



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA

ALEX SANDRO FERREIRA DE QUEIROZ

TRATAMENTO DE LODO DE REATOR UASB EM LEITOS
PLANTADOS COM *Cyperus papyrus*

Salvador
2025

ALEX SANDRO FERREIRA DE QUEIROZ

TRATAMENTO DE LODO DE REATOR UASB EM LEITOS
PLANTADOS COM *Cyperus papyrus*

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade Federal da Bahia, como requisito
parcial para a obtenção do título de Mestre em Meio
Ambiente, Águas e Saneamento.

Área de concentração: Meio Ambiente, Águas e
Saneamento

Linha de pesquisa: Meio Ambiente e Saneamento
Orientador: Francisco Ramon Alves do Nascimento
Coorientador: Eduardo Henrique Borges Cohim
Silva

Salvador
2025

Q3 Queiroz, Alex Sandro Ferreira de.

Tratamento de lodo de reator UASB em leitos plantados com *Cyperus papyrus* / Alex Sandro Ferreira de Queiroz. – Salvador, 2025.

99f.: il.; color.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Ramon Alves do Nascimento.

Coorientador: Eduardo Henrique Borges Cohim Silva.

Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, 2025.

1. Lodo de esgoto - tratamento. 2. Leitos plantados. 3. Reatores UASB. 4. Biossólidos. I. Nascimento, Francisco Ramon Alves do. II. Silva, Eduardo Henrique Borges Cohim. III. Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDD: 628.364

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Bernadete
Sinay Neves, Escola Politécnica – UFBA.

ALEX SANDRO FERREIRA DE QUEIROZ

**TRATAMENTO DE LODO DE REATOR UASB EM LEITOS
PLANTADOS COM *Cyperus papyrus***


Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Meio Ambiente, Águas e Saneamento, Escola Politécnica, da Universidade Federal da Bahia.

Salvador, 28 de julho de 2025.

Banca Examinadora:


Prof. Dr. Francisco Ramon Alves do Nascimento

Doutor em Engenharia Industrial pela Universidade Federal da Bahia, Brasil.
Universidade Federal da Bahia

Documento assinado digitalmente
 FRANCISCO RAMON ALVES DO NASCIMENTO
Data: 30/09/2025 20:18:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Prof. Dr. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva

Doutor em Energia e Meio Ambiente pela Universidade Federal da Bahia, Brasil.
Universidade Estadual de Feira de Santana

Documento assinado digitalmente
 EDUARDO HENRIQUE BORGES COHIM SILVA
Data: 29/09/2025 16:31:31-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>


Profa. Dra. Gemima Santos Arcanjo

Doutora em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Viçosa, Brasil.
Universidade Federal da Bahia

Documento assinado digitalmente
 GEMIMA SANTOS ARCANJO
Data: 24/09/2025 16:42:19-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Selma Cristina da Silva

Doutora em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília, Brasil.
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

Documento assinado digitalmente
 SELMA CRISTINA DA SILVA
Data: 30/09/2025 19:36:34-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

*Aos meus pais que, sob muito sol, me
fizeram chegar até aqui, na sombra.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me confortado e amparado, e permitido que mais uma etapa da minha vida fosse concluída, apesar de todas as dificuldades enfrentadas;

Aos meus pais, Nilza e Genival, que sempre me apoiaram e, com muito esforço, possibilitaram os meus estudos e permitiram-me trilhar o caminho mais fácil dentro das possibilidades oferecidas;

À minha irmã, Márcia, que é como uma segunda mãe pra mim. Me acolheu e cuidou de mim desde a época da graduação, sendo sempre presente e também possibilitando conforto durante essa caminhada;

Ao meu amor, Rodrigo, que esteve ao meu lado nessa caminhada, sempre confiante sobre meu potencial e proporcionando em mim a confiança que em muitos momentos me faltava;

Ao professor Ramon, pela orientação e ensinamentos passados durante todo o período do mestrado, e pelo esforço em proporcionar um desenvolvimento multidisciplinar acerca do tema estudado;

Ao professor Cohim que, do seu jeito, sempre confiou em mim e me mostrou os melhores caminhos. Sem a sua orientação e ensinamentos, eu não sei onde estaria;

À Vanessa, que foi minha parceira nessa caminhada. Graças a sua presença, tudo se deu de forma mais leve, fácil e divertida. Nossos laços já existiam e firmaram-se ainda mais durante esse processo, sendo ela uma das grandes responsáveis pela conclusão de mais essa etapa.

À Leilane e Tahise, pelo auxílio nas análises realizadas no laboratório de saneamento da UEFS;

À Marizete, que foi meu braço direito no desenvolvimento do experimento, sendo minha ligação direta à ETE, possibilitando o monitoramento e execução de todo corpo experimental do projeto;

À Mayara, que possibilitou a realização do estudo dentro da Estação de tratamento, sempre disposta a ajudar e solícita a atender as minhas necessidades que dependiam da EMBASA, como envio de caminhões para a coleta de lodo, até mesmo em situações onde a frota estava reduzida;

À Empresa Baiana de Água e Saneamento (EMBASA) que permitiu e possibilitou a produção desse estudo na estação de tratamento Jacuípe II;

À UEFS, que foi minha segunda casa por muito tempo, e embora eu não estivesse necessariamente matriculado na instituição, permitiu minhas análises nos laboratórios;

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento dessa pesquisa.

QUEIROZ, Alex Sandro Ferreira. **Avaliação do tratamento de lodo proveniente de reator UASB a partir de leitos plantados com macrófitas**. Orientador: Francisco Ramon Alves do Nascimento. Coorientador: Eduardo Cohim. 2025. 99 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2025.

RESUMO

Ao se buscar o aproveitamento do lodo de esgoto gerado em estações de tratamento, é necessário que este material passe por processos que reduzam o teor de matéria orgânica biodegradável, a concentração de microrganismos patogênicos e o teor de umidade, para se obter um produto que não ofereça risco à saúde humana e seja primordialmente seco, facilitando transporte e manuseio. O objetivo deste estudo foi avaliar o tratamento de lodo proveniente de reatores UASB utilizando Leitos Plantados (LP), caracterizando parâmetros físico-químicos e microbiológicos desse lodo após o tratamento. Três LP de fluxo vertical plantados com *Cyperus papyrus* foram construídos e posteriormente monitorados por 6 meses. Os carregamentos realizados eram de aproximadamente 6, 7 e 8 kgST/m²semana, correspondendo a 255, 304 e 363 kgST/m²ano, para o Leito 01, Leito 02 e Leito 03, respectivamente. Os resultados evidenciaram a efetividade dos LP na redução do volume de lodo, apresentando redução de 79% do lodo carregado, com teor de sólidos totais $\geq 65\%$ e relações sólidos voláteis/sólidos totais abaixo de 0,39 ($SV/ST \leq 0,39$) para todos os três leitos ao final do período de descanso. Após três meses de repouso, o bio sólido também apresentou baixa concentração de patógenos (*E. coli* < 4,00E-1 MPN/gST). O Leito 01, Leito 02 e Leito 03 apresentaram teores de massa seca de nitrogênio iguais a 11,8%, 13% e 12,7%; fósforo igual a 0,05%; 0,03% e 0,13%; e potássio igual a 0,5%; 0,63% e 0,36%, respectivamente. Os metais analisados apresentaram valores bem abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº498/20, onde para o Cd, por exemplo, o valor obtido é 96% abaixo do limite estabelecido. De acordo com a Resolução CONAMA nº 498 de 2020, os parâmetros obtidos dos bio sólidos gerados permitem sua classificação como Classe A.

Palavras-chave: leitos plantados; tratamento de lodo de esgoto; bio sólidos; reatores UASB.

QUEIROZ, Alex Sandro Ferreira. **Evaluation of the treatment of sludge from a UASB reactor using planted beds with macrophytes**. Advisor: Francisco Ramon Alves do Nascimento. Co-advisor: Eduardo Cohim. 2025. 99 f. Dissertation (Master's Degree in Environment, Water and Sanitation) – Department of Environmental Engineering of the Polytechnic School, Federal University of Bahia, Salvador, 2025.

ABSTRACT

When seeking the use of sewage sludge generated in treatment plants, it is necessary for this material to undergo processes that reduce the content of biodegradable organic matter, the concentration of pathogenic microorganisms, and the moisture content, in order to obtain a product that does not pose a risk to human health and is primarily dry, facilitating transportation and handling. The objective of this study was to evaluate the treatment of sludge from UASB reactors in Planted Drying Beds (PDB) systems, characterizing the physicochemical and microbiological parameters of this sludge after treatment. Three vertical flow PDB planted with *Cyperus papyrus* were constructed and subsequently monitored for 6 months. The loadings applied were approximately 6, 7, and 8 kgTS/m²week, corresponding to 255, 304, and 363 kgTS/m²year for Leach Bed 01, Leach Bed 02, and Leach Bed 03, respectively. The results demonstrated the effectiveness of CWs in reducing the sludge volume, showing a 79% reduction in the loaded sludge, with total solids content $\geq 65\%$ and volatile solids/total solids ratios below 0.39 ($VS/TS \leq 0.39$) for all three leach beds at the end of the resting period. After three months of resting, the biosolid also presented low pathogen concentration (*E. coli* < 4.00E-1 MPN/gST). Leach Bed 01, Leach Bed 02, and Leach Bed 03 presented nitrogen dry mass contents of 11.8%, 13%, and 12.7%; phosphorus contents of 0.05%, 0.03%, and 0.13%; and potassium contents of 0.5%, 0.63%, and 0.36%, respectively. The metals analyzed showed values well below the limit established by CONAMA Resolution No. 498/20, where for Cd, for example, the obtained value was 96% below the established limit. According to CONAMA Resolution No. 498 of 2020, the parameters obtained from the generated biosolids allow their classification as Class A.

Keywords: planted drying beds; sewage sludge treatment; biosolids; UASB reactors.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição percentual dos tipos de tratamento nas ETE brasileiras	7
Figura 2 - Representação esquemática de um reator do tipo UASB	17
Figura 3 - Eficiência do UASB em função da porcentagem de lodo descartado.	18
Figura 4 - Granulação da biomassa com presença de microrganismos ao fundo (200 X).	19
Figura 5 - <i>Cyperus papyrus</i> plantado na ETE Jacuípe II	33
Figura 6 - Localização da Estação de Tratamento	36
Figura 7 – Unidades experimentais de LP para tratamento de lodo proveniente do reator UASB.	37
Figura 8 - Sistema de drenagem do tanque.....	38
Figura 9 - Recipientes de coleta.....	39
Figura 10 - Pluviômetro Ville de Paris	40
Figura 11 - Mudas de <i>Cyperus papyrus</i>	41
Figura 12 – Condições de contorno do experimento	43
Figura 13 – Gabarito utilizado para controle do carregamento	44
Figura 14 - Régua inserida no sistema para acompanhamento da altura de lodo	44
Figura 15 – Ensaio de ST e SV	46
Figura 16 - Ensaio para determinação de <i>E. coli</i>	48
Figura 17 – Altura do lodo acumulado nos leitos	52
Figura 18 – Relação entre ST, precipitação média mensal e temperatura média mensal.....	55
Figura 19 – Relação entre ST, radiação solar média mensal e evapotranspiração média mensal.....	56
Figura 20 - Curva Volume x Altura dos recipientes de coleta do líquido percolado	58
Figura 21 – Percolado total ao longo do tempo	59
Figura 22 – Vazão de drenagem nos primeiros trinta minutos após cada carregamento dos leitos	60

Figura 23 – Evolução da concentração de <i>Escherichia coli</i> ao longo do tempo	63
Figura 24 – Relação SV/ST para o lodo bruto e lodo dos leitos	65
Figura 25 – Relação da massa de SV carregado e acumulado nos leitos após 70 dias de aplicação e 112 dias de descanso	67
Figura 26 – Balanço hídrico dos sistemas durante o período de 77 dias de carregamentos e 112 dias de descanso.....	70
Figura 27 - Altura das camadas de lodo	72
Figura 28 - Sólidos fixos, voláteis e totais e relação SV/ST nas diferentes camadas dos leitos ao final dos 196 dias de experimento.....	73
Figura 29 - NMP de <i>E. coli</i> por grama de ST das diferentes camadas dos leitos ao final dos 196 dias de experimento	74

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais métodos para estabilização, desaguamento e higienização de lodo.....	8
Quadro 2 – Tipos de lodos gerados em processo de tratamento de esgotos.	10
Quadro 3 - Composição da camada filtrante de filtros plantados com macrófitas para tratamento do lodo	21
Quadro 4 - Vantagens e desvantagens da fitorremediação.....	31
Quadro 5 - Principais espécies de macrófitas utilizadas em sistemas de LP .	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Concentração de sólidos no lodo produzido durante o processo de tratamento de águas residuais.	11
Tabela 2 - Taxa de aplicação adotada por diferentes autores	23
Tabela 3 - Taxas de evapotranspiração e coeficientes de culturas para diferentes tipos de macrófitas.....	28
Tabela 4 - Percentual de redução de cada leito após período de descanso ..	51
Tabela 5 – Espessura da camada de lodo e teor de sólidos totais dos leitos.	52
Tabela 6 – Valores de umidade, sólidos totais, sólidos voláteis e relação sólidos voláteis/sólidos totais dos tratamentos durante o período experimental	53
Tabela 7 - Volume percolado ao final de uma semana após cada carregamento, por leito, em 2024.....	58
Tabela 8 – Concentração de <i>E. coli</i> (NMP/g.ST) no LB e nos lodos descarregados nos leitos filtrantes	62
Tabela 9 – Entradas e saídas de água nos leitos durante o período de experimento.....	68
Tabela 10 – Concentrações de macronutrientes no lodo (mg/kg de matéria seca) ao final dos 196 dias de experimento comparadas com outros estudos	75
Tabela 11 – Concentrações de metais pesados (mg/kg de material seco) no final dos 196 dias experimento	77
Tabela 12 – Resultados das análises de ST e suas frações obtidas em laboratório	98

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	5
2.1	OBJETIVO GERAL	5
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
3	REVISÃO DA LITERATURA	6
3.1	ESGOTAMENTO SANITÁRIO E TRATAMENTO DE LODO	6
3.2	CARACTERIZAÇÃO DE LODO	9
3.3	GESTÃO DO LODO	11
3.3.1	<i>Métodos e técnicas de tratamento de lodo</i>	12
3.3.1.1	Sistemas naturais	13
3.3.2	<i>Produção de biossólido</i>	13
3.4	LODO DE REATORES ANAERÓBIOS DE FLUXO ASCENDENTE	15
3.5	SISTEMAS DE LEITOS PLANTADOS PARA TRATAMENTO DE LODO	20
3.5.1	<i>Remoção de patógenos</i>	25
3.5.2	<i>Remoção de nutrientes</i>	25
3.5.3	<i>Sistema radicular das plantas</i>	26
3.6	IMPACTO DA VEGETAÇÃO NO DESEMPENHO DOS LEITOS PLANTADOS	27
•	<i>Cyperus papyrus em leitos plantados</i>	33
3.7	BALANÇO HÍDRICO	34
4	METODOLOGIA	36
4.1	LOCAL DO EXPERIMENTO	36
4.2	DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO	37
4.2.1	<i>Operação, monitoramento e avaliação dos leitos</i>	41
4.2.2	<i>Avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos</i>	45
4.2.3	<i>Parâmetros físico-químicos</i>	45
4.2.4	<i>Parâmetros microbiológicos</i>	47
4.3	BALANÇO HÍDRICO	48
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
5.1	ALTURA DE LODO, REDUÇÃO DE VOLUME E CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS	51
5.2	LÍQUIDO PERCOLADO DOS LEITOS	57
5.1	ANÁLISE DE <i>E. COLI</i> NOS LEITOS	61
5.2	MINERALIZAÇÃO E ESTABILIZAÇÃO DE LODO	64
5.3	BALANÇO HÍDRICO	67
5.4	ANÁLISE FINAL DAS CAMADAS DO LODO HIGIENIZADO	71
5.4.1	<i>Mineralização do lodo por camada</i>	72
5.4.2	<i>Higienização do lodo por camada</i>	73
5.5	ANÁLISE DE MACRONUTRIENTES NO BIOSSÓLIDO HIGIENIZADO	74
5.6	ANÁLISE DE METAIS PESADOS NO BIOSSÓLIDO HIGIENIZADO	76
6	CONCLUSÃO	78
7	REFERÊNCIAS	80
	ANEXO	98

1 INTRODUÇÃO

Atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável estabelecidos pela ONU, até o ano de 2030, torna-se uma necessidade urgente, mas também um desafio. A ODS 6 prevê assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos, embora o aumento dessa disponibilidade reflita em um crescimento dos resíduos gerados por esses processos, que posteriormente precisarão de tratamento para um futuro uso ou descarte. O volume de lodo gerado nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) corresponde a cerca de 3% do volume de esgoto tratado, a depender da tecnologia e forma de remoção adotada (Gandolphi; Achon, 2023).

Uma das tecnologias mais amplamente adotadas para o tratamento de efluentes, de acordo com dados da ANA (2020), são os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Nesses reatores, o tratamento biológico do efluente ocorre a partir da utilização de bactérias responsáveis por degradar a matéria orgânica presente no esgoto, fazendo com que essa matéria orgânica passe a ser uma massa celular que se apresenta no tratamento como flocos suspensos ou lodo biológico (Van Haandel; Cavalcanti, 2001). Para esse tipo de tratamento, o lodo gerado possui uma consistência semissólida composta por cerca de 98% de umidade e apresenta na fração sólida concentrações de fósforo, nitrogênio, metais pesados e matéria orgânica (Da Silva; Achon, 2019).

Sendo um tipo de resíduo sólido, o lodo de esgoto está sujeito às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010), estabelecida pela Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que estipula que os resíduos devem ser tratados de maneira ecologicamente correta, com ênfase na reutilização, onde apenas os rejeitos devem ser destinados a aterros sanitários para disposição final. Para que isso seja possível, é essencial que o resíduo seja submetido a um processo de tratamento, a fim de transformá-lo em um material adequado para reutilização. Os processos de tratamento de lodo visam diminuir o teor de matéria orgânica biodegradável, a presença de patógenos e o teor de água para obtenção de um material estabilizado e primordialmente sólido, que possa ser manipulado e

transportado de forma fácil e com menor custo, sem constituir risco à saúde (Santos *et al.*, 2017).

Dentre as formas de tratamento de lodo atualmente aplicadas, os Leitos Plantados (LP) ou Wetlands Construídos (WC), destacam-se como uma tecnologia com alta eficiência na remoção de matéria orgânica (DBO), além de serem tecnologias econômicas, com custos de instalação e operação reduzidos que proporcionam uma eficiente eliminação de patógenos e poluentes (Vymazal, 2011; Wu *et al.*, 2016; Shingare *et al.*, 2019).

Diferentes processos interferem na higienização do lodo a depender do tipo de tecnologia adotada. No caso dos LP os principais processos responsáveis por essa higienização são a filtração, competição biológica, predação microbiana, decomposição aeróbia e anaeróbia, adsorção de contaminantes e evapotranspiração (Kadlec; Wallace, 2009). O modo como esses processos ocorrem dependem de variáveis como clima da região, irradiação solar, temperatura, taxa de aplicação, entre outros fatores. A maioria dos trabalhos utilizando LP são realizados em áreas de clima frio, e com baixa incidência de radiação solar, além de serem utilizadas baixas taxas de carregamento de lodo, como os trabalhos de Uggetti *et al.* (2009), que utilizou taxas de aplicação entre 51 kgST/m².ano e 125 kgST/m².ano; Dotro *et al.* (2017), com aplicações de 50 kgST/m².ano, 70 kgST/m².ano e 100 kgST/m².ano; Mennerich *et al.* (2017) que utilizou uma média de 29,4 kgST/m².ano e Masi e Bresciani (2019) que aplicaram taxas a partir de 50 kgST/m².ano. O LP avaliado nesse trabalho foi montado em uma região semiárida do Brasil, com temperaturas e incidência de irradiação solar elevadas, além de trabalhar com taxas de carregamento de lodo superiores a maioria desses estudos já realizados.

Os LP para tratamento de lodo são projetados para serem capazes de receber e desidratar efetivamente o excesso do volume de lodo gerado em uma ETE. Uma característica distintiva desses LP é que não há necessidade de transporte e descarte regular (por exemplo, semanal ou mensal) do lodo seco acumulado. Estes LP são projetados para receber continuamente o excesso de lodo por períodos de 6 a 15 anos, dependendo do dimensionamento e da taxa de carregamento (Nielsen e Cooper, 2011; Stefanakis *et al.*, 2014; Nielsen *et al.*, 2018).

Esses leitos operam com base em processos observados em zonas úmidas naturais, tornando esses sistemas robustos e tolerantes a variações de carga e fluxo de entrada, sendo especialmente recomendados para sistemas descentralizados (Dotro *et al.*, 2017).

No contexto brasileiro, essa ecotecnologia tem sido objeto de estudo desde meados da década de 1990 com enfoque no tratamento de esgotos sanitários e águas residuais, sendo os LP de escoamento subsuperficial horizontal as primeiras modalidades de LP adotados para tratamento secundário do esgoto doméstico, após este passar por tanque séptico (Silva; Sezerino, 2021). Depois de submetido a etapas de secagem, estabilização biológica e higienização, o lodo de esgoto pode ser chamado de bio sólido e agrega um alto potencial de utilização como condicionador do solo e fertilizante (Silva *et al.*, 2015).

Diversas nações estabeleceram diretrizes para o uso correto deste bio sólido, principalmente na agricultura, buscando prevenir a utilização imprópria de lodo contaminado com agentes patogênicos e metais pesados, garantindo a saúde ambiental. Os Estados Unidos definiram padrões pela Agência de Proteção Ambiental (USEPA, 2003), e os países da União Europeia seguiram a diretiva 86/278/EEC (União Europeia, 1986), enquanto no Brasil, na resolução CONAMA nº 498/20 (Brasil, 2020) são definidos os critérios e procedimentos para a produção e aplicação de bio sólidos, estabelecendo que o uso do lodo de esgoto em solos é uma alternativa de destinação ambientalmente adequada e que se enquadra nos princípios de reciclagem de resíduos.

Seguindo a perspectiva da economia circular, torna-se essencial buscar oportunidades que incentivem a produção e o consumo sustentáveis por meio de modelos inovadores. Isso deve ser feito levando em consideração o constante aumento populacional e a crescente falta de recursos (Govidan; Hasanagic, 2018). Entender o comportamento dos LP sob uma perspectiva de realidade semiárida possibilita a extensão desse tipo de tratamento para áreas com situação de clima semelhante. A análise da qualidade do bio sólido gerado, assim como a padronização da metodologia que apresenta melhores resultados, possibilita a utilização desse recurso, diminuindo encargos ambientais resultantes da exploração

de fertilizantes naturais, bem como dando uma destinação adequada a um subproduto do setor de saneamento que por vezes é apenas descartado.

Diante do exposto, a hipótese desta pesquisa é: Os leitos plantados se apresentam como uma tecnologia eficaz na higienização e secagem do lodo gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico, mesmo quando submetidos a elevadas taxas de carregamento, podendo produzir biossólidos de Classe A, de acordo com a classificação da Resolução CONAMA nº 498/20.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de filtros plantados com *Cyperus papyrus* com diferentes taxas de carregamento no tratamento do lodo de esgoto proveniente de reator UASB.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a capacidade dos LP em mineralizar a matéria orgânica e higienizar o lodo;
- Analisar a influência de fatores climáticos na secagem do lodo;
- Verificar se o lodo tratado pelos LP atende aos padrões da legislação vigente (Resolução CONAMA n. 498/2020) e podem ser aplicados na agricultura.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Esgotamento sanitário e tratamento de lodo

A disponibilidade de serviços de saneamento é essencial para a proteção da saúde pública e a conservação do ambiente. Contudo, no Brasil, a universalização desses serviços continua sendo um desafio. No que se refere ao esgotamento sanitário, cerca de 80% da água fornecida se transforma em esgoto após ser utilizada (Gandolphi; Achon, 2023). O esgoto é recolhido por meio de redes de coleta e levado para as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) para ser processado antes de ser descartado (SNIS, 2021). Os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2020 mostraram que, dos 4.744 municípios que forneceram informações, apenas 2.807, ou seja, 59,20%, possuíam sistemas de esgotamento sanitário. Ademais, entre esses municípios, existem aqueles cujos sistemas se restringem somente à coleta e descarte final do esgoto, sem qualquer tipo de tratamento. Isso equivale a 20,2% dos 6 bilhões de metros cúbicos de esgoto coletados anualmente no país (SNIS, 2021).

Buscando a redução do potencial poluidor do efluente, uma ETE possui diferentes etapas de tratamento que são adotadas e variam de acordo com o método utilizado. Quanto à configuração das ETE, existem diferentes rotas tecnológicas para processamento de efluentes, a exemplo da utilização de sistemas de lagoas, reatores anaeróbios, entre outros. Em 2020 a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) fez um levantamento dos processos utilizados em 3668 unidades de estações e observou que existem sete tipos de conjuntos: 75 unidades de situações especiais, 442 processos simplificados, 1291 unidades com sistemas de lagoas, 1373 reatores anaeróbios, 354 lodos ativados, 64 com tratamento químico e biológico e 69 unidades classificadas como miscelânea de processos. Na Figura 1 está representada a distribuição dos tipos de tratamento de esgoto utilizados nas ETE brasileiras, no ano de 2020, por conjunto de tipologia adotada.

Figura 1 – Distribuição percentual dos tipos de tratamento nas ETE brasileiras



Fonte: Ramos, adaptado de ANA, 2020

Os Reatores Anaeróbios são atualmente a tecnologia mais utilizada nas ETE para o tratamento de efluentes. De acordo com o Atlas Esgoto (ANA, 2020), esses sistemas correspondem a 37% das unidades em operação no país. Essa ampla adoção reflete a crescente popularidade e a efetividade do método, que apresenta taxas de remoção de matéria orgânica entre 68% e 85% quando utilizado como etapa inicial do tratamento.

No tratamento de esgoto a partir de reator UASB são utilizadas bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica (MO) presente no esgoto, transformando-a em massa celular que se apresenta no tratamento como flocos suspensos ou lodo biológico (Van Haandel; Cavalcanti, 2001). De acordo com Chernicharo (2019), nos processos anaeróbios, a maior parte (50 a 70%) do esgoto afluente se transforma em gás metano. Adicionalmente, de 5 a 15% é convertida em biomassa microbiana sólida (lodo excedente), enquanto uma porção de 10 a 30% deixa o reator como substância não degradada (efluente líquido). Após o tratamento, o efluente líquido é normalmente descartado no meio ambiente ou reutilizado, desde que cumpra os padrões mínimos para descarte ou reutilização (Kellner; Akutsu; Achon, 2016). Quanto aos gases residuais, eles podem ser emitidos em várias fases do sistema de esgotamento sanitário, com características

que variam amplamente dependendo dos gases específicos liberados (Akutsu; Achon; Kellner, 2016).

Segundo Fernandes e Silva (1999), o lodo de esgoto é o principal resíduo sólido produzido nas ETE e tem características que variam conforme as etapas de tratamento. O tratamento primário produz o lodo primário, composto por partículas acumuladas no fundo dos decantadores primários. No tratamento secundário, o lodo gerado tem características que variam de acordo com a tecnologia de tratamento utilizada, podendo resultar em lodo estabilizado ou instável. O tratamento terciário, utilizado quando é necessário um tratamento complementar, gera um lodo residual, instável e de difícil desaguamento (Gandolphi; Achon, 2023). Os resíduos sólidos produzidos devem ser reutilizados, conforme orientação estabelecida na PNRS, mas para isso, precisam passar por um processo de tratamento para atender aos requisitos legais. No caso do lodo de esgoto, este tratamento visa reduzir a umidade e estabilizar esse material (Pegorini *et al.*, 1999; Da Silva; Achon, 2019). No Quadro 1 são apresentados os principais métodos adotados para estabilização, desaguamento e higienização do lodo.

Quadro 1 - Principais métodos para estabilização, desaguamento e higienização de lodo

Processo	Método	
Estabilização	Digestão anaeróbia/aeróbia Tratamento químico (alcalinização) Compostagem Secagem térmica (peletização)	
Desaguamento	Adensamento ou espessamento	Gravidade Flotação por ar dissolvido Centrífuga
	Desaguamento ou desidratação	Bags de desidratação de lodo Leito solar Leitos de secagem Lagoas de lodo Centrífugas Filtros a vácuo Filtros prensa Prensas desaguadoras
Higienização	Compostagem Digestão aeróbia auto térmica Caleação ou estabilização alcalina Pasteurização Secagem térmica Incineração Oxidação úmida	

Fonte: Suntti, 2010. Adaptado de Andreoli, Von Sperling e Fernandes, 2001.

Segundo Rorat *et al.* (2019), o lodo de esgoto desidratado é amplamente reconhecido como uma fonte de nutrientes e matéria orgânica, sendo utilizado como fertilizante na agricultura e na recuperação de áreas degradadas. No entanto, seu uso também representa riscos, pois pode conter poluentes orgânicos e inorgânicos, patógenos e elementos potencialmente tóxicos, como zinco, cobre, cádmio, chumbo e prata. Por esse motivo, sua aplicação em áreas agrícolas exige planejamento cuidadoso e acompanhamento constante (Bettiol e Camargo, 2006).

3.2 Caracterização de lodo

Os métodos de tratamento e a disposição ambientalmente adequada do lodo dependem diretamente das características que o lodo possui e está diretamente relacionado ao tipo de esgoto que está sendo tratado.

De acordo com a NBR 9648 os esgotos podem ser classificados, segundo sua origem, em domésticos e industriais. O esgoto doméstico pode ser definido como o “despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas” (Associação Brasileira De Normas Técnicas, 1986, p. 1), sendo então a parcela originada nas instalações sanitárias das edificações, incluindo os esgotos hospitalares e os provenientes de setores de serviços nos centros urbanos, uma vez que não há um sistema de coleta com segregação de correntes. Além disso, as águas de infiltração e uma parte das águas pluviais também são componentes desses esgotos.

Segundo Ferreira (2015), com relação às características biológicas, uma variedade de organismos, incluindo bactérias, fungos, vírus e protozoários, podem ser encontrados nos esgotos sanitários. Esses organismos desempenham um papel crucial na decomposição e estabilização da matéria orgânica, embora o interesse sanitário seja importante e precisa ser considerado, uma vez que esse material apresenta riscos associados à presença de agentes patogênicos.

Dessa forma, as características do lodo, segundo Metcalf e Eddy (2014), podem variar com base na origem, no tempo de retenção celular e no tipo de processo ao qual o lodo foi submetido. A quantidade de lodo pode variar dependendo do tipo de processo e da operação do sistema.

Geralmente, a quantidade de lodo é expressa em termos de volume, que inclui partes de água e sólidos em metros cúbicos de lodo, ou em termos de massa de sólidos secos, representada como quilogramas de sólidos totais (ST) (Jordão e Pessôa, 2014). Alguns tipos de lodo gerados durante o tratamento de esgoto estão descritos no Quadro 2, bem como a parte do processo de tratamento que é responsável por sua geração.

Quadro 2 – Tipos de lodos gerados em processo de tratamento de esgotos

Tipo de lodo	Origem
Lodo primário	Tanque séptico e decantador primário
Lodo biológico aeróbio (não estabilizado)	Lodos ativados convencional e reatores aeróbios com biofilme (alta carga)
Lodo biológico aeróbio (estabilizado)	Lodos ativados – aeração prolongada e reatores aeróbios com biofilme (baixa carga)
Lodo biológico anaeróbio (estabilizado)	Lagoas de estabilização, Reatores UASB e Filtros anaeróbios
Lodo químico	Decantador primário com precipitação química e Lodos ativados com precipitação de fósforo

Fonte: Adaptado de Mendes *et al.*, 2010; Andreoli *et al.*, 2001; Metcalf e Eddy, 2002

A quantidade de sólidos secos no lodo é geralmente expressa como uma porcentagem, conhecida como teor de sólidos. Este valor é crucial para definir as fases do tratamento do lodo e a concentração de sólidos necessária para a disposição final. De forma simplificada, um lodo que possui um teor de sólidos de 5%, por exemplo, possui um teor de umidade de 95%. Isso significa que, a cada 100kg de lodo, 95 kg são de água e 5kg são sólidos. Na Tabela 1 são apresentadas as concentrações de sólidos esperadas nos lodos gerados a partir de cada processo de tratamento.

Tabela 1 - Concentração de sólidos no lodo produzido durante o processo de tratamento de águas residuais.

Operação/Processo	Concentração de sólidos, % sólidos secos		
	Metcalf & Eddy (2014)	Jordão & Pessoa (2014)	Von Sperling <i>et al</i> (2007b)
Lodo primário	1-6	-	2-6
Lodo primário adensado	3-10	4-10	4-8
Lodo ativado em excesso (convencional)	0,5-1,5	0,5-1,5	0,6-1
Lodo ativado em excesso (aeração prolongada)	0,8-2,5	0,8-2,5	0,8-1,2
Lodo misto (primário e ativado) adensado	2-6	2-6	3-7
Lodo ativado adensado por flotação (com polímero)	4-6	-	2-5
Lodo ativado adensado por flotação (sem polímero)	3-5	-	-
Lodo ativado adensado por centrifugação	4-8	3-8	3-7
Lodo misto estabilizado por digestão anaeróbia	1,5-4	2,5-7	3-6
Lodo misto estabilizado por digestão aeróbia	1,5-4	1,5-4	-

Fonte: Silva, 2017. Adaptado de Metcalf & Eddy (2014), Jordão & Pessoa (2014) e Von Sperling *et al* (2007b)

3.3 Gestão do lodo

Assim como em outros sistemas, como lodos ativados, nos reatores UASB o lodo permanece nos reatores pois são um elemento essencial para o processo de tratamento, sendo parte do lodo removida quando ocorre um acúmulo excessivo desse material. Independente do sistema de tratamento adotado, faz-se necessária a remoção do lodo das unidades de forma periódica, de forma a não prejudicar o processo, respeitando os períodos compatíveis com a tecnologia empregada (Freddo, 2014; Silva, 2019), dando origem a um importante parâmetro de operação, que é o Tempo de Residência Celular (TRC).

O TRC, também conhecido como idade do lodo, é definido como o tempo médio que os sólidos suspensos permanecem no sistema antes de serem removidos, influenciando diretamente nas características do lodo gerado. Elevados TRC permitem uma maior degradação da matéria orgânica, resultando em um lodo mais mineralizado e com melhor capacidade de desidratação, além de favorecer o

desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento, como as bactérias nitrificantes. Já um TRC reduzido acarreta na produção de um lodo mais jovem, que apresenta maior fração orgânica (por ter tido menos tempo para mineralização) e menor capacidade de sedimentação, podendo aumentar a produção de lodo e comprometer a eficiência do sistema (Tchobanoglous *et al.*, 2003; Metcalf & Eddy, 2014).

Depois de coletado, as características iniciais do lodo e o objetivo do tratamento aplicado definem qual processo precisa ser realizado nesse material. Inicialmente, a diminuição da umidade é uma etapa primordial e visa reduzir o volume total do lodo. Nesse processo é comum a adesão de etapas de adensamento, estabilização, condicionamento e desaguamento. Após a diminuição do volume, as próximas etapas de tratamento visam preparar o lodo para reuso ou recuperação, e dependendo do seu destino, podem incluir processos de compostagem, secagem ou tratamentos térmicos (Pegorini *et al.*, 1999; Da Silva; Achon, 2019). A destinação final do lodo é determinada pelas características do material após o tratamento. No Brasil, algumas das possibilidades já implementadas incluem a utilização na agricultura, na construção civil, na indústria cerâmica, na recuperação de solos e na geração de energia. Quanto aos rejeitos que não têm mais potencial para recuperação ou reuso, devem ser encaminhados para aterros sanitários (Bringhenti, 2018; Do Amaral; Aisse; Possetti, 2020).

3.3.1 Métodos e técnicas de tratamento de lodo

O lodo gerado em ETE precisa passar por tratamentos para remoção completa de matéria orgânica e patógenos. Os sistemas posteriores têm de ser de baixo custo e operação simplificada, justamente como já existem algumas propostas de metodologia de condicionamento desse material. Além disso, é preferível que esses tratamentos posteriores visem uma alternativa que seja ecologicamente viável. Existem métodos que atingem os percentuais desejáveis de nutrientes, microrganismos e secagem, mas acabam por demandar demasiada energia elétrica e mecânica, por exemplo.

3.3.1.1 Sistemas naturais

Uma solução mais simples de tratamento do lodo pode ser realizada a partir da adoção de sistemas naturais, como o adensamento natural por gravidade, compostagem do lodo de esgoto (após desidratação, para evitar geração de chorume) ou sistemas de leitos de secagem. O adensamento natural por gravidade é um processo físico que visa concentrar os sólidos suspensos presentes no lodo por meio da sedimentação natural. Ele é realizado em tanques ou espessadores, onde o lodo permanece em repouso por um determinado período, permitindo que as partículas sólidas mais densas se depositem no fundo, enquanto a fração líquida sobrenadante é removida (Metcalf & Eddy, 2014). Com relação a compostagem, segundo De Souza *et al.* (2020), a perda de nitrogênio no processo geralmente atinge mais de 40%. Isso acontece porque diante de temperaturas altas e em ambientes com maior consumo de gás oxigênio, ocorre uma intensa volatilização de nitrogênio.

Os leitos de secagem são um método tradicional e amplamente utilizado para a desidratação do lodo de esgoto, especialmente em países de clima tropical. O sistema é baseado na drenagem e evaporação da água presente no lodo, utilizando um leito composto por camadas de material filtrante, geralmente constituído por brita, areia e tubos de drenagem. O lodo é disposto sobre o leito em camadas, permitindo que a água livre seja removida por gravidade e que a umidade remanescente seja eliminada por evaporação. Esse processo é simples, de baixo custo energético e com reduzida necessidade de manutenção, tornando-se uma alternativa viável para pequenas e médias ETEs com disponibilidade de área (Von Sperling, 2014).

Esse processo sofre influência de fatores naturais como a radiação solar e a ação da gravidade, bem como o oxigênio presente no solo, e sua utilização vem sendo amplamente estudada nos últimos anos devido aos seus percentuais de redução de umidade e estabilização (Elbaz *et al.*, 2020).

3.3.2 Produção de biossólido

Um dos desafios ambientais mais significativos e que têm se agravado devido à crescente urbanização, é a gestão adequada das milhões de toneladas de

resíduos produzidos diariamente em todo o mundo. Nesse cenário, a questão da destinação final do lodo, um subproduto do tratamento de esgoto, tem se tornado um obstáculo para os líderes governamentais e profissionais da área (Batista, 2015). Com o aumento no número de ETE e a subsequente elevação na produção de lodo de esgoto, a necessidade de abordar essa questão torna-se cada vez mais urgente.

Quando adequadamente tratado e estabilizado, o lodo de esgoto é transformado em bio sólido e serve como uma rica fonte de matéria orgânica e nutrientes para as plantas (Abreu *et al.*, 2017). A utilização deste material em práticas agrícolas e florestais pode representar uma opção vantajosa. Para os produtores de bio sólidos, isso permite uma destinação final ambientalmente adequada. Para os receptores, isso significa a obtenção de um material de baixo custo e rico em nutrientes e matéria orgânica.

Uma das maiores vantagens do uso de bio sólidos como substrato é a otimização da absorção de nutrientes pelas plantas. Isso ocorre porque uma parcela desses nutrientes está em forma orgânica e é liberada progressivamente, atendendo às necessidades nutricionais das mudas de maneira eficaz durante todo o ciclo de produção (Assenheimer, 2009; Abreu *et al.*, 2017).

Para ser utilizado como adubo orgânico na agricultura, o lodo precisa passar por um processo de tratamento para adquirir características apropriadas (Freddi, 2019; Araújo *et al.*, 2022). No Brasil, a Resolução nº 498, de 19 de agosto de 2020, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), regulamenta a aplicação de bio sólidos no solo, estabelecendo limites para a presença de substâncias inorgânicas e agentes patogênicos neste material residual. Esta resolução também proíbe o uso de bio sólidos no solo quando não se enquadram nas Classes A ou B (Brasil, 2020).

Ainda de acordo com o que foi estabelecido na Resolução CONAMA nº 498 de 2020, para ser categorizado como Classe A o bio sólido deve cumprir o critério de não exceder o limite de 10^3 *Escherichia coli* por grama de sólidos totais (g^{-1} de ST). Além disso, deve originar-se de um dos métodos de diminuição de patógenos, resultado de algum processo de tratamento como processos de relação tempo-temperatura ou elevação de pH, por exemplo, desde que seja comprovado o cumprimento dos parâmetros operacionais correspondentes. Por sua vez, para ser enquadrado como Classe B, o bio sólido deve respeitar o limite máximo de 10^6 *E.*

coli por grama de sólidos totais (g^{-1} de ST) ou ser originário de um dos processos de diminuição de patógenos como digestão aeróbia ou secagem em leitos de areia ou em bacias, por exemplo, desde que seja demonstrado a adequação aos parâmetros operacionais pertinentes (Brasil, 2020). Além desses fatores, para ser utilizado em solos, o biossólido deve apresentar sua fração orgânica estabilizada. Essa estabilização é demonstrada a partir da obtenção de valores de relação entre SV/ST abaixo de 0,65 (Brasil, 2020).

Conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020, o biossólido Classe A pode ser aplicado em solos, sem restrições no que se refere ao tempo entre aplicação e cultivo ou colheita, quando se trata de produtos não alimentícios, ou produtos alimentícios que não tem contato com o solo ou que não são consumidos crus. Para esse tipo de alimentos, o biossólido pode ser aplicado, desde que essa aplicação não ocorra em até 1 mês antes da colheita. Esse mesmo período se aplica para aplicação em pastagens.

Por sua vez, de acordo com a mesma Resolução, o biossólido Classe B não pode ser aplicado no cultivo de produtos alimentícios que possam ser consumidos crus. Sua aplicação principal é em florestas plantadas, recuperação de solos e áreas degradadas. Esse biossólido pode ser aplicado em produtos alimentícios que não são consumidos crus, desde que seja feita a aplicação 4 meses antes do período de colheita. A aplicação em árvores frutíferas também é permitida, após a colheita ter sido realizada.

3.4 Lodo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente

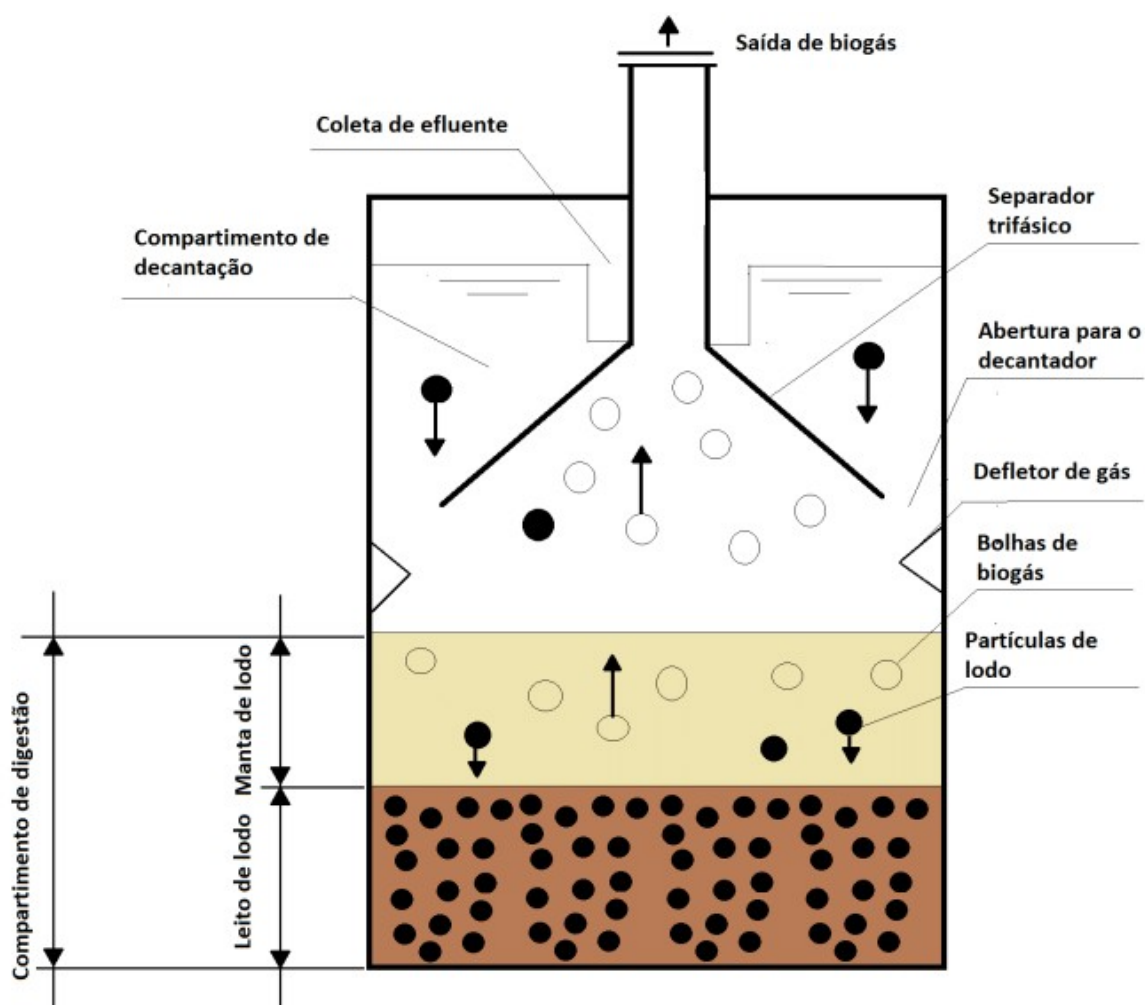
De acordo com a ANA (2020), a aplicação de reatores anaeróbios para tratamento de esgoto possui um percentual de utilização de 37%. Esse método apresenta uma boa efetividade na remoção de matéria orgânica, com taxas de 68-85% de remoção quando aplicados como primeira etapa do processo.

O reator anaeróbio é caracterizado por uma câmara selada que impede a troca de gases com o ambiente externo. Isso permite que a biomassa seja biodigerida, resultando em uma mistura gasosa (biogás) e um fluido rico em nitrogênio (biofertilizante) (Mattos; Farias Junior, 2011). A tecnologia anaeróbia se destaca das técnicas anteriores de tratamento de esgoto por permitir que o esgoto

passa por um manto de lodo em um fluxo vertical ascendente dentro do reator. Isso possibilita que a alimentação ocorra pelo fundo e a coleta do efluente na parte superior da unidade de tratamento, resultando em uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica (Rietow, J. C., 2023).

Segundo Hamerski (2012), com base em Chernicharo (1997), o reator UASB é estruturado em três partes principais: (1) o separador trifásico, responsável por separar o biogás, direcionar o efluente líquido não convertido e reter as partículas sólidas na zona de sedimentação; (2) a manta de lodo, região onde se concentra a biomassa ativa do sistema e ocorre a conversão parcial do afluente em biogás devido ao fluxo contínuo de alimentação; e (3) o leito de lodo, onde acontece a biodigestão anaeróbia do afluente em um fluxo ascendente constante. Esse sistema de separador trifásico (separador de fases gás-sólido-líquido) serve para distinguir o biogás formado pela transformação da biomassa e, consequentemente, direcioná-lo para a saída, como é representado na Figura 2. Além disso, também direciona os líquidos e sólidos para o decantador, sedimentando a porção de sólidos e fazendo com que as partículas de lodo voltem para a manta de lodo. O efluente que passou pelo processo de decantação é então coletado, muitas vezes necessitando de tratamento posterior para remoção de patógenos e matéria orgânica.

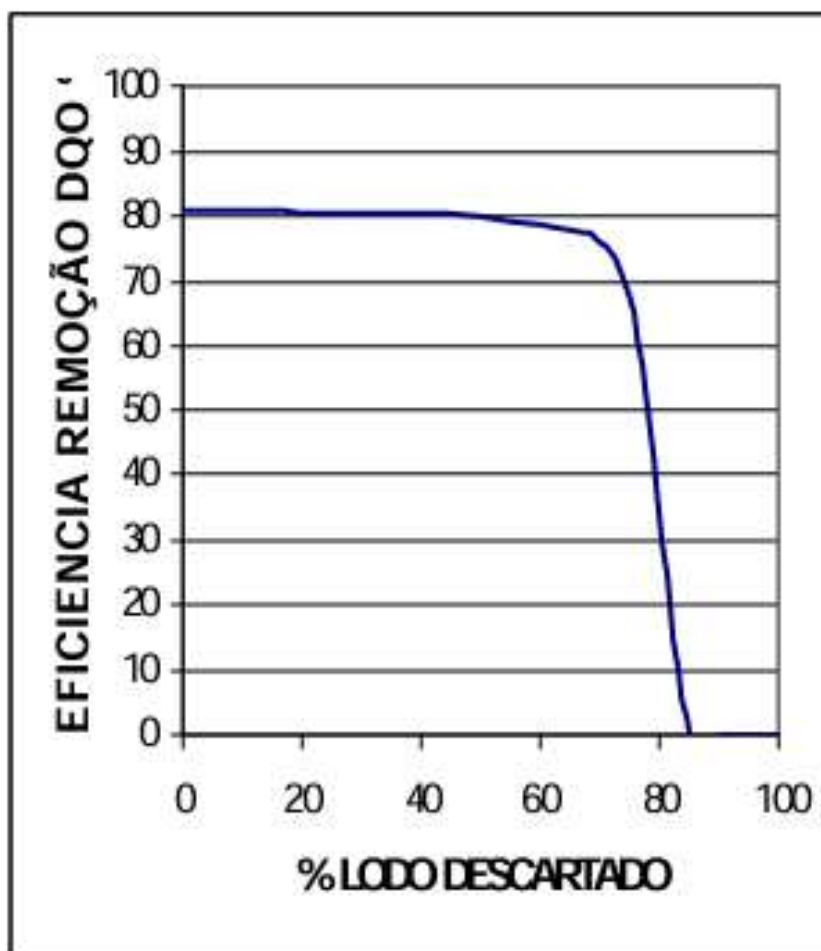
Figura 2 - Representação esquemática de um reator do tipo UASB



Fonte: Barros, 2016

Segundo Rissoli (2004), a capacidade máxima estimada de um reator UASB é de 31-37,5 kg ST/m³ de acumulação de lodo, quantidades superiores à essas taxas indicam que precisa ocorrer uma descarga do lodo produzido em conjunto com o efluente, o que compromete o funcionamento de todo o sistema. Para que não haja sobrecarga, existe a necessidade de eventuais descartes de lodo de forma que os percentuais máximos não sejam atingidos. Van Haandel *et al.* (2001) analisaram que descartar até 50% do volume total de lodo do reator não afetaria o funcionamento do mesmo, e através de estudos experimentais, elaboraram um gráfico que relaciona o desempenho do reator UASB com a porcentagem de lodo descartada, como é mostrado na Figura 3.

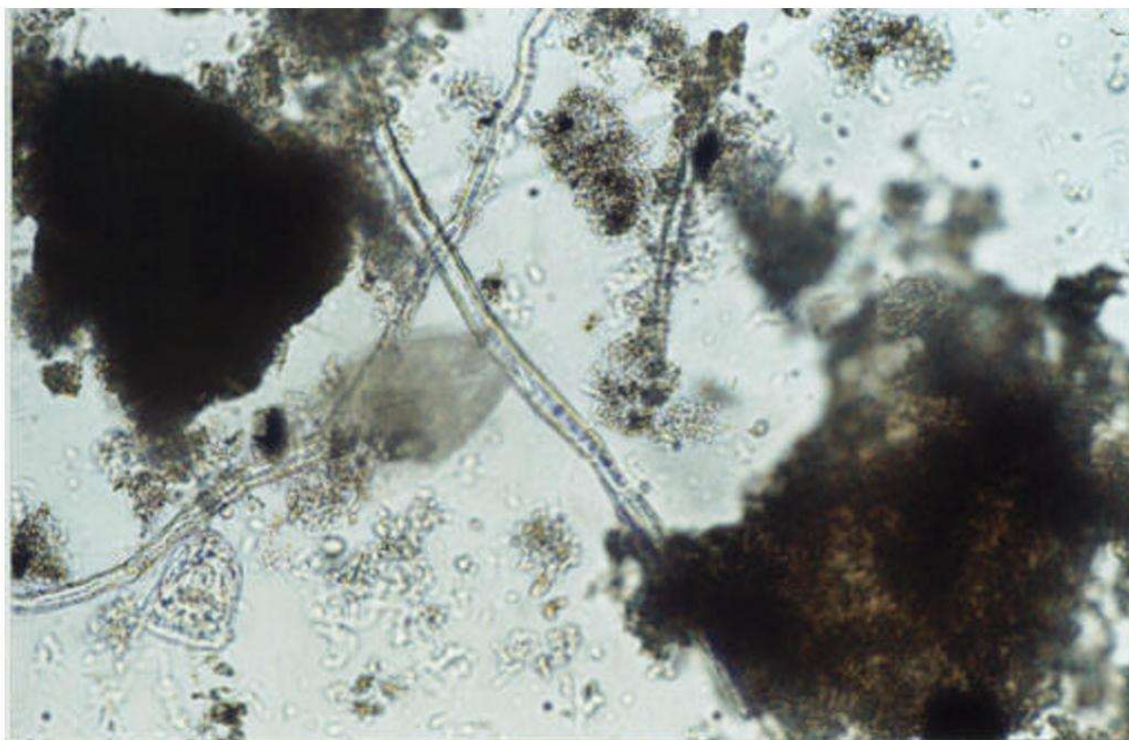
Figura 3 - Eficiência do UASB em função da porcentagem de lodo descartado.



Fonte: Van Haandel *et al.*, 2000

O lodo gerado após tratamento primário pode ter diferentes características ainda que o mesmo método seja utilizado, uma vez que suas cargas finais de matéria orgânica; metais pesados; nutrientes; patógenos; entre outros, dependem, também, da sua origem (UNEP, 2005). Ainda que a matriz do afluente tenha influência, o processo pelo qual é obtido o subproduto também confere variadas configurações. No caso do lodo gerado em reatores UASB, um atributo singular atribuído a esse processo é o fenômeno da granulação, que pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 - Granulação da biomassa com presença de microrganismos ao fundo (200 X).



Fonte: Rissoli, 2004

Segundo Chernicharo *et al.* (1997), essa qualidade está restrita e associada aos reatores UASB e, em menor escala, aos filtros anaeróbios. Pontes (2003) afirmou que alguns dos fatores que podem influenciar na formação de grânulos são as características do substrato (concentração e composição); compressão gravitacional das partículas de lodo e taxa superficial de liberação do biogás; condições para o desenvolvimento de arqueobactérias metanogênicas (seres que possuem capacidade de produzir metano como produto de seu metabolismo), tais como a presença de cátions bivalentes; velocidade ascensional do líquido através do leito de lodo e ainda existe a possibilidade de ser influenciada por polímeros extra-celulares. Essa propriedade viabiliza um melhor desaguamento por conta do percentual alto de drenabilidade – capacidade de perder água facilmente – desse subproduto, característica esta que justifica a popularidade da escolha do efluente proveniente de UASB para o estudo de métodos de condicionamento de lodo, ainda mais com a finalidade de reaplicação na agricultura.

Chernicharo (2007) afirma que o lodo proveniente de reatores UASB apresentam concentração de sólidos entre 3-5%, e que o longo tempo de residência celular no sistema proporciona percentuais de estabilização satisfatórios.

Quanto aos nutrientes, Lopes (2015) afirma que os mais importantes encontrados no lodo de esgoto são o nitrogênio e o fósforo, que estão presentes em formas de compostos orgânicos e íons minerais (Amônia: NH_4^+ e formas de fosfato: HPO_4^{2-} e H_2PO_4^-). No esgoto doméstico, o fósforo é encontrado em forma inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos) e na forma orgânica e, por vezes, é responsável pelo fenômeno de eutrofização de corpos de descarte de esgoto.

As principais vantagens da tecnologia UASB incluem sua simplicidade construtiva e operacional, o desenvolvimento de lodo de alta sedimentabilidade devido à sua formação granular e a produção de biogás, que pode ser utilizado para fins energéticos. Nesse contexto, a tecnologia UASB se popularizou rapidamente em países tropicais como Colômbia, Índia e Brasil. No Brasil, a aceitação da tecnologia UASB foi notável, colocando o país em uma posição de liderança mundial (Jordão e Pessôa, 2017). A retenção de lodo dentro do reator resulta em uma camada espessa onde a matéria orgânica solúvel é degradada e o material particulado é adsorvido. Com o tempo, o lodo estabiliza o material biodegradável particulado (Huang *et al.*, 2010). Em resumo, a degradação total da matéria orgânica ocorre através da transformação de sólidos orgânicos complexos em um produto sólido, ou seja, o crescimento do lodo biológico, e a produção de biogás.

3.5 Sistemas de leitos plantados para tratamento de lodo

Os leitos plantados, ou também conhecidos como leitos de secagem com plantas, são uma tecnologia avançada baseada na natureza que tem demonstrado grande potencial no gerenciamento e tratamento de lodo doméstico e municipal (Stefanakis *et al.* 2014), bem como do lodo gerado em processos de tratamento de águas residuais industriais (Nielsen e Stefanakis, 2020). O tratamento de efluentes utilizando esta tecnologia está em operação na Dinamarca desde 1988, o que a torna um sistema bem estabelecido (Nielsen, 2023). Esse tipo de sistema oferece uma alternativa sustentável e econômica aos métodos mecânicos de desaguamento de lodo, como prensas de filtro ou centrífugas (Stefanakis *et al.* 2014; Almatin e Gholipour 2019).

Os LP podem ser usados como um método de tratamento em pequenas e grandes estações centralizadas (Nielsen *et al.* e Willoughby *et al.*, 2005; Nassar *et*

al., 2006). Segundo Stefanakis *et al.* (2020), leitos pilotos ou em escala real podem ser utilizados não somente para desaguar o lodo de maneira satisfatória, mas também para um reuso posterior na agricultura, para contribuir com um gerenciamento de lodo mais circular. Os conhecidos sistemas alagados são baseados em zonas úmidas naturais feitas de lagoas rasas, trincheiras ou leitos. Estes são preenchidos com camadas de substrato de diferentes dimensões e plantados com algum tipo de vegetação característico de zonas úmidas.

Os filtros plantados utilizados no tratamento de lodo são compostos por quatro elementos: o material de filtragem, o sistema de drenagem do líquido percolado, o sistema de ventilação e as macrófitas. O material filtrante serve de suporte para o crescimento das bactérias, que são responsáveis pelos processos de depuração da matéria orgânica, na transformação das frações nitrogenadas, na adsorção de fósforo do lodo e do líquido percolado, além de ser responsável pela manutenção das condições hidráulicas do filtro (Tan *et al.* 2023). No Quadro 3 são apresentadas as especificações de camada utilizadas para o material filtrante de acordo com diferentes autores.

Quadro 3 - Composição da camada filtrante de filtros plantados com macrófitas para tratamento do lodo

Autores	Camadas de material filtrante			
	1ª camada	2ª camada	3ª camada	Última camada
Koottatep <i>et al.</i> , 1999a	10 cm (areia fina)	15 cm (cascalho peq.)	-	40 cm (cascalho grande)
Yubo <i>et al.</i> , 2008	10 cm (areia grossa)	10 cm (areia fina)	20 cm (cascalho peq.)	20 cm (cascalho grande)
Nielsen, 2003	15 cm (areia)	-	30 - 40 cm (seixo grande)	-

Fonte: Suntti, 2010.

O sistema de drenagem permite que a água infiltre e percole através do leito granular e seja descarregada como lixiviado. A acumulação de lodo é um fator crucial na eficiência de desaguar do leito (Huong *et al.* 2024).

O sistema de ventilação desempenha um papel importante na manutenção de condições aeróbias no leito, o que pode promover a mineralização do lodo (Tan *et al.* 2023). Além disso, a ventilação pode ajudar a prevenir o acúmulo excessivo

de gases, como o metano, que pode ser produzido durante a decomposição anaeróbia do lodo (Meng *et al.* 2020).

As macrófitas desempenham várias funções importantes em um LP para tratamento de lodo. Elas ajudam a promover a drenagem desse lodo, fornecendo canais para a água se mover através do leito (Tan *et al.* 2023). Além disso, as macrófitas podem absorver nutrientes, ajudando a reduzir a concentração final de nutrientes presente nesse material (Kochi *et al.* 2020) e fornecem uma superfície para o crescimento de bactérias e outros microrganismos, que podem contribuir para a decomposição e estabilização da matéria orgânica no lodo (Kengne e Tilley, 2014).

O tratamento do lodo ocorre por meio de três processos: físico, através da filtração de sólidos suspensos pelo material de suporte; químico, pela adsorção de nutrientes; e biológico, pela depuração da matéria orgânica realizada pela comunidade microbiana e pela fitoextração realizada pelas macrófitas (Sezerino *et al.*, 2018; Von Sperling, 2014).

Segundo Kengne *et al.* (2009), a aplicação do lodo nos leitos permite a separação da fase sólida, retida na superfície da matriz filtrante, e da fase líquida que escoar para fora do sistema. As plantas emergentes desempenham um papel importante na desidratação do lodo com o (i) aumento da taxa de evapotranspiração dos leitos devido a densa vegetação e (ii) aumento da infiltração de água através dos espaços tubulares criados a partir do movimento dos caules expostos ao vento e do complexo radicular propiciado pelas plantas. Esses espaços mantêm a eficiência da drenagem e evitam o entupimento do sistema.

Normalmente as plantas reduzem o número de fissuras grandes e aumentam as fissuras pequenas-médias. As fraturas na camada de lodo aumentam a evaporação da água e a transferência de oxigênio, o que promove uma porosidade mais uniforme ao longo do leito e a mineralização do lodo no nível inferior. Essa transferência de oxigênio do ar para as raízes, através da superfície rachada e através da ventilação do sistema, cria condições aeróbicas nas zonas da camada de lodo, estimulando a existência de microrganismos aeróbicos e melhorando a mineralização do lodo (Nielsen, 2003, 2005a, b).

Imhoff e Imhoff (1986) destacam que a presença dessas fissuras pode ser um indicativo do grau de estabilização do lodo que passou pelo processo de desidratação:

- Lodo seco com poucas e finas fissuras: indica um lodo bem processado e com baixa umidade, uma vez que perdeu a água excessiva e sua estrutura sofreu poucas alterações, substituindo a água intersticial por ar.
- Fissuras numerosas e de largura média: sinalizam um lodo processado, porém com alto teor de água.
- Poucas fissuras, mas de grande largura: sugerem um lodo mal processado e pegajoso, que necessita de um longo período para secar por evaporação.

A operação dos LP ocorre a partir de aplicações consecutivas de lodo com um intervalo entre essas aplicações. O intervalo entre dois carregamentos consecutivos é denominado descanso operacional e quando a borda livre do sistema é preenchida com lodo acumulado, um período de descanso final é estabelecido para minimizar o volume de lodo, aumentar o teor de ST e extrair o lodo residual (Pandey e Jenssen, 2015). Na Tabela 2 são apresentadas as taxas de aplicação de ST bem como a frequência e descanso dessas aplicações adotadas por diferentes autores.

Tabela 2 - Taxa de aplicação adotada por diferentes autores

Autores	Taxa de aplicação (kgST.m².ano⁻¹)	Frequência de aplicação (dias.semana⁻¹)	Tempo de descanso (dias)
Kengne <i>et al.</i> , 2009	100 - 200 - 300	1	6
Stefanakis e Tsihrintzis, 2012	30 - 60 - 75	7	7 - 21
Kowal <i>et al.</i> , 2020	25 - 75	1 - 2	14 - 21
Gholipour <i>et al.</i> , 2022	50 - 70 - 101*	-	-
Al-Rashdi <i>et al.</i> , 2024	75 - 100 - 125	1 - 2	2 - 6
Platzer, 2023	40 - 60	2	-
Brix, 2017	60	3 - 7	21 - 49

*Valores médios obtidos por levantamento bibliográfico

Fonte: Elaboração do autor.

Após a extração do lodo acumulado, o LP está pronto para a próxima fase de operação. Esse tipo de sistema pode ser utilizado por cerca de 10 a 15 anos, dependendo da altura da borda livre considerada (normalmente entre 0,5 e 1,5 m)

e outros critérios, incluindo as condições climáticas e o volume de lodo acumulado (Nielsen e Larsen, 2016; Brix, 2017).

O princípio por trás desta tecnologia de engenharia ecológica é reduzir o teor de água e aumentar o de matéria seca ou sólida do lodo (Uggetti *et al.* 2010; Stefanakis *et al.* 2014). O processo de desaguamento ocorre por meio de uma combinação de drenagem de águas residuais através de camadas de areia e cascalho, evapotranspiração por plantas e evaporação superficial (Melidis *et al.* 2010; Stefanakis e Tsihrintzis 2011). O desempenho dos LP para desaguamento de lodo depende de vários fatores, como a quantidade e qualidade do lodo bruto (LB), a taxa de carregamento de lodo aplicada (TC), as características de *design*, como tipo de substrato e seleção de plantas, e as condições climáticas (Stefanakis e Tsihrintzis 2012a, b). Ao otimizar esses fatores, a eficiência do sistema pode ser melhorada, resultando em uma solução de gerenciamento de lodo mais eficaz. A adoção deste sistema para o gerenciamento de lodo traz vantagens substanciais, abrangendo menores despesas operacionais, minimização da pegada ambiental e aprimoramento da recuperação de recursos (Nielsen e Stefanakis, 2020). Além disso, o sistema LP como uma solução baseada na natureza fornece uma série de serviços ecossistêmicos, como aprimoramento visual da paisagem local. Também contribui para a preservação e conservação da biodiversidade, conforme apoiado por estudos (Laforteza *et al.* 2018). No geral, é uma tecnologia promissora que pode ajudar as ETE a melhorar os aspectos de sustentabilidade e eficiência de suas operações.

A implementação global de LP tem sido marcada por uma variedade diversificada de experiências e sucessos. Essas experiências internacionais destacam a versatilidade dos LP em diferentes climas e contextos ambientais. Começando na Europa no final dos anos 1980 com o trabalho pioneiro na Dinamarca (Nielsen, 2023) tratando efluentes líquidos, a utilização de LP rapidamente se estendeu para diferentes lugares do mundo.

Um levantamento sobre os trabalhos realizados que utilizaram LP para tratamento de lodo foi realizado por Gholipour *et al.* (2022) e mostrou que, dos 74 estudos selecionados, 64 % eram em escala piloto e cerca de 90% se tratava de lodo de esgoto doméstico, como o gerado em estações de tratamento de efluentes, latrinas e fossas sépticas. Além disso, 66 casos se tratavam de sistemas de LP com

área menor que 5.000 m², e 38 estudos possuíam uma duração entre um e cinco anos, sendo esse o período mais comum adotado nas avaliações.

3.5.1 Remoção de patógenos

A eficácia dos LP na inativação de patógenos é resultado de uma combinação de mecanismos físicos, químicos e biológicos que atuam de forma sinérgica (Gerba; Smith, 2005). A filtração e sedimentação são mecanismos primários, responsáveis pela retenção de ovos de helmintos, que são facilmente retidos na matriz do leito filtrante (UFV, 2008). A remoção de ovos de *Ascaris lumbricoides*, por exemplo, pode alcançar eficiências superiores a 99% devido a esses processos e ao longo tempo de residência do lodo no sistema (Brasil, 2006).

A mortalidade natural é outro fator crucial, onde patógenos não sobrevivem às condições adversas do ambiente do LP. A exposição à radiação ultravioleta do sol, a variação de temperatura, a escassez de nutrientes e a predação por microrganismos nativos contribuem para a desativação de bactérias e vírus (Andreoli et al., 2014).

A configuração do sistema também é um fator determinante na eficiência do tratamento. Sistemas de fluxo vertical, por exemplo, promovem uma melhor aeração, o que estimula a atividade de microrganismos aeróbios. Essa condição pode ser mais favorável para a inativação de certos patógenos (Kadlec; Wallace, 2009). A remoção de patógenos menores, como vírus e protozoários, pode ser mais variável, e por isso, o tempo de retenção hidráulica prolongado é fundamental para garantir a desativação desses organismos mais resistentes (Brix; Arias, 2005).

3.5.2 Remoção de nutrientes

A remoção de nitrogênio em LB é um processo complexo que envolve uma série de transformações. O nitrogênio, principalmente na forma amoniacal (NH₄⁺), é removido por meio de processos como a nitrificação e desnitrificação (Lourengo et al., 2017; Marchesi, 2020). A nitrificação, que é a oxidação da amônia a nitrato (NO₃⁻), é realizada por bactérias nitrificantes na zona aerada do leito filtrante. Já a desnitrificação, a redução do nitrato a gás nitrogênio (N₂), ocorre em zonas anóxicas ou anaeróbias. A absorção pelas plantas também contribui para a

remoção, embora em menor proporção quando comparada aos processos microbiológicos. A eficiência de remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) pode variar, mas alguns estudos reportam eficiências superiores a 85% em sistemas de fluxo vertical (Marchesi, 2020).

A remoção de fósforo, por sua vez, é predominantemente mediada por processos físico-químicos, como adsorção e precipitação (Sezerino *et al.*, 2015). O fósforo é adsorvido pelas partículas do meio filtrante (cascalho, areia) e pode precipitar com íons metálicos como ferro, cálcio e alumínio presentes no leito. A absorção pelas plantas também contribui para a remoção de fósforo, sendo uma via importante de retirada do nutriente da coluna d'água (Marchesi, 2020). Em termos de resultados, alguns trabalhos têm observado eficiências de remoção de fósforo total superiores a 75% em wetlands de fluxo vertical (Marchesi, 2020), enquanto outros apontam remoções médias de cerca de 22% em sistemas de fluxo horizontal, ressaltando a influência da colmatção do meio filtrante no desempenho a longo prazo (Lourenço *et al.*, 2017).

3.5.3 Sistema radicular das plantas

As raízes e rizomas das plantas propiciam ambientes aeróbicos e ricos em oxigênio por conta da criação de regiões oxigenadas. Além disso, a presença de troncos e folhas regulam o fluxo de umidade recebido e proporcionam inúmeras oportunidades de contato com a comunidade microbiológica, a qual é responsável por boa parte do tratamento do lodo. Segundo Cui *et al.* (2020), as raízes das plantas fornecem um espaço adequado para o crescimento microbiano, resultando no aumento da diversidade microbiana em leitos plantados.

Além disso, a diversidade e riqueza microbiana em leitos com tubos de aeração é consideravelmente maior em comparação com unidades sem tubos (Zhang *et al.*, 2016). Dito isso, a entrada extra de oxigênio nos leitos poderia promover uma maior diversidade, levando a uma melhor eficiência de remoção de orgânicos e nutrientes. No entanto, a diversidade e riqueza da microbiota no período de descanso são consideravelmente inferiores ao período de alimentação, devido a diminuição da disponibilidade de matéria orgânica e nutrientes, resultando em morte microbiana (Pelissari *et al.*, 2017).

3.6 Impacto da vegetação no desempenho dos leitos plantados

Há uma variedade de espécies vegetais que podem ser utilizadas em sistemas de LP. A escolha da espécie utilizada leva em consideração fatores como a adaptabilidade da espécie, que se refere a sua tolerância a ambientes alagados ou secos, o contato com elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes (Sezerino *et al.*, 2018), além da necessidade de serem resistentes ao fluxo constante de poluentes dos mais diversos tipos e concentrações ao qual são submetidos (Zanella, 2008). Existem vários termos para se referir às plantas adaptadas para crescimento em zonas úmidas e alagadas, sendo o termo “macrófitas” o mais utilizado por pesquisadores em todo o mundo (Penido, 2009).

As macrófitas aumentam a quantidade de oxigênio no meio filtrante e alteram sua textura, assim como sua condutividade hidráulica, através do crescimento de suas raízes e rizomas (Sylvane *et al.*, 2003). Esse aumento da emissão de oxigênio na área radicular gera condições oxidativas no ambiente, que também incentivam o desenvolvimento de bactérias nitrificantes (Tao e Wang, 2009; Matos *et al.*, 2010).

A presença das plantas aumenta significativamente a quantidade de lodo que pode ser processado nos leitos e a qualidade do bio sólido final. Milani *et al.* (2019), afirma que a capacidade das plantas de proporcionar uma evapotranspiração é uma das características a serem levadas em consideração ao dimensionar leitos em climas áridos e é importante durante os meses mais quentes de outros tipos climáticos. As taxas de evapotranspiração podem ser consideradas iguais a 80% da taxa de evaporação do reservatório classe A para a área. Estudos como o de Milani *et al.* (2019) avaliaram as taxas de evapotranspiração de diversas espécies. Esses valores podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3 - Taxas de evapotranspiração e coeficientes de culturas para diferentes tipos de macrófitas

ESPÉCIE	EVAPOTRANSPIRAÇÃO	COEFICIENTE MÉDIO DE CULTURA (Kc - estágio de senescência das plantas)	COEFICIENTE MÉDIO DE CULTURA (Kc - meio de temporada)
<i>P. australis</i>	17,31 mm/dia	3,57	7,1
<i>A. donax</i>	11,23 mm/dia	2,55	4,45
<i>C. zizanioides</i>	8,56 mm/dia	1,78	3,7
<i>C. papyrus</i>	7,86 mm/dia	1,46	3,54
<i>M. giganteus</i>	7,35 mm/dia	1,09	2,55

Fonte: Adaptado de Milani *et al.*, 2019.

O coeficiente de cultura calculado pelos autores é largamente utilizado nas relações hídricas de cultivos agrícolas para estimar a evapotranspiração da cultura (ET_c) no cálculo do balanço hídrico do sistema. Essas altas taxas de evapotranspiração possibilitam uma melhor secagem do lodo que alimenta o sistema, principalmente quando atreladas a ação da radiação solar e gravidade.

Segundo Penido (2009), dentre as contribuições das plantas utilizadas em sistemas de LP, pode-se destacar questões como ganho estético e mecânico dos leitos; preservação da condutividade hidráulica devido crescimento de raízes e rizomas; aumento da evapotranspiração, impactando diretamente no balanço hídrico, entre outros. Têm-se também que, o uso de plantas possibilita uma aeração adicional que amplia a capacidade de tratamento e sustenta as condições aeróbias necessárias para o controle biológico de mosquitos (Metcalf & Eddy, 1991). Essas plantas também são responsáveis pelo crescimento de uma população densa de caules e folhas que emergem dos rizomas, cria trajetos preferenciais de fluxo de água que se estendem até o conjunto de raízes emaranhadas e a camada que drena os leitos, prevenindo assim o efeito de colmatação do leito (Agence De L'eau R.M.C., 2005).

A mitigação de poluentes em LP não se dá apenas pela presença de plantas, mas também por vários microrganismos que se associam às suas raízes, como é o caso da relação simbiótica entre plantas e bactérias, onde as plantas fornecem a maior parte do oxigênio que as bactérias aeróbias utilizam para degradar a matéria

orgânica. Plestenjak *et al.* (2021) realizaram um estudo que consistia em observar os níveis de oxigênio em três situações: i) leito plantado e não aerado, ii) leito plantado e aerado passivamente e iii) leito plantado com aeração mecanizada. Segundo os autores, a aeração passiva teve um efeito similar à aeração mecanizada no que diz respeito aos níveis de oxigênio nas camadas de lodo.

Os resultados demonstraram que a utilização de ventilação nos leitos auxilia a estabilização da matéria orgânica e o condicionamento do subproduto do esgoto, uma vez que cria um ambiente propício para o desenvolvimento dos microrganismos e estes, por sua vez, estarão agindo para a mineralização dos nutrientes e da matéria presente no lodo. De acordo com Matos *et al.* (2010), o ambiente de um sistema alagado construído é anaeróbico, por conta do fluxo contínuo de água que o sistema recebe. Entretanto, as plantas possuem a habilidade de absorção do oxigênio e outros gases necessários que ficam armazenados em vasos de gás e, conseqüentemente, conduzem esse oxigênio para as raízes para que estas sejam sustentadas aerobicamente, mesmo num ambiente anaeróbico.

Esse estudo afirma que parte do oxigênio atinge as superfícies dos rizomas e raízes das plantas e cria microrregiões aeróbicas que auxiliam nas reações aeróbicas que acontecem no leito, tais quais a nitrificação, que é importante para transformar amônia em nitrito e, conseqüentemente, em nitrato - que virá a ser aproveitado para a produção de fertilizantes orgânicos. Apesar da capacidade de absorção de oxigênio que as plantas possuem, o carregamento exacerbado dos leitos com lodo pode vir a acarretar em uma sobrecarga desse sistema e, conseqüentemente, na morte da vegetação.

Outra relação simbiótica importante é a presença de micorrizas, uma associação mutualística entre fungos e raízes que potencializa a absorção de água e elementos inorgânicos pelas plantas (Andrade, 2007). Tem-se então que o meio filtrante, por meio da presença de raízes, oferece suporte para a sobrevivência de uma ampla gama de espécies (bactérias, protozoários, invertebrados), cuja existência depende da carga orgânica e da renovação de oxigênio. Todas essas espécies também atuam como predadores, ajudando a reduzir as populações de bactérias fecais (Agence De L'eau R.M.C., 2005). A utilização de plantas como parte de um processo de purificação é conhecida como fitorremediação.

Segundo Andrade (2007), a fitorremediação é definida, de forma resumida, como a aplicação de plantas e seus microrganismos associados para tratar solo, água ou ar contaminados e envolvem os seguintes processos:

- Fitoextração: depois de absorver o poluente do ambiente, o tecido vegetal armazena-o, facilitando a eliminação do material;
- Fitotransformação ou fitodegradação: o poluente sofre bioconversão dentro das plantas ou em sua superfície, transformando-se em formas menos tóxicas;
- Fitovolatilização: o poluente é absorvido e convertido em uma forma volátil que é liberada na atmosfera;
- Fitoestimulação: a presença das plantas estimula a biodegradação microbiana através de exsudatos radiculares e/ou fornecimento de tecidos vegetais; e
- Fitoestabilização: o poluente é imobilizado através de sua lignificação ou humificação.

No Quadro 4 são apresentadas algumas vantagens e desvantagens da fitorremediação.

Quadro 4 - Vantagens e desvantagens da fitorremediação

Vantagens	Desvantagens
O custo inicial e os custos operacionais são mínimos	Os resultados são mais lentos em comparação com outras tecnologias.
É aplicável no local e o solo pode ser reutilizado posteriormente	O crescimento de algumas plantas depende da estação, do clima e do solo, envolvendo o fornecimento adequado de água e nutrientes, além da textura do solo, pH e salinidade
É aplicável a uma ampla gama de poluentes, incluindo alguns resistentes	A concentração de substâncias contaminantes pode ser tóxica, impedindo o estabelecimento/desenvolvimento das plantas e, consequentemente, o uso da tecnologia
É uma técnica bem aceita esteticamente pela sociedade	É aplicável apenas à superfície do solo ou a águas de pouca profundidade
As plantas podem ser monitoradas de forma mais fácil do que, por exemplo, os microrganismos	Existe a necessidade de descarte da biomassa vegetal quando ocorre a fitoextração de poluentes não metabolizáveis ou metabolizados em compostos também tóxicos
É aplicável a grandes áreas onde outras tecnologias seriam inviáveis	É incapaz de reduzir a concentração do poluente em 100%.
Em alguns casos, representa uma solução definitiva, pois poluentes como os orgânicos podem ser mineralizados	Em alguns casos, podem ser produzidos metabólitos mais tóxicos do que os compostos originais. Também é possível que haja apenas uma imobilização temporária dos poluentes
O material vegetal produzido pode ser convertido em matéria-prima para atividades como fabricação de móveis, geração de energia e produção de fibras.	Se não forem tomados os devidos cuidados, pode favorecer o transporte do poluente ou a inserção e o bioacúmulo na cadeia alimentar, aumentando os riscos relacionados à contaminação e indução de efeitos prejudiciais em seres vivos.

Fonte: Andrade (2007).

Com relação a escolha do tipo de planta a ser utilizada, a produtividade e a flexibilidade econômica das espécies de macrófitas podem ser o fator determinante no projeto e na decisão para a seleção apropriada de espécies vegetais, uma vez

que as diferenças em termos de eficácia do tratamento geralmente não são significativas (Chiarawatchai *et al.*, 2008).

De acordo com Zanella (2008), deve-se dar preferência à escolha de espécies nativas locais para compor os leitos plantados, pois se adaptam e crescem mais facilmente nas condições climáticas existentes. Espécies exóticas só devem ser utilizadas se já tiverem sido introduzidas na região ou se não forem competitivas o suficiente para se tornarem uma praga e escaparem do sistema de tratamento, contaminando o ambiente ao redor. No Quadro 5 são mostradas as principais espécies de macrófitas utilizadas em sistemas de LP em tratamentos de águas residuais e lodo.

Quadro 5 - Principais espécies de macrófitas utilizadas em sistemas de LP

Espécie	Nome popular	Tipo de crescimento
<i>Azolla caroliniana</i>	Samambaia Mosquito	Flutuantes
<i>Canana flaccida</i>	Cana, Cana-do-brejo	Emergentes
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rabo-de-raposa	Submersas
<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro, Papiro-do-egito	Emergentes
<i>Egeria densa</i>	Elódea	Submersas
<i>Eichhornia crassipes</i>	Aguapé, Camalote, Jacinto-d'água, Murumuru	Flutuantes
<i>Elodea nuttallii</i>	Elódea Comum	Submersas
<i>Glyceria maxima</i>	Gliceria aquática ou gliceria grande	Emergentes
<i>Heliconia psittacorum</i>	Helicônia	Emergentes
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	Acariçoba	Flutuantes
<i>Iris pseudacorus</i>	Íris-amarelo	Emergentes
<i>Lagorosiphon major</i>	Elódea Africana	Flutuantes
<i>Lemna minor</i>	Lentilha d'água	Flutuantes
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Cauda de raposa d'água	Submersas
<i>Phragmites australis</i>	Caníço	Emergentes
<i>Pistia stratiotes</i>	Alface d'água	Flutuantes
<i>Salvinia rotundifolia</i>	Marrequinha	Flutuantes
<i>Scirpus lacustris</i>	Bunho	Emergentes
<i>Spirodela polyrhiza</i>	-	Flutuantes
<i>Typha domingensis</i>	Taboa	Emergentes
<i>Typha latifolia</i>	Tabúa, tabúa-larga	Emergentes
<i>Typha orientalis</i>	-	Emergentes
<i>Wolffia arrhiza</i>	Lentilha-de-agua	Flutuantes
<i>Zizaniopsis bonariensis</i>	Espadana	Emergentes

Fonte: Adaptado de Saccon (2009), Sezerino *et al.* (2015a), Sezerino *et al.* (2015b) e Decezaro *et al.* (2018)

- ***Cyperus papyrus* em leitos plantados**

O *Cyperus papyrus* (Figura 5), também conhecido por Papiro, Papiro ou Papiro Gigante, é uma planta perene que pode atingir alturas de 1,50 a 2,00 metros. Originária do norte da África, é uma planta que apresenta alta resistência, e requer luz solar direta, clima quente e solo que varia de úmido a encharcado. A haste desta planta era processada para produzir o papiro, um material usado pelos antigos egípcios para escrever. Além disso, é muito valorizada para uso em arranjos florais (Zanella, 2008).

Figura 5 - *Cyperus papyrus* plantado na ETE Jacuípe II



Fonte: Elaboração do autor.

As raízes do *Cyperus papyrus* oferecem uma maior superfície para a fixação de microrganismos, favorecendo a retenção e sedimentação de partículas em suspensão e proporcionando tempo adequado para os processos de purificação. Além disso, essas estruturas auxiliam na adsorção de contaminantes, na absorção e assimilação de nutrientes pelos tecidos vegetais, além de liberar oxigênio na rizosfera, contribuindo para a oxidação de compostos orgânicos e inorgânicos. (García-Avila *et al.*, 2019). O caule do Papiro é constituído por uma estrutura porosa e suas raízes não se desenvolvem até grandes profundidades, além de formarem

uma espécie de rede que auxilia em uma maior área de cobertura radicular, o que permite uma maior oxigenação do sistema (Abou-Elela *et al.*, 2017; Haddis *et al.*, 2019; Ávila *et al.*, 2019; Ávila *et al.*, 2019).

Um estudo realizado por Kengne *et al.* (2008), avaliou como a aplicação de lodo afeta nas características de crescimento e composição química do *Cyperus papyrus*. Eles verificaram que o crescimento dessa planta, em sistemas que recebiam altas taxas de carregamentos de lodo (300 kgST/m².ano), era maior que em sistemas naturais verificados e o desenvolvimento da biomassa acima e abaixo do solo de papiro seria de pelo menos 20 a 80 toneladas secas/(ha.ano). Considerando suas respectivas concentrações de N e P, essa colheita levaria a uma remoção significativa de nutrientes de pelo menos 289 e 73 g/m² de N e P, respectivamente.

Em um estudo de Odira *et al.* (2016), foi observada uma redução de 78% na DBO, 82% na DQO, 85% no nitrogênio total e 73% no fósforo total em um sistema de wetland de fluxo subsuperficial horizontal utilizando *C. papyrus*. Kassenga (2007) relatou em sua pesquisa com efluentes industriais uma remoção de 88,9% da DBO e 91,2% da DQO, mostrando a versatilidade da planta em diferentes tipos de resíduos. Outro estudo, conduzido por Okurut *et al.* (1999), demonstrou a capacidade de wetlands com espécies similares de removerem até 99% de coliformes fecais, um indicativo da eficiência na remoção de patógenos. A eficiência na remoção de metais pesados também tem sido documentada, com o *C. papyrus* demonstrando capacidade de fitoextração de elementos como chumbo (Pb) e cádmio (Cd), embora as taxas de remoção possam variar conforme a concentração inicial e as condições do solo (Odhiambo *et al.*, 2012).

3.7 Balanço hídrico

No dimensionamento de LP, é essencial considerar o balanço hídrico. Em comparação com as wetlands naturais, esse processo é relativamente simples, envolvendo apenas as vazões de entrada e saída, evapotranspiração e precipitação.

Silva Júnior (2018) destacou que os projetos convencionais de LP geralmente não levam em conta as variáveis do ciclo hidrológico, como evapotranspiração e precipitação. No entanto, incluir essas variáveis nos critérios

de projeto é extremamente necessário para avaliar as características climáticas e obter dados locais. A evapotranspiração diária em sistemas de escalas reais apresenta alta variância (Headley *et al.*, 2012).

Avaliar o fluxo hidrodinâmico considerando o balanço hídrico permite identificar o tempo de detenção hidráulica real da célula de tratamento. Além disso, possibilita verificar outros parâmetros de dispersão e compreender a eficiência hidrodinâmica do sistema, que está correlacionada com a remoção de poluentes em LP. Os fatores relevantes incluem a precipitação e a evapotranspiração, sendo esta última dependente da temperatura, radiação solar e ação dos ventos. Realizar o balanço hídrico de uma LP é relativamente simples: basta considerar as vazões de entrada e saída, juntamente com as perdas por evapotranspiração e entradas por precipitação (Borin *et al.*, 2011).

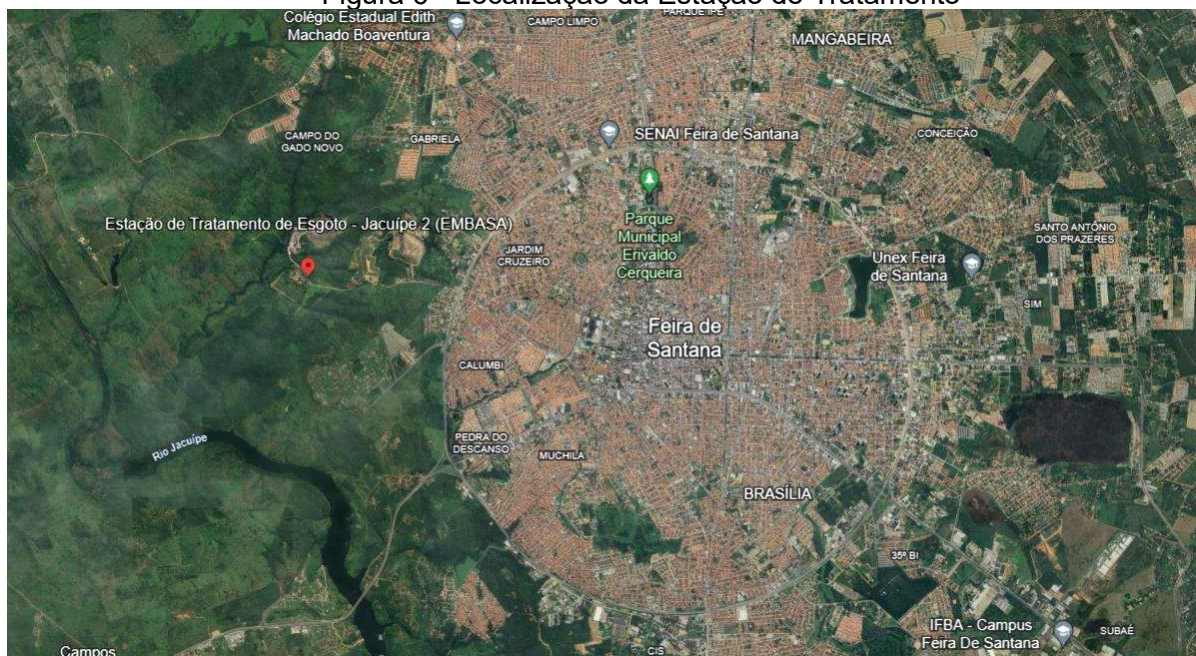
A realização do balanço hídrico permite avaliar o funcionamento dos sistemas de LP, uma vez que a capacidade de um LP está diretamente ligada à sua habilidade de remover água. A evapotranspiração é o principal mecanismo de saída de água, podendo ser responsável por 60% a 80% do volume total de água removida do lodo, dependendo do clima e da vegetação (Vymazal, 2014). Além disso, o balanço hídrico guia a frequência e o volume de aplicação do lodo. Um estudo de Calijuri *et al.* (2012) com lodos de esgoto em LP demonstrou que a taxa de aplicação deve considerar a capacidade de desidratação do leito, que, em sua pesquisa, foi de 100 a 200 kgST/m²ano. A aplicação excessiva resulta em saturação, prejudicando a aeração e a capacidade de tratamento. A concentração de poluentes no lixiviado dos LP também é afetada diretamente pelo balanço hídrico dos sistemas. Em períodos de alta evapotranspiração e pouca chuva, o lixiviado pode apresentar altas concentrações de nutrientes, como o nitrogênio amoniacal, que podem atingir 150 a 300 mg/L (Philippi, 2014), enquanto períodos de altas precipitações podem diluir o lixiviado.

4 METODOLOGIA

4.1 Local do experimento

Os Leitos Plantados foram montados e operados na Estação de Tratamento de Esgoto Jacuípe II (Figura 6), localizada na Estrada da Ponte Rio Branco, bairro Nova Esperança, Feira de Santana – BA ($12^{\circ}14'47''\text{S}$ $39^{\circ}00'22''\text{W}$), que funciona sob a administração da Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA).

Figura 6 - Localização da Estação de Tratamento



Fonte: Google Earth, 2025

Parte do esgoto coletado dos domicílios pela rede coletora da Jacuípe I é direcionada para a rede coletora da Jacuípe II, com uma vazão aproximada de 100 L/s. O esgoto passa por um processo de tratamento que inclui etapas preliminares (gradeamento e caixa de areia), tratamento primário no reator UASB e tratamento secundário com lodo ativado por aeração prolongada. A coleta do lodo utilizado foi realizada com caminhão de sucção em um dos reatores anaeróbios, a uma profundidade de 3,5 metros, no manto de lodo.

4.2 Descrição do experimento

Foram instalados três protótipos de leitos plantados para secagem de lodo (LP1, LP2 e LP3), construídos a partir de tanques de 1000 litros com altura, largura e comprimento de 1 metro, resultando em uma área superficial de 1,0 m², cada. Os tanques foram preenchidos por uma camada de 0,20 m de brita nº 01 (4,8 a 25 mm), seguida por uma camada de 0,20 m de brita nº 0 (2,4 a 12,5 mm) e uma camada de 0,10 m de areia grossa (2 a 4 mm), totalizando 0,50 m de material filtrante e possuindo 0,50 m do tanque destinada ao acúmulo de lodo, dimensões semelhantes a utilizada por Yubo (2008). Além disso, os tanques possuem uma inclinação de 2% para facilitar o escoamento do líquido percolado e uma placa cerâmica de 30x30cm foi adicionada sobre a camada de areia para evitar erosão durante o carregamento do lodo. A Figura 7 mostra os LP montados no local do experimento.

Figura 7 – Unidades experimentais de LP para tratamento de lodo proveniente do reator UASB.



Fonte: Elaboração do autor.

O escoamento do líquido percolado ocorre por 04 tubulações DN 50 mm, localizadas no fundo dos tanques (Figura 8), com perfurações de ½" espaçadas de 10 cm em 10 cm, transversais e equidistantes ao centro do tubo. O líquido

percolado foi coletado em recipientes com capacidade de 100 L (Figura 9), sendo o volume medido a partir de uma curva Volume x Altura, que foi previamente estabelecida a partir da determinação da altura correspondente a cada 5 L de água inseridos no reservatório. Conectado aos tubos de drenagem, cada LP possui duas ventilações compostas por tubos DN 50 mm, com perfurações espaçadas de forma semelhante as existentes no sistema de drenagem, e apresentando 1,00 m de altura acima da camada de areia onde o lodo fica retido.

Figura 8 - Sistema de drenagem do tanque



Fonte: Elaboração do autor.

Figura 9 - Recipientes de coleta



Fonte: Elaboração do autor.

O índice pluviométrico da região onde os leitos foram instalados foi monitorado diariamente com auxílio de um pluviômetro Ville de Paris (Figura 10), que foi instalado próximo aos LP.

Figura 10 - Pluviômetro Ville de Paris



Fonte: Elaboração do autor.

Os dados referentes a temperatura e evapotranspiração do sistema foram obtidos através da estação climatológica de Feira de Santana, na Universidade Estadual de Feira de Santana.

As plantas utilizadas foram da espécie *Cyperus papyrus*. O plantio foi realizado com seis mudas por metro quadrado, conforme quantidade adotada por Kengne e Tilley (2014) para a mesma área superficial de leito. As mudas de Papiro foram produzidas a partir da extração das umbelas já desenvolvidas, com corte do caule e da extremidade das folhas (Figura 11a e 11b) e submersas em água por 15 dias para o desenvolvimento de novos brotos e raízes (Figura 11c). Após o desenvolvimento de novos brotos, as mudas foram transplantadas para os leitos e regadas com efluente da calha *Parshall* por 2 meses, até atingir uma maturação adequada para suportar as cargas de lodo sem serem completamente cobertas.

Figura 11 - Mudas de *Cyperus papyrus*



(c)

Fonte: Elaboração do autor.

O volume acumulado nos leitos foi medido levando em consideração a altura da camada de lodo acumulado em cada leito, onde cada centímetro de lodo acumulado correspondia a 10 litros, uma vez que o leito possui área superficial de um metro quadrado. Essa medida foi realizada a partir de uma graduação interna inserida em cada leito.

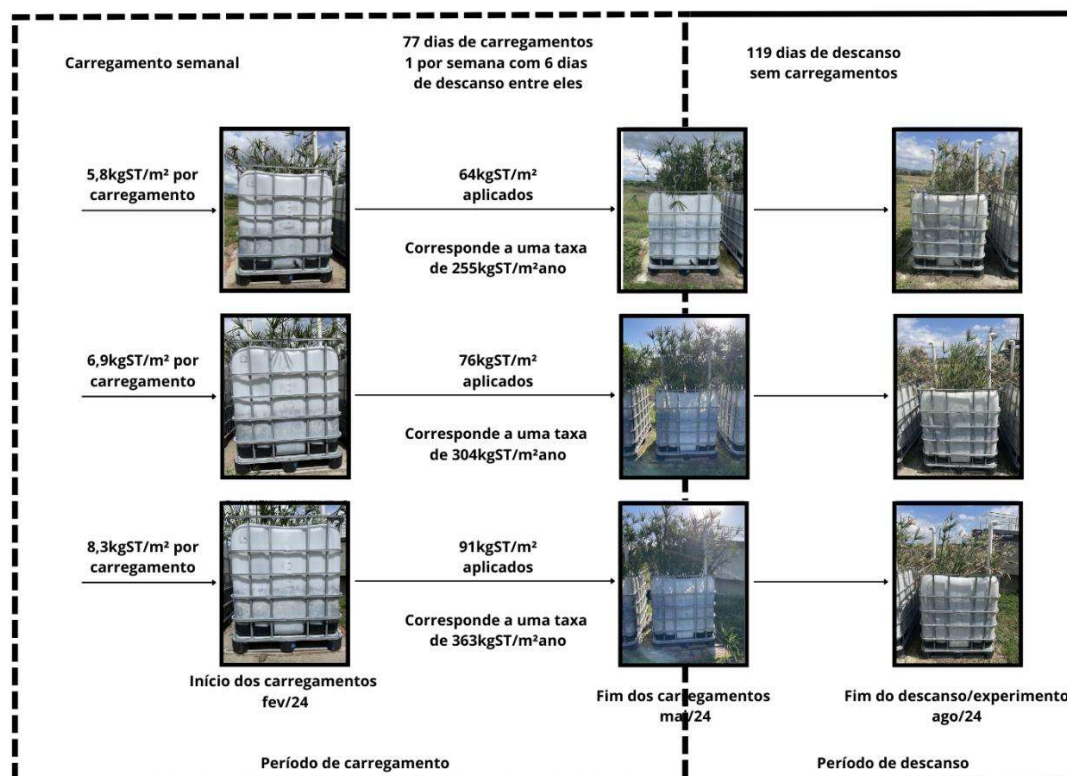
4.2.1 Operação, monitoramento e avaliação dos leitos

Os leitos foram submetidos a 11 carregamentos de lodo bruto, com taxas de aplicação de aproximadamente 6, 7 e 8 kgST/m² por carregamento, para os

LP1, LP2 e LP3, respectivamente. As aplicações totais de lodo durante o período de carregamento foram 64 kgST/m² para o LP1, 76 kgST/m² para o LP2 e 91 kgST/m² para o LP3, o que correspondeu a taxas de carregamento anuais de 255 kgST/m²•ano, 304 kgST/m²•ano e 363 kgST/m²•ano, respectivamente. Os carregamentos ocorreram semanalmente, com seis dias de descanso entre cada carregamento, totalizando o período de carregamento em 77 dias entre os meses de fevereiro e maio de 2024. Esse carregamento semanal com 6 dias de descanso visa otimizar processos que ocorrem nos LP, como a aeração, desidratação, mineralização e estabilização do lodo, além de simplificar o manejo operacional dos sistemas. Essa frequência de carregamento e descanso é comumente utilizada em diversos trabalho com LP tratando lodo de esgoto, como o de Kegne *et al.* (2009), Koottatep *et al.* (2002), Uggetti *et al.* (2012), entre outros.

Os carregamentos foram interrompidos para que houvesse tempo suficiente de descanso e posteriores análises dos lodos secos produzidos nos leitos. Após o período de carregamento, os leitos permaneceram 119 dias (cerca de três meses e meio) em descanso, mas com monitoramento mensal dos teores de sólidos totais e frações, assim como, das concentrações de *E. coli*. Esse período de descanso foi finalizado quando a altura de lodo nos LP não apresentou diminuições significativas ao longo do tempo de monitoramento, evidenciando a diminuição da secagem nos leitos. A umidade foi medida semanalmente até o final do mês de julho. Na Figura 12 está apresentado o fluxograma das condições de contorno do experimento.

Figura 12 – Condições de contorno do experimento



Fonte: Elaboração do autor.

O acompanhamento da altura de lodo em cada carregamento foi realizado com auxílio de um gabarito (Figura 13), no qual o volume a ser carregado em cada leito era definido por uma cor. Além da utilização do gabarito, os leitos possuíam uma graduação interna para medição da espessura da camada de lodo, que foi realizada semanalmente, antes de cada novo carregamento (Figura 14).

Figura 13 – Gabarito utilizado para controle do carregamento



Fonte: Elaboração do autor.

Figura 14 - Régua inserida no sistema para acompanhamento da altura de lodo



Fonte: Elaboração do autor.

4.2.2 Avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos

A avaliação físico-química do lodo de esgoto foi realizada a partir da determinação de parâmetros referentes a estabilização do lodo, redução de volume e redução da quantidade de nutrientes e metais. Com relação ao LB carregado, análises semanais de sólidos totais e frações foram realizadas, assim como a análise de *E. coli*.

Com relação ao lodo acumulado nos LP, semanalmente, três amostras de cada leito foram coletadas e homogeneizadas para avaliação da umidade após uma semana do carregamento realizado anteriormente. Além disso, mensalmente, três amostras de cada leito foram coletadas e homogeneizadas para análise do grau de secagem e da remoção de *E. coli* a cada mês de monitoramento do tratamento do lodo. Finalizado o período de carregamento, os leitos foram deixados em repouso até que as camadas de lodo não diminuíssem mais em espessura, resultando num período de quatro meses. Durante esse período, mensalmente, foi realizada a coleta de uma nova amostra para análise dos teores de sólidos totais e frações e *E. coli*.

Para o último mês de repouso, foram coletadas amostras das três camadas do lodo acumulado (superfície, meio e fundo). A partir destas amostras coletadas, foram realizadas análises de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg) e metais pesados (Zn, Cu, Pb, Ni e Cd). O objetivo do monitoramento desses parâmetros durante o período final de descanso foi verificar a qualidade do biossólido obtido, e o nível de secagem resultante de cada LP.

4.2.3 Parâmetros físico-químicos

A análise físico-química do lodo de esgoto consistiu na determinação dos sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) do LB e umidade dos leitos, semanalmente; determinação dos nutrientes (N, P, K, Mg, Ca) e metais pesados (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) no final do experimento (196 dias). A determinação da concentração foi dada em peso seco para todos os parâmetros.

Os Sólidos Totais (ST) e os Sólidos Voláteis (SV) foram determinados de acordo com o método gravimétrico especificado na norma NBR 10664/89. O lodo bruto é constituído por cerca de 90% de água e por este motivo precisa passar por

um processo de banho maria para que a maior parte dessa umidade seja perdida (Figura 15a). Em seguida, as cápsulas com as amostras são levadas a estufa com temperatura entre 103 e 105 °C, por uma hora, deixando esfriar a temperatura ambiente em dessecador individual, sendo posteriormente pesada para obtenção dos ST (Figura 15b). Para obtenção dos SV, essas cápsulas foram levadas a mufla, aquecidas a 550 °C por uma hora, e novamente pesadas (Figura 15c).

Figura 15 – Ensaio de ST e SV



Fonte: Elaboração do autor.

Para o lodo dos leitos, o ensaio é feito de forma semelhante, exceto que como esse lodo não se apresenta primordialmente na forma líquida, não precisa passar pelo banho maria. Ele vai diretamente pra estufa, na mesma temperatura do lodo bruto, porém por 24h. A obtenção de SV segue sem alteração. O teor de umidade foi obtido a partir do teor de ST usando a seguinte Equação (1).

$$\% U = 100 - \%ST \quad (1)$$

Onde:

% U = Teor de umidade do lodo do leito

%ST = Teor de sólidos totais do lodo do leito

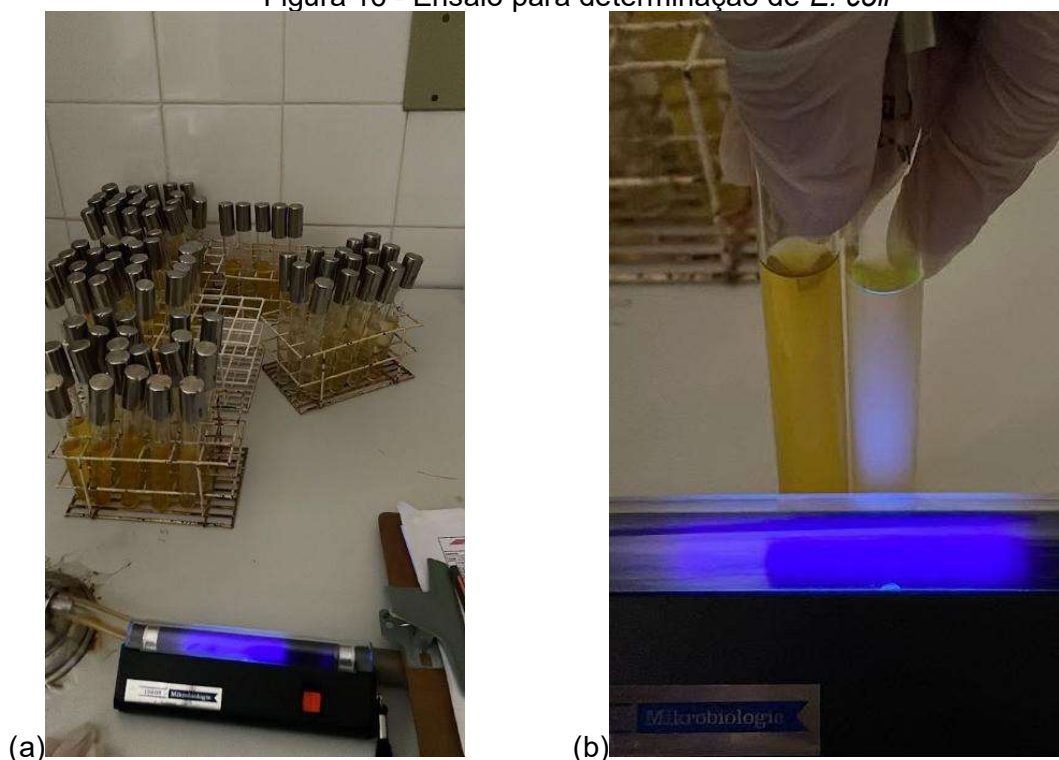
O nitrogênio total foi determinado pelo método de Kjeldah e o fósforo pelo método descrito no Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 2017). Os demais macronutrientes e os metais pesados foram analisados com base na norma ASTM D5258-02 (2002).

4.2.4 Parâmetros microbiológicos

Análises semanais foram realizadas com amostras de lodo bruto para determinação da concentração de *E. coli*. O lodo acumulado nos leitos foi analisado pelo mesmo parâmetro, porém mensalmente. Esta análise foi realizada pelo método do Número Mais Provável (NMP) com múltiplos tubos. Para realizar as análises de *E. coli*, procedeu-se com diluições seriadas da amostra. Inicialmente, 10 g da amostra foram adicionadas a 90 mL de água peptonada, resultando na diluição inicial de 1:10 (10^1). Em seguida, retirou-se 10 mL dessa diluição e adicionou-se a um volume de 90 mL de água de diluição, obtendo-se a diluição 10^2 . As diluições subsequentes seguiram o mesmo procedimento.

Alíquotas de 1,0 mL das amostras diluídas de lodo foram inoculadas em uma série de 5 tubos contendo Colilert para cada diluição (Figura 16a). A identificação de *E. coli* nos tubos foi baseada na fluorescência sob luz UV após 24 horas de incubação (Figura 16b). O NMP de microrganismos por grama de sólidos nas amostras foi determinado com base na metodologia da APHA-SM (1998).

Figura 16 - Ensaio para determinação de *E. coli*



Fonte: Elaboração do autor.

4.3 Balanço hídrico

O balanço hídrico foi utilizado para correção do volume inserido nos leitos e para determinação do volume real evapotranspirado nos sistemas. A correção do volume de LB carregado foi realizada a partir de três etapas:

1º Determinação do volume de água retido na camada de lodo: O produto entre a umidade e espessura da camada de lodo acumulada, uma semana após o carregamento, resulta no volume de água retido na camada para esse período.

2º Total de saída dos sistemas: O volume retido na camada de lodo, somado ao volume percolado e ao volume evapotranspirado calculado pela equação de Hargreeves, resulta no volume total de saída do balanço.

3º Cálculo do volume de entrada de lodo: com base na lei da conservação da matéria, o volume de entrada deve ser o mesmo volume de saída nos sistemas. Uma vez que as saídas já foram determinadas e as únicas entradas são o carregamento de lodo e a precipitação, pode-se calcular o valor de lodo carregado, uma vez que o volume precipitado é conhecido. Logo, o volume de lodo carregado corrigido é o volume de saída do sistema menos o volume precipitado na região.

Para a determinação do balanço hídrico, os volumes de lodo bruto inseridos nos LP e de precipitação da região, medida a partir de um pluviômetro, foram considerados como entradas de água nos leitos. As saídas consideradas neste estudo foram os volumes de líquido percolado e evapotranspirado de cada leito. A equação geral do balanço hídrico foi definida como a diferença entre as entradas e saídas do sistema (Equação 01).

$$U_f = U_i + Prec - Dren - Evap \quad (02)$$

Onde:

U_f = Umidade final dos leitos, em L;

U_i = Umidade inicial do lodo carregado, em L;

Prec = precipitação, em mm/dia;

Dren = Drenagem, em L/dia;

Evap = Evapotranspiração, em mm/dia.

A taxa de evapotranspiração geral da região foi calculada a partir da equação simplificada de Hargreaves (Equação 02), quando a energia solar é expressa em mega joules por metro quadrado. Os dados de temperatura e energia solar foram obtidos da estação climatológica da Universidade Estadual de Feira de Santana. O volume de líquido existente nos leitos foi obtido a partir do acompanhamento da altura de lodo acumulado e do teor de umidade remanescente nos leitos, semanalmente, a partir de análises em laboratório.

$$ET_o = 0,0135(T + 17,78)R_s \left(\frac{238,8}{595,5 - 0,55} \right) \quad (03)$$

Onde:

ET_o = Evapotranspiração, em mm/dia;

T= Temperatura, em °C;

R_s = Energia solar, em MJ/m².

Durante o período de carregamento, os leitos foram abastecidos por um lodo com cerca de 10% de ST. Os carregamentos foram realizados no período de 22 de fevereiro a 02 de maio de 2024.

O volume semanal carregado nos LP1, LP2 e LP3 foi corrigido a partir do balanço hídrico, uma vez que, durante a coleta de dados, notou-se variações entre entradas e saídas do sistema que não eram contabilizadas. Essa variação se dava uma vez que, a partir do momento que o carregamento começava a ser realizado, o líquido já estava percolando. Por esse motivo, até o volume de lodo carregado atingir a altura definida para o experimento, uma parcela já havia percolado, resultando em maiores volumes de entrada do que se era previsto, principalmente nos primeiros carregamentos.

A partir do dia 18 de abril, quando a percolação do lodo carregado parou de acontecer nos primeiros 30 minutos, essa variação parou de ser observada, evidenciando que as camadas de lodo acumuladas eram suficientes para evitar essa percolação imediata do volume carregado, evitando uma carga de volume maior que o desejado. Uma vez que os carregamentos são interrompidos, os leitos estão sujeitos apenas a entrada de água de chuva, enquanto a secagem se dá exclusivamente devido ao efeito da evapotranspiração.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Altura de lodo, redução de volume e concentração de sólidos

A partir de ensaios de sólidos totais realizados em laboratório, verificou-se uma porcentagem média de 10% de ST no lodo bruto carregado nos leitos. Essa taxa de ST significou massas acumuladas totais de 64 kgST/m², 76 kgST/m² e 91 kgST/m² para LP1, LP2 e LP3, ao final do período de carregamento.

Em termos de volume, os leitos LP1, LP2 e LP3 foram carregados com 0,660 m³, 0,840 m³ e 1,0 m³ de lodo, respectivamente. Ao final de um mês de descanso, os volumes de lodo acumulados no LP1, LP2 e LP3 foram 0,173 m³, 0,206 m³ e 0,268 m³, correspondendo a uma redução dos volumes de lodo de 73,1%, 74,5% e 71,8%, respectivamente, valor satisfatório para redução comparado com leito de secagem (ST≈30%) (Gonçalves *et al.*, 2001). No final do período de descanso (após 119 dias), os valores dos volumes de lodo acumulados foram 0,140 m³, 0,175 m³ e 0,210 m³, correspondendo a redução média de 79% para os três leitos (Tabela 4), valores semelhantes aos obtidos por Uggetti *et al.* (2012) que alcançou valores de redução de cerca de 80% num período de experimento de 2 anos com taxas de aplicação de 20 kgST/m²-ano, utilizando a mesma tecnologia.

Tabela 4 - Percentual de redução de cada leito após período de descanso

Leito	Volume carregado (m ³)	volume acumulado no final do descanso (m ³)	Redução de volume (%)
Leito 01	0,660	0,140	78,8
Leito 02	0,840	0,175	79,2
Leito 03	1,000	0,210	79,0

Fonte: Elaboração do autor.

Na Tabela 5 estão apresentadas as espessuras da camada de lodo e teores de sólidos totais presentes nos leitos quando os carregamentos foram interrompidos (no mês de maio de 2024) e ao final do período de descanso (no mês de agosto de 2024). Os teores de ST nos leitos aumentaram em mais de 40% ao final do período

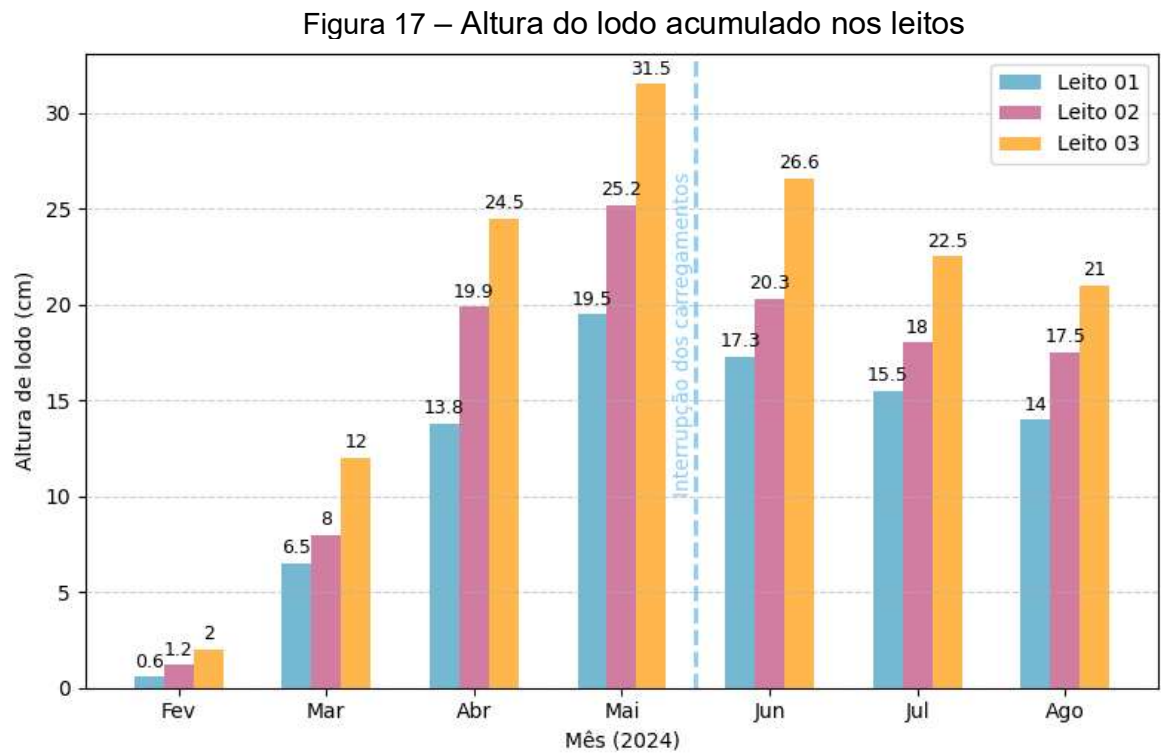
de descanso quando comparado com os valores ao final dos carregamentos, sendo o LP2 o que obteve o maior aumento, alcançando teor de ST igual a 82%.

Tabela 5 – Espessura da camada de lodo e teor de sólidos totais dos leitos

Leito	Espessura da camada de lodo ao final dos carregamentos	ST do leito ao final dos carregamentos	Espessura da camada de lodo no final do período de descanso	ST do leito ao final do período de descanso
Leito 01	19,5 cm	21%	14 cm	65%
Leito 02	25,2 cm	21%	17,5 cm	82%
Leito 03	31,5 cm	20%	21 cm	76%

Fonte: Elaboração do autor.

De forma geral, a espessura do lodo seguiu um padrão semelhante nos três leitos (Figura 17). Os maiores valores acumulados foram registrados em maio, após 11 carregamentos, sendo as espessuras iguais a 19,5 cm, 25,2 cm e 31,5 cm para os leitos LP1, LP2 e LP3. Após um mês de descanso, essa espessura da camada de lodo havia diminuído para 17,3 cm 20,3 cm e 26,6 cm respectivamente e atingiu 14 cm, 17,5 cm e 21 cm ao final do período de descanso analisado.



Fonte: Elaboração do autor.

Na Tabela 6 são apresentadas as evoluções dos percentuais de umidade, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e relação SV/TS durante o experimento. Durante todo o experimento a relação SV/ST não variou significativamente entre os três leitos, salientando que para os três carregamentos a capacidade de mineralização dos leitos era semelhante. Ao final do período de descanso os três leitos apresentavam relação SV/ST praticamente iguais.

Em todos os casos, os valores da relação SV/ST ficaram abaixo de 0,4, sendo inferior ao valor estabelecido (0,65) na Resolução CONAMA nº 498 de 2020, que é o limite máximo para redução da atração de vetores. Os valores da relação SV/ST indicaram a estabilidade dos bio-sólidos gerados nos três LP.

Tabela 6 – Valores de umidade, sólidos totais, sólidos voláteis e relação sólidos voláteis/sólidos totais dos tratamentos durante o período experimental

Leito		Tempo (dias)	Umidade (%)	Sólidos totais (%)	Sólidos voláteis (%)	Relação SV/ST
Leito 01	Período de carregamento	28	64,73	35,27	15,49	0,44
		56	74,72	25,28	12,73	0,50
		77	78,55	21,45	9,53	0,44
	Período de descanso	112	72,01	27,99	11,74	0,42
		140	60,63	39,37	17,13	0,44
		168	44,74	55,26	20,46	0,37
		196	34,68	65,32	24,98	0,38
Leito 02	Período de carregamento	28	67,70	32,30	14,31	0,44
		56	75,98	24,02	11,92	0,50
		77	79,26	20,74	9,59	0,46
	Período de descanso	112	73,55	26,45	11,41	0,43
		140	56,08	43,92	18,11	0,41
		168	44,28	55,72	20,46	0,37
		196	18,31	81,69	31,19	0,38
Leito 03	Período de carregamento	28	69,93	30,07	13,13	0,44
		56	77,35	22,65	10,79	0,48
		77	79,54	20,46	9,62	0,47
	Período de descanso	112	68,11	31,89	13,72	0,43
		140	54,69	45,31	19,04	0,42
		168	45,54	54,46	22,04	0,40
		196	24,16	75,84	27,59	0,36

Fonte: Elaboração do autor.

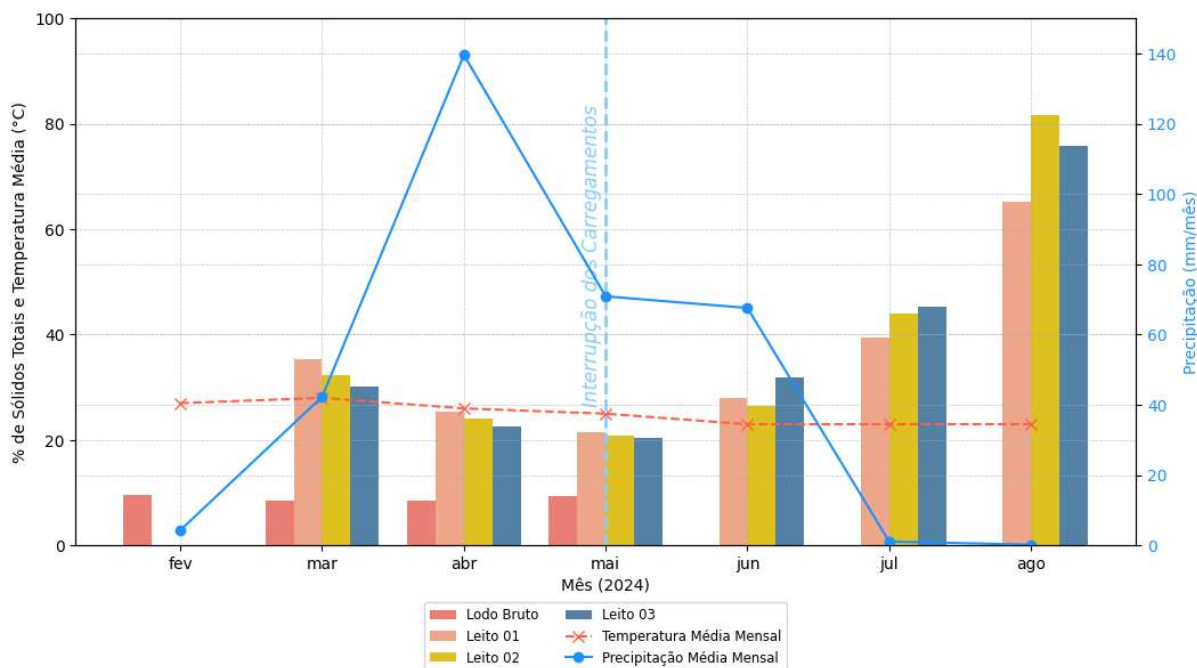
Em todos os tratamentos após o período de descanso, a umidade observada foi inferior a 35%, sendo o LP2 aquele que apresentou a melhor secagem do lodo, com teor de umidade final igual a 18%, salientando que para o parâmetro secagem,

uma carga de aplicação intermediária seria o ideal, já que cargas mais elevadas (como do LP3) ou mais inferiores (como o LP1) apresentam teor de umidade final superiores. Esse comportamento também foi observado em estudos como o de Koottatep *et al.* (2002), onde as taxas de carregamento adotadas, para tratamento de lodo em leitos plantados com taboa, variaram entre 80 e 500 kgST/m².ano, sendo a taxa intermediária (250 kgST/m².ano) a que apresentou maior concentração de ST, além de ser marcada como a taxa limite de aplicação, uma vez que os carregamentos superiores a esse limite causaram murchamento das plantas.

Exceto para o LP1, esses valores de umidade são inferiores aos obtidos por autores como Silva *et al.* (2022), que obteve como melhor resultado uma umidade final de 35%, após secagem durante 24 dias utilizando tecnologia de leito de secagem para tratamento de lodo de UASB, mas com taxa de aplicação única de 7 kgST/m². Após o período de descanso de aproximadamente dois meses, o teor de umidade final do lodo dos LP já oferecia condições de trabalhabilidade, apresentando consistência de torta (umidade entre 65% e 55%), conforme indicação de Van Haandel e Lettinga (1994).

À medida que a camada de lodo aumentou durante o período de carregamento, as concentrações de ST nos leitos diminuíram, indicando redução na secagem, uma vez que a adição de mais umidade resultava na diluição dos ST contidos nos leitos. Após a interrupção das cargas (11 aplicações em 70 dias), os teores de ST aumentaram gradativamente, apresentando ao final do experimento consistência de grânulo, conforme classificação de Van Haandel e Lettinga (1994). Na Figura 18 são indicados os valores de concentração de ST, precipitação e temperatura na região, para analisar a influência das condições climáticas no processo de tratamento.

Figura 18 – Relação entre ST, precipitação média mensal e temperatura média mensal



Fonte: Elaboração do autor.

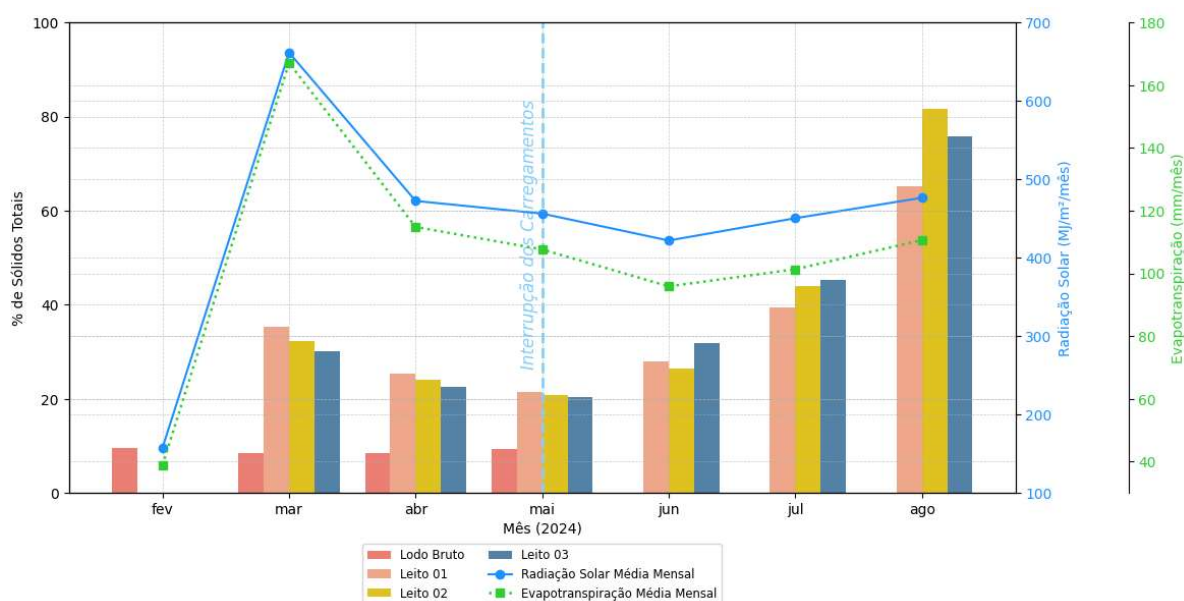
Durante o período de carregamento (fevereiro a maio de 2024) os teores de ST nos leitos eram maiores no início dos carregamentos, e foram diminuindo conforme mais carregamentos eram adicionados aos leitos. Conforme os carregamentos semanais eram aplicadas as camadas de lodo continuavam se acumulando antes que pudessem secar de forma efetiva, justificando a diminuição dos ST uma vez que camadas mais inferiores apresentavam mais dificuldade para secarem.

Os resultados do estudo de Van Haandel e Santos (2020), com utilização de leitos de secagem para tratamento de lodo de UASB, indicaram que a chuva interfere na secagem quando o lodo em tratamento apresenta teor de umidade maior que 65%, enquanto para umidades inferiores a água percola e tem pouca influência na secagem. No caso do experimento estudado, o aumento da concentração de ST em junho de 2024 se dá devido a interrupção dos carregamentos, evidenciando que a chuva (que teve intensidade semelhante ao mês de maio) não foi um fator que atrapalhou a secagem dos leitos, embora nos meses de maio e junho a umidade de todos os leitos estivessem acima de 68%, evidenciando a vantagem dos LP em relação aos leitos de secagem convencionais, pelo menos nesse quesito. O aumento da porcentagem de ST a partir de junho é

decorrente da interrupção dos carregamentos, evitando a adição constante de umidade nos sistemas, possibilitando que a secagem ocorra de forma mais acelerada.

Ao se analisar a radiação solar durante o período de experimento é possível se verificar que esse é o fator mais relevante para secagem dos leitos, já que o efeito da evapotranspiração está diretamente ligado a quantidade de radiação solar recebida. Isso corrobora com o que foi observado por Stefanakis e Tsihrintzis (2011), que verificaram que a evapotranspiração é o principal processo responsável pela desidratação do lodo, representando entre 58% e 84% da perda de água em sistemas de leitos plantados. Na Figura 19 são mostradas as relações entre ST, radiação solar e evapotranspiração para a região durante o período estudado.

Figura 19 – Relação entre ST, radiação solar média mensal e evapotranspiração média mensal



Fonte: Elaboração do autor.

É possível se verificar que o aumento da concentração de ST está diretamente ligada ao efeito da evapotranspiração (que é afetada pela radiação solar da região). Após o período de carregamento, o aumento da concentração média de ST dos leitos entre maio e junho é de apenas 8%, uma vez que a radiação solar no período diminuiu de 456 MJ/m² para 422 MJ/m², resultando numa diminuição da evapotranspiração de 107 mm/mês para 95 mm/mês. A partir de junho a radiação

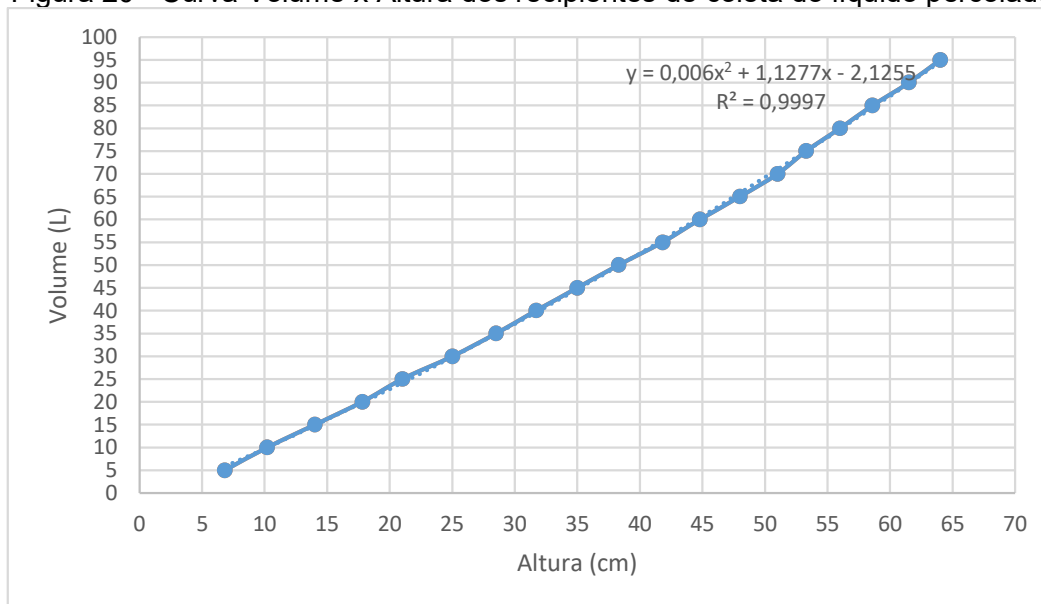
solar aumenta, levando ao aumento da evapotranspiração, que se reflete num aumento de 14% na concentração de ST de julho com relação a junho, e um novo aumento de 31% da concentração de ST existente nos leitos em agosto se comparado ao valor obtido em julho.

A comparação entre a análise do efeito da precipitação e da radiação solar na secagem dos leitos deixa claro que o efeito da precipitação não possui grande interferência nessa secagem, uma vez o mês de abril, por exemplo, que foi o mês com maior concentração de chuvas, apresentava taxas de ST maiores que o mês de maio. O mesmo não pode ser estendido para a temperatura, uma vez que essa não apresentou grandes variações que justificassem alguma interferência nos processos, embora Stefanakis *et al.* (2010), tenha evidenciado que em menores temperaturas ocorre uma redução da atividade bacteriana responsável pela digestão da matéria orgânica. Sendo assim, a radiação solar é o fator mais relevante na secagem dos leitos, pois quanto maior o efeito da radiação solar sobre os leitos, maior é a evapotranspiração gerada, e consequentemente melhor a secagem dos leitos.

5.2 Líquido percolado dos leitos

Durante o período de carregamento (fevereiro a maio de 2024), o volume de líquido percolado foi medido durante os trinta primeiros minutos, após o carregamento ser realizado, e ao final de uma semana, antes dos leitos receberem o novo carregamento. Ao final dos seis dias de descanso entre os carregamentos, a água percolada correspondia ao volume de água drenada do lodo, somada ao volume precipitado na região, sendo este medido também através do pluviômetro existente na área de pesquisa. O volume percolado ao final de cada semana traz um dado referente a capacidade de percolação do leito, e é essencial para cálculo do balanço hídrico do sistema. Esses valores são apresentados na Tabela 7, e foram obtidos a partir da altura de água acumulada no reservatório de coleta, utilizando a curva Altura x Volume apresentada na Figura 20.

Figura 20 - Curva Volume x Altura dos recipientes de coleta do líquido percolado



Fonte: Elaboração do autor.

Tabela 7 - Volume percolado ao final de uma semana após cada carregamento, por leito, em 2024

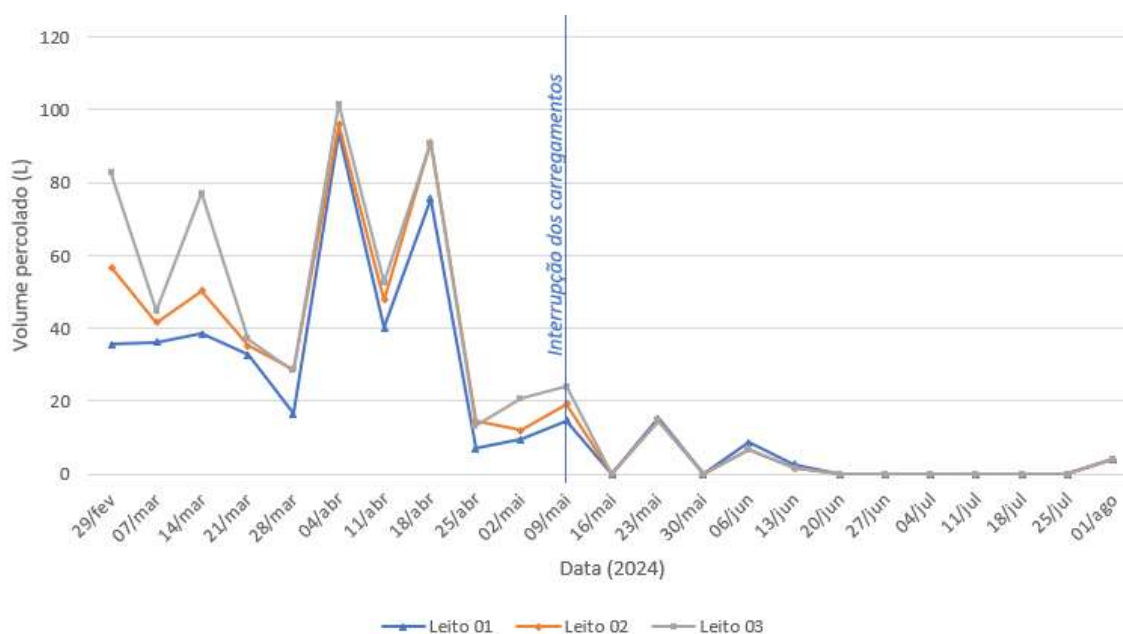
Data	Volume percolado (L)		
	Leito 01	Leito 02	Leito 03
29/mar	35,61	56,78	82,7
07/mar	36,35	41,69	44,81
14/mar	38,6	50,28	77,08
21/mar	32,65	35,16	37,1
28/mar	16,48	28,75	28,32
04/abr	93,56	95,86	101,52
11/abr	40,12	47,89	52,7
18/abr	35,6	91,19	90,68
25/abr	7,01	14,51	13,34
02/mai	9,51	12,05	20,65
09/mai	14,64	19,29	24,09
16/mai	0	0	0
23/mai	15,3	14,64	14,64
30/mai	0	0	0
06/jun	8,75	6,76	6,76
13/jun	2,64	1,57	1,57
20/jun	0	0	0
27/jun	0	0	0
04/jul	0	0	0
11/jul	0	0	0
18/jul	0	0	0
25/jul	0	0	0
01/ago	4,20	4,20	4,20

Fonte: Elaboração do autor.

As variações no volume percolado para cada leito são decorrentes do volume de LB carregado. Uma vez que o LP1 recebia menos LB que o LP2 e esse menos que o LP3, o volume da parcela líquida carregada também era menor no LP1, seguido pelo LP2 e por fim o LP3, sendo o LP3 aquele que recebia a maior parcela líquida advinda de LB. Esses valores de percolado também eram sensíveis ao nível de precipitação regional que aconteceu naquela semana.

No dia 09 de maio de 2024 os carregamentos foram interrompidos. Consequentemente, não houve acúmulo de líquido percolado nos reservatórios na semana seguinte (dia 16/maio), uma vez que a entrada de lodo bruto nos sistemas foi interrompida e não tivemos incidência de chuva na região nesse período. O mesmo acontece nas semanas dos dias 16 e 30 de maio e de 20 de junho à 25 de julho. Nas semanas em que houve incidência de precipitação, verificam-se valores praticamente iguais de percolado entre os leitos, como é o caso das semanas dos dias 23 de maio, 06 e 13 de junho e 01 de agosto, sendo esses volumes percolados correspondentes ao volume precipitado (Figura 21).

Figura 21 – Percolado total ao longo do tempo



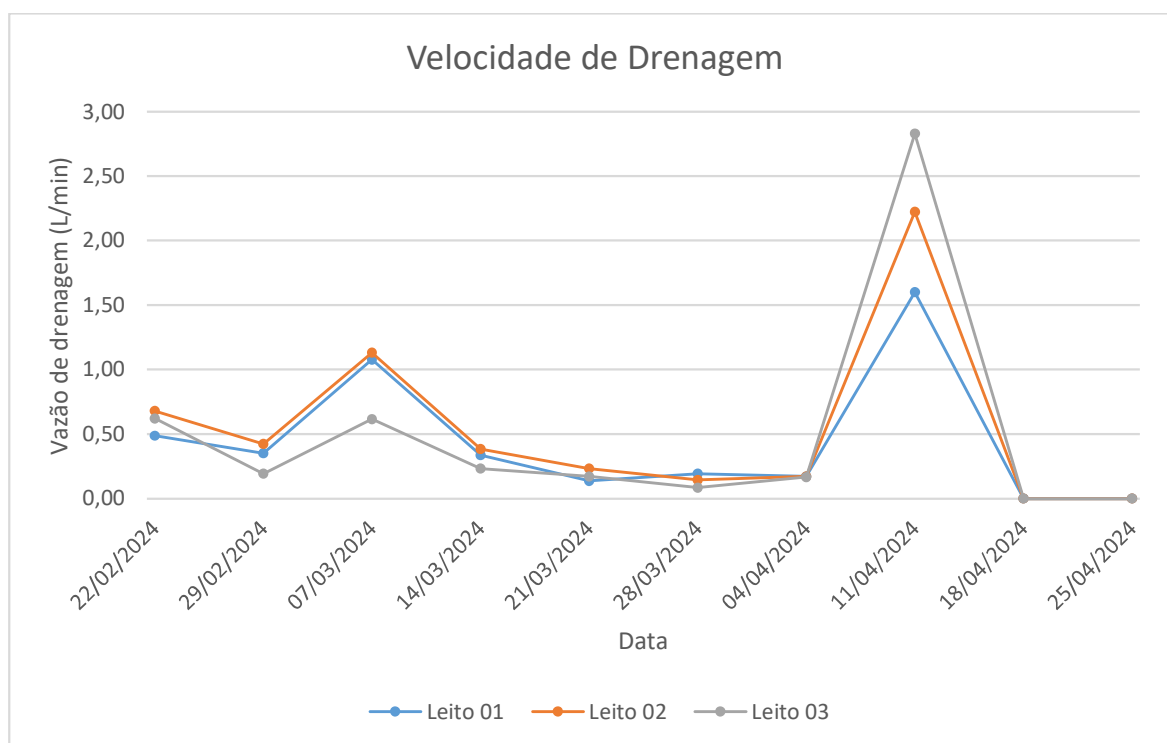
Fonte: Elaboração do autor.

Os volumes percolados praticamente iguais quando não houve carregamento nos leitos, apenas incidência de chuva, deixa claro que o sistema

continuou bem drenado, permitindo um rápido escoamento da água livre que possa entrar no sistema, semelhante ao que foi observado por Koottatep *et al.* (2002), onde carregamentos elevados (250 kgST/m²·ano) foram realizados por 3,5 anos e não foi verificado efeito de colmatação, feito que o autor presumiu ocorrer devido ao crescimento contínuo e a distribuição das raízes e rizomas das macrófitas nas camadas de lodo desidratado e nas camadas de material filtrante, garantindo a porosidade dos LP.

A fim de se analisar o possível efeito de colmatação e o comportamento de drenagem dos leitos durante o período de carregamento, o volume percolado ao longo do tempo também foi avaliado. É esperado que o tempo de infiltração seja maior com o acúmulo de lodo nos leitos. Por esse motivo, a análise do percolado foi realizada após trinta minutos de cada carregamento. Na Figura 22 são apresentadas as vazões de drenagem da parcela líquida do lodo inserido nos leitos, após 30 minutos da realização dos carregamentos.

Figura 22 – Vazão de drenagem nos primeiros trinta minutos após cada carregamento dos leitos



Fonte: Elaboração do autor.

A vazão de drenagem, medida em litros por minuto, era maior nos primeiros carregamentos, diminuindo conforme as camadas de lodo se acumulavam e dificultavam a passagem desse líquido percolado. Esse comportamento é semelhante aos observados para curvas de drenagem em sistemas de WC em escala real para tratamento de lodo de esgoto doméstico (Nielsen e Stefanakis, 2020), e foi semelhante ao observado por Huong *et al.* (2024), que verificaram que camadas residuais espessas formam uma camada de menor permeabilidade, aumentando o tempo de percolação. É possível se verificar também que a velocidade de drenagem era maior para o LP2 que recebia a taxa de carregamento intermediária, salientando que esse valor de carregamento intermediário apresenta uma melhor capacidade de drenagem do leito.

Os dias 07/03 e 11/04 não seguem o padrão observado para as demais datas e apresentam uma vazão de drenagem bem elevada, sendo esse comportamento explicado pelo teor de sólidos do LB carregado nesses dias, que foi de 0,33% e 0,14%, respectivamente. O lodo carregado nesses dois dias era primordialmente líquido e por isso não tinha dificuldade em percolar, já que a parcela sólida existente era mínima e praticamente não apresentava resistência em atravessar as camadas do lodo acumuladas e o material filtrante dos leitos.

A partir do dia 18 de abril de 2024, a percolação dos leitos para os primeiros trinta minutos passou a ser 0 todas as semanas, o que mostra que as camadas de lodo acumuladas apresentavam certa resistência a passagem da parcela líquida do lodo bruto, que por sua vez, possuía um teor de sólidos maior, e mais padronizada, evitando que acontecesse novamente situações semelhantes às dos dias 07/03 e 11/04.

5.1 Análise de *E. Coli* nos leitos

O LB foi carregado nos leitos entre os dias 22 de fevereiro de 2024 e 02 de maio de 2024, com um carregamento por semana. Após cada carregamento, amostras desse LB foram analisadas utilizando a técnica do número mais provável (NMP) de microrganismos viáveis presentes na amostra, por grama de sólido total analisado, para *E. coli*. Utilizando a mesma técnica o lodo acumulado nos leitos foi analisado mensalmente, nos dias 21 de março, 18 de abril, 09 de maio, 10 de junho,

04 de julho e 01 e 29 de agosto de 2024. Verificou-se que o LB carregado possuía concentração média de $1,05E+06$ NMP/g.ST, semelhante a observada por autores como Pourcher *et al.* (2005) ($1.0E+06$ NMP/g.ST) e Dornelas (2008) ($5,2E+06$ NMP/g.ST).

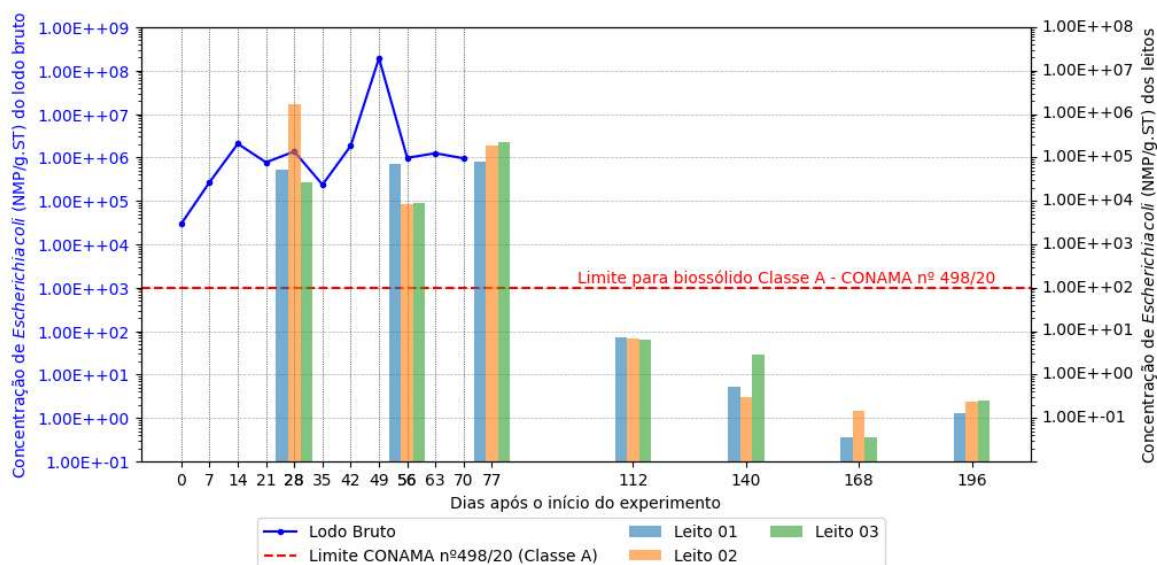
Os valores de NMP de *E. coli* por grama de ST das amostras para o LB e para o lodo dos leitos são apresentadas na Tabela 8 e podem ser vistos graficamente, comparados ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº498 de 2020 na Figura 23.

Tabela 8 – Concentração de *E. coli* (NMP/g.ST) no LB e nos lodos descarregados nos leitos filtrantes

NMP/g.ST de <i>Escherichia coli</i>				
Data	Lodo bruto	Leito 01	Leito 02	Leito 03
22/02/2024	2,99E+04	-	-	-
29/03/2024	2,69E+05	-	-	-
07/03/2024	2,06E+06	-	-	-
14/03/2024	7,70E+05	-	-	-
21/03/2024	1,37E+06	5,10E+05	1,67E+07	2,63E+05
28/03/2024	2,35E+05	-	-	-
04/04/2024	1,85E+06	-	-	-
11/04/2024	1,93E+08	-	-	-
18/04/2024	9,78E+05	7,12E+05	8,33E+04	8,83E+04
25/04/2024	1,25E+06	-	-	-
02/05/2024	9,51E+05	-	-	-
09/05/2024	-	8,02E+05	1,92E+06	2,28E+06
10/06/2024	-	7,15E+01	6,82E+01	6,27E+01
04/07/2024	-	5,08E+00	2,96E+00	2,87E+01
01/08/2024	-	3,62E-01	1,42E+00	3,67E-01
29/08/2024	-	1,27E+00	2,40E+00	2,58E+00

Fonte: Elaboração do autor.

Figura 23 – Evolução da concentração de *Escherichia coli* ao longo do tempo



Fonte: Elaboração do autor.

O NMP de *E. coli* se mantém praticamente constantes nas três análises do LP1 durante o período de carregamento. Com relação aos leitos LP2 e LP3, foi verificado um decaimento no segundo mês em comparação aos resultados obtidos no primeiro mês, embora os valores voltem a aumentar na terceira análise de ambos os leitos. Isso pode acontecer devido ao carregamento ter se mantido constante, semanalmente, onde novas cargas de microrganismos eram abastecidas a cada carregamento.

Após um mês de descanso, os três leitos apresentaram um decaimento de 5 unidades logarítmicas em comparação a média do lodo carregado, o que significa uma remoção de cerca de 99,99% desses microrganismos, valor semelhante ao obtido por Calijuri *et al.* (2009), que também observou um decaimento entre 99,2% e 99,79% para tratamento em WC de fluxo vertical. O decaimento observado apresenta-se superior aos valores obtidos por Dornelas (2008), que comparou o tratamento de lodo de UASB em leitos plantados e não plantados, obtendo valores de eficiência de remoção de 95,8% para os leitos plantados e 88,6% para os leitos sem plantas, sendo este um valor de redução semelhante ao obtido por Santos (2017) que realizou um estudo também em Feira de Santana-BA, utilizando o lodo da mesma estação de tratamento que este trabalho, mas com tecnologia de leitos de secagem convencional, onde o percentual de redução obtido foi de 88,78% ao final de 90 dias de tratamento, salientando a maior eficiência de remoção dos LP.

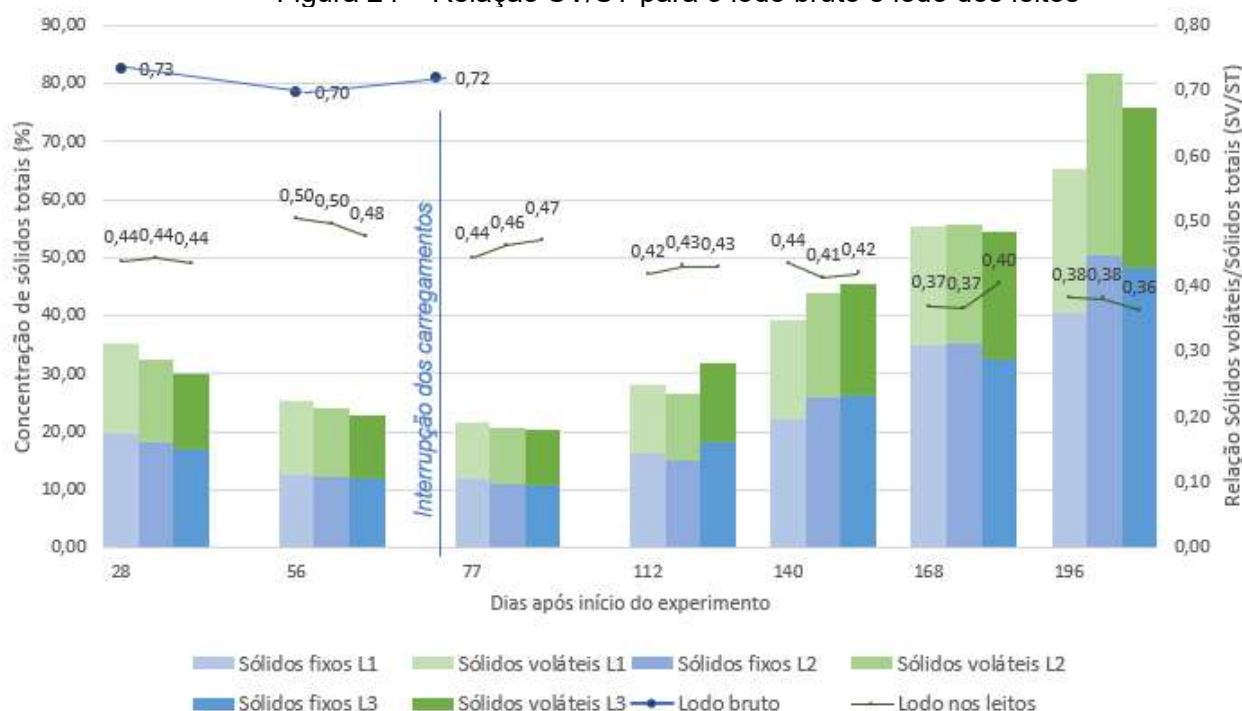
De acordo com os padrões estabelecidos na Resolução CONAMA nº 498 de 2020, o biossólido dos leitos já poderia ser categorizado como Tipo B com relação ao atendimento dos requisitos de *E. coli*, mesmo durante o período de carregamento, pois apresentavam valores inferiores a 10^6 *E. coli* por grama de sólidos totais obtidos.

Um mês após a interrupção dos carregamentos, os leitos apresentavam valores de *E. coli* por grama de sólidos totais menores que 10^3 , sendo classificado como Classe A.

5.2 Mineralização e estabilização de lodo

Os sólidos voláteis foram analisados como um indicador de mineralização, uma vez que um dos principais indicadores dessa estabilização é a relação entre sólidos voláteis e sólidos totais (SV/ST), que reflete a fração orgânica degradável presente no lodo. Os dados de porcentagem de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) obtidos em laboratório para o lodo bruto e lodo dos leitos, assim como o cálculo da relação SV/ST, estão presentes na Tabela 12 em anexo. A Figura 24 mostra as relações SV/ST para o lodo bruto carregado e o lodo acumulado nos leitos.

Figura 24 – Relação SV/ST para o lodo bruto e lodo dos leitos



Fonte: Elaboração do autor.

De acordo com o Artigo 11 da Resolução CONAMA nº 498 de 2020, existem critérios de redução de atratividade de vetores que devem ser atendidos para que o bioossólido possa ser utilizado em solos. Um desses critérios é definido como a estabilização da fração orgânica do bioossólido, e é definida por relações de sólidos voláteis e sólidos totais inferiores a 0,65, desde que o lodo tenha sido proveniente, dentre outros processos de tratamento de esgoto sanitário, de reatores UASB e filtro anaeróbio, como é o caso do nosso estudo.

A relação SV/ST do lodo bruto carregado nos leitos variou entre 0,7 e 0,73, enquanto a relação SV/ST dos leitos foi influenciada por carregamentos consecutivos de lodo bruto. Durante o carregamento, maiores relações SV/ST são observadas em abril (56 dias) em comparação a março (28 dias), indicando que o SV era constantemente reabastecido durante os carregamentos, semelhante ao estudo de Santos *et al.* (2014), onde a relação SV/ST aumentou de 44,4% para 50% durante os dois ciclos de carregamentos adotados. Uma vez interrompido o carregamento, essa relação diminui até atingir valores abaixo de 0,4 da relação SV/ST para os três leitos. Essa taxa de 40% de mineralização foi observada no trabalho de Cano-Larrotta *et al.* (2024) realizado na Espanha que, apesar de

alcançar resultados semelhantes, utilizou taxas de carregamento inferiores (50 kgST/m².ano) aplicadas por três meses, com período de descanso de 6 meses - praticamente o dobro do período de descanso adotado neste trabalho.

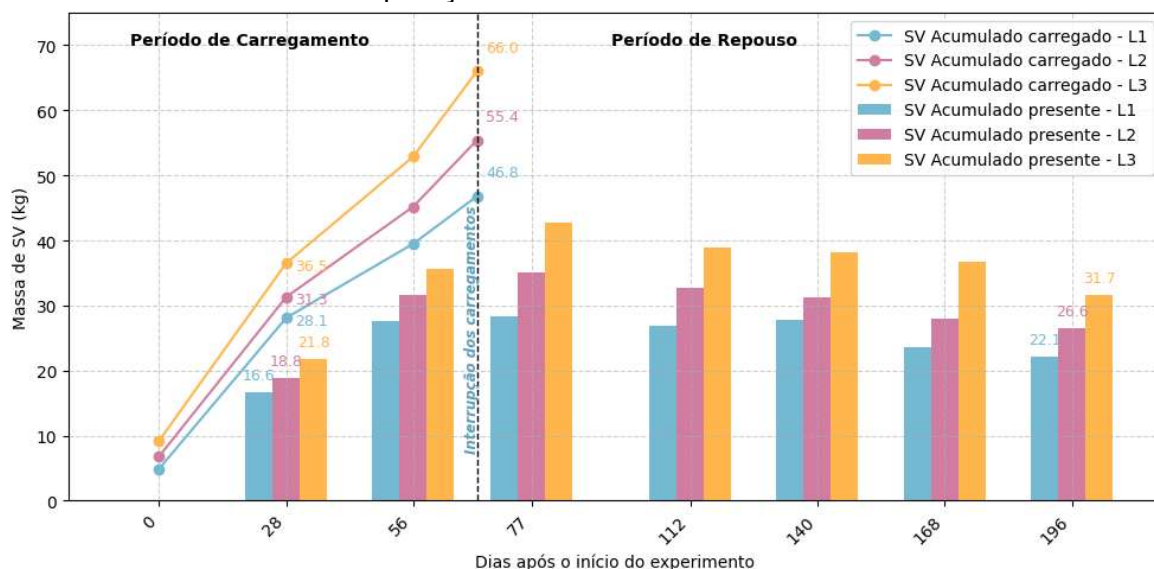
A relação SV/ST para LP1 (37-50% SV/ST), LP2 (37-50% SV/ST) e LP3 (36-48% SV/ST) foram semelhantes às encontradas na literatura por Uggetti (2010) (36-42% SV/ST) e Suntti *et al.* (2011) (42% VS/VT) e estão dentro do valor definido pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020 para redução da atração de vetores.

Durante o período de carregamento, a porcentagem de sólidos totais e voláteis diminui, pois o volume de água contido no lodo inserido no sistema é bem elevado. No entanto, em termos de massa, esse volume aumenta, pois, mais lodo está sendo inserido no sistema.

Por esse motivo se faz necessário uma análise dos SV em termos de massa. A porcentagem de SV presente em cada leito foi medida mensalmente, e esse dado foi utilizado para se obter a massa de SV existente durante todo experimento, levando em consideração os sólidos totais acumulados durante o período de carregamento.

Dito isto, temos que os leitos 01, 02 e 03 foram carregados com cerca de 47 kg, 55 kg e 66 kg de sólidos voláteis, respectivamente, no período de fevereiro a maio. Apesar do valor absoluto de sólidos voláteis aumentar durante o período de carregamento, os processos que ocorrem nos leitos acarretam numa redução de sólidos voláteis em relação a massa total que foi aplicada, como pode ser visto na Figura 25.

Figura 25 – Relação da massa de SV carregado e acumulado nos leitos após 70 dias de aplicação e 112 dias de descanso



Fonte: Elaboração do autor.

Após o primeiro mês de carregamento, os leitos LP1, LP2 e LP3 haviam recebido cerca de 28 kgSV/m², 31 kgSV/m² e 36 kgSV/m² de SV. Mesmo durante os carregamentos, os processos de mineralização ocorriam nos leitos e, ao final dos primeiros 28 dias, essa massa aplicada já havia sido reduzida para 17 kgSV/m², 19 kgSV/m² e 22 kgSV/m². Reduções semelhantes acontecem durante todo o período de carregamento, embora o valor absoluto total acumulado nos leitos aumente, já que os carregamentos não foram interrompidos. Por sua vez, com a interrupção dos carregamentos, os SV começam a diminuir, passando dos valores totais aplicados de 47 kgSV/m², 55 kgSV/m² e 66 kgSV/m² (LP1, LP2 e LP3), para 22 kgSV/m², 26 kgSV/m² e 32 kgSV/m², representando uma redução de sólidos voláteis de 53% para os Leitos LP1 e LP2 e 51% para o LP3.

5.3 Balanço hídrico

Na Tabela 9 são mostrados os valores de lodo bruto carregado, bem como os valores de precipitação, evapotranspiração, percolado acumulado, e do volume de água contido nos leitos, em cada mês.

Tabela 9 – Entradas e saídas de água nos leitos durante o período de experimento

Leito	Mês (2024)	LB (L)	Precipitação (L)	Evapotranspiração (L)	Percolado (L)	Água nos leitos (L)
Leito 01	Mar	339,69	42,28	-305,26	-121,77	45,06
	Abr	205,93	139,55	-275,35	-176,29	106,16
	Mai	50,00	70,85	-226,06	-39,44	144,65
	Jun	0,00	67,575	-171,84	-8,75	113,02
	Jul	0,00	35,40	-104,75	0,00	69,35
	Ago	0,00	4,33	-48,68	-4,20	48,55
	Mês (2024)	LB (L)	Precipitação (L)	Evapotranspiração (L)	Percolado (L)	Água nos leitos (L)
Leito 02	Mar	379,00	42,28	-321,30	-155,88	55,90
	Abr	297,66	139,55	-337,88	-254,66	155,34
	Mai	70,00	70,85	-276,70	-45,98	181,83
	Jun	0,00	67,575	-198,34	-6,76	137,53
	Jul	0,00	35,40	-115,10	0,00	79,71
	Ago	0,00	4,33	-32,17	-4,20	32,05
	Mês (2024)	LB (L)	Precipitação (L)	Evapotranspiração (L)	Percolado (L)	Água nos leitos (L)
Leito 03	Mar	451,23	42,28	-394,65	-187,31	88,46
	Abr	336,45	139,55	-402,70	-267,50	194,21
	Mai	90,00	70,85	-326,39	-59,37	224,91
	Jun	0,00	67,58	-247,35	-6,76	186,54
	Jul	0,00	35,40	-137,86	0,00	102,46
	Ago	0,00	4,33	-50,87	-4,20	50,74

Fonte: Elaboração do autor.

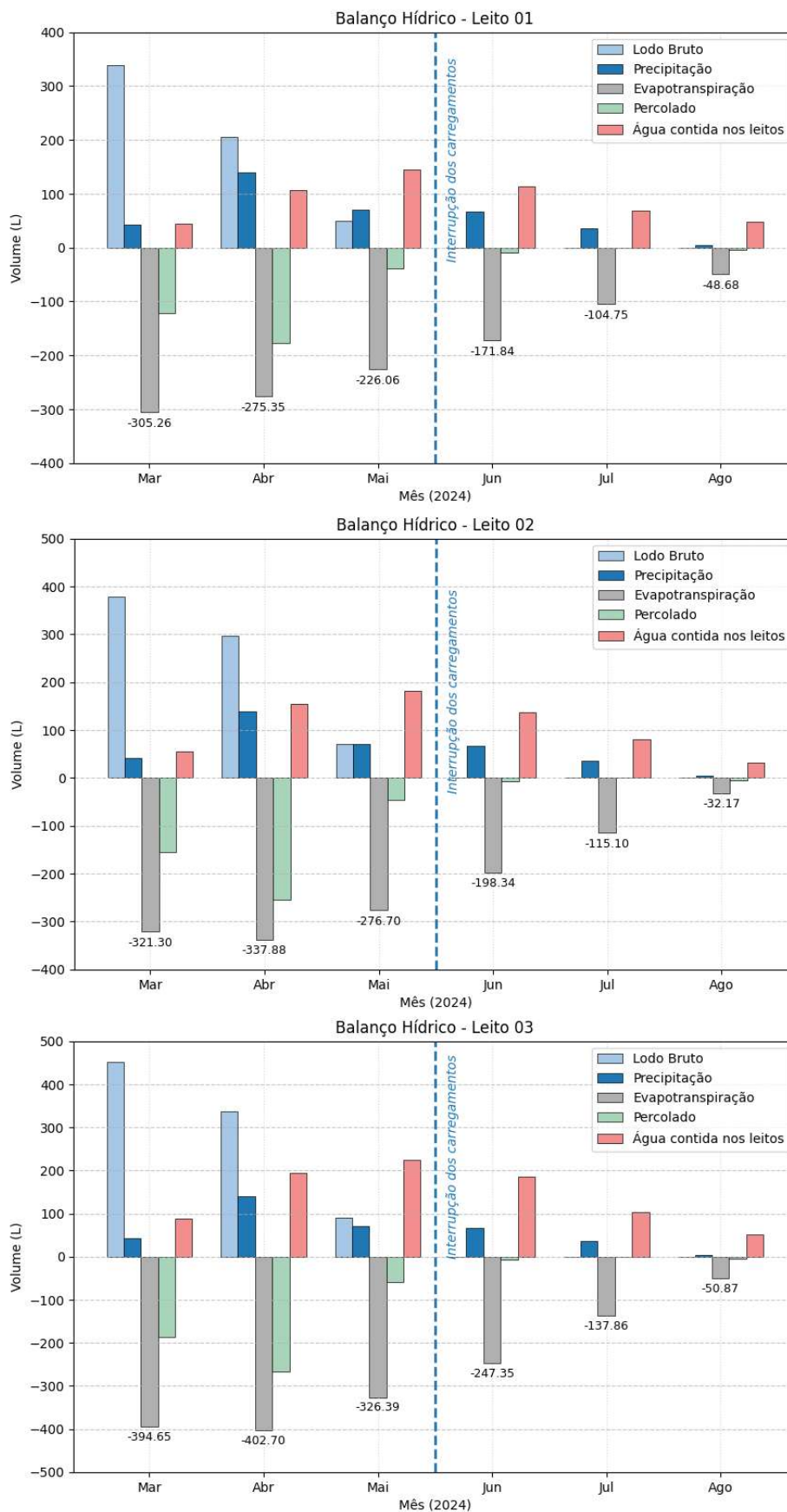
Na coluna “LB” são apresentados os volumes mensais acumulados da parcela líquida carregada de LB em cada um dos leitos. É possível se verificar que taxas de carregamentos maiores resultam em maiores volumes carregados, como é o caso do LP3, que apresenta um volume de 877 L de água carregados, seguido pelo LP2 com 746 L e o LP1 com 595 L.

Os valores da coluna “Precipitação” são iguais para os três leitos uma vez que a precipitação na região é a mesma e a área superficial dos três leitos são iguais. Sendo assim, a parcela de entrada de água devido a precipitação para os três leitos é a mesma.

O volume percolado e o volume contido nos leitos foram obtidos a partir dos reservatórios de coleta e das análises de umidade dos leitos, respectivamente, que foram explicados anteriormente. Dessa forma, o único dado que não era conhecido com certeza, era o valor da evapotranspiração, sendo este obtido a partir do balanço hídrico como resultado da relação entre entradas e saídas dos sistemas.

A partir do balanço hídrico dos sistemas (Figura 26) foi possível verificar que até o mês de maio, enquanto eram realizados os carregamentos, o volume de água contida nos leitos aumentava. Isso ocorre porque o acúmulo das camadas de lodo faz com que a percolação ocorra mais lentamente, além de diminuir a secagem de camadas mais inferiores.

Figura 26 – Balanço hídrico dos sistemas durante o período de 77 dias de carregamentos e 112 dias de descanso



Fonte: Elaboração do autor.

Uma vez que os carregamentos são interrompidos, o volume de água contida nos leitos começa a diminuir, já que todos os leitos estão submetidos ao efeito da evapotranspiração e a entrada de água nos sistemas só é realizada pela precipitação. Uma vez que a precipitação não é um fenômeno regular, que acontece todos os dias, os volumes de saída acabam sendo maiores que os volumes de entrada, já que, embora com intensidades diferentes, o efeito da evapotranspiração ocorre diariamente.

A evapotranspiração média da região, calculada a partir da Equação de Hargreeves (Equação 1) resulta em uma evapotranspiração média igual a 3,88L/dia, utilizando dados da estação climatológica da Universidade Estadual de Feira de Santana. Ao se avaliar o volume total de água perdido por efeito da evapotranspiração, para cada leito, temos um volume de 1132 L para o LP1, 1371 L para o LP2 e 1559 L para o LP3. Esses volumes correspondem a uma perda média diária, durante o período do experimento, igual a 5,80 L/dia para o LP1, 7,00 L/dia para o LP2 e 8,00 L/dia para o LP3, enfatizando o aumento do efeito da evapotranspiração nos leitos.

5.4 Análise final das camadas do lodo higienizado

Após quatro meses de descanso, amostras das camadas completas de lodo acumulado foram coletadas de cada leito. A altura da camada removida foi medida e comparada com o valor acompanhado durante os períodos de carregamento e descanso. Nas Figuras 27 a, b e c são mostradas essas alturas.

Figura 27 - Altura das camadas de lodo



a) Leito 01 com 14cm

b) Leito 02 com 17 cm

c) Leito 03 com 22cm

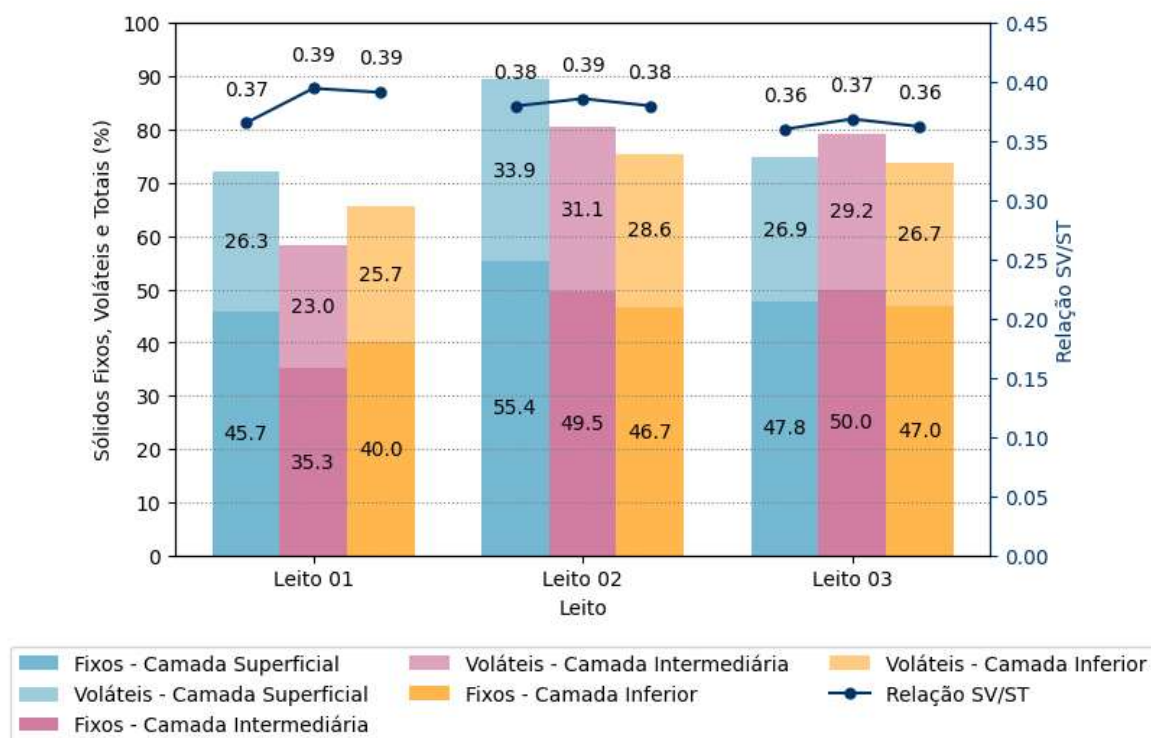
Fonte: Elaboração do autor.

Nota-se que, de fato, as medidas realizadas estavam de acordo com a altura real das camadas de lodo para todos os leitos.

5.4.1 Mineralização do lodo por camada

Foi verificado uma variação entre a concentração de sólidos nas três camadas do biossólido gerado, para os três leitos. Essa variação foi maior no LP2, onde a camada superior possuía cerca de 14% mais sólidos totais que a camada inferior. Valor semelhante ao LP1, que possuía a 13,6%, mas essa diferença se dava entre a camada superior e a intermediária, sendo a superior a de maior teor de ST. O LP3 apresentou as menores diferenças, com apenas 5% de variação entre a camada intermediária (que possuía maior teor de ST) e a inferior. Esses valores estão apresentados na Figura 28.

Figura 28 - Sólidos fixos, voláteis e totais e relação SV/ST nas diferentes camadas dos leitos ao final dos 196 dias de experimento



Fonte: Elaboração do autor.

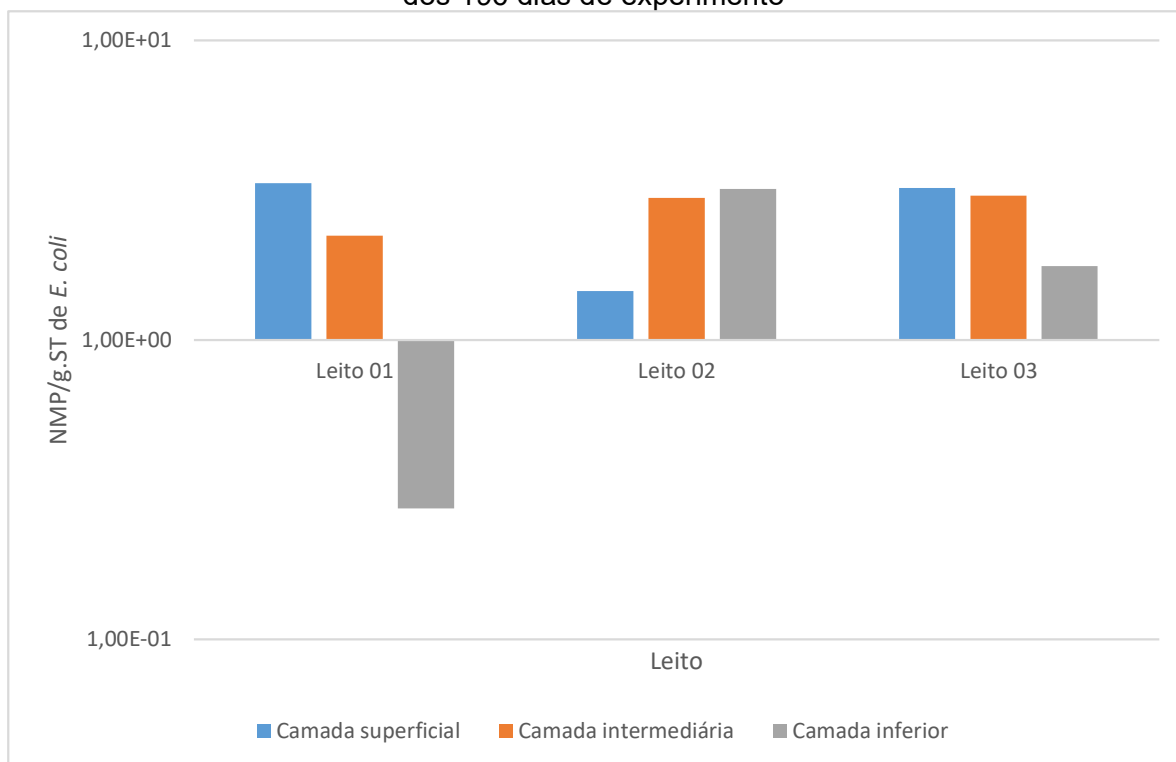
Nota-se que a relação SV/ST não variou muito entre as camadas, apresentando diferenças de, no máximo, 0,2 casas decimais. A variação entre os leitos também foi baixa, salientando que após o período de descanso, as três taxas de carregamento adotadas atingiram praticamente o mesmo grau de mineralização do lodo tratado, sendo o LP3 aquele que resultou em melhores valores de relação SV/ST. Os três leitos cumprem os requisitos propostos pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020 para estabilização da matéria orgânica, apresentando valores de relação SV/ST menores que 0,65.

5.4.2 Higienização do lodo por camada

Com relação a *E. coli*, os leitos 01 e 03 seguiram um padrão onde, o NMP de microrganismos por grama de ST era maior na superfície do lodo, seguido pela camada intermediária e sendo a camada inferior à de menor concentração. Para o LP2, essa relação é contrária: a camada inferior possui maior concentração,

seguida pela camada intermediária e, por fim, a camada superior apresenta a menor concentração, embora a variação entre essas camadas seja muito pequena, como é apresentado na Figura 29.

Figura 29 - NMP de *E. coli* por grama de ST das diferentes camadas dos leitos ao final dos 196 dias de experimento



Fonte: Elaboração do autor.

Os valores de NMP de microrganismos por grama de ST não apresentou grande variação entre as camadas de cada leito, nem entre os leitos quando a média geométrica desses valores são analisadas. A maior variação ocorre no LP1, e representa 3,06E+00 NMP a mais na camada superior que na inferior. Todos os leitos cumprem os requisitos necessários de limite máximo de *E. coli* por grama de sólidos totais para serem classificados como Classe A, de acordo com a Resolução CONAMA nº 498 de 2020.

5.5 Análise de macronutrientes no bioossólido higienizado

Na Tabela 10 são apresentadas as porcentagens de nitrogênio, fósforo e potássio totais no bioossólido ao final do experimento. As diferentes taxas de carga

adotadas para cada leito podem justificar as diferenças nos níveis de nutrientes. As concentrações de nitrogênio verificadas foram maiores do que as observadas em estudos como Kengne (2009), que utilizou taxas de carga semelhantes, e Uggetti (2012), que utilizou taxas de carga menores, mas com tempo operacional de 2 anos. Esses valores também foram superiores aos obtidos por Santos (2017), (que analisou um lodo da mesma região) e Silva (2019), ambos avaliando o tratamento por leitos de secagem.

Tabela 10 – Concentrações de macronutrientes no lodo (mg/kg de matéria seca) ao final dos 196 dias de experimento comparadas com outros estudos

	Lodo Bruto	Leito 01	Leito 02	Leito 03	Kengne (2009)	Uggetti (2012)	Santos (2017)	Silva (2019)
Nitrogênio total (mg/kg)	118000	118000	130000	127000	20000	38500	34000	9400-17700
Fósforo total (mg/kg)	2080	500	250	1250	23000	1400	40340	115-4340
Potássio (mg/kg)	6080	5040	6300	3640	300	-	3640	37-1040
Cálcio (mg/kg)	7010	283	459	483	-	-	-	9090-13070
Magnésio (mg/kg)	65	<37	<37	<37	-	-	-	80-2900

Fonte: Elaboração do autor.

Com relação ao N, é possível se notar que praticamente não há variação entre as concentrações obtidas após tratamento se comparado ao LB analisado. Fato que também aconteceu com o estudo de Santos (2017), que apesar de resultar em concentrações menores de N ao final do experimento, se comparado a esse estudo, não houve variação significativa em comparação as concentrações do LB carregado pela autora.

Os teores totais de nitrogênio no lodo tratado nos LP variaram de 118.000 mg/kg a 130.000 mg/kg (11,8% e 13% de base seca), que são consideravelmente superiores aos relatados por Silva (2019) (9.400–17.700 mg/kg) e Santos (2017) (34.000 mg/kg) que estudaram leitos de secagem. Esses valores estão consideravelmente acima das concentrações geralmente reportadas para biossólidos utilizados em aplicação agrícola. De acordo com a USEPA (2003), biossólidos típicos contêm entre 1% e 4% de nitrogênio total, sendo que a aplicação

agronômica deve ser calculada com base na necessidade da cultura por esse nutriente, a fim de evitar perdas por lixiviação de nitrato, fitotoxicidade ou crescimento vegetativo excessivo.

Quanto ao fósforo total, os valores encontrados nos LP variaram de 250 mg/kg a 1.250 mg/kg (0,025% a 0,125% de base seca), situando-se dentro da faixa relatada por Silva (2019) (115–4.340 mg/kg), mas inferior aos valores observados por Santos (2017) (40.340 mg/kg). Esses valores situam-se abaixo da faixa típica para biossólidos agrícolas, que é de 0,2% a 3% (Virginia Biosolids Council, 2018). Essa variabilidade entre os leitos pode estar relacionada a diferenças na dinâmica de absorção e retenção de fósforo nos diferentes módulos do sistema de tratamento.

Para o potássio, os valores obtidos variando entre 3.640 mg/kg e 6.300 mg/kg (0,36% a 0,63% de base seca) foram substancialmente superiores aos relatados por Silva (2019) (37–1.040 mg/kg) e equivalentes ao valor encontrado por Santos (2017) (3.640 mg/kg). Segundo Sullivan et al. (2022), biossólidos aplicados em base na necessidade de N geralmente não suprem completamente as exigências das culturas por potássio, sendo comum a necessidade de suplementação por outras fontes. Apesar disso, os valores obtidos neste estudo indicam que o biossólido pode atuar como fonte complementar de K, o que contribui positivamente para o equilíbrio nutricional do solo.

De forma geral, as concentrações de P, K, Ca e Mg reduziram para os três leitos, semelhante ao que ocorreu no estudo de Hoffmann *et al.* (2010), onde valores de redução de até 90% foram observadas após processo de desaguamento mecânico de lodo.

5.6 Análise de metais pesados no biossólido higienizado

Na Tabela 11 estão apresentados os teores de metais pesados no biossólido tratado e os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020.

Tabela 11 – Concentrações de metais pesados (mg/kg de material seco) no final dos 196 dias experimento

	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Leito 01	842 (30,0%)	172 (11,0%)	65,1 (21,7%)	20 (4,8%)	1,2 (3,0%)
Leito 02	1340 (47,9%)	198 (13,2%)	89,2 (29,7%)	27 (6,4%)	1,67 (4,2%)
Leito 03	1240 (44,0%)	208 (14,0%)	81,1 (27,0%)	24 (5,7%)	1,51 (3,9%)
Resolução CONAMA Nº 498 (BRASIL, 2020)	2800	1500	300	420	39

*Valores em parênteses referentes a % do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº498/2020

Fonte: Elaboração do autor.

A concentração de metais presentes no lodo tratado está bem abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020, principalmente para o cádmio, onde o valor obtido representa apenas 3% do limite estabelecido e está abaixo, inclusive, do limite estabelecido pela Instrução Normativa nº 27/2006 (Brasil, 2006) para fertilizantes minerais fosfatados (igual a 4mg/kg), destacando a baixa concentração de metais presentes no lodo.

Pode-se observar que os bioossólidos produzidos nos três leitos apresentam concentrações bem abaixo dos valores estabelecidos pela resolução brasileira e, portanto, podem ser utilizados na agricultura.

6 CONCLUSÃO

Os leitos plantados representam um método altamente eficaz para tratamento de lodo em regiões semiáridas, mesmo quando submetidos a altas taxas de carregamento.

Em termos de microrganismos, observou-se que a concentração de *E. coli* presente no lodo dos leitos já permitia sua caracterização como biossólido Classe A, para esse parâmetro, após um mês de tratamento, de acordo com a Resolução CONAMA nº 498 de 2020. Ao final do período de descanso, a concentração dos três leitos não apresentava variações significativas para biossólidos, com concentrações na ordem de $1,00\text{E}+00$ NMP/g.ST.

Em relação à mineralização e redução da atratividade de vetores, obteve-se um produto com mais de 60% de ST para os três leitos, atingindo valores acima de 80% para o LP2. A relação SV/ST obtidas para os três leitos foram menores que 0,4, evidenciando alta mineralização e atendendo aos requisitos de redução da atração de vetores estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020 que estabelece esse limite de relação SV/ST como menor ou igual a 0,65.

A partir do balanço hídrico foi possível se verificar que apesar das altas taxas de carregamento, os leitos não apresentaram efeito de colmatação, uma vez que toda água precipitada era posteriormente drenada e acumulada nos reservatórios de coleta. Foi possível se verificar também que o efeito da evapotranspiração decorrente da aplicação das plantas nos leitos, apresenta valores maiores que os valores teóricos calculados a partir dos dados da estação climatológica da Universidade Estadual de Feira de Santana, salientando o aumento da secagem nos LP devido esse efeito.

A comparação entre os teores de macronutrientes obtidos no lodo tratado a partir dos LP ensaiados e dos leitos de secagem convencionais operados por outros autores demonstra a superioridade do sistema utilizado neste estudo. Os valores obtidos para os três leitos analisados (LP1, LP2 e LP3) apresentaram concentrações significativamente maiores de nitrogênio total (NT) e potássio (K) em comparação aos valores relatados na literatura para lodo tratado em leitos de secagem convencionais, mesmo para lodos semelhantes (da mesma região), sendo tratados em leitos convencionais instalados na mesma região do presente estudo.

A quantidade de metais presentes no lodo tratado é muito inferior ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 498 de 2020, especialmente o cádmio, onde a concentração obtida corresponde a cerca de 3% do limite estabelecido, e é inferior inclusive ao limite determinado para fertilizantes fosfatados.

Apesar do LP2, que recebeu carregamentos intermediários, apresentar os menores resultados para secagem (com umidade final em torno de 18%), os três leitos apresentaram resultados que atendem aos requisitos para serem classificados como biossólidos Classe A, de acordo com a Resolução CONAMA nº 498 de 2020. Não há distinção significativa entre os leitos quanto aos resultados para determinar a melhor taxa de aplicação a ser adotada, com relação aos requisitos da resolução brasileira. O maior limitador para as aplicações, nesse caso, é justamente o volume a ser descartado e a borda livre necessária para acumular e tratar esse lodo. Taxas de carregamento muito elevadas, como a do LP3, podem apresentar problema para secagem em curtos períodos de tempo, comprometendo o sistema e necessitando de bordas livres muito altas para o acúmulo de lodo, o que pode não ser economicamente viável.

7 REFERÊNCIAS

ABOU-ELELA, S. I.; MOHAMED, A. E.; MAGDY, T. K.; MOHAMED, S. H. **Factors affecting the performance of horizontal flow constructed treatment wetland vegetated with *Cyperus papyrus* for municipal wastewater treatment.** International Journal of Phytoremediation, 2017.

ABREU, A.H.M. de; MARZOLA, L.B.; MELO, L.A. de; LELES, P.S. dos S.; ABEL, E.L.S.; ALONSO, J.M. (2017) **Urban solid waste in the production of *Lafoensia pacari* seedlings.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 21, n. 2, p. 83-87, 2017a. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n2p83-87>

ABREU, A. H. M.; ALONSO, J. M.; MELO, L. A.; LELES, P. S. S.; SANTOS, G. R. **Caracterização de bio sólido e potencial de uso na produção de mudas de *Schinus terebinthifolia* Raddi.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, n. 3, p. 591–599, maio/jun. 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/xgcZTGPw3CWzP9RzzWyHyhP/>.

AGENCE DE L'EAU R.M.C. **Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantes des macrophytes, recommandations techniques pour la conception et la réalisation.** Lyon, 2005. 44 p.

Agência Nacional de Águas. **ATLAS ESGOTOS: ATUALIZAÇÃO DA BASE DE DADOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS NO BRASIL.** 2020. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/1d8cea87-3d7b-49ff-86b8-966d96c9eb01/attachments/Encarte_AtlasEsgotos.pdf

AKUTSU, J.; ACHON, C. L.; KELLNER, E. Subsídios para Gestão de Esgotamento Sanitário: Abordagem da Fase Gasosa. Em: PINHEIRO, Luliana Heloisa Pinê Américo; BENINI, Sandra Medina; AMADOR, Maria Betânia Moreira (Org.). **Recursos hídricos: gestão e sustentabilidade.** 210 ed. Tupã: ANAP, 2016. v. 1, p. 102-122. ISBN: 978-85-68242-36-0.

ALMATIN, E.; GHOLIPOUR, A. **Estimating of optimal dose of PACL for turbidity removing from water.** 2019.

ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. de L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental.** São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176 p.

ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgoto: Tratamento e disposição final.** Rio de Janeiro: ABES, 2001.

ANDREOLI, C. V. et al. **Utilização do lodo de esgoto na agricultura: uma análise cienciométrica**. Revista Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p. 823-832, 2014.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 1998.

ASSENHEIMER, A. (2009) **Benefícios do uso do bio sólido como substratos na produção de mudas de espécies florestais**. Revista Ambiência, v. 5, n. 2, p. 321-330. ARAÚJO et al., 2022; FREDDI, 2019

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro, 1986. 1 p.

ASTM INTERNATIONAL. **Standard Test Method for Dissolution of Solid Waste by Weak Acid Extraction**. ASTM D5258-02. West Conshohocken: ASTM International, 2002.

AVILA, F. G.; CHAVEZ, J. P.; CHIMBO, F. Z.; MOSCOSO, S. D.; DEL PINO, L. F.; ANAZCO, A. A. **Performance of *Phragmites australis* and *Cyperus papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands**. International Soil and Water Conservation Research, 2019.

BARROS, Regina Mambeli. **Energia de Biogás da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e de Aterros Sanitários**. 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/315445774_Energia_de_Biogas_da_Digestao_Anaerobia_de_Residuos_Solidos_Organicos_e_de_Aterros_Sanitarios. Acesso em: 4 ago. 2024.

BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. 2015. 197 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, 2015. Disponível em: <https://boletimdosaneamento.com.br/wp-content/uploads/2023/05/lodo-de-etes-ub-lucilene-ferreira-batista-2015.pdf>.

BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, 37(5), 721–728, 2011. DOI:10.1016/j.ecoleng.2010.05.003

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA nº 27, de 5 de junho de 2006**, alterada pela IN SDA nº 7, de 12

de abril de 2016, republicada em 2 de maio de 2016. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. —, 2006. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-sda-27-de-05-06-2006-alterada-pela-in-sda-07-de-12-4-16-republicada-em-2-5-16.pdf>. Acesso em: 12 ago. 2024.

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Congresso Nacional, Brasília, DF, 2010.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020**. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de bio sólido em solos, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da República Federativa do Brasil.

BRINGHENTI, J. R. et al. **Codisposição de lodos de tratamento de esgotos em aterros sanitários brasileiros: aspectos técnicos e critérios mínimos de aplicação**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, n. 5, p. 891-899, 2018.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. **The use of constructed wetlands for the treatment of urban wastewater**. In: ÖNORM. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Viena: Austrian Standards Institute, 2005. p. 1-19.

BRIX, H. **Sludge dewatering and mineralization in sludge treatment reed beds**. Water, Basel, v. 9, n. 3, art. 160, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9030160>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/9/3/160>. NIELSEN e LARSEN, 2016

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 14, n. 3, p. 317–328, set. 2009. DOI:10.1590/S1413-41522009000300016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/hjNVYxRJGKYr87cv3KTvhrb/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 26 ago. 2024

CANO-LARROTTA, A.; CASTELLNOU, R.; PASTOR, E. J.; SUBIRATS, J.; MATAMOROS, V.; UGHETTI, E. **Optimizing the final rest period of sludge treatment wetlands: Assessment of biosolids quality**. Journal of Environmental Management, v. 370, p. 122716, nov. 2024. doi:10.1016/j.jenvman.2024.122716

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 379 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: SEBRAC, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2019.

CHIARAWATCHAI, N.; HEERS, M.; OTTERPOHL, R. **Criteria for determining alternative plants to improve the resource recovery efficiency in constructed wetlands**. Water Science and Technology, v. 58, n. 8, p. 1665-1670, 2008.

Cui, L., Yang, C., Yang, A., Sun, Y., Meng, F., Yuan, J., Yuan, H., & Ye, S. **Application of excess sludge extract from sewage treatment plant in garden flower planting**. IOP conference series. Earth and environmental science, 2020, 546(3), 032025. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/546/3/032025>

DA SILVA, A. R.; ACHON, C. L. **II-052-Manejo do Lodo de ETE (LETE), Riscos Ocupacionais e a Destinação no Brasil–ETES com Lodos Ativados e Reatores Anaeróbios do Tipo UASB (Estudo De Casos)**. In: 30º Congresso ABES 2019, 2019.

DECEZARO, S. T. et al. **Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil**. Journal of Environmental Science and Health, Part A, v. 53, n. 13, p. 1131-1138, 2018. DOI: 10.1080/10934529.2018.1530106.

DE SOUZA, L. A. et al. Análise dos principais parâmetros que influenciam a compostagem de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 8, n. 3, 2020.

DO AMARAL, K. G. C.; AISSE, M. M.; POSSETTI, G. R. C. **Análise do custo de ciclo de vida do tratamento e destinação final do lodo e biogás, provenientes de ETE que emprega reatores do tipo UASB**. Revista DAE, São Paulo, 2020.

DORNELAS, Filipe Lima. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2008. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/ENGD-7LTN2F/1/filipe_lima_dornelas.pdf. Acesso em: 24 jul. 2024.

DOTRO, G. et al. **Treatment Wetlands: Biological Wastewater Treatment Series**. Volume 7. Londres: IWA Publishing, 2017. 154 p.

ELBAZ, A. A. et al. **Review classification of sludge drying beds SDB (conventional sand drying beds CSDB, wedge-wire, solar, and vacuum assisted and paved drying beds PDB)**. Journal of Materials and Environmental Science, v. 11, p. 593-608, 2020.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. **Manual prático para a compostagem de bio sólidos**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 1999.

FREDDO, A. **Caracterização físico-química de lodo proveniente de duas estações de tratamento de esgoto da região oeste do Paraná**. 2014. 58 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

GANDOLPHI, C.; ACHON, C. L. **Indicadores de desempenho como instrumento de gestão de lodo de estações de tratamento de esgoto**. Revista DAE, São Paulo, v. 72, n. 244, p. 1–14, 2023. DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2024.0212>

GARCÍA-ÁVILA, F.; PATIÑO-CHÁVEZ, J.; ZHINÍN-CHIMBO, F.; DONOSO-MOSCOSO, S.; FLORES DEL PINO, L.; AVILÉS-AÑAZCO, A. **Performance of *Phragmites australis* and *Cyperus papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands**. International Soil and Water Conservation Research, v. 7, n. 3, p. 286–296, set. 2019. DOI: 10.1016/j.iswcr.2019.04.001.

GERBA, C. P.; SMITH, D. R. **Removal of pathogens from wastewater by a constructed wetland**. Water Science and Technology, v. 51, n. 9, p. 119-124, 2005.

GHOLIPOUR, A. et al. **Sludge Treatment Reed Bed under different climates: A review using meta-analysis**. Science of The Total Environment, v. 843, p. 156953, out. 2022.

GOMES, R. F.; LELES, P. S. Dos S.; DIAS, M. M. M.; NUNES, Y. I.; DELGADO, L. B.; LOPES, L. N. **Bio sólido de estações de tratamento de esgotos como adubação de plantio para restauração da mata atlântica**. Advances in Forest Science, Cuiabá, v.8, n.4, p.1583-1590, 2021. DOI: <https://doi.org/10.34062/afs.v8i4.10081>.

GONÇALVES, R.F. et al. Desidratação de lodo de esgoto. In: Cleveron Vitorio Andreoli (Coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001

GOVINDAN, K.; HASANAGIC, M. **A systematic review on drivers, barriers, and practices towards circular economy: a supply chain perspective**. International Journal of Production Research, v. 56, n. 1-2, p. 278-311, 2018.

HADDIS, A.; DER BRUGGEN, B. V.; SMETS, I. **Constructed wetlands as nature based solutions in removing organic pollutants from wastewater under irregular flow conditions in a tropical climate**. Ecohydrology & Hydrobiology, 2019.

HAMERSKI, F. **Partida de um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) no tratamento de efluentes provenientes de uma indústria de laticínios**. 2012. 76 f. Dissertação (Engenharia de Processos) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

HEADLEY, T. R., DAVISON, L., HUETT, D. O., MÜLLER, R. **Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with Phragmites australis in sub-tropical Australia**. Water Research, 46(2), p. 345–354, 2012. doi:10.1016/j.watres.2011.10.042

HOFFMANN, G.; SCHINGNITZ, D.; BILITEWSKI, B. **Comparing different methods of analysing sewage sludge, dewatered sewage sludge and sewage sludge ash**. Desalination, n.250, pp. 399-403, 2010.

HUANG, M.; LI, Y.; GU, G. **Chemical composition of organic matters in domestic wastewater**. Desalination, v. 262, p. 36-42, 2010.

HUONG, Y. Z.; TAN, Y. Y.; TANG, F. E.; SAPTORO, A.. **Influence of sludge deposit layer on sludge treatment reed beds treating septage**. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development, v. 14, n. 3, p. 173–184, 2024. DOI: 10.2166/washdev.2024.162.

HUONG, Y. Z.; TAN, Y. Y.; TANG, F. E.; SAPTORO, A. **Modelling sludge dewatering in treatment reed bed considering sludge deposit formation**. Modeling Earth Systems and Environment, Cham, v. 10, p. 2761–2774, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01930-z>.

IMHOFF; K.; IMHOFF, K. R. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo, 1986. 301 p.

JORDÃO, E. P. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 1050 p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

Kadlec, R.H. and Knight, R.L. **Treatment Wetlands**. Lewis Publishers, Boca Raton, 1996, 893 p.

KANSIIME, F.; MWESIGYE, P. **Potential impacts of Kirinya wetland in treating secondary municipal effluent from Jinja stabilisation ponds**. [s.l: s.n.], 2012.

KANTAWANICHKUL, S.; DUANGJAISAK, W. **Domestic wastewater treatment by a constructed wetland system planted with rice**. Water Science and Technology, 2011.

KASSENGA, G. R. **Performance of a Cyperus papyrus pilot wetland in treating industrial effluent from a paper mill in Dar es Salaam, Tanzania**. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, v. 32, n. 15-18, p. 1279-1288, 2007.

KELLNER, E.; AKUTSU, J.; ACHON, C. L. Subsídios para Gestão de Esgotamento Sanitário: Abordagem da Fase Líquida. Em: PINHEIRO, Luliana Heloisa Pinê Américo; BENINI, Sandra Medina; AMADOR, Maria Betânia Moreira (Org.). **Recursos hídricos: gestão e sustentabilidade**. 210 ed. Tupã: ANAP, 2016. v. 1, p. 81-101. ISBN: 978-85-68242-36-0.

KENGNE, I. M. et al. **Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries**. *Desalination*, v. 248, n. 1-3, p. 291-297, nov. 2009.

KENGNE, I. M.; AKOA, A.; SOH, E. K.; TSAMA, V.; NGOUTANE, M. M.; DODANE, P.-H.; KONÉ, D. **Effects of faecal sludge application on growth characteristics and chemical composition of Echinochloa pyramidalis (Lam.) Hitch. and Chase and Cyperus papyrus L.** *Ecological Engineering*, v. 34, n. 3, p. 233–242, 2008. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.08.007.

KENGNE, I. M.; TILLEY, E. **Planted Drying Beds**. In: STRANDE, Linda; RONTALTAP, Mariska; BRDJANOVIC, Damir (org.). **Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation**. Dübendorf: Eawag/Sandec, 2014. Cap. 8, p. 155–176. Disponível em:

https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/EWM/Book/FSM_Ch08_Planted_Drying_Beds.pdf.

KOCHI, L. Y.; FREITAS, P. L.; MARANHO, L. T.; JUNEAU, P.; GOMES, M. P. **Aquatic macrophytes in constructed wetlands: a fight against water pollution**. Sustainability, Basel, v. 12, n. 21, art. 9202, 5 nov. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12219202>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/21/9202>.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. **Preliminary guidelines for design and operation of constructed wetlands treating septage**. In: International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment. Thailand, EAWAG/SANDEC, 1999. 4 p. Suntti, 2010.

KOOTTATEP, T. et al. **Constructed Wetlands for Septage Treatment - Towards Effective faecal Sludge Management**. In: IWA INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 8., 2002, Arusha, Tanzania.

KOWAL, P.; CIESIELSKI, S.; GODZIEBA, M.; FITOBÓR, K.; GAJEWSKA, M.; KOŁECKA, K. **Assessment of diversity and composition of bacterial community in sludge treatment reed bed systems**. Science of the Total Environment, v. 756, art. 144060, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144060>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720375914>. Al-Rashdi et al., 2024

LAFORTEZZA, R. et al. **Nature-based solutions for resilient landscapes and cities**. Environmental Research, v. 165, p. 431-441, 2018. DOI: [10.1016/j.envres.2018.04.012](https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.04.012).

LAI, W. L.; ZHANG, Y.; CHEN, Z. H. **Radial oxygen loss, photosynthesis and nutrient removal of 35 wetland plants**. Ecological Engineering, v. 39, p. 24-30, 2012.

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. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

LOURENÇO, L. S. et al. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por wetland horizontal de fluxo subsuperficial na estação de tratamento de Aparecida - Campos Novos, SC**. Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável, v. 8, n. 1, p. 85-94, 2017.

MARCHESI, M. D. T. **Remoção de matéria orgânica, nutrientes e antibióticos em esgotos domésticos por wetlands construídas de fluxo vertical**. 2020. 81 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2020.

MASI, F.; BRESCIANI, R. **Sludge Drying Reed Beds for faecal sludge treatment**. In: Sustainable Sanitation and Water Management. 2019. Disponível em: <https://sswm.info/pavitr-toolkit/get-know-pavitr-technologies/water-reclamation-solutions/sludge-drying-reed-beds-for-faecal-sludge-treatment>.

MATOS, A. T. et al. **Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos**. Engenharia Agrícola, v. 30, n. 3, p. 518-526, maio/jun. 2010.

MATTOS, L. C.; FARIAS JUNIOR, M. **Manual do Biodigestor Sertanejo**. 1. ed. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2011. 54 p.

MELIDIS, P. et al. **Dewatering of primary settled urban sludge in a vertical flow wetland**. Desalination, 2010.

MENNERICH, A.; NIEBUHR, L.; EZZO, H. **Full-scale sludge treatment in reed beds in moderate climate—a case study**. Water, v. 9, n. 10, p. 741, 2017.

MENG, Daizong; WU, Jun; XU, Zuxin; XU, Yixiao; LI, Huaizheng; JIN, Wei; ZHANG, Jin. **Effect of passive ventilation on the performance of unplanted sludge treatment wetlands: heavy metal removal and microbial community variation**. Environmental Science and Pollution Research, Cham, v. 27, p. 31665–31676, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09288-w>.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2014.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1991. P. 1334.

MILANI, M.; MARZO, A.; TOSCANO, A.; CONSOLI, S.; CIRELLI, G. L.; VENTURA, D.; BARBAGALLO, S. **Evapotranspiration from Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands Planted with Different Perennial Plant Species**. Water, v. 11, n. 10, art. 2159, 17 out. 2019. doi: 10.3390/w11102159.

NIELSEN, S. **Combined treatment of sludge from a wastewater treatment plant and wastewater from a stormwater basin in a Sludge Treatment Reed Bed System during > 25 years**. Ecological Engineering, 2023.

NIELSEN, S. **Mineralization of hazardous organic compounds in a sludge reed bed and sludge storage**. Water Science and Technology, v. 51, n. 9, p. 109-117, 2005b.

NIELSEN, S. **Sludge reed bed facilities: operation and problems**. Water Science and Technology, v. 51, n. 9, p. 99-107, 2005a.

NIELSEN, S. Sludge treatment in wetland systems. Em: DIAS, V.; VYMAZAL, J. (Eds.). **Proceedings of the Conference on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands**. Lisboa, Portugal, 2003.

NIELSEN, S.; COOPER, D. J. **Dewatering sludge originating in water treatment works in reed bed systems**. *Water Science & Technology*, v. 64, n. 2, p. 361–366, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.581>. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.581>.

NIELSEN, S.; STEFANAKIS, A. I. **Sustainable dewatering of industrial sludges in sludge treatment reed beds: experiences from pilot and full-scale studies under different climates**. Applied Sciences, Basel, v. 10, n. 21, p. 7446, 23 out. 2020. DOI: 10.3390/app10217446

ODHIAMBO, L. O.; OKURUT, T. O.; ZIRABA, R. B. **The use of *Cyperus papyrus* L. for nutrient removal from domestic wastewater in a constructed wetland system**. In: International conference on civil, structural and environmental engineering, 2012. World Academy of Science, Engineering and Technology.

ODIRA, A. K.; OKURUT, T. O.; KIPTANUI, J. **Performance of a horizontal sub-surface flow constructed wetland planted with *Cyperus papyrus* L. for treatment of domestic wastewater**. International Journal of Civil Engineering and Technology, v. 7, n. 1, p. 1-13, 2016.

OKURUT, T.; RIJS, G.; VAN BRUGGEN, J. **Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritianus***. Water Science and Technology, 1999.

PANDEY, M. K.; JENSSEN, P. D. **Reed beds for sludge dewatering and stabilization**. Journal of Environmental Protection, v. 6, n. 4, p. 341, 2015.

PEGORINI, E. S. et al. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Curitiba: SANEPAR, 1999.

PELISSARI, C.; ÁVILA, C.; TREIN, C. M.; GARCÍA, J.; DULTRA DE ARMAS, R.; SEZERINO, P. H. **Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater**. Science of the Total Environment, v. 574, p. 390–399, 1 jan. 2017. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.207 .

PENIDO, R. C. S. **Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantados em escala de demonstração**. 2009. 189 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária, Saneamento e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 11 set. 2009. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/ENGD-7YAJ8U>.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; VOLTOLINI, C. A.; SILVA, B. E. S. **Wetlands de tratamento de lodo: desempenho operacional e viabilidade econômica**. In: FENASAN 2023 – Feira Nacional de Saneamento e Meio Ambiente, São Paulo, 2023. Anais [...]. São Paulo: AESabesp, 2023. Disponível em: <https://rotaria.net/wp-content/uploads/2024/03/FENASAN-2023-Wetland-Lodo-ROTARIA-do-Brasil.pdf>.

PLESTENJAK, G.; ELER, K.; MIHELIČ, R.; FERLAN, M.; OGRINC, N.; KRAJNC, B.; VODNIK, D. **Can additional air supply enhance decomposition processes in sludge treatment reed beds?** Journal of Environmental Management, v. 277, art. 111511, 2021. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111511.

PONTES, P. P. **REATORES UASB APLICADOS AO TRATAMENTO COMBINADO DE ESGOTOS SANITÁRIOS E LODO EXCEDENTE DE FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR**. Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG: Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos, 2003. Belo Horizonte. Disponível em: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/81D.PDF>

POUCHER, A. M. et al. **Decrease of enteric micro-organisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture**. Journal of Applied Microbiology, n.99, pp. 528-539, 2005.

RAMOS, M. P. et al. **Avaliação e Proposta de Melhoria para Estação de Tratamento de Esgoto de Porto Alegre**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso

(Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

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, 2004.

RIETOW, J. C. et al. **Consolidação da tecnologia de reatores UASB no estado do Paraná para o tratamento de esgotos sanitários.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 28, 2023.

RORAT, A.; COURTOIS, P.; VANDENBULCKE, F.; LEMIÈRE, S. **Sanitary and environmental aspects of sewage sludge management.** In: Industrial and Municipal Sludge, p. 155–180, 2019. PMID: PMC7149543. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7149543/>. Acesso em: 11 jul. 2024.

SACCON, S. **Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza.** 2009. Trabalho Final de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) – União Dinâmica de Faculdade Cataratas, Foz do Iguaçu, 2009.

SANTOS, B. S.; OLIVEIRA, A. L.; SALA, M. R.; FILHO, J. E. A. P. **Avaliação de sistema de leito de drenagem no desaguamento do lodo de Estação de Tratamento de Água com ênfase na influência dos agentes externos na fase de secagem.** Ciência & Engenharia, v. 23, n. 1, p. 65–71, jan.–jun. 2014.

Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/287401762_Avaliacao_de_sistema_de_leito_de_drenagem_no_desaguamento_do_lodo_de_Estacao_de_Tratamento_de_Agua_com_enfase_na_influencia_dos_agentes_externos_na_fase_de_secagem. Acesso em: 9 ago. 2024.

SANTOS, D. S. et al. **Efeito da secagem em leito nas características físico-químicas e microbiológicas de lodo de reator anaeróbio de fluxo ascendente usado no tratamento de esgoto sanitário.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, p. 341-349, 2017.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao**

tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015a.

SEZERINO, P. H.; DOS SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; CELIS, G. S.; PHILIPPI, L. S. **Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos.** Revista Engenharia e Construção Civil, v. 2, n. 2, p. 1-10, 2015b.

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; DOS SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M. B.. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção.** Tubarão: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2018.

SEZERINO, P. H. et al. **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras.** 1. ed. Curitiba: Brazil Publishing, 2021.

SHINGARE, R. P. et al. **Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens.** Journal of Environmental Management, v. 246, p. 444-461, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.05.157.

SILVA JÚNIOR, E. D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídos no tratamento de esgoto doméstico.** Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. Brasília. 2018. 214p.

SILVA, A. R. da; SEZERINO, P. H. Aplicabilidade dos Wetlands Construídos no tratamento de esgoto sanitário e doméstico. In: SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARI, C. (Org.). **Wetlands Construídos como Ecotecnologia para o Tratamento de Águas Residuárias: Experiências Brasileiras.** 1. ed. Curitiba: Brazil Publishing, 2021. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2021/02/E-book-WETLANDS-BRASIL-Experi%C3%AAnciasBrasileiras-1.pdf>. Acesso em: 3 jan. 2024.

SILVA, A. R. **Gestão dos riscos ocupacionais no manejo do lodo de estações de tratamento de esgotos e a NBR ISO 31000.** 2019. 138 f. Dissertação

(Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.

SILVA, A. R.; SILVA, C. E. C. **Remoção de umidade de lodo anaeróbio de UASB em leito de secagem com piso de blocos drenantes**. ResearchGate, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/364160848_Remocao_de_umidade_de_lodo_anaerobio_de_UASB_em_leito_de_secagem_com_piso_de_blocos_drenantes. Acesso em: 7 dez. 2024.

SILVA, B. W. A.; FILHO, M. R. D.; SANTOS, L. I. S.; LEITE, B.; MATOS, D. L. **Projeto de reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) para tratamento de vinhaça**. Colloquium Exactarum, v. 13, n. 2, p. 88-99, 2021.

SILVA, M. V.; CHAER, G. M.; LELES, P. S. S.; RESENDE, A. S.; SILVA, E. V.; BARROS, T. O. C. **Uso de biossólido em plantios de espécies da Mata Atlântica**. Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 48, n. 126, e2728, 2020. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/hr126/2318-1222-scifor-48-126-e2728.pdf>.

SILVA, S. M. C. **Avaliação do leito de secagem com piso de blocos drenantes para lodos gerados em Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2017. 164 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru, 2017.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico Temático – Serviços de Água e Esgoto**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento, Ministério do Desenvolvimento Regional, 2021.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Glossário de Indicadores - Água e Esgotos**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento, Ministério do Desenvolvimento Regional, 2020.

STEFANAKIS, A. I.; AKRATOS, C. S.; TSIRINTZIS, V. A. **Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier Publishing, 2014.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. **Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale sludge drying reed beds**. Ecological Engineering, v. 38, n. 1, p. 65–78, 2012.

STEFANAKIS, A. I.; TSIRINTZIS, V. A. **Dewatering mechanisms in pilot-scale sludge drying reed beds: effect of design and operational parameters**. Chemical Engineering Journal, 2011.

STEFANAKIS, A. I.; TSIRINTZIS, V. A. **Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale sludge drying reed beds**. Ecological Engineering, 2012a.

STEFANAKIS, A. I.; TSIRINTZIS, V. A. **Heavy metal fate in pilot-scale sludge drying reed beds under various design and operation conditions**. Journal of Hazardous Materials, 2012b.

STEFANAKIS, A. I. **Review: Constructed Wetlands for Sustainable Wastewater Treatment in Hot and Arid Climates: Opportunities, Challenges and Case Studies in the Middle East**. MDPI - Water. 2020. doi: <http://dx.doi.org/10.3390/w12061665>

SULLIVAN, D. M.; BARY, A.; COGGER, C.; MYRLAND, R. **Fertilizing with Biosolids**. PNW 508, Oregon State University Extension, abr. 2022. Disponível em: <https://extension.oregonstate.edu/sites/ext/files/documents/pnw508.pdf>.

SUNTTI, C. **DESAGUAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO EM FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS**. Orientador: Luiz Sérgio Philippi. 2010. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental.) - Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2010.

SYLVANE, G.; MCGOWAN, F.; SCHOLZ, M. **Gully pot effluent treatment with constructed wetlands**. Edinburgh: The School of Engineering, The University of Edinburgh, 2003. Disponível em: <http://www.see.ed.ac.uk>. Acesso em: 15 jan. 2024.

TADESSE, A. **Evaluation of Selected Wetland Plants for the Removal Efficiency of Chromium and Organic Pollutants from Tannery Wastewater in Constructed Wetlands at Modjo Tannery**. 2010.

TAN, Y. Y.; TANG, F. E.; SAPTORO, A. **Process-based models for nitrogen dynamics in subsurface flow constructed wetlands: a state-of-the-art review**. Environmental Reviews, Ottawa, v. 29, n. 4, p. 491–509, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1139/er-2021-0001>.

TAO, W.; WANG, J. **Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems**. Ecological Engineering, v. 35, p. 836-842, 2009.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

TIQUIA, M. S.; TAM, N. F. Y. **Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge**. Bioresource Technology, v. 65, p. 43-49, 1998.

TIQUIA, M. S.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. **Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter**. Environmental Pollution, v. 93, p. 249-256, 1996.

UFV. **Redução da Viabilidade de Ovos de Helminthos em Lodo de Esgoto Doméstico Caleado**. Revista Engenharia na Agricultura, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 30-36, 2008. Disponível em: <https://periodicos.ufv.br/reveng/article/view/382/287>. Acesso em: 4 ago. 2024.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; CARRETERO, J. E.; GARCÍA, J. **Performance of sludge treatment wetlands using different plant species and porous media**. Journal of Hazardous Materials, 2012.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS, E.; GARCÍA, J. **Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art**. Bioresource Technology, 2010.

UGGETTI, E. et al. **Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain**. Bioresource Technology, v. 100, p. 3882–3890, 2009a.

UNEP – United Nations Environment Programme. **Guidelines for Sewage Sludge Treatment, Disposal and Use**. Documento UNEP(DEC)/MED WG.264/Inf.8. Apresentado na reunião de coordenadores nacionais do MED POL, Barcelona

(Espanha), 24–27 de maio de 2005. [s.l.], mai. 2005. Disponível em: wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/5457/05wg264_inf8_eng.pdf.

UNIÃO EUROPEIA. **Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture**. Official Journal of the European Communities, L181, 4 jul. 1986.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **EPA 625/R-92/013: Under 40 CFR Part 503. Environmental Regulations and Technology. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage)**. Washington: USEPA, 2003.

VAN HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P. F. F. Geração e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários. Em: ANDREOLI, C. V. (coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. cap. 1, p. 3-27.

VAN HAANDEL, A.; CAVALCANTI, P. F. F. **Geração e Composição de Lodo em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários**. In: ANDREOLI, C.V. (coord.). **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Rio de Janeiro. ABES. 2001. Cap I. pag 3-27.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**: Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1994.

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. L. **Produtividade em diferentes tipos de leitos de secagem**. Revista DAE, São Paulo, v. 69, n. 229, p. 132–151, ed. esp. mar. 2021. Disponível em: https://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_229_n_1944.pdf. Acesso em: 7 jul. 2025.

VIRGINIA BIOSOLIDS COUNCIL. **Nutrient Content, Value, and Management of Biosolids**. Richmond, VA, 2018. Disponível em: https://www.virginiabiosolids.com/wp-content/uploads/2018/10/VBC_NutrientContent.pdf

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2014. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F. **Sludge treatment and disposal**. 1. ed. Londres: IWA Publishing, 2007. v. 6. 244p Rissoli 2004

VYMAZAL, J. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience**. Environmental Science & Technology, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011. doi:10.1021/es101403q.

VYMAZAL, J. **Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review**. Ecological Engineering, 2013.

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. **Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators**. Science of The Total Environment, v. 541, p. 8-22, 2016. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.047.

YUBO, C.; TIEHENG, S.; LIHUI, Z.; TINGLIANG, J.; LIPING, Z. **Performance of wastewater sludge ecological stabilization**. Journal of Environmental Sciences, Changchun, v. 20, p. 385-389, 2008.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) — Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2008. Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour. Disponível em: <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2008.427503>.

ZHANG, L.; LYU, T.; ZHANG, Y.; BUTTON, M.; ARIAS, C. A.; WEBER, K. P.; BRIX, H.; CARVALHO, P. N. **Impacts of design configuration and plants on the functionality of the microbial community of mesocosm-scale constructed wetlands treating ibuprofen**. Water Research, v. 131, p. 228–238, 15 mar. 2018. DOI: 10.1016/j.watres.2017.12.050.

ANEXO

Tabela 12 – Resultados das análises de ST e suas frações obtidas em laboratório

Data	LODO BRUTO				LODO LEITO 01				LODO LEITO 02				LODO LEITO 03			
	ST (%)	SF (%)	SV (%)	SV/ST	ST (%)	SF (%)	SV (%)	SV/ST	ST (%)	SF (%)	SV (%)	SV/ST	ST (%)	SF (%)	SV (%)	SV/ST
22/02/2024	11,01	3,46	7,55	0,69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/02/2024	8,03	2,29	5,75	0,72	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
07/03/2024	0,33	0,15	0,18	0,55	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14/03/2024	13,90	2,82	11,07	0,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/03/2024	12,15	3,30	8,85	0,73	35,27	19,78	15,49	0,44	32,30	17,99	14,31	0,44	30,07	16,94	13,13	0,44
28/03/2024	7,65	2,18	5,46	0,71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/04/2024	15,34	3,66	11,68	0,76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/04/2024	0,14	0,07	0,06	0,46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18/04/2024	9,41	4,54	4,87	0,52	25,28	12,55	12,73	0,50	24,02	12,10	11,92	0,50	22,65	11,87	10,79	0,48
25/04/2024	7,45	3,41	4,05	0,54	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
02/05/2024	17,57	3,06	14,51	0,83	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
09/05/2024	-	-	-	-	21,45	11,91	9,53	0,44	20,74	11,15	9,59	0,46	20,46	10,83	9,62	0,47
06/06/2024	-	-	-	-	27,99	16,25	11,74	0,42	26,45	15,04	11,41	0,43	31,89	18,17	13,72	0,43
04/07/2024	-	-	-	-	39,37	22,24	17,13	0,44	43,92	25,81	18,11	0,41	45,31	26,27	19,04	0,42
01/08/2024	-	-	-	-	55,26	34,79	20,46	0,37	55,72	35,26	20,46	0,37	54,46	32,42	22,04	0,40
29/08/2024	-	-	-	-	65,32	40,34	24,98	0,38	81,69	50,50	31,19	0,38	75,84	48,25	27,59	0,36