

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MATEUS GONZATTO

USO DE MICRORGANISMOS EFICIENTES EM SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE
TRATAMENTO DE ESGOTO:

Um estudo de caso em um biodigestor anaeróbio residencial da Ilha de Eufrasina, PR.

PONTAL DO PARANÁ

2024

MATEUS GONZATTO

USO DE MICRORGANISMOS EFICIENTES EM SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE
TRATAMENTO DE ESGOTO:

Um estudo de caso em um biodigestor anaeróbio residencial da Ilha de Eufrasina, PR

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof. Dr. Silvia Pedroso Melegari

Coorientadora: Ms. Jassiara da Silva Pessoa

PONTAL DO PARANÁ

2024

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DO CENTRO DE ESTUDOS DO MAR

Gonzatto, Mateus
G642u Uso de microrganismos eficientes em sistemas descentralizados de tratamento de esgoto: um estudo de caso em um biodigestor anaeróbio residencial da Ilha de Eufrasina, PR / Mateus Gonzatto. – Pontal do Paraná, 2024.
1 arquivo [51 f.] : PDF.

Orientadora: Profa. Dra. Silvia Pedroso Melegari
Coorientadora: Ms. Jassiara da Silva Pessoa

Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Paraná, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária.

1. Esgotos. 2. Tratamento. 3. Biodigestores. 4. Qualidade da água. I. Melegari, Silvia . Pedroso. II. Pessoa, Jassiara da Silva. III. Título. IV. Universidade Federal do Paraná.

CDD – 628.3

Bibliotecária: Fernanda Pigozzi CRB-9/1151



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Avenida Deputado Anibal Khury, 2033, - Bairro Bañeário Pontal do Sul, Pontal do Paraná/PR, CEP 83255-976
Telefone: 4135118600 - <http://www.ufpr.br/>

TERMO

DE APROVAÇÃO

MATEUS GONZATTO

“USO DE MICRORGANISMOS EFICIENTES EM SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO: Um estudo de caso em um biodigestor anaeróbio residencial da Ilha de Eufrasina, PR.”

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal do Paraná, pela Banca formada pelos membros:

Profa. Dra. Silvia Pedroso Melegari - UFPR
Presidente

Prof. Dr. Fernando Augusto Silveira Armani - UFPR

Ms. Jaqueline Dittrich Trevisan - APPA

Pontal do Paraná, 14 de agosto de 2024.



Documento assinado eletronicamente por **SILVIA PEDROSO MELEGARI, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 14/08/2024, às 14:08, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Jaqueline Dittrich Trevisan, Usuário Externo**, em 15/08/2024, às 09:10, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **FERNANDO AUGUSTO SILVEIRA ARMANI**,
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR, em 15/08/2024, às 10:15, conforme art. 1º, III, "b",
da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida [aqui](#) informando o código verificador **6898168** e o
código CRC **3B3276C1**.

Rua XV de Novembro, 1299 – Centro – CEP: 80.060-000 – Curitiba-PR
Fone (41) 3360-5187 – E-mail: contratos@ufpr.br

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, quero agradecer a minha orientadora, Silvia Pedroso Melegari, e minha coorientadora, Jassiara da Silva Pessoa, cuja suas orientações foram cruciais para o meu aprendizado e formação.

Agradeço também a Universidade Federal do Paraná, que proporcionou um ambiente no qual desenvolvi meus conhecimentos e habilidades, e à Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA) pelo apoio financeiro e logístico no projeto “Comunidades Sustentáveis: Ilha de Eufrasina”. Além disso, agradeço ao LABTOX, que representou uma experiência enriquecedora e fundamental na minha formação acadêmica e profissional.

À minha família, em especial a minha mãe e meu irmão Guilherme, que independentemente das situações, sempre estiveram ao meu lado, incansavelmente me incentivando e dando o suporte necessário para o meu crescimento pessoal e acadêmico.

Aos meus amigos, que constantemente me incentivaram e apoiaram nesse percurso.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
1.1 JUSTIFICATIVA	8
1.2 OBJETIVO	10
1.2.1 OBJETIVO GERAL.....	10
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
2. REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1. TRATAMENTO ANAERÓBICO DE EFLUENTES.....	11
2.2. MICRORGANISMOS EFICIENTES	12
2.3. ME E QUALIDADE DA ÁGUA	14
2.3 EFEITO DO ME SOBRE A MO E CONTAMINANTES EMERGENTES	16
3. METODOLOGIA.....	18
3.1 PREPARO DOS ME	18
3.2 ÁREA DO ESTUDO.....	19
3.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA MONITORADOS	21
3.3.1 Condutividade, pH e turbidez	21
3.3.2 Sólidos Totais, DQO, DBO e COT	22
3.3.3 Determinação dos nutrientes N e P	23
3.3.4 Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	24
3.4 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA	24
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1 ISOLAMENTO DOS ME EM MEIO SOLIDO	25
4.2 ENSAIO DE BANCADA COM EM	26
4.3. APLICAÇÃO DO ME NO BIODIGESTOR.....	26
4.3.1 Parâmetros físico-químicos.....	26
4.3.2. Matéria Orgânica (MO).....	30
4.3.3. Nutrientes N e P	34
4.3.4. Parâmetros biológicos	38
4.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	40
5. CONCLUSÃO.....	44
6. REFERÊNCIAS	45
ANEXO 1	49

RESUMO

Sistemas de tratamento descentralizados de esgoto desempenham um papel crucial na abordagem contemporânea de gestão de águas residuárias, oferecendo benefícios substanciais em diversas áreas, como saúde pública e de ecossistemas aquáticos. Os microrganismos eficientes (ME) são um conjunto de organismos que desempenham funções favoráveis no meio ambiente e têm a capacidade de prosperar em diversos ecossistemas. Sendo assim, este trabalho avaliou o uso de ME em teste de bancada para degradação da matéria orgânica (MO) e diclofenaco (DCF), além de sua inoculação *in situ* em um biodigestor anaeróbico (dois reatores em série), seguido de filtro anaeróbio submerso (com material-suporte de pedaços de bambu) em funcionamento numa residência da Ilha de Eufrasina, Paranaguá - PR. Os ME foram coletados da biota local, isolados e cultivados em laboratório. Os ME foram inoculados em um biodigestor anaeróbico (reator 1) para acompanhar o efeito na tratabilidade do efluente. Os parâmetros de qualidade da água acompanhados foram pH, condutividade, turbidez, sólidos totais (ST), DBO, DQO, COT, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio total, fósforo total, coliformes totais, *Escherichia coli*. No teste de bancada com ME foi observada uma redução significativa na MO e DCF, com eficiências de remoção de 52% e 70%, respectivamente. Antes da inoculação do ME, o biodigestor anaeróbico *in situ* apresentou boas eficiências de remoção para todos os parâmetros avaliados, com destaque para eficiências de remoção de MO (- 67 % COT), coliformes totais (- 93 %) e *E. coli* (- 94 %). Contudo, com a inoculação do ME pouca melhoria na eficiência foi observada (somente ST e DBO). Apesar do baixo desempenho, foi observado que a inoculação do ME inibiu o número de *E. coli* no reator 1, sendo possível utilizá-lo para controle de patógenos nos biodigestores. Os resultados observados reforçam que a implementação de biodigestores anaeróbios combinado ou não à ME, promove práticas mais sustentáveis e melhorias das condições de saneamento em comunidades isoladas pelo tratamento de efluentes de forma efetiva, uma vez que é uma alternativa simples, eficaz e sustentável no tratamento de efluentes.

Palavras-Chave: Microrganismos eficientes; biodigestor anaeróbico; filtro anaeróbio submerso; qualidade da água; Ilha de Eufrasina.

ABSTRACT

Decentralized sewage treatment systems play a crucial role in the contemporary approach to wastewater management, providing substantial benefits in several areas, such as public health and aquatic ecosystems. Efficient microorganisms (EM) are a set of organisms that perform appropriate functions in the environment and can thrive in diverse ecosystems. Therefore, this work evaluated the use of EM in a bench test for the effect on degradation of organic matter (OM) and diclofenac (DCF), and *in situ* inoculation of EM in an anaerobic biodigester (two reactors in series), followed by anaerobic submerged biofilter (with “bamboo” support material), working in a house at Eufrasina Island, Paranaguá - RP. EM were collected from local biota, isolated and cultured in the laboratory. The EM were inoculated into an anaerobic biodigester (reactor 1) to monitor the effect on the treatability of the effluent. The water quality parameters monitored were pH, conductivity, turbidity, total solids (TS), BOD, COD, TOC, ammonia, nitrite, nitrate and total nitrogen, total phosphorus, total coliforms, *Escherichia coli*. In the bench test with EM, a significant reduction in MO and DCF was observed, reaching removal efficiency of 52% and 70%, respectively. Before ME inoculation, the *in situ* anaerobic biodigester presented good removal efficiencies for all evaluated parameters, with emphasis on removal efficiencies for OM (- 67% TOC), total coliforms (- 93%) and *E. coli* (-94%). However, after ME inoculation slight improvement in efficiency were observed (only TS and BOD showed increase of removal efficiency). Despite the low performance, it was observed that the EM inoculation inhibited the number of *E. coli* in reactor 1, making it possible to use it to control pathogens in biodigesters. The observed results reinforce that the implementation of anaerobic biodigesters combined or not with ME, promotes more sustainable practices and improvements in sanitation conditions in isolated communities by effectively treating effluents, as it is a simple, effective and sustainable alternative in the treatment of effluents.

Keywords: Efficient microorganisms; anaerobic biodigester; complementary treatment; water quality; Eufrasina Island.

1. INTRODUÇÃO

A falta de coleta e tratamento adequados do esgoto doméstico e industrial leva ao lançamento desses resíduos diretamente nos corpos hídricos, contaminando a água e colocando em risco a saúde pública e o meio ambiente (Pedroza et al., 2010). Sendo assim, as águas residuárias são provenientes do uso da atividade antrópica, no qual sofreu contaminação ou poluição como resultado deste processo. Uma das principais categorias das águas residuárias é a doméstica/urbana, provenientes de residências e prédios comerciais, incluindo banheiros, pias, chuveiros e lavanderias.

A descarga de águas domésticas contaminadas (não tratada) resulta em um impacto negativo aos ecossistemas aquáticos, pois a capacidade natural de depuração do ambiente não consegue eliminar a elevada e constante presença de matéria orgânica (MO), nutrientes e patógenos presente no efluente (Seco et al., 2008). Para minimizar esse impacto, o uso de sistemas biológicos de tratamento de esgoto pode ser uma alternativa interessante para tratar esse efluente, visto que pode ser de fácil manutenção e possui todos os componentes básicos para manutenção de microrganismos como bactérias e microalgas. Esses tratamentos biológicos podem ser de natureza aeróbica ou anaeróbica (Seco et al., 2008).

Os sistemas anaeróbicos para o tratamento de efluentes apresentam diversas vantagens, sendo notáveis pela eficiência na redução da carga orgânica, principalmente em ambientes de baixa disponibilidade de oxigênio (Metcalf e Eddy, 2016). Além disso, esses sistemas geralmente demandam menos energia em comparação com processos aeróbicos, resultando em custos operacionais mais baixos. No entanto, as desvantagens incluem a sensibilidade a variações de temperatura e carga orgânica, o que pode afetar negativamente a estabilidade do processo, além da produção de gases como metano, um potente contribuinte para o efeito estufa, durante a digestão anaeróbica (Von Sperling, 2014).

Para melhorar a eficiência dos sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto, várias estratégias têm sido utilizadas, como por exemplo o controle do pH, ajustando-o conforme necessário para manter o ambiente ideal para os microrganismos anaeróbios; aumentar o tempo de detenção hidráulica (TDH) dos reatores anaeróbios, dando mais tempo para a MO ser digerida, com manobras como redução do fluxo de entrada ou ampliação do tamanho do reator; remoção prévia de sólidos suspensos do efluente, através de grades e decantadores primários, aprimorando a eficiência do sistema; controle da carga orgânica que entra no sistema, para evitar sobrecarregar o reator e prejudicar o desempenho; manutenção regular do sistema,

incluindo a remoção de lodo e a limpeza de componentes; implementação de sistemas de monitoramento e controle automatizados para auxiliar no funcionamento do sistema e tomar medidas corretivas quando necessário (Chen et al., 2020). Diante disso, diversas intervenções são necessárias para tornar mais eficientes os sistemas de tratamento anaeróbico de efluentes. Uma abordagem inovadora e que tem ganhado destaque nos últimos anos nessa área tem sido o uso de microrganismos eficientes (Safwat e Matta, 2021).

Os Microrganismos Eficientes (ME), também conhecidos como Microrganismos Eficazes, são uma categoria diversificada de organismos unicelulares que desempenham papéis cruciais em diversos ecossistemas e processos biológicos. A descoberta destes microrganismos ocorreu na década de 1970, onde uma nova técnica foi desenvolvida na Universidade de Ryukyus, Japão, na qual utilizava os ME para melhorar a qualidade do solo. Com isso, o pesquisador relatou que a combinação de 80 microrganismos distintos é capaz de influenciar a decomposição de MO (Namsivayam, 2011).

Os ME têm a capacidade de decomposição eficaz de substâncias orgânicas presentes em corpos d'água, além de reduzir os níveis de substâncias orgânicas, como nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, oxigênio dissolvido, turbidez, sulfeto de hidrogênio, entre outros (Chen et al., 2020; Safwat e Matta, 2021). Também, durante este processo, as substâncias nocivas presentes na água podem ser transformadas por enzimas microbianas em substâncias com menor potencial nocivo. Além disso, os ME podem inibir o efeito da reprodução de bactérias patogênicas e da produção de amônia (Chen et al., 2020).

Portanto, este trabalho tem como objetivo verificar a eficiência dos ME em sistemas anaeróbios de tratamento para águas residuárias e avaliar seu efeito sobre os parâmetros da qualidade da água do sistema de tratamento, com a finalidade de aprimorar o tratamento da água residuária proveniente da Comunidade de Eufrasina, localizada em Paranaguá-PR, através do uso de ME.

1.1 JUSTIFICATIVA

Segundo a Lei nº 11.445/2007, marco importante na política de saneamento básico no Brasil, onde é assegurado pela constituição, estabelece a organização e aprimoramento dos serviços de água, esgoto, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos no Brasil (Pedroza et al., 2010). Além de estabelecer o saneamento básico a todo brasileiro, o tratamento dessas águas residuárias requer um cuidado grande, para evitar possíveis contaminações no solo e corpos

hídricos. Assim, as estações de tratamento de esgoto (ETE) vêm como uma forma de tratamento das águas residuárias a fim de amenizar e mitigar os impactos ao meio ambiente.

As resoluções brasileiras CONAMA nº 357/2005 e CONAMA nº 430/2011 estabelecem na forma de lei alguns critérios sobre os padrões de lançamentos dos efluentes em águas superficiais em seus respectivos parâmetros, como pH, DBO (demanda bioquímica de oxigênio), nitrato, fósforo etc. (Brasil, 2005). Além disso, para os padrões de lançamentos se enquadrarem dentro das legislações, novas tecnologias estão sendo criadas e utilizadas como auxílio, sendo uma delas os ME.

Os ME surgem como uma alternativa possível para o tratamento da água, pois compreendem uma cultura diversificada, que inclui bactérias, arqueas, fungos e leveduras, trabalhando em conjunto na composição da MO (Chen et al., 2020; Safwat & Matta, 2021). Porém, a escassez de literatura científica sobre o uso de ME no tratamento de esgoto é uma realidade em algumas áreas de pesquisa, principalmente no saneamento básico, especialmente se o tema for relativamente novo ou menos explorado (Namsivayam, 2011). Essa escassez na literatura ocorre muitas vezes pela falta investimento em tecnologias novas, que auxiliam no tratamento de esgoto com sistemas alternativos e mais eficientes, incluindo o uso de ME.

O uso e a implementação dos ME no tratamento de esgoto podem beneficiar a qualidade ambiental da comunidade foco deste estudo, a Ilha de Eufrasina, Paranaguá-PR, pois irá melhorar a tratabilidade do esgoto, visto que em comunidades isoladas a falta de acesso a recursos financeiros e técnicos pode dificultar a implementação de sistemas de tratamento adequados. Além disso, outros sistemas alternativos de tratamento de efluentes anaeróbios e aeróbios, como por exemplo wetlands, estão sendo implementados no local, visando melhorar a qualidade do esgoto e sua destinação. Essa melhoria impactará positivamente não apenas o quesito ambiental (como flora, fauna poluição hídrica e contaminação do solo), mas também, a saúde pública, visto que o esgoto tratado reduz a propagação de doenças transmitidas pela água contaminada (Werneck e Rooke, 2010). Além disso, comunidades isoladas geralmente estão dispersas geograficamente, o que torna o planejamento e a instalação de sistemas de coleta e tratamento de esgoto mais desafiadores, ocasionando custos mais elevados de construção e manutenção, o que leva a produzir tratamentos descentralizados, como fossa séptica.

1.2 OBJETIVO

1.2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste estudo é avaliar a eficiência do uso dos ME para aprimorar o sistema de tratamento de esgoto implantado na vila de Eufrasina – PR, que utiliza um biodigestor anaeróbio para tratamento do efluente.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Alguns objetivos específicos foram delineados para atingir o objetivo geral, conforme apresentado a seguir:

- Realizar a coleta e o cultivo de ME na localidade do litoral do Paraná;
- Identificar o domínio dos ME isolados no cultivo para uma melhor interpretação dos resultados de eficiência dos biodigestores anaeróbios;
- Caracterizar o biodigestor anaeróbio em funcionamento antes da inoculação dos ME, a fim de mensurar a eficiência do sistema utilizando parâmetros de qualidade da água;
- Avaliar a influência da inoculação dos ME na eficiência no biodigestor anaeróbio após 7 e 30 dias, utilizando parâmetros de qualidade da água;

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. TRATAMENTO ANAERÓBICO DE EFLUENTES

Um sistema de tratamento de esgoto anaeróbio é uma instalação que utiliza processos biológicos na ausência de oxigênio para tratar águas residuárias. Ao contrário dos sistemas de tratamento aeróbio convencionais, que dependem de microrganismos aeróbios e do fornecimento de oxigênio, os sistemas anaeróbicos usam microrganismos anaeróbios para decompor a MO presente no efluente (Cornelli et al., 2014).

O processo de digestão anaeróbia completa para degradação da MO ocorre em quatro etapas principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Na digestão anaeróbia, as bactérias anaeróbias convertem a MO na ausência de oxigênio, produzindo biogás, composto principalmente de metano e dióxido de carbono (Cornelli et al, 2014). Esse biogás pode ser capturado, tratado e usado como uma fonte de energia renovável. Após a digestão anaeróbia, a água residuária deve ser tratada em uma etapa de pós-tratamento, onde a MO remanescente e os nutrientes, como nitrogênio e fósforo, são removidos. Isso pode ser feito por meio de processos anaeróbios, aeróbios, de sedimentação, filtração ou outros métodos de tratamento complementares avançados, como radiação UV, ozonização, etc. (Safwat e Matta, 2021).

Em comunidades isoladas, como casas rurais, ilhas ou locais remotos, o uso de sistemas descentralizados que usam a digestão anaeróbia é uma opção viável e eficiente para o tratamento de águas residuárias quando sistemas de coleta e tratamento esgoto centralizados não estão disponíveis. Os principais reatores anaeróbios que podem ser empregados nessas situações são (Cornelli et al., 2014):

- **Fossa Séptica:** Um dos métodos mais comuns de tratamento anaeróbio em propriedades isoladas é o uso de uma fossa séptica. Segundo Costa e Jacob (2018) a fossa séptica é um tanque denso onde as águas residuais são retidas por um tempo mínimo. Durante esse período, microrganismos anaeróbios naturais no esgoto começam a decompor a MO, transformando-a em biomassa bacteriana e biogás e tornando o efluente mais claro e menos poluído.
- **Biodigestores:** Para efluentes com alta carga orgânica, o uso de biodigestores em conjunto com fossas sépticas se mostra uma solução eficiente e sustentável. Segundo Costa e Jacob (2018), os biodigestores, ao acelerarem a degradação da matéria

orgânica, produzem biogás, um combustível limpo que pode ser utilizado para geração de energia. Essa combinação de tecnologias permite um tratamento mais completo das águas residuais, reduzindo o impacto ambiental e gerando benefícios econômicos.

O tratamento complementar em um sistema anaeróbico refere-se às ações ou processos adicionais realizados para melhorar a qualidade do efluente (MO e/ou nutrientes) ou melhorar a produção de biogás e a digestão anaeróbia. Sendo assim, o processo de tratamento biológico que ocorre em um biodigestor com tratamento complementar, a transformação e eliminação da MO que está presente nas águas residuárias, tanto na forma dissolvida quanto na forma particulada, é realizado por meio da atividade microbiana (Fernando e Pereira, 2014).

Porém, em sistemas de tratamento anaeróbio de esgoto, a remoção de MO do efluente geralmente é inferior quando comparado à sistemas de tratamento aeróbio convencional. Para isso, é recomendado adicionar um tratamento complementar aos processos anaeróbios, que possa realizar processo de nitrificação e desnitrificação (processo estritamente aeróbico e anóxicos, respectivamente), garantindo assim que boa parte dos nutrientes nitrogenados seja removido do efluente, prevenido assim que processos de eutrofização dos corpos receptores (Sobrinho & Pacheco Jordão, 2001).

2.2. MICRORGANISMOS EFICIENTES

Microrganismos Eficientes (ME) são um conjunto de organismos que vivem nos solos, água e em plantas de ambientes diversos. Esses microrganismos desempenham funções benéficas no meio ambiente e são capazes de sobreviver a uma ampla variedade de ecossistemas (Cornelli et al., 2014). Sendo assim, a sua concepção foi fundamentada na combinação de microrganismos, principalmente unicelulares, e posteriormente aprimorada através da incorporação de organismos que são comumente encontrados e bem adaptados a variados ecossistemas (Rashed; Massoud, 2015).

A identificação desses microrganismos ocorreu nos anos 1970, quando uma técnica inovadora foi concebida na Universidade de Ryukyus, no Japão, com o objetivo de utilizar ME para aprimorar a qualidade do solo. Nesse contexto, o pesquisador destacou que uma mistura

de 80 microrganismos diversos demonstrou a capacidade de interferir na contribuição de MO, contribuindo para um processo de estimulação da vitalidade do solo (Rashed; Massoud, 2015).

Sendo assim, os ME podem ser classificados em pelo menos quatro grupos distintos de microrganismos, de acordo com Andrade et al., 2011; Szymansky; Patterson, 2003:

- **Bactérias fotossintetizantes:** aproveitam a energia solar como fonte de luz e calor através do processo de fotossíntese. Essas bactérias são capazes de sintetizar nutrientes, açúcares, aminoácidos, ácidos nucléicos etc. Além disso, essas bactérias favorecem o controle de outros ME, como fixadores de nitrogênio, actinomicetos e alguns fungos. As principais espécies de bactérias fotossintetizantes incluem *Rhodopseudomonas palustris* e *Rhodobacter sphaeroides*.
- **Actinomicetos:** bactérias gram-positivas que têm uma importante função de controlar fungos e bactérias patogênicas. As principais espécies de actinomicetos incluem *Streptomyces albus* e *S. griseus*.
- **Leveduras:** desempenham um papel importante na síntese de vitaminas e na ativação de outros ME. Além disso, eles têm a capacidade de produzir algumas enzimas e hormônios. Com isso, as principais espécies de leveduras incluem *Saccharomyces cerevisiae* e *Candida utilis*.
- **Bactérias acidoláticas:** são responsáveis pela produção de ácido láctico, ou que desempenham um papel fundamental no controle de microrganismos nocivos. Além disso, possuem a capacidade de fermentar a MO, tornando-a mais facilmente utilizável por outros microrganismos. Algumas das principais espécies incluem o *Lactobacillus plantarum*, *L. casei* e *L. lactis*.

Além disso, temos os microrganismos anaeróbios que têm o crescimento favorecido nos biodigestores e que desempenham um papel crucial no tratamento de esgoto em sistemas anaeróbios, onde o oxigênio não está disponível ou é mantido em níveis muito baixos (Costa e Jacob, 2018). Esses microrganismos realizam a transformação de MO, que é uma parte fundamental do tratamento de esgoto. Existem vários tipos de microrganismos anaeróbios envolvidos nesse processo, incluindo (Andrade et al., 2011; Szymansky; Patterson, 2003):

- **Bactérias e arqueas acidogênicas:** essas bactérias convertem uma matéria orgânica complexa em ácidos orgânicos, como ácido acético e ácido propiônico.
- **Bactérias e arqueas acetogênicas:** esses microrganismos transformam os ácidos orgânicos produzidos pelas bactérias acidogênicas em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono.
- **Bactérias e arqueas metanogênicas:** esses microrganismos são responsáveis pela produção de metano (CH_4) a partir do ácido acético, do hidrogênio e do dióxido de carbono. O metano é um subproduto valioso que pode ser capturado e usado como fonte de energia.

No tratamento anaeróbio de efluentes em Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), os microrganismos anaeróbios funcionam em condições de baixo teor de oxigênio ou ausência de oxigênio, e usualmente são empregados Reatores Anaeróbios Ascendentes com Manta de Lodo (UASB, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). A presença destes microrganismos específicos e adaptados a condições anaeróbicas é essencial para garantir a eficiência e estabilidade do processo de tratamento. Nesses reatores, a MO do esgoto é estabilizada e convertida em produtos finais, incluindo lodo (biomassa), metano e dióxido de carbono.

2.3. ME E QUALIDADE DA ÁGUA

O uso de ME nas mais diversas áreas tem se destacado não apenas pela sua capacidade de promover a degradação eficaz dos poluentes, mas também pela sua resistência a variações nas condições ambientais. Segundo Namsivayam (2011) o uso de ME no tratamento de águas residuárias urbanas e industriais pode ser benéfico na manutenção de ecossistemas aquáticos saudáveis devido a melhoria da tratabilidade do efluente, mas também podem representar riscos à qualidade da água quando estes estiverem presentes em quantidades inadequadas no efluente tratado de lançamento. Alguns estudos têm explorado esse tema na literatura.

No estudo realizado por Okuda e Higa (1995), foram investigados os efeitos e o potencial de utilização de ME na melhoria da qualidade e no tratamento de águas residuárias urbanas, bem como o impacto da aplicação do efluente tratado com ME na agricultura. Os resultados revelaram que a incorporação de ME no processo de tratamento levou a várias melhorias significativas. Com o uso de ME, foi possível observar uma redução específica do

pH no efluente final, aproximando-se dos níveis de neutralidade, que ficaram em torno de 7,6. Além disso, houve uma notável diminuição nos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio (N) e Fósforo (P) no efluente tratado com ME.

Alguns autores também constataram melhorias na qualidade do lodo que passou por tratamento com ME, e que foram aplicados em cultivos de tomate; benefícios substanciais foram observados no cultivo (Safwat e Matta, 2021). Essa prática minimizou os problemas relacionados à toxicidade no solo e promoveu um crescimento mais saudável das plantas, resultando em um aumento significativo no número e no peso das folhas em comparação com as plantas que não foram submetidas à aplicação de microrganismos eficientes. Isso sugere que a utilização desses microrganismos pode ser vantajosa para a agricultura, contribuindo para o desenvolvimento de culturas mais robustas e produtivas.

O estudo realizado por Boruszko (2017) tinha como objetivo primordial investigar o impacto da estabilização anaeróbia de lodo de esgoto proveniente de uma indústria de laticínios na manipulação de HPAs (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos), com o auxílio de ME. Devido à natureza do leite, que pode conter substâncias estranhas devido à excreção da glândula mamária, bem como aos processos de tratamento térmico (pasteurização, esterilização e ultratratamento por calor) e técnicas de defumação utilizadas na produção de laticínios, as concentrações de HPAs podem se elevar tanto nos produtos lácteos quanto no efluente resultante (Paz et al., 2017). No experimento conduzido por Boruszko (2017), a estabilização anaeróbia foi aplicada em lodos originados de diversas etapas do processo, incluindo lodo de descarte (resultado do tratamento de esgoto que não atende aos critérios para reutilização), proveniente da fase de flotação (uma mistura de lodo composta por 70% de lodo de descarte e 30% de lodo de flotação). Os resultados revelaram que a adição de ME ao processo possibilitou a remoção significativa de HPAs, com reduções de até 70% dessas substâncias sendo distribuídas para o lodo de descarte, em comparação com uma remoção máxima de apenas 26,4% quando os ME não foram usados. No caso do lodo misto (combinação de lodo primário e secundário), a aplicação de ME resultou na remoção de 65,7% dos HPAs, em contraste com apenas 4,7% na ausência de ME.

Além disso, outros estudos que exploram a aplicação de ME no contexto do tratamento e estabilização de lixiviado de aterro sanitário também têm sido temporários. O estudo conduzido por Ding *et al.* (2001) empregou oito isolados de ME com o objetivo de controlar a

percolação de lixiviado proveniente de aterros sanitários. Um dispositivo foi feito para simular o comportamento de um aquífero ao receber o lixiviado. O sistema sem presença de ME conseguiu remover aproximadamente 60% da DQO inicialmente presente, enquanto o dispositivo que empregou ME conseguiu remover 95% da DQO de entrada.

Outro estudo, realizado por He *et al.* (2005), utilizaram um sistema de biorreator seguido por um reator metanogênico que foi inoculado com ME para tratar lixiviado de aterro sanitário por meio de recirculação. Os resultados demonstraram que, após 105 dias de operação, o sistema inoculado com ME produziu 620,9 L de biogás, em comparação com os 518,6 L gerados pelo sistema de mesma configuração, porém sem o processo de inoculação com ME; isso representa um aumento de quase 20% na produção de biogás. Além disso, a aplicação de ME foi comprovada em uma maior biodegradabilidade do material, resultando em um efluente final mais estável e com menor concentração de poluentes.

Diante do exposto, destaca-se que a compreensão e manipulação desses microrganismos são fundamentais para otimizar a performance dos sistemas anaeróbios, tornando-os uma opção sustentável e economicamente viável para o tratamento de esgoto. Com isso, é essencial o desenvolvimento de estudos que foquem na compreensão de como os ME podem influenciar a tratabilidade de efluentes e a qualidade da água superficiais e residuais para a gestão adequada dos recursos hídricos, garantindo a segurança da água para consumo humano e a preservação dos ecossistemas aquáticos.

2.3 EFEITO DO ME SOBRE A MO E CONTAMINANTES EMERGENTES

A MO presente nos efluentes domésticos é composta por uma variedade de substâncias complexas, como proteínas, carboidratos, lipídios e ácidos nucleicos (Silva et al, 2015). Com isso, a MO pode ser encontrada em duas formas principais: dissolvida na água (sólidos orgânicos dissolvidos) e em suspensão (sólidos suspensos). A MO dissolvida é decomposta mais rapidamente por microrganismos, enquanto a MO em suspensão leva mais tempo para ser degradada (Silva et al, 2015). Essas substâncias são facilmente decompostas por microrganismos presentes na água, consumindo oxigênio dissolvido nesse processo. Os microrganismos benéficos presentes no ME podem decompor a MO convertendo-a em dióxido de carbono e metano ou utilizá-la para crescimento e reprodução (Shafei e Elmoteleb, 2017).

Sendo assim, a presença de compostos persistentes em efluentes doméstico, como por exemplo hormônios, antibióticos e pesticidas, influencia não somente na degradação da MO, mas também representa uma ameaça crescente aos ecossistemas aquáticos e à saúde pública (Werneck e Rooke, 2010). Com isso, a indústria farmacêutica desempenha um papel crucial na saúde global, investindo significativamente em pesquisa para desenvolver novos fármacos e otimizar a produção, o que impacta diretamente a vida de milhões de pessoas (Rocha et al., 2009). Sendo assim, o diclofenaco (DCF) é um fármaco anti-inflamatório não esteroidal (AINE) amplamente utilizado no tratamento da dor, inflamação e febre, onde sua eficácia e baixo custo o tornaram um dos medicamentos mais prescritos em todo o mundo (Araújo et al, 2019). Segundo Rocha et al. (2009), o alto consumo de DCF sódico, sua variedade de formulações e a diversidade de resíduos gerados na indústria farmacêutica tornam urgente o estudo da degradação desse fármaco e o tratamento adequado dos efluentes, visando minimizar os impactos ambientais. Sendo assim, ao chegar aos corpos d'água, o DCF se comporta como uma MO persistente, ou seja, demora muito tempo para se degradar naturalmente (Kramer et al, 2015). Também, outras substâncias apresentam dificuldades em se degradar em corpos d'a água, como os hexaclorobenzenos, endosulfan, dioxinas, etc (Araújo et al, 2019).

Com isso, diversas biotecnologias estão sendo utilizadas para tentar neutralizar esse impacto de contaminantes emergentes e degradar a MO em efluentes domésticos. Nesse sentido, um experimento que vem ganhando força é o uso dos ME, que tendem a diminuir os impactos ambientais das indústrias porque atuam na decomposição dos resíduos e efluentes (Andrade, 2020). Segundo Andrade (2020), ao produzirem substâncias bioativas, os ME inibem o crescimento de bactérias patogênicas e aceleram a degradação de compostos orgânicos, contribuindo para a purificação da água.

3. METODOLOGIA

3.1 PREPARO DOS ME

Para coleta dos ME seguiram-se as recomendações para coleta e manejo disponíveis na cartilha dos ME (Andrade, 2020). Para isso, 700g de arroz branco tipo 1 foi cozido em água da torneira sem adição de sal e foi colocado em uma bandeja (Andrade, 2020). Posteriormente, a bandeja com arroz cozido foi coberta com uma toalha branca de algodão e colocada na borda de mata nos fundos do Campus Pontal do Paraná, CEM-UFPR. Em seguida, a bandeja foi coberta com serapilheira coletada no próprio local e deixada por 15 dias exposta ao meio ambiente.

Após esse tempo, a bandeja foi retirada do local e levada ao Laboratório de Ecotoxicologia (LABTOX/CEM-UFPR) onde foram separados os grãos de arroz que apresentavam coloração amarela, laranja, azul, roxo e vermelho. Para favorecer o crescimento dos ME e ativá-los, foi preparado um meio de cultivo consistido de 100 mL de melado de cana em 900 mL de água mineral. Os grãos de arroz com as colorações foram separados e incubados em uma garrafa de vidro âmbar estéril de 250 mL, cheia de meio de cultivo sem deixar ar dentro da garrafa. Posteriormente, os ME foram incubados por 20 dias, à 20 °C no escuro. As garrafas contendo os ME foram abertas a cada 2 dias para liberação dos gases produzidos. Após esse período, os ME foram repicados para uma garrafa de vidro âmbar estéril de 500 mL como meio de cultivo sem os grãos de arroz, e os ME foram mantidos por mais 15 dias, nas mesmas condições citadas anteriormente.

Para isolamento e identificação de levedura nos ME capturado, foi utilizado o meio de cultivo Sabouraud solidificado com ágar bacteriológico, o qual consiste em uma técnica comum em microbiologia para isolar, propagar e estudar diferentes tipos de fungos e leveduras (Trabulsi, 1991). Os ME isolados foram inoculados na superfície do meio sólido em Placa de Petri estéril com auxílio de uma alça de Drigalski. A placa com ME foi mantida em incubadora no escuro a 35 °C por 4 dias, condições ideais para o seu desenvolvimento. A presença de leveduras foi investigada em microscópio ótico (YJ-2005) pelas capturas de imagens com aumento de 400x.

Além disso, previamente à inoculação dos ME no biodigestor, foi realizado um experimento em paralelo em bancada, utilizando o meio de cultivo contendo concentração controlada do MO (melaço) e do fármaco diclofenaco de sódio (DCF, nas concentrações de 0,5,1,2;5,10,15 e 20mg/L). Essa etapa permitiu a avaliação da eficiência dos ME no tratamento de MO e do fármaco do meio em condições controladas no laboratório, permitindo entender a

atividade dos ME para posterior aplicação no digestor. Essa abordagem sistemática permitiu fornecer *insights* específicos sobre a capacidade dos ME em metabolizar efluentes sintéticos em condições anaeróbicas, contribuindo para a compreensão da eficiência do tratamento biológico em condições específicas de MO.

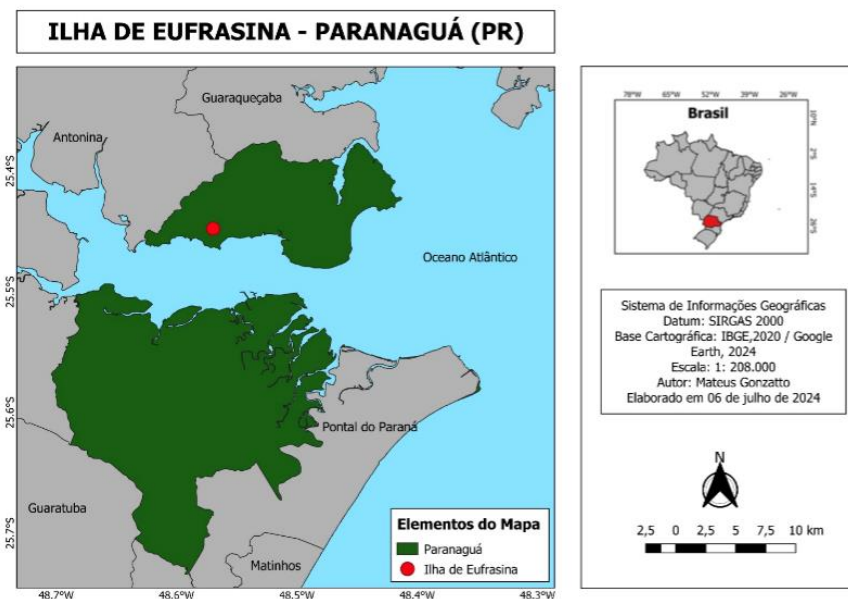
Para as análises da concentração de DCF nos ensaios de degradação com o ME foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência equipada com detector de arranjo de diodos (HPLC-DAD), baseado na metodologia de Aguiar, 2009, com modificações. O cromatógrafo líquido empregado foi da marca Agilent modelo 1220 Infinity II (USA). Alíquotas dos ensaios foram injetadas e analisadas em uma coluna de fase reversa modelo Eclipse XDB-C18, com dimensões de 4,6 mm de diâmetro interno, 150 mm de comprimento e 5 micrômetros de tamanho da partícula, acondicionada para uma temperatura de 30 °C. A fase móvel empregada era composta por acetonitrila e ácido acético glacial 0,7 mol/L (pH <3) de modo isocrático. O volume de injeção da amostra foi de 20 µL e a vazão da fase móvel foi mantida em 1 mL/min para um tempo de análise de 10 min. Já para a calibração do método de análise, foram injetadas soluções com concentrações conhecidas de DCF que variaram de 0,5 a 20 mg/L (Curva de calibração no Anexo 1). Com isso, foi possível obter o coeficiente de correlação (R^2) na curva de calibração foi de 0,9119 e o limite de quantificação (LQ) do método foi considerado o menor ponto da curva, ou seja, 0,5 mg/L.

Para a quantificação da MO, foi realizada a quantificação de COT (Carbono Orgânico Total) no Analisador de COT (Shimadzu, TOC-L), o qual opera com base em métodos de oxidação e detecção para medir a quantidade de carbono orgânico presente em amostras. Para a realização do procedimento, houve uma diluição da amostra, numa faixa de concentração de 4 para 40 mg/L (4 mL da amostra para 36 mL de água ultrapura). Depois dessa diluição, as amostras foram injetadas no equipamento citado acima, no qual nos forneceu informações da concentração de COT nos reatores analisados.

3.2 ÁREA DO ESTUDO

A Ilha de Eufrasina está localizada no município de Paranaguá, inserida na região litorânea, com latitude 25° 31' 14 ' Sul e longitude 48° 30' 34" Oeste, possui um total de 170 residências. Segundo a classificação de Koeppen-Geiger o clima no município é tipo CFA (Clima Subtropical Úmido) ou seja, com uma temperatura média superior a 22°C no verão e inferior a 18°C no inverno.

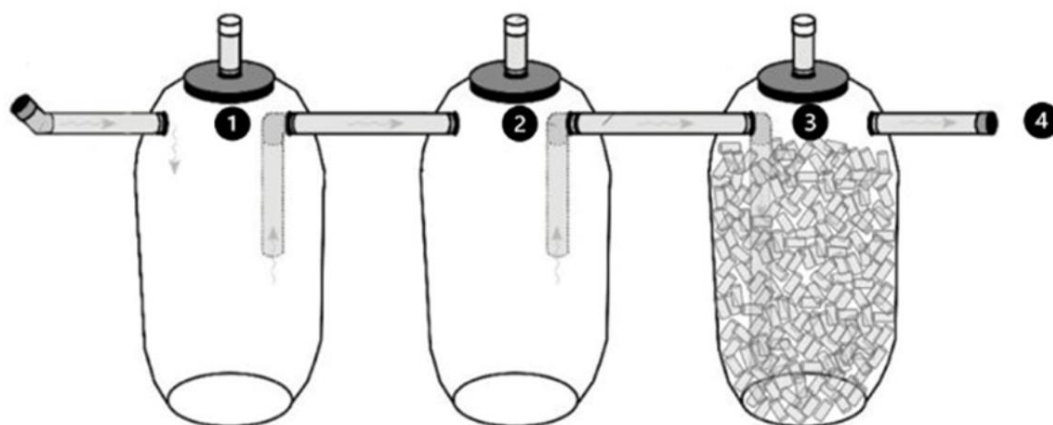
Figura 1- Mapa do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), destacando a localização da Ilha de Eufrasina, ponto em vermelho no mapa.



FONTE: O autor (2024).

O projeto Comunidades Sustentáveis: Ilha de Eufrasina está sendo executado em várias residências da ilha, pela Universidade Federal do Paraná - Campus Centro de Estudos do Mar (CEM-UFPR) em parceria com a Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina, o qual tem o intuito de levar o tratamento de esgoto descentralizado e efetivo a toda a comunidade. O biodigestor artesanal utilizado para este estudo foi construído conforme esquema da Figura 2 a seguir, e foi dimensionado a fim de atender as recomendações da NBR 13.969/1997 em relação ao volume de esgoto produzido por pessoa. Esse tratamento é constituído por um biodigestor, ou seja, é um tipo específico de reator usado para decompor MO em condições sem oxigênio, produzindo biogás e um efluente tratado, onde apresenta três bombonas de 250 L em série, e que são separadas a cada 2 metros. A primeira e a segunda bombona foram concebidas com o propósito de facilitar a sedimentação do esgoto e a conversão do lodo em minerais, ao passo que a terceira bombona desempenha o papel de realizar o tratamento complementar do efluente.

Figura 2- Biodigestor anaeróbico artesanal projetado para aplicação em diversas edificações da Ilha de Eufrasina, e objeto de estudo desta pesquisa. Os pontos 1, 2, 3 indicam os pontos de amostragem monitorado dentro das bombonas e o ponto 4 é a saída do sistema de tratamento.



FONTE: O autor (2024).

O fluxo deste biodigestor anaeróbico artesanal é da esquerda para direita, em que as duas primeiras bombonas se apresentam sem preenchimento de material-suporte e a terceira serve como um tratamento complementar funcionando como um filtro anaeróbico de fluxo ascendente, o qual foi preenchido com pedaços de bambu como material-suporte, que tem como função a retenção física da MO particulada e biodegradação da MO dissolvida através de biofilme bacteriano formados na superfície do material-suporte. As amostragens de efluentes nos pontos de amostragem foram realizadas antes e após a aplicação dos ME, em todas as bombonas para realização das análises de qualidade da água (item 3.3). Após a aplicação dos ME na proporção de 1,5mL/L no reator 1, duas amostragens foram realizadas após inoculação (07 e 30 dias após) para avaliar o efeito dos ME na qualidade da água e na eficiência do biodigestor.

3.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA MONITORADOS

3.3.1 Condutividade, pH e turbidez

Para a realização da quantificação da condutividade, pH e turbidez foram utilizados os seguintes equipamentos condutivímetro, pHmetro e turbidímetro, respectivamente. O condutivímetro foi calibrado e 10 mL das amostras foram adicionados em um becker para leitura da condutividade. O pHmetro foi calibrado com as soluções tampões ácidos (pH 4), neutro (pH 7,0) e básico (pH 9 e/ou 10). Após calibração do pHmetro, 10 mL das amostras foram adicionados em um becker para leitura do pH. O turbidímetro foi calibrado com as soluções tampões de 0,1 a 800 NTU. Após a calibração, as amostras foram adicionadas à cubeta para leitura da turbidez.

3.3.2 Sólidos Totais, DQO, DBO e COT

Para a análise de sólidos totais (ST) inicialmente foi coletada a massa em uma balança de precisão das capsulas de porcelana secas (em estufa à 110 °C por 2h) empregadas na análise. Posteriormente, 100 mL das amostras foi adicionado em cada cápsula e levado a estufa a 180 °C por aproximadamente 4 h ou até secar completamente a amostra. Após isso, foi deixado resfriar a cápsula e pesada novamente, a fim de obter a concentração de ST em 100 mL, e estimado a concentração de ST em mg/L.

A demanda química de oxigênio (DQO) foi analisada pelo método colorimétrico, utilizando a solução de digestão ($K_2Cr_2O_7$ com $HgSO_4$), combinada ao reagente de ácido sulfúrico com Ag_2SO_4 . Uma solução padrão de biftalato de potássio ($HOOC C_6H_4 COOK$) foi utilizada para construção da curva padrão de calibração. Posteriormente, foi adicionado 1,5 mL da solução de digestão, 2,5 mL de amostra (amostra ou padrão) a ser determinada a DQO e 3,5 mL de reagente ácido sulfúrico com Ag_2SO_4 . As amostras foram digeridas por 2 h em bloco digestor à 150 °C. Após digestão foi aguardado 30 minutos para resfriamento das amostras digeridas e posteriormente analisado em um comprimento de onda de 880 nm. A equação da reta obtida foi $y=3139x-54,63$, com coeficiente de correlação $r^2=0,993$.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi realizada pelo método respirométrico em 5 dias à 20 °C ($DBO_{5,20}$) onde o oxigênio dissolvido (OD) foi mensurado no início e no fim da incubação das amostras em frascos de DBO de 300 mL a 20 °C. A partir de valores previamente determinados de DQO para as amostras, foram preparadas diluições das amostras com água mineral aerada para concentrações adequadas para serem transferidas para frascos de DBO (1/50 de amostra, ou seja, 294 mL de água mineral e 6 mL da amostra). A partir dos dados obtidos de OD das amostras diluídas no dia 1 e no dia 5, foi estimada a DBO (expressa em mg O_2 /L) através da Equação 1.

$$DBO \text{ (mg } O_2\text{/L)} = \frac{OD_f - OD_i}{f}$$

$$f = \frac{\text{ml de amostra}}{\text{volume do frasco de DBO}}$$

(1)

A análise da concentração de MO foi realizada através da determinação do COT nas amostras coletadas dos reatores do biodigestor, e foi realizada conforme procedimento descrito previamente no item 3.1.

3.3.3 Determinação dos nutrientes N e P

O nitrogênio amoniacal foi analisado pelo método colorimétrico de Nessler. O reagente de nessler (tetraiodomercurato II de potássio alcalino) foi adicionado a 5 mL de amostra, foi aguardado 5 min para reação e o produto da reação foi analisado em 400 nm. A curva de calibração construída para quantificação foi feita com soluções padrão de amônia nas concentrações de 4,2 a 56,03 mg N-NH₃/L e a equação da reta obtida foi $y=875,6x+11,29$ com coeficiente de correlação $r^2=0,924$.

O nitrogênio na forma de nitrato foi analisado também pelo método colorimétrico, utilizando o reagente de Brucina à 2% com sulfato de sódio e o ácido sulfúrico concentrado P.A. Sendo assim, foi adicionado uma pitada da brucina, 5 mL do ácido sulfúrico a 1,5 mL da amostra, aguardando 10 min para reação e o produto foi analisado em 420 nm. A curva de calibração construída para quantificação foi feita com soluções padrão de nitrato nas concentrações de 4,2 a 14,01 mg N-NO₃⁻/L e a equação da reta obtida foi $y=89,77-0,007$, com coeficiente de correlação $r^2=0,988$.

O nitrogênio na forma de nitrito foi analisado também pelo método colorimétrico, utilizando os reagentes ácido sulfanílico e N-1-naftil-etilenodiaminadicloro, adicionados à 5 mL da amostra. O produto da reação foi analisado em 543 nm. A curva de calibração construída para quantificação foi feita com soluções padrão de nitrito nas concentrações de 4,2 a 56,03 mg N-NO₂⁻/L e a equação da reta obtida foi $y=455,3x-5,902$, com coeficiente de correlação $r^2=0,998$.

O fósforo solúvel na forma de fosfato foi analisado pelo método colorimétrico, utilizando o reagente do ácido sulfúrico (5N), antimônio-tartarato de Potássio (20mL), molibdato de amônio (20mL), ácido ascórbico (0,7g) e 50 mL da amostra. Após a preparação da reação foi aguardado 10 minutos e posteriormente o produto foi analisado em um comprimento de onda de 880 nm. A curva de calibração construída para quantificação foi feita com soluções padrão de fosfato de 5 mL da solução estoque de fósforo diluído em um balão volumétrico de 50 mL, obtendo uma solução intermediária de 5 mg /L. Posteriormente foi adicionado 8 mL do reagente combinado em cada padrão e lido nas concentrações 4,32 a ;56,16

P-PO₄³⁻/L e a equação da reta obtida foi $y=1,501x+0,004$, com coeficiente de correlação $r^2=1,000$.

3.3.4 Coliformes totais e *Escherichia coli*

Para determinação dos parâmetros microbiológicos foi utilizado o reagente Colilert ® da IDEXX, para quantificação do número de coliformes totais e *E. coli* nas amostras coletadas dos reatores. Sendo assim, inicialmente foi utilizado 0,05 mL da amostra foi diluído em 99,995 mL de água destilada (diluição de 1/100) e o reagente fluorocolorimétrico (Tecnologia do Substrato Definido -DST com reagentes ONPG e MUG) foi adicionado à cada amostra. Posteriormente, essa solução transferida para uma cartela QuantiTray® 1/2000, a cartela com a amostra foi selada, e incubada a 35°C por 24h. Depois desse tempo, foi quantificado o número de quadrados coloridos pela luz branca (amarelo) e pela luz ultravioleta (brilhantes). A partir dos números de quadrados contados, utilizou a tabela Colilert para estimar o número mais provável (NMP) de microrganismos/100 mL.

3.4 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA

O cálculo da eficiência do biodigestor é um dado fundamental para otimizar o processo e melhorar o sistema. Ao entender como calcular e interpretar a eficiência, é possível reduzir custos e aumentar a produtividade do sistema de tratamento. Para o cálculo da eficiência dos diferentes parâmetros analisados no biodigestor, foi utilizada a equação 2, que é uma ferramenta fundamental para otimizar o processo e maximizar seus resultados.

$$(Eficiência = ((Inicial - final) \div Inicial) \times 100)$$

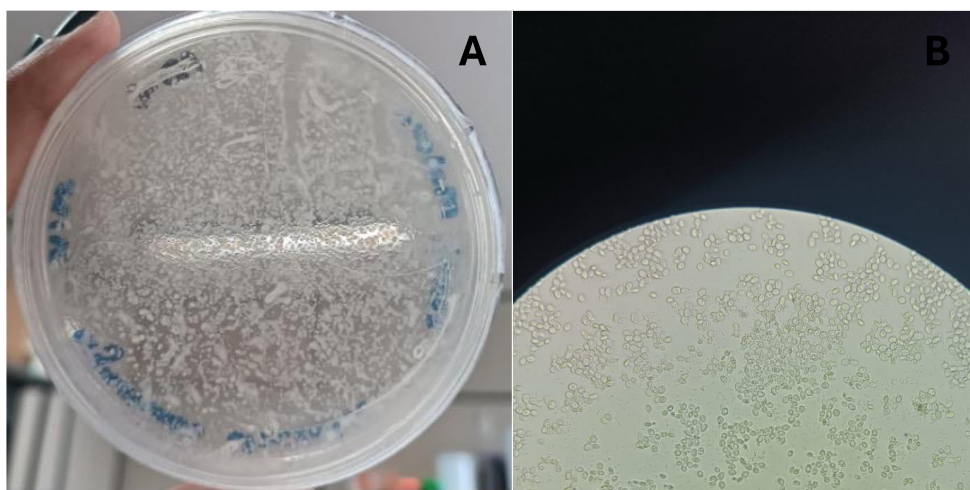
Os dados de eficiência do biodigestor foram sempre calculados considerando os dados do reator 1 como inicial e a saída ou reator 4 como final.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ISOLAMENTO DOS ME EM MEIO SOLIDO

Os ME isolados nesse estudo, quando em crescimento no meio de cultivo, apresentaram características turvas no meio, e com produção ativa de biogás. O teste de crescimento do ME no meio Sabouraud apresentado na Figura 3 apresentou a presença de leveduras no ME isolado.

Figura 3 - Cultivo de ME em meio sólido Sabouraud em placa de petri após 4 dias de inoculação (A); identificação das leveduras em microscópio ótico com aumento de 40x (B).



FONTE: O autor (2024).

Quanto à morfologia das leveduras isoladas, estas apresentaram células isoladas e alguns agrupamentos em colônias, com formas predominantemente ovaladas e arredondadas, sendo indícios da presença de leveduras dos gêneros *Hansenula* e *Saccharomyces*, respectivamente (Bevan e Bond, 1971). A *Hansenula* pertence à família *Saccharomycetaceae* e é constituído por leveduras predominantemente não fermentativas, no qual estas leveduras são amplamente distribuídas em uma variedade de ambientes, incluindo solo, água e superfícies vegetais (Simer, 2013). Já o outro possível gênero (*Saccharomyces*) compreende leveduras unicelulares que desempenham um papel fundamental em processos de fermentação e biotecnologia leveduras, no qual são reconhecidas por sua habilidade de converter açúcares em etanol e dióxido de carbono, tornando-as indispensáveis na indústria alimentícia e de bebidas (Bevan e Bond, 1971).

4.2 ENSAIO DE BANCADA COM EM

A Tabela 1 apresenta os resultados de um ensaio de bancada para determinar a concentração de MO e DCF em dois momentos distintos: 1 e 7 dias após inoculação do ME. No primeiro dia, a alíquota apresentava uma concentração de COT de 4484 mg/L e, após 7 dias, esse valor reduziu para metade, com valores encontrados de COT de 2128 mg/L. Essa redução representa uma redução de aproximadamente 52% de MO no meio testado.

Tabela 1- Dados de MO (COT) e de DCF após inoculação de ME nos ensaios de bancada.

Parâmetro monitorado	Tempo	
	1 dia	7 dias
COT (mg/L)	4484	2128
DCF (mg/L)	50,0	15,04

FONTE: O autor (2024).

Já para os dados de DCF, a concentração inicial foi de 50 mg/L e após sete dias, esse valor reduziu para 15,04 mg/L. Essa redução representa uma redução de aproximadamente 70 % de DCF no meio testado. A partir desses ensaios preliminares foi possível verificar que o ME isolados neste estudo apresentaram boa capacidade de degradação de MO e poluentes orgânicos (no caso, o fármaco DCF) em soluções aquosas. Esses resultados indicaram que esses ME isolados possuíam potencial de aplicação no biodigestor anaeróbio em questão.

4.3. APLICAÇÃO DO ME NO BIODIGESTOR

4.3.1 Parâmetros físico-químicos

Na tabela 2 a seguir, foram compilados os valores pH, condutividade, turbidez e temperatura nos 3 reatores do biodigestor e na saída do sistema de tratamento. O pH dos reatores antes da inoculação dos ME (PRÉ-ME) apresentaram valores próximos da neutralidade passando de 8,13 no reator 1, para 7,05 na saída do reator, atendendo os requisitos estabelecidos para lançamento no corpo receptor conforme Resolução CONAMA nº 357/2005.

O menor valor de pH foi observado no filtro anaeróbio (reator 3), com valor de pH de aproximadamente 6,95. Esse valor se deve possivelmente a presença do suporte como bambu. Esse material suporte, por ser de origem natural e possuir potencial de degradabilidade, possivelmente contribuiu para a redução do pH neste reator. A configuração do reator 3

contribuiu para esse comportamento, uma vez que ele foi projetado com fluxo ascendente e pode favorecer ainda a decomposição do próprio material-suporte (bambu), aumentando assim a concentração de ácidos orgânicos proveniente da degradação de MO nesse reator. A partir dessa observação, espera-se que esse comportamento se repita para a maioria dos parâmetros monitorados. Esse resultado pode evidenciar que a escolha do material-suporte não foi a mais adequada, uma vez que este material é de origem natural e biodegradável e poderá ser degradado dentro do reator juntamente com a MO do esgoto. Além disso esse material-suporte precisará ser substituído após algum tempo do biodigestor em operação.

Após a inoculação dos ME (PÓS-ME), foi observado um ligeiro declínio dos valores de pH em todos os pontos amostrados. Após 30 dias de inoculação do ME, os valores de pH biodigestor voltaram a atingir valores PRÉ-ME, com valores um pouco mais elevados no reator 3 e na saída. É possível observar pelos dados levantados que o ME auxiliou na estabilização do biofilme na superfície do bambu, atingindo agora pH no reator 3 na ordem de 7,52, e na saída de 7,37.

Tabela 2: Dados de pH, condutividade, turbidez e temperatura no biodigestor antes e após inoculação de ME.

Parâmetros	Reatores	PRÉ-ME	PÓS-ME	
			7 d	30 d
pH	1	8,13	7,56	8,15
	2	7,26	7,15	7,61
	3	6,95	6,83	7,52
	Saída	7,05	6,89	7,37
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	1	1,13	1,66	1,93
	2	0,83	1,14	2,03
	3	0,85	0,96	1,98
	Saída	0,84	0,95	1,91
Turbidez (NTU)	1	91,15	141	145
	2	45,85	120	110
	3	45,35	104	101
	Saída	55,85	91,7	119
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	1	-	-	21,2
	2	-	-	21,7
	3	-	-	21,9
	Saída	-	-	-

FONTE: O autor (2024).

Outro parâmetro avaliado foi a condutividade, sendo que o biodigestor sem a inoculação dos ME teve o valor reduzido de 1,13 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (reator 1) para 0,84 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (saída), com uma eficiência de 22,13%. Porém, é importante ressaltar que no reator 3, onde se encontrava o suporte de bambu, observou-se novamente um pequeno aumento da condutividade, no qual foi refletido na saída. A decomposição da MO retida pelo bambu pode gerar subprodutos que aumentam a condutividade elétrica do esgoto tratado, o que poderia explicar esse resultado.

Sete dias após a inoculação dos ME houve um aumento na eficiência da condutividade passando para 42,8%, onde no reator 1 apresentava 1,66 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e na saída 0,95 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Trinta dias da inoculação, a eficiência do biodigestor com a inoculação dos ME volta a reduzir e se mantém estável comparando o reator 1 e a saída (1,93 e 1,91 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente). A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece valores para condutividade elétrica no lançamento de efluentes.

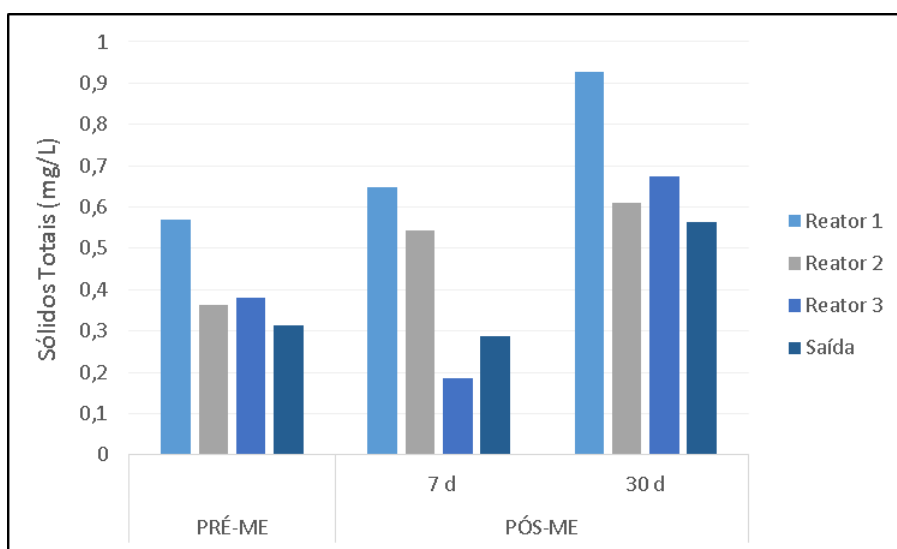
Os dados monitorados de turbidez demonstraram que o biodigestor anaeróbio sem a inoculação dos ME apresentava uma eficiência de 38,7% na remoção da materiais em suspensão. O ligeiro aumento da turbidez observado do reator 3 para a saída do biodigestor se deve novamente ao material-suporte utilizado nesse filtro anaeróbio (bambu). Já após a inoculação dos ME, em 7 e 30 dias, a eficiência do biodigestor diminuiu para 34,96% e 17,93%, respectivamente.

No tempo de 7 dias após a inoculação dos ME, o reator 1 apresentou 141 NTU e a saída de 91,7 NTU, ou seja, no decorrer da operação do biodigestor e mesmo com a entrada de MO pela adição do ME, a eficiência se manteve constante. Porém, após 30 dias essa eficiência apresentou uma redução, como mencionado anteriormente, onde o reator 1 tinha 145 NTU e saída 119. É importante ressaltar que outros parâmetros, como sólidos totais e COT também apresentaram um aumento significativo nesse tempo, sendo assim, uma hipótese para essa redução da eficiência da turbidez seria o aumento da entrada de carga orgânica no biodigestor, pela adição do ME e pelo aumento do uso do banheiro, que pode ter contribuído para o aumento desses parâmetros monitorados do efluente.

O gráfico apresentado na Figura 4 apresenta dados da concentração de Sólidos Totais (ST) em mg/L durante todo o monitoramento, tanto antes (PRÉ-ME) quanto depois (PÓS-ME) da inoculação do ME no biodigestor anaeróbio na condição PRÉ-ME, o reator 1 apresentou 0,571 (mg/L) e sua saída de aproximadamente 0,313 (mg/L), representado uma eficiência de 45,2% no biodigestor. Na condição PÓS-ME, o sistema apresentou uma maior eficiência para remover ST após o tempo de 7 dias, aumentando para 55,5% de remoção de ST, onde o reator 1 apresentava de início 0,649 (mg/L) e sua saída 0,289 (mg/L). Com o dado observado, sugere-

se que o ME provocaram um aumento na eficiência de remoção de MO. Contudo, após 30 dias de inoculação do ME, verificou-se um declínio da eficiência do biodigestor observando valores de taxa de remoção na ordem de 39,09%. Cabe ressaltar que para esse parâmetro, assim como para a turbidez, os valores de ST aumentou significativamente no período PÓS-ME, fato facilmente visualizado na Figura 4, corroborando com a hipótese de que a carga orgânica de aporte no biodigestor aumentou durante o monitoramento.

Figura 4- ST no sistema do biodigestor anaeróbico monitorado antes e após a inoculação dos ME.



FONTE: O autor (2024).

De acordo com Namsivayam (2011), o emprego de ME no tratamento de esgoto doméstico apresentou resultados satisfatórios em determinados parâmetros, como a redução de ST dissolvidos. Em seu estudo, a eficiência do método ultrapassou 58% em um período de incubação de 20 dias. Apesar de o presente trabalho monitorar apenas o parâmetro de ST (que engloba a soma dos ST suspensos e dos ST dissolvidos), os dados reportados por Namsivayam (2011) foram muito próximos dos observados nesse estudo para ST em 7 dias de incubação do ME (55,5% de remoção de ST), confirmando que o uso de ME aumenta a eficiência da remoção dos sólidos de reatores anaeróbicos.

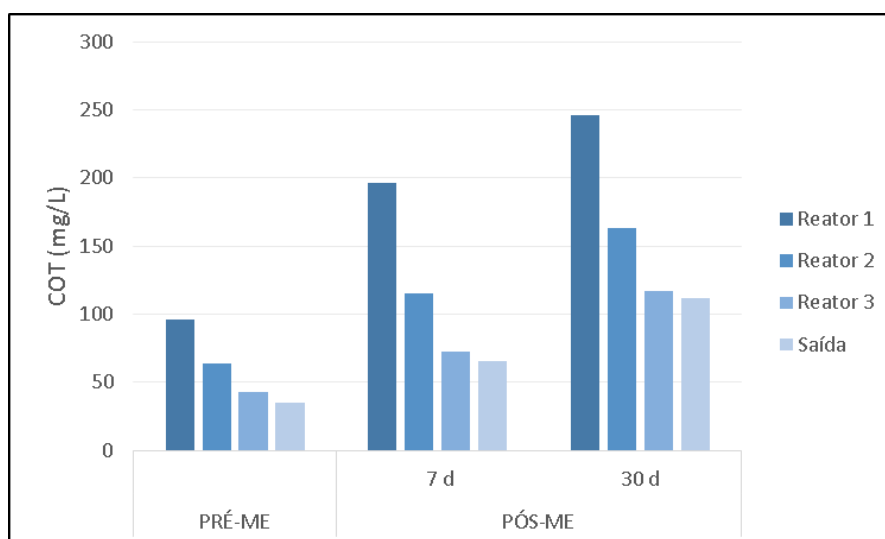
Destaca-se a inexistência de regulamentação específica para a concentração de ST em efluentes domésticos tanto na legislação estadual do Paraná, quanto na Resolução CONAMA nº 430/2011, que complementa a Resolução nº 357/2005. Essas normativas não delimitam um limite de ST no efluente a ser lançado no corpo receptor, apenas dados para sólidos sedimentáveis de 1 mL/L, dado que não foi monitorado nesse estudo.

4.3.2. Matéria Orgânica (MO)

A Figura 5 apresenta o monitoramento da MO no biodigestor pela medida dos valores de COT em mg/L antes da inoculação do ME (PRÉ-ME) e após a inoculação dos ME (PÓS-ME) para o biodigestor monitorado. Na condição PRÉ-ME, o reator 1 destaca-se com a maior concentração de COT, aproximadamente 96,18 mg/L, indicando uma alta carga orgânica inicial, característico de águas cinzas de esgoto doméstico no qual o sistema tem início. Porém, quando ele passa pelo biodigestor anaeróbico, sua saída apresenta uma redução para níveis de 34,995 mg/L, demonstrando uma eficiência do sistema de 66,61% para remoção de MO.

Após a inoculação dos ME (PÓS-ME), o biodigestor continuou mostrando uma eficiência satisfatória para remoção de MO, mesmo com o aumento no aporte de MO, tanto para o tempo de 7 quanto para 30 dias. É possível observar que no tempo de 7 dias, o reator 1 apresentou o dobro de COT (196,7 mg/L), porém na saída da MO reduz para 65,17 mg/L, mostrando uma eficiência de 66,8%. Diante desse resultado, podemos afirmar que não foram constatadas alterações significativas de eficiência pela adição do ME. Essa redução é perceptível e mantida após 30 dias de inoculação de ME, apresentado MO no reator 1 de 246,4 mg/L e na saída apresentou valores de 111,8 mg/L de COT, com uma eficiência de 56,6% na remoção de MO.

Figura 5- MO no sistema do biodigestor anaeróbico monitorado, quantificada pelo valor de COT (mg/L), antes e após a inoculação dos ME.



FONTE: O autor (2024).

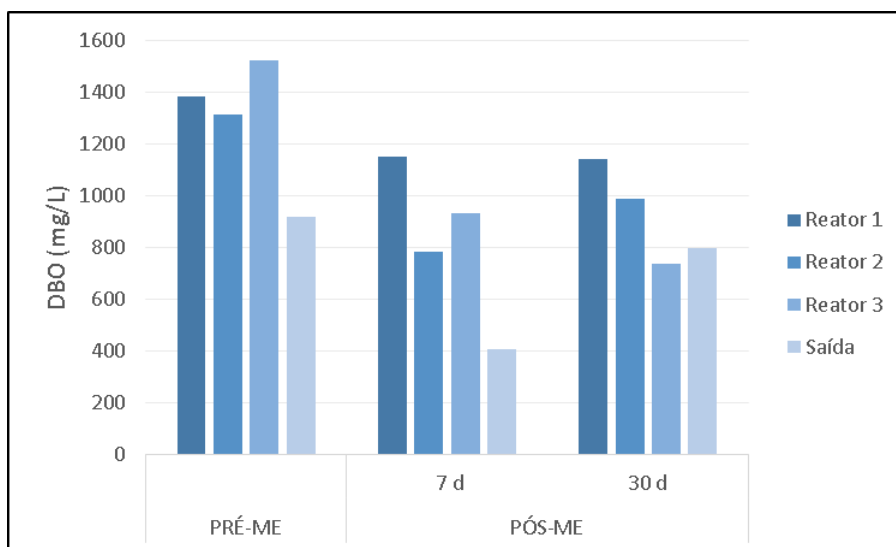
A Legislação Brasileira estabelece parâmetros para o lançamento do efluente em corpos hídricos para o parâmetro de COT. A Resolução CONAMA nº 357/2005, foi complementada

pela Resolução nº 430/2011, que institui um limite de 3 mg/L para COT para efluentes domésticos. Considerando essa restrição, todas as amostras coletadas da saída do biodigestor durante o monitoramento deste estudo não atendem à normativa vigente (classe 1).

É de extrema importância controlar a carga orgânica lançada em corpos d'água. VON SPERLING (2005) destaca que o descarte inadequado de resíduos nos ecossistemas aquáticos desencadeia uma série de alterações químicas e biológicas com consequências graves para o meio ambiente. Esses problemas podem ser visualizados através das mortes de organismos aquáticos, contaminação na cadeia alimentar, perda da biodiversidade etc. Apesar de o biodigestor apresentar taxas de remoção satisfatórias de MO para sistemas anaeróbicos (Von Sperling, 2005), melhorias precisam ser feitas no pós-tratamento do biodigestor para que os níveis de COT na saída do sistema sejam reduzidas. Melhorias com tratamento complementar para a destinação do efluente desse sistema podem ser idealizadas, visando o tratamento da MO residual contida no efluente, como sistemas de raízes (wetlands), ou processos aeróbios de tratamento de efluente.

O gráfico apresentado na Figura 6 apresenta dados da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) durante todo o monitoramento do biodigestor, antes e após a inoculação dos ME. Na condição PRÉ-ME, a DBO reduziu do reator 1 de 1381,667 mg O₂/L, para valores de 920 mg O₂/L na saída, demonstrando assim uma eficiência do biodigestor na ordem de 33,41% de remoção da DBO. Após a inoculação dos ME, na condição PÓS-ME no tempo de sete dias essa eficiência dobrou, passando para 64,5% de remoção da DBO (de 1151,67 mg O₂/L no reator 1 para 408,33 mg O₂/L na saída). Esse comportamento corrobora com os dados de ST e pode enfatizar que os ME atuam sobre a MO biodegradável disponível no reator. Para PÓS-ME no tempo de trinta dias, a eficiência retornou aos patamares PRÉ-ME, demonstrando eficiência na ordem de 30,18% para remoção da DBO (1143,33 mg O₂/L no reator 1 para 798,33 mg O₂/L na saída).

Figura 6- MO biodegradável ao longo do biodigestor anaeróbico monitorado, monitorado pelo valor de DBO (mg O₂/L), antes e após a inoculação dos ME.



FONTE: O autor (2024).

Utilizando os ME em uma concentração de 5 mL/L, Safwat e Matta (2021) alcançou uma redução de 75,9% na DBO da água residuária em apenas 20 dias de inoculação. Esse aumento na eficiência também pode ser visualizado no trabalho de Namsivayam (2011), no qual o uso de ME reduziu a DBO em 39,3 %.

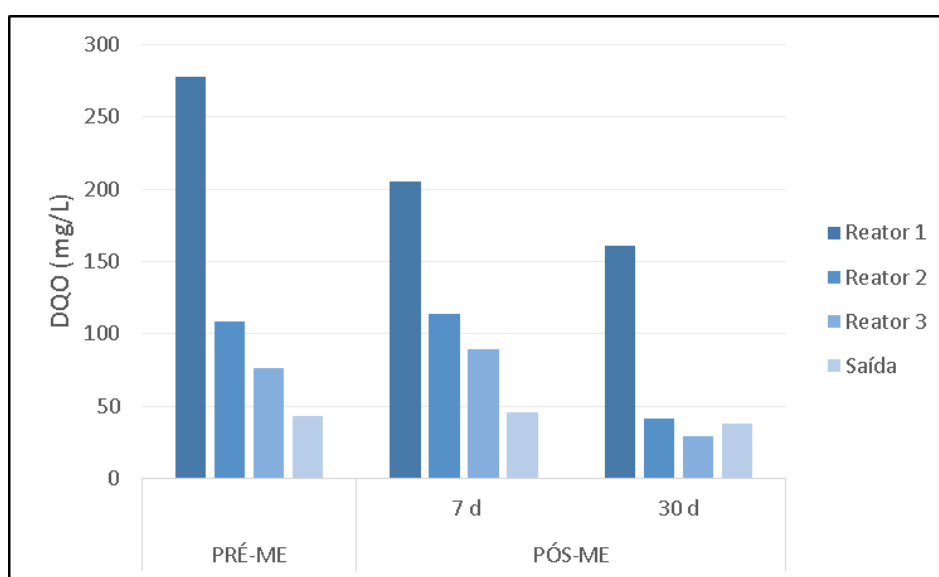
Sendo assim, esses dados corroboram com os resultados encontrados no pré e pós inoculação dos ME em 7 dias, pois houve um aumento da eficiência de 64,5% do biodigestor na remoção de DBO. Porém, após 30 dias o estudo demonstrou que o biodigestor voltou ao seu estado inicial, ou seja, antes da inoculação dos ME. Como observados nos outros parâmetros, a entrada contínua de MO e aumentada após 30 dias pode ter contribuído para essa condição, o que impossibilitou a manutenção da biodegradação da MO pelos ME. Esse declínio da remoção de DBO, corrobora com outros parâmetros monitorados nesse estudo, de retorno aos patamares iniciais de eficiência, e pode estar relacionado também ao declínio da comunidade de ME inoculados no reator 1, que após 30 dias não conseguiu manter a população microbiana de ME devido ao aporte constante de outros microrganismos e MO.

Considerando a Resolução CEMA nº 70/2009, que regula o lançamento de efluentes domésticos no Paraná, esta fixa um limite de 120 mg O₂/L para a DBO. Essa medida visa controlar a quantidade de MO biodegradável nos efluentes, prevenindo a eutrofização e a diminuição do oxigênio dissolvido nos corpos d'água. Considerando esse critério, novamente todas as amostras monitoradas na saída do reator se encontram acima do limite estadual permitido.

O gráfico apresentado na Figura 7 demonstram os valores da Demanda Química de Oxigênio (DQO) durante todo o monitoramento do biodigestor, antes e após a inoculação do

ME. Antes da inoculação do ME, o biodigestor apresentava uma eficiência de 84,5% na remoção da MO total (de 278 mg/L no reator 1, para aproximadamente 43 mg/L na saída). Após 7 dias da inoculação dos ME, uma redução em sua eficiência do biodigestor para 77,56% de remoção da DQO foi observada (de 205 mg/L no reator 1 para 46 mg/L na saída). Após 30 dias da inoculação dos ME, a eficiência para a remoção da DQO foi mantida na ordem de 76,39% (de 161 mg/L no reator 1 para 38 mg/L na saída).

Figura 7- MO total ao longo do biodigestor anaeróbico monitorado, monitorado pelo valor de DQO (mg O₂/L), antes e após a inoculação dos ME.



FONTE: O autor (2024).

Conforme os estudos de Namsivayam et al. (2011), a aplicação dos ME apresentou redução da DQO, um indicador importante da quantidade de MO presente na água. Neste estudo, Namsivayam observou uma diminuição da DQO superior a 33% em um curto período de 20 dias. Outros autores, como Ahmed et al. (2013) e Karthik et al. (2011), também obtiveram um aumento na eficiência com o uso de ME, tendo como resultado 72,1%, 82% respectivamente.

Nosso estudo contraria esses achados e demonstra uma redução na eficiência com o uso de ME visto que sem a aplicação o biodigestor possuía uma eficiência maior, de aproximadamente 84,5%, e após trinta dias teve sua redução para 76,4% da DQO. Sendo assim, é importante ressaltar que alguns fatores podem influenciar na eficiência do biodigestor e consequentemente nos parâmetros avaliados. A composição do esgoto doméstico pode variar significativamente ao longo do dia e semanas, impactando na quantidade e na qualidade da MO presente. De acordo com parâmetros monitorados o aporte de MO no biodigestor aumentou

após 30 dias, e esse fato pode estar contribuído para os dados observados de DQO. Com isso, o aporte de carga orgânica mencionado anteriormente pode ter influenciado na diminuição da eficiência para a remoção de DQO.

Porém, a DQO abrange toda a matéria orgânica presente em uma amostra, enquanto a DBO se limita à fração biodegradável. Portanto, esses resultados encontrados da DQO (menor que DBO), contradiz a literatura, ou seja, a inconsistência evidencia a presença de algum problema durante a análise, como interferentes, erros de cálculo ou falhas instrumentais. Com isso, os resultados encontrados da DQO não serão levados em consideração no decorrer do trabalho.

A Resolução CEMA nº 70/2009, que regulamenta o lançamento de efluentes domésticos no Paraná, estabelece um limite máximo de 200 mg/L para a Demanda Química de Oxigênio (DQO), garantindo a qualidade dos corpos hídricos. Diante desse fato, é possível considerar que todas as amostras coletadas da saída do biodigestor estão em acordo com o estabelecido nesta legislação.

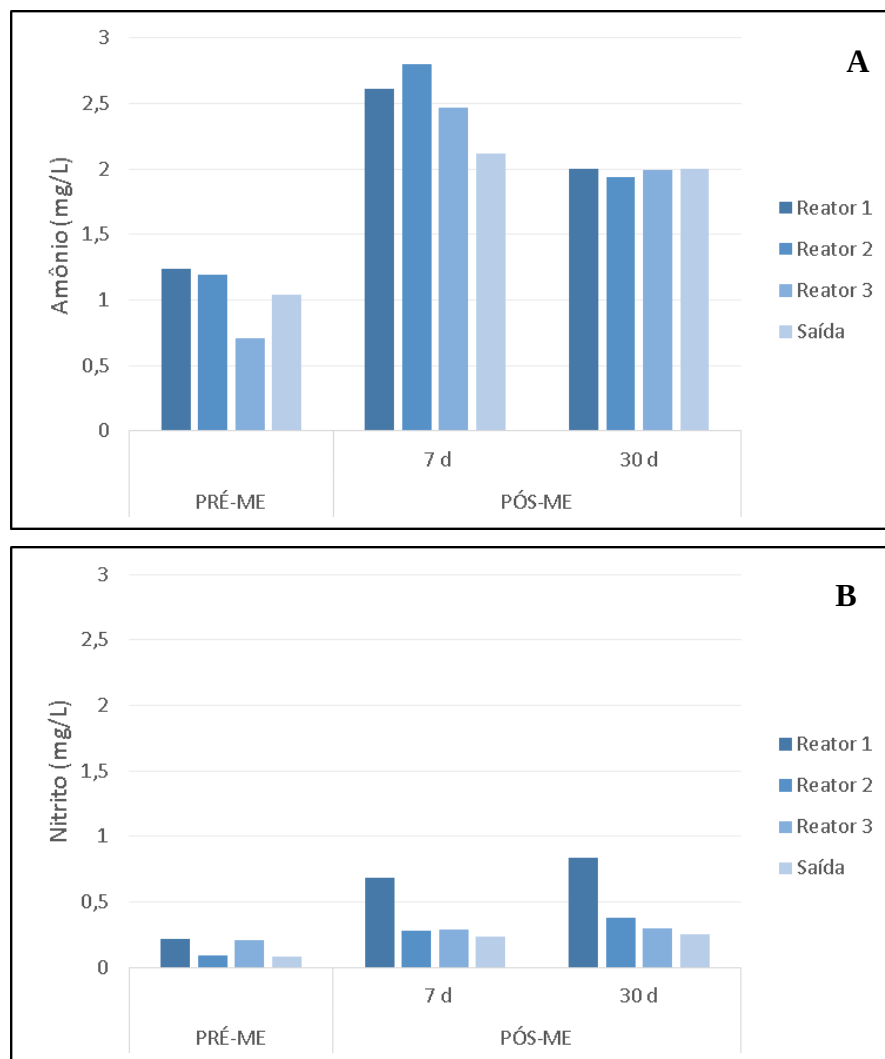
4.3.3. Nutrientes N e P

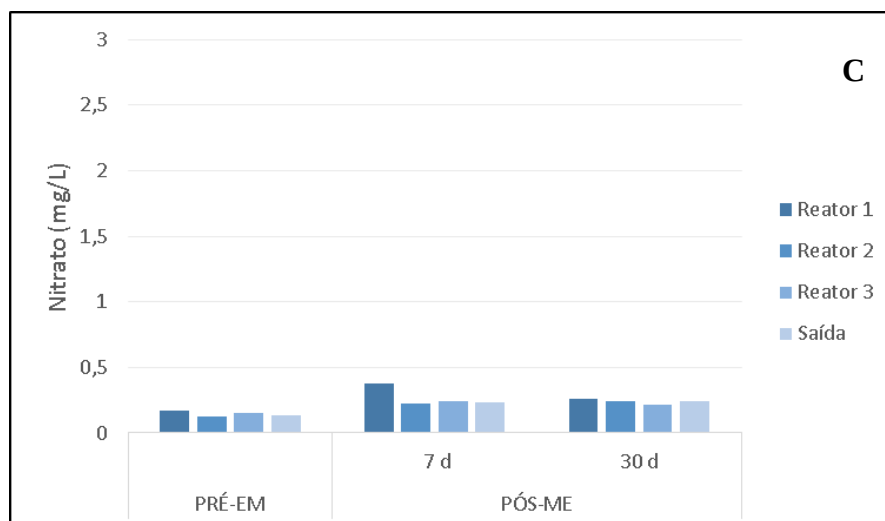
O gráfico apresentado na Figura 8A mostra a evolução da concentração de nitrogênio amoniacal (mgN-NH₃/L) durante todo o monitoramento do biodigestor anaeróbico, antes e após a inoculação do ME. Como o reator anaeróbico não remove nutrientes (N e P) esta análise irá se limitar a avaliar os valores de nutrientes nos reatores do biodigestor e aporte de nitrogênio amoniacal, não abordando dados de eficiência de remoção de nutrientes.

Antes da inoculação do ME (PRÉ-ME), apresentava 1,240 mg N-NH₃/L no reator 1 e 1,042 mg N-NH₃/L na saída. No reator 3, onde se encontra o filtro anaeróbico com material-suporte de bambu, verificou uma redução para aproximadamente 0,71 mg N-NH₃/L. Após 7 dias da inoculação dos ME (PÓS-ME), os níveis da concentração de nitrogênio amoniacal nos reatores aumentaram significativamente. No reator 1 foram observados valores de 2,611 mg N-NH₃/L, havendo um pequeno aumento no reator 2 para 2,804 mg N-NH₃/L e na saída do sistema foi verificado níveis de 2,115 mg N-NH₃/L. Após 30 dias da inoculação de ME, o nitrogênio amoniacal apresentou uma redução, mais ainda acima do estado de PRÉ-ME, com valores para o reator 1 de 2,00 mg N-NH₃/L e a na saída de 1,999 mg N-NH₃/L. A flutuação dos valores de nitrogênio amoniacal ao longo desse monitoramento deve-se exclusivamente ao aporte de MO e da inoculação de ME no reator 1. Esses dados corroboram com a hipótese que o aporte de carga orgânica no sistema pode ter acontecido de forma efetiva. O perfil de

nitrogênio amoniacal após de 30 dias tendeu a voltar aos padrões iniciais de antes da inoculação de ME.

Figura 8- Quantificação dos nutrientes nitrogenados amônio (A), nitrito (B) e nitrato (C), monitorados no biodigestor anaeróbico, antes e após a inoculação dos ME.





FONTE: O autor (2024).

Foi quantificado também o valor de nitrito presente nas amostras do efluente doméstico antes e após a inoculação dos ME (Figura 8B). Na condição PRÉ-ME, o reator 1 apresentava 0,216 mgN-NO₂⁻/L e sua saída foi de 0,079 mgN-NO₂⁻/L. Após a inoculação dos ME (sete dias) o reator 1 triplicou a quantidade de nitrito passando a ter 0,682 mgN-NO₂⁻/L, porém em sua saída apresentou 0,231 mgN-NO₂⁻/L. Já para o tempo de trinta dias, o reator 1 também apresentou uma quantidade ainda maior de nitrito (0,832 mgN-NO₂⁻/L), porém após passar por todas as etapas do biodigestor, o efluente apresentou na saída da valores de nitrito de 0,251 mgN-NO₂⁻/L.

Já o nutriente nitrato antes da inoculação dos ME apresentou valores de 0,175 mgN-NO₃⁻/L no reator 1, havendo uma redução no reator 2 (0,122 mgN-NO₂⁻/L), aumentando seu valor no reator 3 (0,156 mgN-NO₃⁻/L), onde fica localizado o filtro de bambu e reduzindo novamente em sua saída (0,131 mgN-NO₃⁻/L). Já quando foi inoculado os ME no período após 7 e 30 dias, ambos apresentaram um resultado muito parecido de nitrato. No período de 7 dias, o reator 1 obteve 0,381 mgN-NO₃⁻/L e sua saída foi de aproximadamente 0,235 mgN-NO₃⁻/L. Já no período após 30 dias, o reator 1 obteve valores de 0,257 mgN-NO₃⁻/L e sua saída do biodigestor foram observados valores de aproximadamente 0,244 mgN-NO₃⁻/L. Esses dados confirmaram que o biodigestor se manteve durante todo o período de monitoramento em condições anaeróbicas, pois não foram verificados processos de nitrificação, devido à ausência de oxigênio.

Apesar de diversos autores reportarem os benefícios dos ME na redução dos níveis de nitrogênio no efluente e inibição na produção de amônia (Chen et al., 2020), esses benefícios não puderam ser observados neste estudo, com aumentos significativos em todos os níveis de

nitrogênio monitorados com a adição de ME, principalmente no reator 1 onde ocorreu a inoculação, e principalmente a forma amoniacal (N-NH_3). O nitrogênio total foi estimado pela soma das diferentes formas de nitrogênio quantificadas e é a apresentado na **Tabela 3**.

Tabela 3- Níveis de nitrogênio total (NT) encontrado no efluente do biodigestor anaeróbico.

Nutriente N nas diferentes formas monitoradas na saída do biodigestor	PRÉ-EM	PÓS-EM	
		7 (dias)	30 (dias)
Amônio (mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$)	1,042	2,115	1,999
Nitrito (mg $\text{N-NO}_2^-/\text{L}$)	0,079	0,231	0,251
Nitrato (mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$)	0,131	0,235	0,244
Nitrogênio total (mg N/L)	1,252	2,581	2,494

FONTE: O autor (2024).

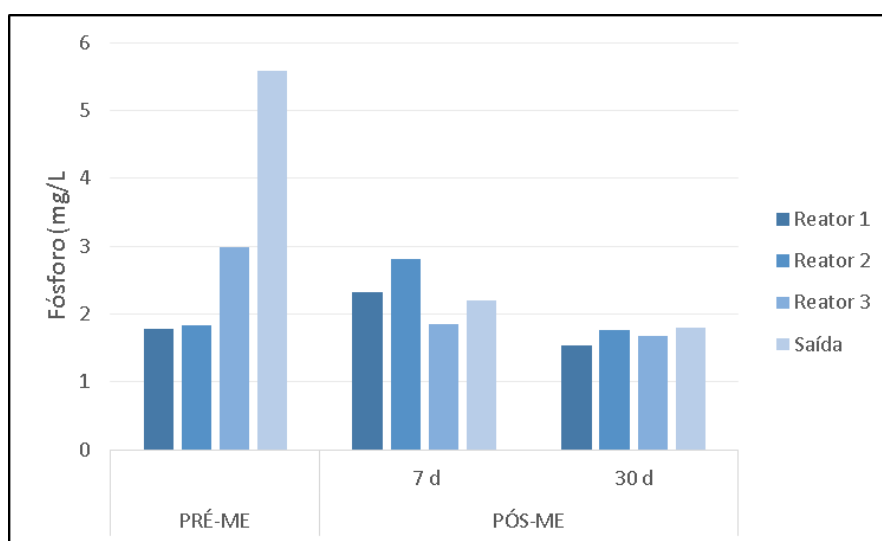
Visando preservar a qualidade ambiental, a Resolução CONAMA nº 430/2011, que complementa a Resolução CONAMA nº 357/2005, limita a concentração de nitrogênio amoniacal total (N-NH_3) em efluentes a 20 mg/L. Essa medida é fundamental para proteger os corpos d'água e garantir a saúde dos ecossistemas aquáticos. Apesar do elevado teor de N encontrado nas amostras de efluentes coletados do biodigestor durante todo o monitoramento, todas as amostras se encontram dentro do limite estabelecido pela Legislação Federal.

O gráfico apresentado na Figura 9 mostra a evolução da concentração de fósforo solúvel na forma de fosfato (em mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$) durante todo o monitoramento do biodigestor anaeróbico, antes e após a inoculação do ME. Antes de inocular os ME (PRÉ-ME) o reator 1 apresentava 1,782 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, porém ao longo do biodigestor (reator 2, 3) houve um aumento significativo deste nutriente, tendo seu valor identificado na saída como 5,58 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$. Após a inoculação dos ME, no tempo de 7 dias foi observado que o reator 1 apresentou 2,32 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ de fósforo solúvel e sua saída de 2,193 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, tendo uma pequena redução no reator 3 para 1,844 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$. Já no tempo de 30 dias, os resultados deste nutriente voltaram para as condições iniciais do biodigestor antes da inoculação do ME, onde no reator 1 apresentou 1,543 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ e sua saída 1,8 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$. Essa grande redução nos valores de saída de fosforo solúvel de 5,58 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ na condição PRÉ-ME para 1,8 mg $\text{P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ na condição PÓS-ME após 30 dias pode ser efeito do ME, que auxiliou na estabilização do sistema e em especial o filtro anaeróbico submerso.

Uma explicação para essa alteração nos valores de fósforo solúvel pode ser os processos anaeróbicos como filtro anaeróbico podem auxiliar retenção do material particulado que pode reter o fósforo solúvel convertido em fósforo particulado em meio ácido no fundo desse reator, inacessível no momento da amostragem (Reismann et al, 2017). A presença de ME pode ter auxiliado nesse processo de estabilização e redução dos níveis de fósforo solúvel no efluente do biodigestor.

Sendo assim, a Resolução CONAMA nº 430/2011, que atualiza a Resolução nº 357/2005, estabelece um limite máximo de 1 mg/L para o fósforo total em efluentes lançados em corpos d'água. Apesar da expressiva redução dos níveis de fósforo no efluente de saída do biodigestor, todas as amostras coletadas (sem e com presença de ME) estão acima da recomendação da legislação federal.

Figura 9- Quantificação do nutriente fósforo solúvel na forma de fosfato, monitorados no biodigestor anaeróbico, antes e após a inoculação dos ME.



FONTE: O autor (2024).

Segundo Barreto (2013), esse excesso de nutriente pode ocasionar a eutrofização em corpos hídricos, visto que estimula o crescimento explosivo de algas, que, ao morrerem e se decomporem, consomem grandes quantidades de oxigênio dissolvido na água. Com isso, essa redução de oxigênio pode levar à morte de peixes e outros organismos aquáticos, comprometendo a biodiversidade e a qualidade da água.

4.3.4. Parâmetros biológicos

A Tabela 4 a seguir apresenta os resultados de análises de coliformes totais e *E. coli* durante do efluente ao longo do biodigestor anaeróbico. Sendo assim, para o parâmetro de coliformes totais, antes da inoculação dos ME (PRÉ-ME) apresentava valores médios no reator 1 de $4,83 \times 10^6$ NMP/100mL e na saída foi observado valores da ordem de $0,33 \times 10^6$ NMP/100mL. Essa redução representa uma redução na ordem de 93% de remoção de coliformes totais do sistema. Essa mesma ordem de remoção (94%) pode ser vista nos dados de *E. coli*, onde na entrada do efluente doméstico (reator 1) foi observado valores de $4,84 \times 10^6$ NMP/100mL e na saída do efluente, os valores observados foram de $0,28 \times 10^6$ NMP/100mL. Porém, após a inoculação dos ME, no tempo de 7 dias, houve uma redução na eficiência de remoção dos coliformes totais e da *E. coli* no biodigestor. Após 7 dias da inoculação, o reator 1 apresentava $1,96 \times 10^6$ NMP/100mL e passou para $0,65 \times 10^6$ NMP/100mL (saída) de coliformes totais. Essa redução foi observada também para o patógeno *E. coli*, onde na entrada (reator 1) tinha $0,46 \times 10^6$ NMP/100mL e na saída $0,25 \times 10^6$ NMP/100mL. A redução nesse caso foi na ordem de aproximadamente 67% de remoção de coliformes totais e 46% de remoção de *E. coli* do sistema.

Já para o tempo de 30 dias após a inoculação, o biodigestor começou a voltar ao seu estado PRÉ-ME, ou seja, tanto de coliformes totais quanto para o patógeno *E. coli* aumentam em quantidade, porém reduziram de forma gradativa ao longo do biodigestor. No reator 1 foi observado valores de $4,84 \times 10^6$ NMP/100mL de coliformes totais, porém em sua saída reduziu para $0,82 \times 10^6$ NMP/100mL (eficiência de remoção de 83%). O mesmo ocorreu com os dados da *E. coli*, onde o reator 1 apresentou $3,97 \times 10^6$ NMP e sua saída foi de $0,45 \times 10^6$ NMP (eficiência de remoção de 89%).

Tabela 4- Quantificação de coliformes totais e *E. coli* monitorados no biodigestor anaeróbico, antes e após a inoculação dos ME.

MICRORGANISMOS	REATORES	PRÉ-ME ($\times 10^6$ NMP /100mL)	PÓS-ME ($\times 10^6$ NMP /100mL)	
			7 d	30 d
Coliformes Totais	1	4,8388	1,9608	4,8392
	2	3,1062	1,8416	2,5994
	3	0,3446	0,5818	0,6896
	4	0,3328	0,651	0,8212
<i>E. coli</i>	1	4,8392	0,462	3,9726
	2	1,454	0,2224	1,2262

3	0,1714	0,2086	0,3578
4	0,2752	0,2518	0,4494

FONTE: O autor (2024).

A partir dos dados de NMP/100mL para os microrganismos monitorados, é importante enfatizar que no reator 1 (pré e pós ME) ocorre uma evidente competição ecológica entre microrganismos eficientes (ME) e a bactéria *E. coli*. Os resultados revelaram uma drástica diminuição da população de *E. coli* após sete dias de inoculação dos ME, passando de 4,8392 x10⁶ NMP/100 mL (PRÉ-ME) para 0,462x10⁶ NMP/100 mL (PÓS-ME 7 dias), sugerindo uma forte inibição do crescimento de *E. coli*. Porém, passados 30 dias, como o aporte de ME foi único e pontual, estes não conseguiram manter a população no reator 1, visto que houve um aporte constante de MO constante no biodigestor, juntamente com os patógenos *E. coli* que acabaram recuperando sua população após 30 dias de inoculação dos ME. Esse fator de inibição da *E. coli* pode ser interessante para o controle de patógenos em reatores anaeróbicos. Contudo essa competição ecológica pode ainda ter eliminados microrganismos anaeróbicos importantes para o funcionamento desses reatores, o que refletiu nos resultados de eficiências verificados em 7 dias.

Esses dados corroboram com estudos realizados por Safwat e Matta (2021), no qual observaram uma redução dos coliformes totais e *E. coli* estimada em 99,9 e 99,8 % após um tratamento de 20 dias com EM na concentração de 5 mL/L. Além disso, de acordo com estudos realizados por Rashid e West (2007), o uso de EM apresentou uma redução de 71% em *E. coli* e de 63% em coliformes totais em tratamento de efluentes. Diante dos resultados observados, além das taxas de remoção de patógenos, é importante destacar que a adição de ME ao biodigestor anaeróbico estudado inibiu o crescimento de bactérias patogênicas (*E. coli*) de forma expressiva, demonstrando a vantagem do uso dos ME na melhoria da eficiência do biodigestor e da qualidade da água do corpo receptor, reduzindo a exposição da população à possíveis contaminações.

Também segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011, que atualiza a Resolução Nº 357/2005, estabelece para efluentes domésticos um limite máximo de 1.000 NMP/100mL para coliformes totais em pelo menos 80% das amostras coletadas bimestralmente ao longo de um ano.

4.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os principais dados de eficiências observados neste estudo foram compilados de forma resumida na Tabela 5 abaixo. De modo geral o biodigestor artesanal anaeróbico produzido para tratar efluentes domésticos cumpre com o seu papel, apresentando boas eficiências de remoção, principalmente para MO (ênfatisado pelos valores de eficiência de COT e ST) e patógenos.

Tabela 5- Resumo das eficiências aproximadas observadas para biodigestor anaeróbico antes e após a inoculação dos ME conforme parâmetros monitorados.

Parâmetro	Eficiência de remoção		
	PRÉ-ME	PÓS-ME (7 dias)	PÓS-ME (30 dias)
Turbidez	39 %	35 %	18 %
ST	45 %	56 %	39 %
COT	67 %	67 %	57 %
DBO	33 %	64 %	30 %
Coliformes totais	93 %	67 %	83 %
<i>E. coli</i>	94 %	46 %	89 %

FONTE: O autor (2024).

Apesar de os ME terem apresentados bom desempenho no ensaio de bancada para remoção de MO (55%) e do contaminante emergente DCF (70%), os dados observados na prática com a inoculação em um reator em funcionamento não atingiam as expectativas. Após inoculação dos ME, o biodigestor manteve ou decaiu a eficiência, sendo observado apenas aumentos da eficiência para ST e DBO, evidenciando que a atividade dos ME foi mais específica para a degradação da MO biodegradável.

Além disso, foi verificado que o filtro, material suporte de bambu, pode ter influenciado no aumento de alguns parâmetros, como DBO e ST. Sendo assim, é importante considerar não apenas sua capacidade de remoção de cada parâmetro, mas também os aspectos de manutenção e o impacto potencial na qualidade da água. Substituir o filtro de bambu por materiais não biodegradáveis ou com características avançadas, como brita ou conchas, pode ser uma alternativa para melhorar a eficiência na remoção de sólidos e patógenos, dependendo das especificações e propriedades desses novos filtros.

A análise dos dados de Sólidos Totais (ST) revela um comportamento complexo do biodigestor após a inoculação do ME. A fase inicial da inoculação (sete dias) demonstrou uma melhora na eficiência de remoção de ST que de 45,2% passou para 55,5%, possivelmente devido à atividade metabólica dos microrganismos introduzidos. Contudo, a redução da eficiência após 30 dias, para 39,09%, indica que outros fatores podem estar influenciando o processo, como a competição por substrato, a produção de inibidores ou a formação de

biofilmes. O aumento da carga orgânica, evidenciado pelo incremento nos valores de ST e turbidez, pode ter contribuído para a instabilidade do sistema e a diminuição da eficiência de remoção de sólidos. Sendo assim, é fundamental realizar estudos mais aprofundados para elucidar os mecanismos envolvidos nessa dinâmica e otimizar o desempenho do biodigestor.

Os resultados obtidos com a análise do carbono orgânico total (COT) evidenciam a capacidade do biodigestor em remover de forma eficaz a matéria orgânica presente no esgoto doméstico. A inoculação dos microrganismos eficientes (ME) não comprometeu o desempenho do sistema, que após sete dias da inoculação a eficiência passou de 63,61 % para 66,8%, que manteve altas taxas de remoção de COT mesmo com o aumento da carga orgânica. A estabilidade do processo de digestão, demonstrada pela manutenção da eficiência ao longo do tempo, sugere que a comunidade microbiana presente no biodigestor se adaptou às novas condições, garantindo a continuidade do tratamento.

Outro resultado interessante foi a redução dos níveis de fósforo solúvel no filtro anaeróbico após a inoculação do ME. Entende-se que nesse caso o ME pode ter auxiliado na estabilização do biofilme do filtro anaeróbico submerso. Contudo, futuros estudos precisam ser conduzidos para investigar essas observações.

Os resultados do monitoramento microbiológico indicam que a introdução dos microrganismos eficientes (ME) no biodigestor desencadeou uma competição ecológica com a bactéria *E. coli*, após sete dias de inoculação dos ME, passando de $4,8392 \times 10^6$ NMP (PRÉ-ME) para $0,462 \times 10^6$ NMP (PÓS-ME 7 dias). A redução drástica da população de *E. coli* nos primeiros dias sugere uma forte dominância dos ME no início do processo. Contudo, a recuperação da população de *E. coli* ao longo do tempo indica que a competição microbiana é um processo dinâmico e que a manutenção do equilíbrio microbiano desejado requer uma gestão contínua. A adição periódica de ME ou a otimização das condições operacionais do biodigestor podem ser estratégias eficazes para controlar a proliferação de patógenos e garantir o bom funcionamento do sistema.

Sendo assim, a redução da população de *E. coli* em sistemas de tratamento de efluentes é um objetivo crucial para a saúde pública, pois essa bactéria é um importante indicador de contaminação fecal e pode causar diversas doenças. No entanto, a manutenção do ME nesses sistemas também é fundamental para a eficácia do tratamento, uma vez que esses microrganismos são responsáveis por grande parte da degradação da matéria orgânica.

Diante do exposto, algumas medidas poderiam ser adotadas para aprimorar a eficiência do sistema. A substituição do filtro atual por um modelo alternativo, que não apresente interações indesejáveis com o efluente, é uma possibilidade a ser considerada. Paralelamente,

o monitoramento constante da carga orgânica permitiria uma gestão mais precisa da atividade no biodigestor, otimizando sua capacidade de tratamento. Por fim, a inserção de um wetland ,como etapa final do processo proporcionaria uma filtragem natural adicional, resultando em um efluente com qualidade superior e menor impacto ambiental

5. CONCLUSÃO

O presente estudo teve como objetivo avaliar a influência da inoculação de microrganismos eficientes (ME) no desempenho de um biodigestor anaeróbio para o tratamento de efluente doméstico. Sendo assim, a facilidade de isolamento dos microrganismos eficientes (ME) nos sistemas naturais demonstra a abundância e a adaptabilidade desses microrganismos em diversos ambientes. Essa característica torna os ME excelentes candidatos para aplicação em processos biotecnológicos, como tratamento de efluentes e biorremediação. Com isso, a presença em grande quantidade e a capacidade de se adaptar a diferentes condições ambientais facilitam a obtenção de inoculantes com alta concentração e diversidade de espécies, o que contribui para a eficiência dos processos biológicos.

É importante ressaltar que o teste de bancada realizado com ME para a degradação de matéria orgânica (MO) e contaminantes emergentes (DCF) apresentou resultados preliminares promissores. O isolamento e ensaios em bancadas foi realizado com efetividade, e os ME isolados apresentaram boas eficiências na remoção de MO e DCF. A redução observada nos níveis de MO e DCF indica um potencial significativo para a aplicação dessa tecnologia em sistemas reais. No entanto, são necessários estudos mais aprofundados em escala piloto para confirmar a eficácia e a viabilidade técnica e econômica dessa abordagem.

Contudo, a inoculação dos ME no biodigestor *in situ* afetou pouco na redução dos parâmetros monitorados e na melhoria da eficiência do biodigestor em questão. Apesar do aumento do aporte de carga orgânica no sistema, somente melhorias discretas na eficiência de remoção de DBO e ST foram observados somente após 7 dias de inoculação do ME. Foi observado ainda que após 30 dias de inoculação dos ME, a maioria dos parâmetros de qualidade da água tenderam a retornar aos níveis pré-inoculação. Recomenda-se que estudos mais aprofundados sejam realizados para investigar os efeitos do ME sobre o controle da população de *E. coli* e na estabilização dos níveis de fósforo nos reatores anaeróbicos.

Por fim, projetos similares utilizando os ME devem ser conduzidos para explorar as suas potencialidades, que podem contribuir de forma significativa para a sustentabilidade ambiental e o desenvolvimento social, visto que os ME possuem propriedades únicas, à otimização de processos biotecnológicos e à criação de soluções inovadoras para problemas ambientais complexos.

6. REFERÊNCIAS

AGUIAR, Fernando Armani. **Caracterização das propriedades do estado sólido do diclofenaco de sódio e avaliação destas propriedades no perfil in vitro de dissolução e no efeito farmacológico**. 2009. Dissertação (Mestrado em Medicamentos e Cosméticos) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2009. doi:10.11606/D.60.2009.tde-13052009-133219. Acesso em: 2024-07-05.

ANDRADE, F. M. C; Bonfim, F. P. G.; Honorório, I. C. G.; Reis, I. L.; Pereira, A. J.; Souza, D. B. **Caderno dos microrganismos eficientes (EM): instruções práticas sobre o uso ecológico e social do EM**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2011.

BARRETO, Luciano et al. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia biosfera**, v. 9, n. 16, 2013.

BEVAN, D.; BOND, J. Microorganisms in field and mill: a preliminary survey. In: QUEESLAND SOCIETY OF SUGAR CANE TECHNOLOGISTS, 38., Cairns, 1971. **Proceedings** Brisbane: Watson Ferguson, 1971. p.137-143.

BORUSZKO, D. Research on the influence of anaerobic stabilization of various dairy sewage sludge on biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs with the use of effective microorganisms. **Environmental Research**, v. 155, p. 344-352, 2017.

BRASIL, Resolução Conama nº 357/2005, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Oficial da União, 18 de março de 2005, p. 58-63.

CHEN, Lina et al. Removing Nutrients from Crab-Breeding Wastewater by a Floating Plant–Effective Microorganism Bed. **Water**, v. 12, n. 12, p. 3384, 2020.

COELHO, Mauro Frank Oguino. Implantação de um sistema tratamento de esgoto, através de bacia de evapotranspiração na comunidade de santa luzia na ilha do baixio, Iranduba/AM. 2018.

CORNELLI, Renata et al. Métodos de tratamento de esgotos domésticos: Uma revisão sistemática. **Revista de estudos ambientais**, v. 16, n. 2, p. 20-36, 2015.

COSTA, Carla Aparecida Oliveira; JACOB, Raquel Sampaio. TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUAIS: fossa séptica biodigestora como alternativa ao tratamento de esgoto doméstico. **Sustentare**, v. 2, n. 2, p. 115-131, 2018.

DE ARAÚJO, Ronaldo Kanopf; WOLFF, Delmira Beatriz; CARISSIMI, Elvis. Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em wetlands construídos. **A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES como periódico B2 na área de engenharia 1 e está adicionada/indexada nas seguintes bases**, v. 67, 2019.

DING, A.; ZHANG, Z.; FU, J.; CHENG, L. Biological control of leachate from municipal landfills. **Chemosphere**, v. 44, p. 1-8, 2001.

EL SHAFEI, Maha; ABD ELMOTELEB, Enas. Investigar o efeito de microrganismos efetivos (EM) na melhoria da qualidade da água de esgoto da área de Al-Gabal Al-Asfar no Egito. Em: **1ª Conferência Internacional sobre Rumo a uma Melhor Qualidade de Vida** . 2017.

FRANÇA, Bruna Thomazinho. **Tratamento de esgoto urbano em reatores UASB com uso de microrganismos eficientes**. 2018.

HE, R.; SHEN, D.; WANG, J; HE, Y; ZHU, Y. Biological degradation of MSW in a methanogenic reactor using treated leachate recirculation. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 3660-3666, 2005.

HIGA, Teruo; PARR, James F. **Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment**. Atami, Japan: International Nature Farming Research Center, 1994.

KRAMER, Rafael Duarte et al. Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 657-667, 2015.

MAIER, Clamarion et al. Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares. 2007.

METCALF, L.; Eddy, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

NAMSIVAYAM, S. Karthick Raja; NARENDRAKUMAR, G.; KUMAR, J. Arvind. Evaluation of Effective Microorganism (EM) for treatment of domestic sewage. **Journal of Experimental Sciences**, v. 2, n. 7, 2011.

PEDROZA, Marcelo Mendes et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto—uma revisão. 2010.

RASHED, Ehab M.; MASSOUD, Mohamed. The effect of effective microorganisms (EM) on EBPR in modified contact stabilization system. *HBRC Journal*, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 384–392, 2015. ISSN: 1687-4048. DOI: 10.1016/j.hbrcj.2014.06.011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.hbrcj.2014.06.011>.

RASHID, M. T.; WEST, J.. Dairy Wastewater Treatment with Effective Microorganisms and Duckweed for Pollutants and Pathogen Control. *Wastewater Reuse—risk Assessment, Decision-making And Environmental Security*, [s.l.], p.93-102, 2007. Springer Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6027-4_10.

RASHID, E. M.; MASSOUD, M. The effect of effective microorganisms (EM) on EBPR in modified contact stabilization system. **HBRC Journal**, v. 11, n. 3, p. 384- 392, 2015.

REISMANN, H.; VIEIRA, B.; RODRIGUES, T. M. Remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes: principais técnicas existentes, características, oportunidades e desafios para o tratamento terciário de efluentes. **ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental AESABESP-Associação dos Engenheiros da Sabesp**, p. 1-18, 2017.

RIBEIRO, Júlia Werneck; ROOKE, Juliana Maria Scoralick. Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública. **Juiz de Fora, MG**, v. 13, 2010.)

SOARES, Sara Patrícia Silva. Estudo sobre o tratamento anaeróbio de águas residuais urbanas em reator de leito de lamas de fluxo ascendente em escala piloto. 2014.

ROCHA, Robson S. et al. Avaliação da degradação do diclofenaco sódico utilizando H₂O₂/fenton em reator eletroquímico. **Química Nova**, v. 32, p. 354-358, 2009.

SILVA, Selma Cristina da; BERNARDES, Ricardo Silveira; RAMOS, Maria Lucrécia Gerosa. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 533-542, 2015.

SIMER, P. **Efeito de frações ultrafiltradas do cultivo de Hansenula wingei no controle de Penicillium expansum e Apergillus ochraceus**. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso Superior de Tecnologia em Alimentos). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2013.

SZYMANSKI, N.; Patterson, R. A. Effective microorganisms (EM) and wastewater systems. Future Directions For On-Site Systems: Best Management Practice Proceedings of On-Site, v. 3, p. 347-354, 2003

SECO, Teresa Canais et al. Avaliação do desempenho de sistemas de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuais domésticas. **Universidade do Minho, Portugal**, 2008.

TRABULSI, Luiz Rachid; DE Toledo, MRF Microbiologia. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo** , v. 266-266, 1991.

TRENTIN, Alex Batista. **Ação de microrganismos eficientes (EM) no tratamento de água e efluentes: uma abordagem cienciométrica e meta analítica**. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Série: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; Vol. 1). 4ª edição. Belo Horizonte: DESA-Ed. UFMG, 2014.

ANEXO 1

Figura A1: Curva de calibração obtida para a quantificação do DCF nos ensaios de bancada com ME, empregando a técnica de cromatografia líquida de alta eficiência.

