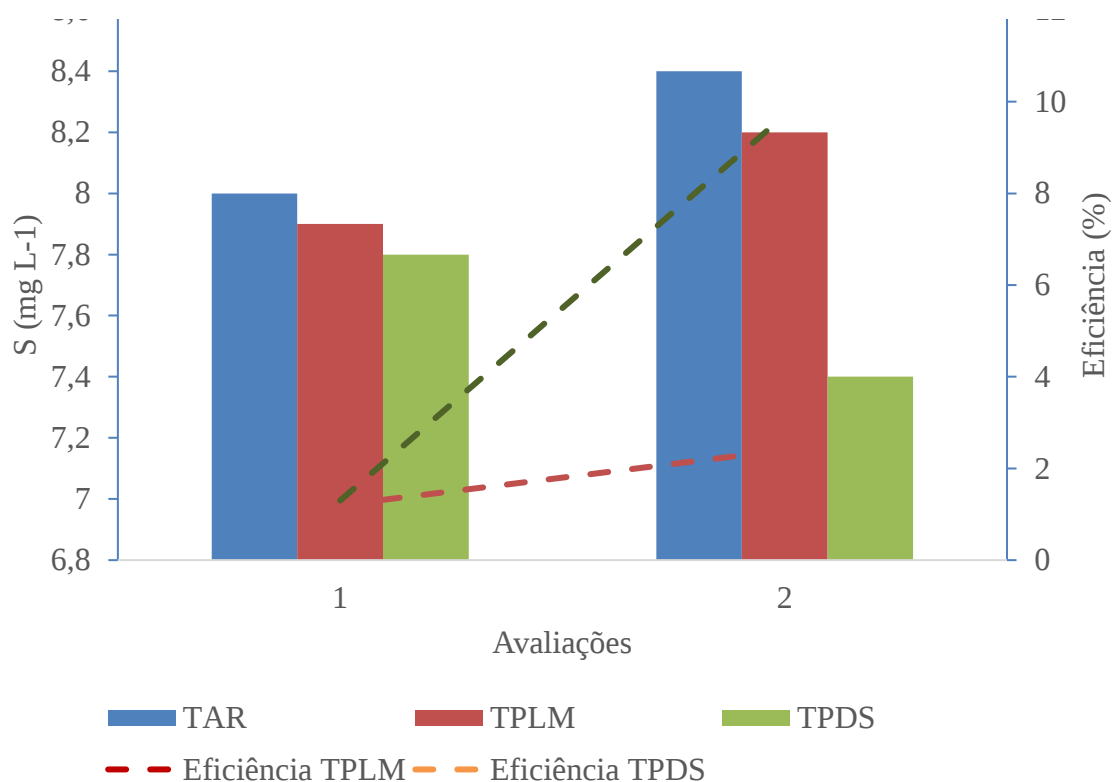
Deve-se mencionar que diversos íons inorgânicos presentes nas águas residuárias entre eles os sulfatos, podem reduzir a eficiência de degradação, pois são capazes de

sequestrar radicais hidroxilas e formar alguns complexos de ferro, que são menos reativos (PIGNATELLO, OLIVEROS; MACKAY, 2006; ZAPATA *et al.*, 2010; PEREIRA, 2018).

Altos teores de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas (DINIZ, 2015).

A concentração de sulfato em águas residuárias domésticas pode variar de 20 a 500 mg L⁻¹ e apesar de não ser tóxico e não volátil, a sua alta concentração provoca um desbalanço no ciclo biogeoquímico do enxofre e promovendo a acidificação de corpos hídricos e solubilização de metais pesados (CAMILOTI, 2012).

Figura 25 - Valores médios de S para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

Para *E. coli*, o tratamento de TPLM, apresentou remoções variando de 28,1 a 56,8 NMP/100 ml, em relação ao TAR, equivalendo a eficiência de remoção entre 98 e 99% na primeira e segunda avaliação na sequência. Ao mensurar a remoção de *E. coli* em águas

residuárias domésticas, Vymazal (2005), utilizando macrófitas obteve eficiência entre 95 a 99%, reforçando a efetividade da técnica.

A remoção de *E. coli* das águas de rio Corumbataí, empregando macrófita, atingiu 100% de eficiência nos períodos de 10, 15 e 20 dias (BORGES *et al.*, 2008).

Valores semelhantes foram encontrados por Jing *et al.* (2001) ao avaliar a eficiência de remoção de *E. coli* também em águas contaminadas de rio com 99,9%.

É notório que o uso de macrófitas apresenta um grande potencial, já explorado e que pode ser ampliado para promover remoções altamente eficientes de microrganismos causadores de doenças, independente da origem da água residuária ou água sob poluição.

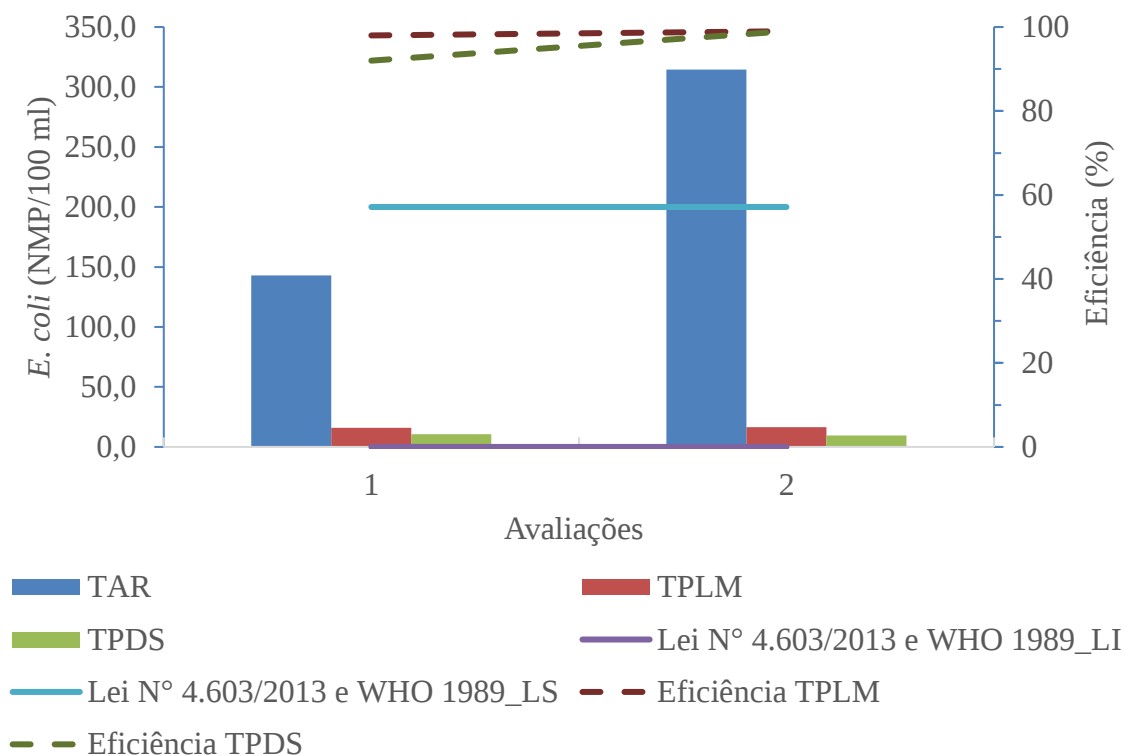
No TPDS, houve remoções entre 30,9 a 183,3 NMP/100 ml em comparação ao TPLM, correspondendo a uma eficiência de 92 a 99% na primeira e segunda avaliação, respectivamente (Figura 26). Também foram obtidos valores de eficiência na remoção de *E. coli*, muito altos, perfazendo 100% em águas residuárias, com 4 horas de exposição, com temperaturas próximas a 70°C (PATERNIANI; SILVA, 2005).

O que se nota é que o tempo de exposição à radiação solar e temperatura durante o tratamento é fundamental para desinfecção de microrganismos; pois os mecanismos de atuação dos agentes desinfetantes sobre os microrganismos estão relacionados a destruição da estrutura celular, interferências no metabolismo com inativação enzimática e na biossíntese e no crescimento celular (HELLER; PÁDUA, 2010).

Proporcionado a este método, simplicidade e praticidade, pois os maiores desafios que podem reduzir a eficiência de remoção, são principalmente as condições climáticas, particularmente dias chuvosos e/ou nublados; pois *E. coli* apresenta maior sensibilidade a temperatura e radiação solar que coliformes totais (CARVAJAL, 2015).

Os valores de *E. coli* obtidos nos tratamentos TPLM e TPDS quando comparados aos exigidos pelas diretrizes (NBR 13.969/97; WHO, 1989; Lei nº 4.603/2013), estão dentro da faixa recomendada, portanto, estas águas residuárias tornaram-se adequadas para uso em irrigação agrícola.

Figura 26 - Valores médios de *E. coli* para TAR, TPLM, TPDS, respectivos limites recomendados e eficiência de remoção (%).



TAR = tanque de armazenamento da água residuária proveniente da ETE (Estação de tratamento de esgoto) de Botucatu; TPLM = tanque de polimento contendo macrófitas lemnáceas (*Lemnas minor*); TPDS = tanque de polimento por meio da desinfecção solar.

Fonte: Autoria Própria, 2023.

7 CONCLUSÃO

Não houve diferença significativa entre os tratamentos TPLM e TPDS para o polimento de águas residuárias domésticas. Contudo, quando a água residuária do TPLM que já possuía condições satisfatórias recebeu o TPDS, ocorreu uma elevação na qualidade da água residuária, reforçando a vantagem em utilizar essas duas técnicas combinadas para obtenção de melhores resultados de polimento.

Dentre os parâmetros avaliados apenas o DBO não apresentou teores considerados adequados para uso na irrigação agrícola, requerendo medidas específicas para a sua redução, como adição de uma nova fase de polimento.

O uso de TPLM e TPDS são alternativas menos onerosas e apresentaram excelentes resultados para remoção de *E. coli* e resultados muito satisfatórios quanto adequação do pH, CE, DQO, SST e remoção de nutrientes de águas residuárias em comparação com os sistemas convencionais de tratamento de esgotos.

REFERÊNCIAS

ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A. A.; IBRAHEEM, I. B. M. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, 19: 3, 257–275, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2012.04.005>. Acesso em: 30 set. 2023.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **NBR 13969 - Tanques sépticos** - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1997. 60p.

AHAMMED, M. M.; DAVE, S.; NAIR, A. T. Effect of water quality parameters on solar water disinfection: a statistical experiment design approach. **Desalination and Water Treatment**, 56: 2, p. 315-326, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.940398>. Acesso em: 10 out. 2023.

AKINBILE, O. C.; YUSOFF, M. S. Assessing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment. **International Journal of Phytoremediation**, 14: 3, p. 201-211, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.587482>. Acesso em: 15 out. 2023.

AL-JABRI, H.; DAS, P.; KHAN, S.; THAHER, M.; ABDULQUADIR, M. Treatment of wastewaters by microalgae and the potential applications of the produced biomass - a review. **Water**, 13: 1, 1-26, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w13010027>. Acesso em: 30 set. 2023.

ALMEIDA, A. **Avaliação do potencial de *Lemna minor* L. como bioindicador de toxicidade em águas residuais**. 2018. 79 f. Dissertação em Engenharia Sanitária (Engenharia do Ambiente). Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 2018.

ALMEIDA, A. M. **Crescimento da grama bermuda discovery™ irrigada por gotejamento subsuperficial, sob tensões de água no solo**. 2019. 67f. Dissertação em Agronomia (Irrigação e Drenagem) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2019.

ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/875385/qualidade-da-agua-de-irrigacao>. Acesso em: 03 maio 2023.

AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S. Performance of duckweed – covered sewage lagoons. **Water Research**, 34: 10, p. 2727 – 2733. 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00004-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00004-X). Acesso em: 10 out. 2023.

ALVES, D. K. M.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; CABRAL FILHO, F. R. Avaliação de gotejadores com uso de água residuária de piscicultura e suinocultura em diferentes diluições. **Irriga**, 27:2, p. 282-295, 2022. Disponível em: <https://irriga.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/4575>. Acesso em: 10 set. 2023.

ANA, A. N. A. **Reuso de Água Agrícola e Florestal** - Unidade 3 Aspectos Técnicos do Reuso Agrícola e Florestal, 2018, 53 p.

ARAUJO, E. D.; SANTOS, S. R.; ALVES, P. F. S.; KONDO, M. K.; A. CARVALHO, A. J.; FEITOSA, F. M. Agronomic performance of common bean crops fertigated with treated sewage and mineral fertilizer. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 24: 520-527, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v24n8p520-527>. Acesso em: 5 nov. 2023.

ARIAS, D. M.; SOLÉ-BUNDÓ, M.; GARFÍ, M.; FERRER, I.; GARCÍA, J.; UGGETTI, E. Integrating microalgae tertiary treatment into activated sludge systems for energy and nutrients recovery from wastewater. **Bioresource Technology**, 247: 513–519, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.123>. Acesso em: 30 set. 2023. article/view/3545. Acesso em: 5 nov. 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1986. **Norma NBR 9648/1986** – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário - Procedimento. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, BR, 1986. 5 p.

ÁVILA, R. O. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. 2005. 166f. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

AWUAH, E. ANOHENE, F.; ASANTE, K.; LUBBERDING, H.; GIJZEN, H. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**, 44: 6, p. 11–18, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0329>. Acesso em: 10 out. 2023.

BARROS, H. M. M.; VERIATO, M. K. L.; SOUZA, L. P.; CHICÓ, L. R.; BAROSI, K. X. L. Reuso de água na agricultura. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, 10: 5, p. 11-16. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i5.3868>. Acesso em: 10 set. 2023.

BATISTA, R. O.; OLIVEIRA, R. A.; SANTOS, D. B.; OLIVEIRA, A. F. M.; AZEVEDO, C. A. V.; MEDEIROS, S. S. Obstrução e uniformidade de aplicação em sistemas de irrigação por gotejamento aplicando-se efluente da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 17, p.698–705, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000700002>. Acesso em: 10 set. 2023.

BELMESKINE, H.; OUAMEUR, W. A.; DILMI, N.; AOUABED, A. The vermicomposting for agricultural valorization of sludge from Algerian wastewater treatment plant: impact on growth of snap bean *Phaseolus vulgaris* L. **Heliyon** 6:8, e04679, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04679>. Acesso em: 5 nov. 2023.

BEN, W.; QIANG, Z.; PAN, X.; CHEN, M. Removal of veterinary antibiotics from sequencing batch reactor (SBR) pretreated swine wastewater by Photo Fenton. **Water Research**, 43: 17, p. 4392–4402. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.06.057>. Acesso em: 15 ago. 2023.

BOHÓRQUEZ, E.; PAREDES, D.; ARIAS, C. A. Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. **Environmental Technology**, 38: 2, 199–208, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1230650>. Acesso em: 30 set. 2023.

BORBA, F. H. **Aplicação dos processos foto-Fenton e eletrofloculação no tratamento de efluente de curtume**. 2010. 164 f. Dissertação em Engenharia Química (Desenvolvimento de Processos). Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo. 2010.

BORGES, A. K. P.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. F.; 2008, Performance of the constructed wetland system for the treatment of water from the Corumbatai river. **Brazilian Archives Biology and Technology**, 51:6, p.1279-1286. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000600024>. Acesso em: 15 out. 2023.

BRAGA; MAROUELLI; LIMA. **Reuso de água como fator na produção de alimentos**. In: Reuso de Água na Agricultura. Ed. BRAGA, M. B.; LIMA, C. E. P. Brasília-DF: Embrapa, 2014, p.13-25.

BRASIL, M. S.; MATOS, A.T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 9, p.133-137, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v9nsupp133-137>. Acesso em: 10 out. 2023.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. M. Processo Oxidativo Avançado e sua Aplicação Ambiental. REEC - **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, 3:1, p. 36– 47, 2012. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/reec/article/view/17000>. Acesso em: 10 out. 2023.

BROWN, N.; SHILTON, A. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: current understanding and future direction. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, 13: 321-328, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9337-3>. Acesso em: 30 set. 2023.

CAMILOTI, P. R. **Recuperação de enxofre elementar em reatores microaerados**. 2012. 139 f. Dissertação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos. 2012.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro, ABES. 1999. 443p.

CARMO, F. F.; DUTRA, I.; BATISTA, A. A.; BATISTA, R. O.; SILVA, M. G. Dimensionamento hidráulico e avaliação de um sistema de irrigação localizada de baixo custo. **Engenharia na Agricultura**, 24:4, p. 302-313, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.13083/reveng.v24i4.624>. Acesso em: 10 set. 2023.

CARVAJAL R. A. R. **Desinfecção solar da água: avaliação da técnica ‘SODIS’ aplicada a águas de chuva, poço e manancial superficial, nas condições climáticas de verão na região de Porto Alegre, RS.** 2015. 100 f. Dissertação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2015.

CASTRO, G. M. **Tratamento de efluentes de laticínio em sistemas wetlands com macrófitas aquáticas flutuantes.** 2014. 69 f. Dissertação em Engenharia Ambiental. Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Toledo, 2014.

CAVALCANTE, F. L. **Desinfecção solar de águas cinza para aproveitamento agrícola no semiárido - RN.** 2017. 194 f. Tese em Manejo de Solo e Água. Universidade Federal Rural do Semi-árido, Natal. 2017.

CAVALCANTE, R. P.; DANTAS, R. F.; BAYARRI, B.; GONZÁLEZ, O.; GIMÉNEZ, J.; ESPLUGAS, S.; MACHULEK, A. Photocatalytic mechanism of metoprolol oxidation by photocatalysts TiO₂ and TiO₂ doped with 5% B: Primary active species and intermediates. **Applied Catalysis B: Environmental** 194: 111-122. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.04.054>. Acesso em: 10 set. 2023.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma P4.002 - Efluentes e lodos fluidos de indústrias cítricas** - Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo – SP, 2019. 25 p.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma P4.231 - Vinhaça** – Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. São Paulo, 2015. 15 p.

CHAÚQUE, E. F. C.; ZVIMBA, J. N.; NGILA, J.C.; MUSEE, N. Stability studies of commercial ZnO engineered nanoparticles in domestic wastewater. **Physics and Chemistry of the Earth**, 67–69: 140–144, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.09.011>. Acesso em: 30 set. 2023.

CHEN, G.; FANG, Y.; HUANG, J.; ZHAO, Y.; LI, Q.; LAI, F.; XU, Y.; TIAN, X.; HE, K. Z.; JIN, Y.; TAN, L.; ZHAO, H. Duckweed systems for eutrophic water purification through converting wastewater nutrients to high-starch biomass: comparative evaluation of three different genera (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor* and *Landoltia punctata*) in monoculture or polyculture. **RSC Advances**, 8, p.17927-17937. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c8ra01856a>. Acesso em: 15 ago. 2023.

CHENG, J. J.; STOMP, A. M. Growing duckweed to recovery nutrients from wastewater and for production of fuel ethanol and animal feed. **Clean - Soil, Air, Water**, 37: 1, p. 17-26, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/clen.200800210>. Acesso em: 10 set. 2023.

CHERNICHARO, C. A. D. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte, UFMG. 1997. 120 p.

COLLIVIGNARELLI, M. C.; ABBÀ, A.; MIINO, M. C.; CACCAMO, F. M.; TORRETTA, V.; RADA, E. C.; SORLINI, S. Disinfection of Wastewater by UV-Based Treatment for Reuse in a Circular Economy Perspective. Where Are We at? **International Journal of Environmental Research and Public Health** 18:1, 77, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph18010077>. Acesso em: 10 set. 2023.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 503, DE 14 DE DEZEMBRO DE 2021**. Define critérios e procedimentos para o reuso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. Brasil. 2021. 9 p.

COSTA, M. C. **Avaliação dos Aspectos Sanitários, Agronômicos e de Qualidade em Melancias Irrigadas com Esgoto Tratado**. 2006. 112f. Mestrado em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2006.

CUBA, R. S.; CARMO, J. R.; BASTOS, R. G.; SOUZA, C. F. Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface. **Revista Ambiente & Água**, 10: 574-586, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/%20ambi-agua.1575>. Acesso em: 5 nov. 2023.

CUNHA, A. R.; MARTINS, D. Classificação climática para os municípios de Botucatu e São Manuel, SP. **Irriga**, 14: 1, 1–11, 2009. Disponível em: <https://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/3393>. Acesso em: 15 ago. 2023.

CURDS, C. R. The Ecology and Role of Protozoa in Aerobic Sewage Treatment Processes. **Annual Review of Microbiology**, 36:1, 27-28, 1982. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev.mi.36.100182.000331>. Acesso em: 10 set. 2023.

DALRYMPLE, O. K.; STEFANAKOS, E.; TROTZ, M. A.; GOSWAMI, D. Y. A review of the mechanisms and modeling of photocatalytic disinfection. **Applied Catalysis B: Environmental** 98:1, 27-38, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926337310001918>. Acesso em: 15 ago. 2023.

DHOTE, S.; DIXIT, S. Water quality improvement through macrophytes - a review. **Environmental Monitoring and Assessment**, 152: 1-4, 149-153, 2008. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-008-0303-9>. Acesso em: 03 maio 2023.

DIAS, N. S.; OLIVEIRA, M. V. A. M.; COELHO, R. D. Resistência de diferentes tipos de tubo gotejadores ao entupimento por precipitação química de cálcio. **Brazilian Journal of Irrigation and Drainage. Irriga**, 9: 2, 115-125, 2004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2004v9n2p115-125>. Acesso em: 03 maio 2023.

DINIZ, L. M. **Avaliação do reagente de fenton e foto-fenton na remoção de matéria orgânica e toxicidade em um efluente hospitalar**. 2015. 82 f. Dissertação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2015.

DOMÍNGUEZ-ESPÍNDOLA, R. B.; VARIA, J. C.; ÁLVAREZ-GALLEGOS, A.; ORTIZ-

HERNÁNDEZ, M. L.; PEÑA-CAMACHO, J. L.; SILVA-MARTÍNEZ, S. Photoelectrocatalytic inactivation of fecal coliform bacteria in urban wastewater using nanoparticulated films of TiO₂ and TiO₂/Ag. **Environmental Technology**, 38:5, 606-614, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1205148>. Acesso em: 15 ago. 2023.

ELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para o consumo humano**. Editora UFMG, v. 2, 2010. 870 p.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, 4: 1, p. 85-104, 2002. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4). Acesso em: 10 out. 2023.

ERNANI, P. R. **Química do solo e disponibilidade dos nutrientes**. 2. Ed. Lages, 2016. 254 p.

FENDRI, I.; SAAD, R. B.; KHEMAKHEM, B.; HALIMA, N. B.; GDOURA, R.; ABDELKAFI, S. Effect of treated and untreated domestic wastewater on seed germination, seedling growth and amylase and lipase activities in *Avena sativa* L. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, 93: 1568–1574, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/jsfa.5923>. Acesso em: 30 set. 2023.

FERNANDES, C. N.; CAVALCANTE, F. L.; BATISTA, R. O. **Desinfecção solar de fluentes sanitários**. Natal: Editora IFRN, 2019. 100p.

FERNÁNDEZ-LUQUEÑO, F.; REYES-VARELA, V.; MARTÍNEZ-SUÁREZ, C.; SALOMÓN-HERNÁNDEZ, G.; YÁÑEZ-MENESES, J.; CEBALLOS-RAMÍREZ, J. M.; DENDOOVEN, L. Effect of different nitrogen sources on plant characteristics and yield of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.). **Bioresource Technology**, 101:1, 396-403, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.058>. Acesso em: 15 ago. 2023.

FIA, R.; PEREIRA, E. L.; FIA, F. R. L.; EMBOABA, D. G.; GOMES, E. M. Start-up of anaerobic reactors for slaughterhouse wastewater treatment. **Engenharia Agrícola**, 35: 2, p. 331–339, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n2p331-339/2015>. Acesso em: 10 out. 2023.

FIGUEIREDO, C. G. **Esgoto doméstico tratado como fonte de nutrientes no cultivo hidropônico do morangueiro**. 2020. 73f. Dissertação em Agricultura e Ambiente – Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2020.

FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro, ABES. 2006.

FOUNTOULAKIS, M. S.; SABATHIANAKIS, G.; KRITSOTAKIS, I.; KABOURAKIS, E. M.; MANIOS, T. Halophytes as vertical-flow constructed wetland vegetation for domestic wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, 583: 432–439, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.090>. Acesso em: 30 set. 2023.

FRANÇA, G. M. O. **Efeito de doses de excrementos de aves na produção e qualidade nutricional de *Lemna valdiviana* Phil (Araceae) para piscicultura**. 2008. 69 f.

Dissertação em Ciências Agrárias (Ciência do Solo). Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas. 2008.

FRANÇA, J. B. A.; MORAES, T. V.; VAZ, D. C.; FERREIRA, A. A.; SOARES, F. A. L. Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reuso na fertirrigação. *Brazilian Journal of Irrigation and Drainage - Irriga*, 1: 1, 85-93, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2014v1n1p85>. Acesso em: 3 maio 2023

FREITAS, C.; NASCIMENTO, J.; BEZERRA, F.; LIMA, R. Use of treated sewage as water and a nutritional source for bean crops. *Revista Caatinga* 31: 487-494, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1983-21252018v31n225rc>. Acesso em: 15 ago. 2023.

FULAZZAKY, M. A.; SALIM, N. A. A.; ABDULLAH, N. H.; YUSOFF, A. R.; PAUL, E. Precipitation of iron-hydroxy-phosphate of added ferric iron from domestic wastewater by an alternating aerobic–anoxic process. *Chemical Engineering Journal*, 253: 291–297, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.049>. Acesso em: 30 set. 2023.

GARCIA-SEGURA, S.; BRILLAS, E. Applied photoelectrocatalysis on the degradation of organic pollutants in wastewaters. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* 31: 1-35, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389556716300740>. Acesso em: 15 ago. 2023.

GHANGREKAR, M. M.; DAS, S. Integration of wastewater treatment with algal cultivation for the production of biofuel and bioenergy. *An Integration of Phycoremediation Processes in Wastewater Treatment*, 289–312, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823499-0.00014-6>. Acesso em: 1 nov. 2023.

GHOTHANDAM, K. M.; RANJAN, S.; DASGUPTA, N.; LICHTFOUSE, E. *Environmental Biotechnology*. 4. ed. 68. 2023, 297p.

GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; MARTINEZ, H. E. P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 5: 1, p. 131-134, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662001000100024>. Acesso em: 10 out. 2023.

GUO, W.; NAZIM, H.; LIANG, Z.; YANG, D. Magnesium deficiency in plants: an urgent problem. *The Crop Journal*, 4: 2, 83-91, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cj.2015.11.003>. Acesso em: 3 maio 2023.

GUPTA, S. K.; BUX, F. *Application of Microalgae in Wastewater Treatment*. Cham: Springer, 2: Biorefinery Approaches of Wastewater Treatment. 2019. 597p.

HANCOCK, S. J. C.; BUDD.HAVARAPU, L. *Control of algae using duckweed (Lemma) Systems* – CRC Press, Inc. 1993. 656 p. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781003069997>. Acesso em: 10 set. 2023.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis.

Agriculture, Ecosystems & Environment, 66:2, 113-119, 1997. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880997000467>. Acesso em: 15 ago. 2023.

HARUVY, N. Wastewater reuse regional and economic considerations. **Resources, Conservation and Recycling**, 23:1, 57-66, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2007.570>. Acesso em: 15 ago. 2023.

HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B.; CONDÉ, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, 42: 3, p. 299-309, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.15361/1984-5529.2014v42n3p299-309>. Acesso em: 10 out. 2023.

HUSSAIN, A.; BHATTACHARYA, A. **Advanced design of wastewater treatment plants: emerging research and opportunities**. Hershey: IGI Global, 2019. 364p.

JESUS, F. L. F.; SANTOS, O. N. A.; TALAMINI JÚNIOR, M. V.; GOMES, T. M.; ROSSI, F.; ROMÁN, R. M. S. Águas residuárias para irrigação no Brasil: Uma abordagem química, física e microbiológica. **Irriga**, 25: 3, p. 562-589, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.15809/irriga.2020v25n3p562-589>. Acesso em: 10 out. 2023.

JIAO, Y. Waste to biohydrogen: potential and feasibility. **Waste to Renewable Biohydrogen**, 1: 33-53, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821659-0.00006-X>. Acesso em: 15 ago. 2023.

JING, S. R.; LIN, Y. F.; LEE, D. Y. AND WANG, T. W. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. **Bioresource Technology**, 76: 2, 131- 135. 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00100-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00100-0). Acesso em: 10 set. 2023.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**, CETESB. 1975. JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8. ed. [s.l.] ABES, 2017. 350p.

KEHOE, S. C.; JOYCE, T. M.; IBRAHIM P.; GILLESPIE J. B.; SHAHAR, R. A.; MCGUIGAN, K. G. Batch process solar disinfection is an efficient means of disinfecting drinking water contaminated with *Shigella dysenteriae* Type I. **Letters in Applied Microbiology**, 38:5, 410–414, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2004.01515.x>. Acesso em: 20 set. 2023.

KIMURA, S.; YAMADA, T.; BAN, S.; KOYAMA, M.; TODA, T. Nutrient removal from anaerobic digestion effluents of aquatic macrophytes with the green alga, *Chlorella sorokiniana*. **Biochemical Engineering Journal**, 142: 170-177, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2018.12.001>. Acesso em: 3 maio 2023. KLIGERMAN, D. C.; BOUWER, E. J. Prospects for biodiesel production from algae-based wastewater treatment in Brazil: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 52: 1834 - 1846, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.08.030>. Acesso em: 1 nov. 2023.

KONDO, M. M.; MORAES, R. G. M.; ANDRADE, S. J.; SILVA, M. R. A. Processos fenton e foto fenton no tratamento de águas dos frutos do cafeeiro. **Coffee Science**, 9: 4, 506-515, 2014. Disponível em: <http://www.sbicafe.ufv.br/handle/123456789/8076>. Acesso em: 10 out. 2023.

KÖRNER, S.; VERMAAT, J. E. The relative importance of *Lemna gibba*, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed – covered domestic wastewater. **Water Research**. 32: 12, p. 3651- 366. 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00166-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00166-3). Acesso em: 10 ago. 2023.

KORTANGSAKUL, S.; HUNSOM, M. The optimization of the photo-oxidation parameters to remediate wastewater from the textile dyeing industry in a continuous stirred tank reactor. **Korean Journal of Chemical Engineering**, 26: 6, p. 1637– 1644, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11814-009-0247-y>. Acesso em: 15 ago. 2023.

KOTOULA, D.; ILIOPOULOU, A.; IRAKLEOUS-PALAIIOLOGOU, E.; GATIDOU, G.; ALOUPI, M.; ANTONOPOULOU, P.; FOUNTOULAKIS, M. S.; STASINAKIS, A. S. Municipal wastewater treatment by combining in series microalgae *Chlorella sorokiniana* and macrophyte *Lemna minor*: Preliminary results. **Journal of Cleaner Production**, 271: 2–8, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122704>. Acesso em: 1 nov. 2023.

KOUKI, S.; M’HIRI, F.; SAIDI, N.; BELAÏD, S.; HASSEN, A. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. **Desalination**, 246: 1-3, 452-467, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2008.03.067>. Acesso em: 3 maio 2023.

KUMAR, S.; DUTTA, V. **Environmental Biotechnology: For Sustainable Future**. Singapore: Springer, 2018. 401p.

KUMAR, S.; PRATAP, B.; DUBEY, D.; DUTTA, V. Interspecific competition and their impacts on the growth of macrophytes and pollutants removal within constructed wetland microcosms treating domestic wastewater. **International Journal of Phytoremediation**, 24: 1, 76–87, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1926910>. Acesso em: 1 nov.2023.

LAMIM, A. P. B.; JORDAO, C. P.; BRUNE, W.; PEREIRA, J. L.; BELLATO, C. R. Caracterização química e física de turfa litorânea e avaliação da adsorção competitiva por cobre e zinco. **Química Nova**, 24: 1, p. 18-23, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-40422001000100005>. Acesso em: 12 out. 2023.

LANDOLT, E.; KANDELER, R. **The family of Lemnaceae – a monographic study: phytochemistry, physiology, application, bibliography. Biosystematic investigation the family of duckweeds**. Zurich, Stiftung Rubel: Veroffenteichungendes Geobotanischen Institutes der ETH. 4, 1987. 638 p.

LAVRADOR FILHO, J. **Contribuição para o entendimento do reuso planejado de água e algumas considerações sobre a suas possibilidades no Brasil**. 1987. 264f.

Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1987.

LESCH, S.M.; SUAREZ, D.L. TECHNICAL NOTE: A short note on calculating the adjusted SAR index. *American Society Of Agricultural And Biological Engineers*, Califórnia, 52: 2, 2009. p. 493-496

LI, J.; LU, X. Effect of Seasonal Temperature on the Performance and on the Microbial Community of a Novel AWFR for Decentralized Domestic Wastewater Pretreatment. *Applied Sciences*, 7: 6, 605, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app7060605>. Acesso em: 5 nov. 2023.

LICCIARDELLO, F.; MILANI, M.; CONSOLI, S.; PAPPALARDO, N.; BARBAGALLO, S.; CIRELLI, G. Wastewater tertiary treatment options to match reuse standards in agriculture. *Agricultural Water Management* 210: 232-242. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.08.001>. Acesso em: 20 set. 2023.

LIMA, R. M.; TAFFAREL, A. D.; REISSMANN, C. B.; SILVA, A. G. **Crescimento e Absorção de alguns elementos químicos em aguapé, alface da água e lentilha da água, no período de inverno, em Pinhais - PR.** In: IV Seminário do Projeto Interdisciplinar sobre Eutrofização de Águas de Abastecimento Público na Bacia do Altíssimo Iguaçu, Curitiba – PR, p. 3. 2003. Disponível em: http://www.sanepar.com.br/sanepar/gecip/Congressos_Seminarios/Eutrofizacao/art009.pdf. Acesso em: 10 out. 2023.

LIMA, R. S. **Avaliação de macrófitas lemnáceas no polimento de águas residuárias e seu uso na cultura do feijão.** 2018. 69 p. Dissertação em Agronomia. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2018.

LIMA, T. M. **Tecnologia ecológica aplicada no tratamento de água residuária da suinocultura.** 2017. 69 f. Dissertação em Ciência Ambientais (Meio Ambiente e Desenvolvimento). Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. 2017.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes.** 2015. 123f. Dissertação em Tecnologias Ambientais (Tecnologias de Prevenção e Controle de Impactos Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.

LU, Q.; HE, Z. L.; GRAETZ, D. A.; STOFFELLA, P. J.; YANG, X. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research International*, 17: 1, p. 84-96. 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0094-0>. Acesso em: 10 out.2023.

MACKENZIE, L. D. **Water and wastewater engineering: Design principles and practice.** Ed. McGraw-Hill Companies. 2010. 1344 p.

MANASA, R. L.; MEHTA, A. Wastewater: sources of pollutants and its remediation. *Environmental Biotechnology*, 2: 197-219. 2020. Disponível em:

https://doi.org/10.1007/978-3-030-38196-7_9. Acesso em: 20 set. 2023.

MARA, D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. 2003. 310 p.

MARINHO, L. E. D. O.; CORAUCCI FILHO, B.; ROSTON, D. M.; STEFANUTTI, R.; TONETTI, A. L. Evaluation of the Productivity of Irrigated Eucalyptus grandis with Reclaimed Wastewater and Effects on Soil. **Water, Air, & Soil Pollution**, 225:1, 1830, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1830-8>. Acesso em: 20 set. 2023.

MAVIOSE, J. F. **Tratamento de águas residuárias através de leitos de macrófitas: A influência da vegetação**. Dissertação em Engenharia do Ambiente. 2010. 84 f. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa. 2010.

MEIERHOFER R.; LANDOLT, G. Factors supporting the sustained use of solar water disinfection – Experiences from a global promotion and dissemination programme. **Desalination**, 248: 144-151, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.050>. Acesso em: 5 nov. 2023.

MOLAZADEH, M.; AHMADZADEH, H.; POURIANFAR, H. R.; LYON, S.; RAMPELOTTO, P. H. The use of microalgae for coupling wastewater treatment with CO₂ biofixation. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, 7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fbioe.2019.00042>. Acesso em: 10 set. 2023.

MOLIN, J. P.; RABELLO, L. M. Estudos sobre a mensuração da condutividade elétrica do solo. **Engenharia Agrícola**, 31:1, 90-101, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162011000100009>. Acesso em: 20 set. 2023.

MORANDO-GRIJALVA, C. A.; VAZQUEZ-LARIOS, A. L.; ALCÁNTARA-HERNÁNDEZ, R. J.; ORTEGA-CLEMENTE, L. A.; ROBLEDO-NARVÁEZ, P. N. Isolation of a freshwater microalgae and its application for the treatment of wastewater and obtaining fatty acids from tilapia cultivation. **Environmental Science and Pollution Research**, 27: 23, 28575–28584, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08308-z>. Acesso em: 5 nov. 2023.

NASCIMENTO JÚNIOR, E. N. **Comportamento de formas de enxofre, fósforo e nitrogênio em um reservatório profundo de estabilização tratando águas residuárias domésticas**. 1998. 126 f. Dissertação em Engenharia Sanitária e Ambiental (Recursos Hídricos). Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande. 1998.

NASR, F. A.; DOMA, H. S.; NASSAR, H. F. Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes. **Environmentalist**, 29: 270-27. 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10669-008-9188-y>. Acesso em: 15 out. 2023.

NDOUNLA, J.; KENFACK, S.; WÉTHER, J.; PULGARIN, C.; Relevant impact of irradiance (vs. dose) and evolution of pH and mineral nitrogen compounds during natural water disinfection by photo-Fenton in a solar CPC reactor. **Applied Catalysis B: Environmental**, 148–149: 144–153, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.10.048>. Acesso em: 10 out. 2023.

NETO, M. S. A.; OLIVEIRA, R. A. Remoção de matéria orgânica, de nutrientes e de coliformes no processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, 29: 1, p. 148-161. 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000100015>. Acesso em: 10 out. 2023.

OLIVEIRA, A. F. B. D.; GOMES, B. R. S.; FRANÇA, R. S.; MORAES, A. S.; BATAGLION, G. A.; SANTOS, J. M. Assessment of Urban Contamination by Sewage in Sediments from Ipojuca River in Caruaru City, Pernambuco, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, 33: 163-172. 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20210133>. Acesso em: 20 set. 2023.

OLIVEIRA, E. C. M. **Desinfecção de Efluentes Sanitários tratados através da radiação ultravioleta**. 2003. 110f. Mestre em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2003.

OPARAKU, N.; MGBENKA, B. IBETO, C. Waste Water Disinfection Utilizing Ultraviolet Light. **Journal of Environmental Science and Technology**, 4, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.3923/jest.2011.73.78>. Acesso em: 20 set. 2023.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. **Water**, 37, 2001. 41 p.

PABLOS, C.; MARUGÁN, J.; ADÁN, C.; OSUNA, M.; VAN GRIEKEN, R. Performance of TiO₂ photoanodes toward oxidation of methanol and *E. coli* inactivation in water in a scaled-up photoelectrocatalytic reactor. **Electrochimica Acta**, 258: 599-606. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2017.11.103>. Acesso em: 20 set. 2023.

PAGANINI, W. S. Disposição de Esgotos no Solo (Escoamento À Superfície). São Paulo. 1997.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011. 69 p. (Documentos 232). ISSN 1980-3958. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/57612/1/Doc232ultima-versao.pdf>. Acesso em: 03 maio 2023.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M. Desinfecção de Efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): Avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 10: 1, p.9-13, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000100002>. Acesso em: 1 nov. 2023.

PEDRERO, F.; CAMPOSEO, S.; PACE, B.; CEFOLA, M.; VIVALDI, G. A. Use of reclaimed wastewater on fruit quality of nectarine in Southern Italy. **Agricultural Water Management**, 203: 186-192. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2018.01.029>. Acesso em: 20 set. 2023.

PENG, J.; SONG, Y.; LIU, Z.; GAO, H.; YU, H. Performance of a novel circular-flow corridor wetland toward the treatment of simulated high-strength swine wastewater.

Ecological Engineering, 49: 1 - 9, 2012. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.005>. Acesso em: 12 out. 2023.

PENG, L.; DAI, H.; WU, Y.; PENG, Y.; LU, X. A Comprehensive Review of the Available Media and Approaches for Phosphorus Recovery from Wastewater. **Water Air Soil Pollution**, 229: 115, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3706-4>. Acesso em: 5 nov. 2023.

PEREIRA, S. T. **Investigação de processos oxidativos avançados isolados e conjugados no tratamento de lixiviado bruto e antigo visando reuso**. 2018. 86 f. Dissertação em Saneamento Ambiental (Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal da Paraíba, Paraíba, 2018.

PHAM, V. L.; KIM, D. G.; KO, S. O. Cu@Fe₃O₄ core-shell nanoparticle-catalyzed oxidative degradation of the antibiotic oxytetracycline in pre-treated landfill leachate. **Chemosphere**, 191, p. 639-650, 2018. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.090>. Acesso em: 10 jun. 2023.

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, E.; MACKAY, A. Advanced Oxidation Processes for Organic Contaminant Destruction Based on the Fenton Reaction and Related Chemistry. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 36: 1, p. 1–84, 2006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/10643380500326564>. Acesso em: 10 out. 2023.

POÇAS, C. **Utilização da tecnologia de Wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes**. 2015. 109 f. Dissertação em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade (Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

PORATH, D.; POLLOCK, J. Ammonia stripping by duckweed and its feasibility circulating aquaculture. **Aquatic Botany**, 13: 125-131. 1982. Disponível em:
[https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90046-8](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90046-8). Acesso em: 10 ago. 2023.

POWELL, N.; SHILTON, A. N.; PRATT, S.; CHISTI, Y. Factors Influencing Luxury Uptake of Phosphorus by Microalgae in Waste Stabilization Ponds. **Environmental Science & Technology**, 42: 16, 5958–5962, 2008. Disponível em:
<https://doi.org/10.1021/es703118s>. Acesso em: 5 nov. 2023.

PRIYA, A.; AVISHEK, K.; PATHAK, G. Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. **Environmental Monitoring and Assessment**, 184, 4301–4307, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2265-6>. Acesso em: 5 nov. 2023.

PROLAGOS. **Estação de tratamento de Água de Reuso (ETAR)**. Disponível em:
<https://www.prolagos.com.br/esgotamento-sanitario/>. Acesso em: ago. 2023.

QUELUZ, J. G. T. **Estudo da eficiência da desinfecção solar de águas residuárias domésticas em reatores de diferentes colorações**. 2013. 90 f. Dissertação em Agronomia (Irrigação e Drenagem), Universidade Estadual Paulista, Botucatu. 2013.

QUELUZ, J. G. T.; NICOLETE, D. A. P.; ALVES, T. R.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Estimativa do tempo de exposição à radiação solar para desinfecção de águas residuárias

domésticas. **Scientia Plena**, 11: 5, p. 1-6, 2015. Disponível em:

<https://www.scientiaplenu.org.br/sp/article/view/1970>. Acesso em: 10 out. 2023.

RADBOURNE, A. D.; RYVES, D. B.; ANDERSON, N. J.; SCOTT, D. R. The historical dependency of organic carbon burial efficiency. **Limnology and Oceanography**, 62:4, 1480-1497, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/lno.10512>. Acesso em: 20 set. 2023.

RAN, N.; AGAMI, M.; ORON, G. A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba* L.) for treatment of domestic primary effluent in Israel. **Water Research**, 38: 9, p. 2241-2248. 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.043>. Acesso em: 10 set. 2023.

RAWAT, I.; KUMAR, R. R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. **Applied Energy**, 88:10, 3411-3424, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.11.025>. Acesso em: 20 set. 2023.

REED, S. C.; MIDDLEBROOKS, E. J.; CRITES, R. W. **Natural systems for Waste Management and Treatment**. McGraw-Hill, New York. 1988. 308 p.

REJMÁNKOVÁ, E. Phenolic content and growth of wetland macrophytes: Is the allocation to secondary compounds driven by nutrient availability? **Folia Geobotanica**, 51:3, 239–250, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12224-015-9227-7>. Acesso em: 5 nov. 2023.

RICART, S.; RICO, A. M. Assessing technical and social driving factors of water reuse in agriculture: A review on risks, regulation and the yuck factor. **Agricultural Water Management**, 217: 426-439. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.03.017>. Acesso em: 30 set. 2023.

ROKHINA, E. V.; LENS, P.; VIRKUTYTE, J. Low-frequency ultrasound in biotechnology: state of the art. **Trends in Biotechnology**, 27:5, 298-306, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2009.02.001>. Acesso em: 30 set. 2023.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos de animais podem causar poluição também nos solos de baixa fertilidade e nos solos profundos, como aqueles da região dos Cerrados: as adubações com dejetos de animais não trazem apenas benefícios**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001. 4 p. (Comunicado Técnico CT / 292). ISSN 0100 - 8862. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/961011/1/DCOT292.pdf>. Acesso em: 03 maio 2023.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; VAN LIER, J. B.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology**, 65:3, 175-190, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00046-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00046-7). Acesso em: 30 set. 2023.

SEHAR, S.; NAZ, I.; KHAN, S.; NAEEM, S.; PERVEEN, I.; ALI, N.; AHMED, S. Performance Evaluation of Integrated Constructed Wetland for Domestic Wastewater

Treatment. **Water Environment Research**, 88: 280–287, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/106143016x14504669767814>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SELVARAJ, D.; VELVIZHI, G. Sustainable ecological engineering systems for the treatment of domestic wastewater using emerging, floating and submerged macrophytes. **Journal of Environmental Management**, 286: 15 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112253>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SHAH, M.; HASHMI, H. N.; ALI, A.; GHUMMAN, A. R. Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, 12: 106, 1-12, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1186/2052-336x-12-106>. Acesso em: 3 maio 2023.

SHEN, L.; NDAYAMBAJE, J.D.; MURWANASHYAKA, T.; CUI, W.; MANIRAFASHA, E.; CHEN, C.; WANG, Y.; LU, Y. Assessment upon heterotrophic microalgae screened from wastewater microbiota for concurrent pollutants removal and biofuel production. **Bioresource Technology**, 245: 386–393, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.177>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SHILTON, A. N.; POWELL, N.; GUIEYSSE, B. Plant based phosphorus recovery from wastewater via algae and macrophytes. **Current Opinion in Biotechnology**, 23: 6, 884–889, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2012.07.002>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SILAMBARASAN, S.; LOGESWARI, P.; SIVARAMAKRISHNAN, R.; INCHAROENSAKDI, A.; CORNEJO, P.; KAMARAJ, B.; LAN CHI, N. T. Removal of nutrients from domestic wastewater by microalgae coupled to lipid augmentation for biodiesel production and influence of deoiled algal biomass as biofertilizer for *Solanum lycopersicum* cultivation. **Chemosphere**, 268, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129323>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SILVA, F. P.; CARVALHO, C. V. A.; CARDOSO, A. M. GESTÃO DA ÁGUA: A Importância de Políticas Públicas para a Implementação do Reuso de Água no Brasil. **Episteme Transversalis**, 10: 2, 2019. Disponível em: <http://revista.ugb.edu.br/ojs302/index.php/episteme/article/view/1347>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SILVA, T. L. Qualidade da água residuária para reuso na agricultura irrigada. **Irriga**, 1: 1, p. 101-111, 2018. Disponível em: <https://irriga.fca.unesp.br/index.php/irriga/>. Acesso em: 5 nov. 2023.

SILVA, T. L.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M.; QUELUZ, J. G. T.; PITIRO, V. S. J. Sistema simplificado de tratamento de água residuária doméstica para irrigação de hortaliças. **Irriga**, 25: 2, p. 315-335. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.15809/irriga.2020v25n2p315-325>. Acesso em: 10 out. 2023.

SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais. 2005. 452p.

SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Belo Horizonte, DESA UFMG. 2002. 461p.

SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte, DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. 2007. 211p.

SPERLING, M. V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2. ed. [s.l.] Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA - Universidade Federal de Minas Gerais., 1997. 416p.

SPERLING, M.; JORDÃO, E.; KATO, M. T.; SOBRINHO, P. A.; BASTOS, R. K. X.; PIVELLI, R. **Lagoas de Estabilização**. In: GONÇALVES, R. F. (coordenador) (2003). Desinfecção de efluentes sanitários. PROSAB 3. Rede cooperativa de pesquisas: UFES, UFRN, UFPB, UFSC, UFPE, UFV, EPUSP/USP, UFMG, UFRGS, PUC-PR, UNICAMP. 421 p.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2011. 452 p.

TAVARES, F. A. **Eficiência da *Lemna sp* no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte alternativa de alimento para tilápias**. 2004. 106 f. Dissertação em Aquicultura. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2004.

TAYLOR, H. D.; BASTOS, R. K. X.; PEARSON, H. W.; MARA, D. D. Drip irrigation with waste stabilization pond effluents: Solving the problem of emitter fouling. **Water Science Technology**, 31, p. 417- 424, 1995. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00528-U](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00528-U). Acesso em: 10 out. 2023.

TAYLOR, H. D.; BASTOS, R. K. X.; PEARSON, H.W.; MARA, D. D. Drip irrigation with waste stabilisation pond effluents: solving the problem of emitter fouling. **Water Science and Technology**, 31: 12, 417-424, 1995. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00528-u](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(95)00528-u). Acesso em: 3 maio 2023.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D.; METCALF, I.; EDDY BURTON, F. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, McGraw-Hill Education. 2003. 1846p. POLISEL, K. C. **Desempenho de lagoas de maturação utilizando macrófitas aquáticas e chicaneamento**. 2005. 171 f. Tese em Engenharia Civil (Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento**. 2006. 154 f. Tese em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2006.

TONON, G. **Avaliação de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico: emissões de gás e valorização de biomassa na produção de biometano**. 2016. 154 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

TORRES, D.M. **Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro**. 2011. 99 f. Dissertação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2011.

TOYAMA, T.; HANAOKA, T.; TANAKA, Y.; MORIKAWA, M.; MORI, K. Comprehensive evaluation of nitrogen removal rate and biomass, ethanol, and methane production yields by combination of four major duckweeds and three types of wastewater effluent. **Bioresource Technology**, 250: 464–473, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.054>. Acesso em: 5 nov. 2023.

TRAN, D. T.; DO, T. C. V.; NGUYEN, Q. T.; LE, T. G. Simultaneous removal of pollutants and high value biomaterials production by *Chlorella variabilis* THO₃ from domestic wastewater. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 23: 1, 3–17, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01810-5>. Acesso em: 5 nov. 2023.

TSAGARAKIS, K. P.; MENEGAKI, A. N.; SIARAPI, K.; ZACHAROPOULOU, F. Safety alerts reduce willingness to visit parks irrigated with recycled water. **Journal of Risk Research**, 16:2, 133-144, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/13669877.2012.726246>. Acesso em: 30 set. 2023.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2003.

VAN DER STEEN, P.; BRENNER, A.; BUUREN, J. ORON, G. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**, 33: 3, p. 615-620, 1999. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00270-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00270-X). Acesso em: 11 set. 2023.

VEIGA, T. G. **Salvinia auriculata no pós-tratamento de efluente de laticínio**. 2015. 56 f. Dissertação em Engenharia Ambiental. Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Toledo, 2015.

VYMAZAL, J. Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: a review. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, 40: 6-7, 1355-1367, 2005. Informa UK Limited. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1081/ese-200055851>. Acesso em: 3 maio 2023.

WANG, B.; ZHAO, M.; GUO, Y.; PENG, Y.; YUAN, Y. Long-term partial nitrification and microbial characteristics in treating low C/N ratio domestic wastewater. **Environmental Science Water Research & Technology**, 4: 820, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/C8EW00009C>. Acesso em: 5 nov. 2023.

WE, A. C. E.; ARIS, A.; ZAIN, N. A. M.; MUDA, K. SULAIMAN, A. Influence of static mixer on the development of aerobic granules for the treatment of low-medium strength domestic wastewater. **Chemosphere**, 263: 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128209>. Acesso em: 5 nov. 2023.

WEGELIN, M.; CANONICA, S.; MECHSNER, K.; FLEISCHMANN, T.; PESARO, F.;

METZLER, A. Solar water disinfection: Scope of the process and analysis of radiation experiments. **Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA**, 43: 154–169, 1994.

WEINER, R. F.; MATTHEWS, R. A. **Wastewater Treatment**. Environment ed. [s.l.] Butterworth-Heinemann, 2003. 510p.

WHO - World Health Organization. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater**. Policy and regulatory aspects. WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, v.1, 2006. 128 p.

WOLVERTON, B. C.; MCDONALD, R. C. **Water Hyacinth for upgrading sewage lagoon to meet advanced wastewater treatment standards: Part I**. Bay St. Louis: NASA National Space Technology Laboratories, 1976. 25 p. (NASA TM-X-72729).

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards**. Technical report series n. 517. Geneva: WHO. 1973.

YONAR, T.; KESTIOGLU, K.; AZBAR, N. Treatability studies on domestic wastewater using UV/H₂O₂ process. **Applied Catalysis B: Environmental**, 67: 3–4, 223–228, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2006.04.022>. Acesso em: 5 nov. 2023.

YONG, H. N.; FARNOOD, R. R.; CAIRNS, W.; MAO, T. Effect of Sonication on UV Disinfectability of Primary Effluents. **Water Environment Research**, 81:7, 695-701, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/106143008x390753>. Acesso em: 30 set. 2023.

YU, H.; SONG, L.; HAO, Y.; LU, N.; QUAN, X.; CHEN, S.; ZHANG, Y.; FENG, Y. Fabrication of pilot-scale photocatalytic disinfection device by installing TiO₂ coated helical support into UV annular reactor for strengthening sterilization. **Chemical Engineering Journal**, 283: 1506-1513, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.042>. Acesso em: 30 set. 2023.

YU, S.; MIAO, C.; SONG, H.; HUANG, Y.; CHEN, W.; HE, X. Efficiency of nitrogen and phosphorus removal by six macrophytes from eutrophic water. **International Journal Of Phytoremediation**, [S.L.], 21: 7, 643-651, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2018.1556582>. Acesso em: 3 maio 2023.

ZAPATA, A.; OLLER, I.; RIZZO, L.; HILGERT, S. MALDONADO, M. I.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A.; MALATO, S. Evaluation of operating parameters involved in solar photo-Fenton treatment of wastewater: interdependence of initial pollutant concentration, temperature and iron concentration. **Applied Catalysis B: Environmental**, 97: 1-2 p. 292-298, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2010.04.020>. Acesso em: 1 nov. 2023.

ZHANG, J.; ZHANG, Y.; CHANG, J.; QUAN, X.; LI, Q. Biological sulfate reduction in the acidogenic phase of anaerobic digestion under dissimilatory Fe (III) e Reducing conditions. **Water Research**, 47: 6, p. 2033-2040. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.034>. Acesso em: 10 out. 2023.

ZIEGLER, P.; ADELMANN, K.; ZIMMER, S.; SCHMIDT, C.; APPENROTH, K. J. Relative in vitro growth rates of duckweeds (*Lemnaceae*) - the most rapidly growing higher plants. **Plant Biology**, 17: 1, 33–41. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/plb.12184>. Acesso em: 10 set. 2023.

APÊNDICE A – RADIAÇÃO UV

Para melhor entendimento e análise, apresenta-se o apêndice A, contém o Quadro e o gráfico referentes aos dados de Radiação UV no período de desenvolvimento experimental do presente trabalho.

DATA	RADIAÇÃO SOLAR GLOBAL MJ/m ²	14/05/2023 00:00	17,9
		15/05/2023 00:00	18,1
		16/05/2023 00:00	18,0
		17/05/2023 00:00	18,1
27/04/2023 00:00	9,3	18/05/2023 00:00	17,9
28/04/2023 00:00	9,0	19/05/2023 00:00	17,6
29/04/2023 00:00	16,5	20/05/2023 00:00	16,5
30/04/2023 00:00	18,4	21/05/2023 00:00	15,1
01/05/2023 00:00	15,6	22/05/2023 00:00	9,1
02/05/2023 00:00	18,2	23/05/2023 00:00	15,8
03/05/2023 00:00	16,9	24/05/2023 00:00	15,0
04/05/2023 00:00	17,9	25/05/2023 00:00	15,2
05/05/2023 00:00	18,1	26/05/2023 00:00	14,9
06/05/2023 00:00	17,0	27/05/2023 00:00	15,0
07/05/2023 00:00	15,4	28/05/2023 00:00	3,8
08/05/2023 00:00	16,7	29/05/2023 00:00	10,5
09/05/2023 00:00	13,6	30/05/2023 00:00	7,7
10/05/2023 00:00	10,0	31/05/2023 00:00	4,1
11/05/2023 00:00	13,1	01/06/2023 00:00	8,2
12/05/2023 00:00	16,4	02/06/2023 00:00	15,3
13/05/2023 00:00	18,1	3/06/2023 00:00	15,8

