

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE ENGENHARIAS, CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

FLÁVIA ALESSANDRA MIKETEN
GUSTAVO EDUARDO BRASSANINI DO NASCIMENTO

ESTUDO DO PROCESSO DE FIXAÇÃO E ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA
HETEROTRÓFICA NA CONVERSÃO DE NITRATO EM NITROGÊNIO
MOLECULAR, EM REATOR DE LEITO DE SABUGO DE MILHO

PONTA GROSSA
2024

FLÁVIA ALESSANDRA MIKETEN
GUSTAVO EDUARDO BRASSANINI DO NASCIMENTO

ESTUDO DO PROCESSO DE FIXAÇÃO E ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA
HETEROTRÓFICA NA CONVERSÃO DE NITRATO EM NITROGÊNIO
MOLECULAR, EM REATOR DE LEITO DE SABUGO DE MILHO

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado para a obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Civil pela
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Araujo
Vuitik.

PONTA GROSSA
2024

FLÁVIA ALESSANDRA MIKETEN
GUSTAVO EDUARDO BRASSANINI DO NASCIMENTO

ESTUDO DO PROCESSO DE FIXAÇÃO E ADAPTAÇÃO DA BIOMASSA
HETEROTRÓFICA NA CONVERSÃO DE NITRATO EM NITROGÊNIO
MOLECULAR, EM REATOR DE LEITO DE SABUGO DE MILHO

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado e aprovado como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Guilherme Araujo Vuitik

Departamento de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Prof.^a Dr.^a Maria Magdalena Ribas Doll

Departamento de Engenharia Civil – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Me. Elaine Macedo Stolle

Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos

Ponta Grossa, 19 de novembro de 2024.

*Dedicamos este trabalho aos nossos pais que, sob
muito sol, fizeram-nos chegar aqui, à sombra.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo acordar de todas as manhãs e todos os pequenos detalhes que fazem a vida extraordinária.

Às nossas famílias, pelo apoio incondicional e pela base proporcionada que nos possibilitou caminhar até aqui.

Aos nossos namorado e namorada, Marcus e Jacksiana, pelo suporte e compreensão em todo o decorrer do trabalho.

Aos amigos de curso, Elaine, Gabriel, Grasielle e Gustavo, pelo companheirismo.

Ao nosso orientador, professor e amigo, Dr. Guilherme Araujo Vuitik, pelos valiosos ensinamentos, pela orientação para a realização deste projeto de pesquisa e por tornar essa etapa das nossas vidas um pouco mais leve e descontraída.

Às professoras Dr.^a Maria Magdalena Ribas Doll e Me. Elaine Macedo Stolle por comporem nossa banca.

Ao laboratorista Cícero Wislei Fernandes Guerellus e ao mestrando Paulo Vitor de Figueiredo Bacovis, pelo auxílio nas análises.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa e ao Departamento de Engenharia Civil, por toda a infraestrutura disponibilizada e por todos os docentes e profissionais que de alguma maneira contribuíram para nossa formação acadêmica.

“Do mesmo modo que o metal enferruja com a ociosidade e a água parada perde sua pureza, assim a inércia esgota a energia da mente.”

(Leonardo Da Vinci)

RESUMO

MIKETEN, F. A.; NASCIMENTO, G. E. B. do. **Estudo do processo de fixação e adaptação da biomassa heterotrófica na conversão de nitrato em nitrogênio molecular em reator de leito de sabugo de milho.** 2024. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2024.

A domesticação de animais e a agricultura levaram o homem a se fixar em locais específicos, iniciando a urbanização e industrialização, resultando em poluição das águas. Embora o tratamento de esgoto no Brasil tenha melhorado, quase metade da população ainda não tem acesso a ele, contaminando corpos d'água. Reatores biológicos de leito, utilizando resíduos agrícolas como o sabugo de milho, oferecem soluções sustentáveis para o tratamento de efluentes, melhorando a qualidade da água e promovendo a economia circular. O objetivo desta pesquisa foi avaliar o processo de fixação e adaptação da biomassa heterotrófica na conversão de nitrato em nitrogênio molecular em um reator de leito de sabugo de milho. Nesta pesquisa foi investigada a desnitrificação em reator batelada com sabugo de milho como meio suporte, avaliando a hidrólise de carbono e conversão de nitrogênio em meio estático e dinâmico, usando água potável e efluente agrícola, analisando nitrato e DQO. Os resultados indicaram que o sabugo de milho atuou de forma eficiente como meio suporte para a biomassa, promovendo a conversão de nitrato em nitrogênio molecular. A hidrólise do carbono ocorreu de maneira satisfatória tanto no meio estático quanto no meio dinâmico, com variações no desempenho conforme o tipo de água utilizado (potável ou efluente agrícola). A remoção de nitrato foi mais efetiva em condições dinâmicas. A análise da DQO revelou que o sabugo de milho forneceu uma quantidade adequada de carbono para sustentar o processo de desnitrificação. Dessa maneira, o reator de leito com sabugo de milho é uma solução viável para o tratamento de efluentes com alto teor de nitrato, especialmente em ambientes agrícolas, contribuindo para a redução da poluição hídrica e para o desenvolvimento de práticas mais sustentáveis e integradas à economia circular.

Palavras chaves: hidrólise, milho, reator.

ABSTRACT

MIKETEN, F. A; NASCIMENTO, G. E. B. do. **Study of the process of fixation and adaptation of heterotrophic biomass in the conversion of nitrate to molecular nitrogen in a corncob bed reactor.** 2024. Bachelor's Thesis. State University of Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2024.

The domestication of animals and agriculture led humans to settle in specific locations, initiating urbanization and industrialization, resulting in water pollution. Although sewage treatment in Brazil has improved, almost half of the population still lacks access to it, contaminating water bodies. Packed bed biological reactors using agricultural residues like corncob offer sustainable solutions for wastewater treatment, improving water quality and promoting a circular economy. This research aims to evaluate the process of fixation and adaptation of heterotrophic biomass in the conversion of nitrate to molecular nitrogen in a corncob bed reactor. This research investigated denitrification in a batch reactor with corncob as a support medium, evaluating carbon hydrolysis and nitrogen conversion in static and dynamic environments, using tap water and agricultural effluent, measuring nitrate and COD. The results indicated that corn cobs acted efficiently as a support medium for the biomass, promoting the conversion of nitrate into molecular nitrogen. Carbon hydrolysis occurred satisfactorily in both static and dynamic conditions, with performance variations depending on the type of water used (potable or agricultural effluent). Nitrate removal was more effective under dynamic conditions. The COD analysis revealed that the corn cob provided an adequate amount of carbon to sustain the denitrification process. Therefore, the corn cob bed reactor is a viable solution for the treatment of effluents with high nitrate content, especially in agricultural environments, contributing to the reduction of water pollution and the development of more sustainable practices integrated into the circular economy.

Keywords: hydrolysis, corn, reactor.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema ilustrativo de um sistema de reatores aeróbio e anóxico.	21
Figura 2 - Esquema ilustrativo de um sistema de reatores anóxico seguido de aeróbio.	21
Figura 3 - Floco biológico representando a NDS.....	22
Figura 4 - Estrutura recalcitrante da biomassa lignocelulósica.....	28
Figura 5 - Representação gráfica do modelo cinético de Monod.	31
Figura 6 - Etapas da pesquisa.....	34
Figura 7 - Esquema do reator de bancada.....	38
Figura 8 - Dia 0, Reatores 1, 2, 3 e 4, logo após a adição dos sabugos de milho na água.	40
Figura 9 - Dia 7, Reatores 1, 2, 3 e 4.	41
Figura 10 - Dia 16 dos Reatores 1, 2, 3 e 4.....	42
Figura 11 - Dia 25, Reatores 1 e 3.	42
Figura 12 - Dia 32, Reatores 1 e 3.	43
Figura 13 - Dia 0, Reatores 5 e 6, logo após a adição dos sabugos de milho no efluente.	44
Figura 14 - Dia 08, Reatores 5 e 6.	44
Figura 15 - Dia 15, Reatores 5 e 6.	45
Figura 16 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 3 por massa de sabugo de milho.....	50
Figura 17 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 4 por massa de sabugo de milho.....	51
Figura 18 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 5 por massa de sabugo de milho.....	52
Figura 19 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 6 por massa de sabugo de milho.....	53
Figura 20 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa.....	56
Figura 21 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola da segunda etapa.	58
Figura 22 - Nitrato nos reatores estáticos com água da segunda etapa.	60
Figura 23 - Nitrato nos reatores estáticos com efluente da segunda etapa.	61

Figura 24 - Variação do Nitrato durante a partida dos reatores - (A) sabugo de
dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de
dimensão de 15 cm.....63

Figura 25 - Variação da DQO durante a partida dos reatores (A) sabugo de dimensão
de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão
de 15 cm.63

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Dados sobre os reatores sem agitação (estático) – Etapa 1.....	35
Quadro 2 - Parâmetros de entrada dos reatores estáticos da segunda etapa.	37

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - DQO no Reator 1.	46
Tabela 2 - DQO no Reator 2.	47
Tabela 3 - Concentrações de Nitrato no Reator 3.	49
Tabela 4 - Concentrações de Nitrato no Reator 4.	50
Tabela 5 - Concentrações de Nitrato no Reator 5.	52
Tabela 6 - Concentrações de Nitrato no Reator 6.	53
Tabela 7 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa.	55
Tabela 8 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola da segunda etapa.	57
Tabela 9 - Nitrato nos reatores estáticos com água da segunda etapa.	59
Tabela 10 - Nitrato nos reatores estáticos com efluente da segunda etapa.	61

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS.....	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO CONVENCIONAL.....	18
3.2 NITRIFICAÇÃO	18
3.3 DESNITRIFICAÇÃO.....	20
3.4 SISTEMAS DE CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO	20
3.5 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA	21
3.6 DESNITRIFICAÇÃO EM REATORES DE BIOMASSA ADERIDA EM MEIO SUORTE ORGÂNICO	23
3.7 POTENCIAL DO SABUGO DE MILHO COMO MEIO SUORTE E FONTE DE CARBONO NA DESNITRIFICAÇÃO.....	24
3.8 HIDRÓLISE DE CARBONO	25
3.8.1 A hidrólise do sabugo de milho	27
3.9 CINÉTICA DAS REAÇÕES.....	29
4 METODOLOGIA	33
4.1 DESCRIÇÃO DA PESQUISA.....	33
4.2 AVALIAÇÃO DA HIDRÓLISE DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO ESTÁTICO	34
4.3 MONTAGEM E PARTIDA DO REATOR	38
4.4 AVALIAÇÃO DA HIDRÓLISE DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO DINÂMICO	39
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1 PRIMEIRA ETAPA DA PESQUISA – REATORES ESTÁTICOS, ANÁLISE REALIZADA EM REATORES ÚNICOS	40
5.1.1 Observação e registro fotográfico dos reatores ao longo do tempo	40
5.1.2 DQO – demanda química de oxigênio.....	45
5.1.3 Nitrato.....	48

5.2 SEGUNDA ETAPA DA PESQUISA – REATORES ESTÁTICOS, ANÁLISE REALIZADA EM REATORES DISTINTOS	54
5.2.1 DQO – demanda química de oxigênio.....	54
5.2.2 Nitrato.....	59
5.3 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE C E N EM MEIO DINÂMICO - PARTIDA DO REATOR	62
5.3.1 Dados operacionais.....	62
5.3.2 Estatística massa seca/nitrato/DQO.....	64
6 CONCLUSÃO	66
REFERÊNCIAS.....	67

1 INTRODUÇÃO

Cerca de dez mil anos a.C., o homem passou a domesticar animais para se alimentar e a aprimorar técnicas de agricultura. Com isso, a humanidade começou a se fixar em locais que possuíam o necessário para subsistência em torno de si, mudando-se de nômade para sedentária. Assim, iniciou-se a manufatura, urbanização e industrialização. Com estas vieram as consequências ambientais, como o acúmulo de lixo produzido, o qual intuitivamente era descartado nos corpos d'água das proximidades. Dessa forma, deu-se início à contaminação das águas, a qual pode causar a morte de plantas e animais, comprometendo irremediavelmente o ecossistema local (Rocha; Rosa; Cardoso, 2004). Com o aprimoramento pelo qual o tratamento de efluentes passou por milhares de anos, foram desenvolvidos dispositivos para a sua realização avançada.

No entanto, conforme indicam as estatísticas fornecidas pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2022, embora tenha ocorrido um aumento no percentual de esgotos tratados no Brasil, quase metade da população ainda não tem acesso a esse serviço. Segundo informações do Trata Brasil (2022), apenas 52,2% do esgoto no país passa por algum tipo de tratamento, destacando-se a região Norte, na qual cinco capitais não tratam sequer 35% do esgoto gerado.

Quando uma residência não está conectada a uma rede de esgoto, os efluentes são diretamente lançados em rios, lagos e oceanos, resultando na contaminação de fontes de água, como mananciais, e contribuindo para a propagação de doenças. Esse cenário enfatiza os impactos sociais e ambientais diretos do tratamento inadequado de esgoto para a população em geral.

Os imóveis residenciais, comerciais e, em muitos casos, industriais produzem esgoto, o qual é conduzido por tubulações até as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Nessas instalações, o esgoto é submetido a complexos processos físico-químicos e/ou biológicos para garantir que adquira características adequadas antes de ser devolvido aos corpos d'água, visando preservar a natureza. Dentro dos processos biológicos, enquadram-se os reatores biológicos de leito. Estes podem ser testados com a utilização de diferentes materiais e, desse modo, estudados e analisados em busca de resultados para a sua implementação de forma mais eficaz, econômica e sustentável.

A preservação dos recursos hídricos tem se tornado cada vez mais urgente em razão da crescente demanda populacional e da exponencial geração de efluentes

líquidos, os quais possuem compostos nitrogenados, que são prejudiciais aos ecossistemas aquáticos e por consequência prejudiciais à saúde quando descartados de maneira indiscriminada nos corpos d'água (Zoppas *et al.*, 2016).

A presença de nitrato em águas tem sido uma preocupação global, pois vem ultrapassando os níveis aceitáveis para a ingestão humana, de 10 mg N-NO₃.L⁻¹ (Robertson, 2010; Ghane *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2016). O consumo de nitrato está relacionado à ocorrência da síndrome do bebê azul (metahemoglobinemia) e, também, de alguns tipos de câncer, como de esôfago e de estômago, devido à formação de nitrosaminas carcinogênicas (Rina *et al.*, 2014; Costa *et al.*, 2016).

Os impactos associados à presença de nitrato nos corpos d'água podem ser: a) ambientais, por promover eutrofização e consequente diminuição da oxigenação e incidência de luz na água, alterando o ecossistema do corpo d'água; b) de saúde animal e humana, devido aos problemas de saúde causados pela ingestão de nitratos e toxinas geradas por algas que se proliferam em águas eutrofizadas; c) econômico, devido à necessidade de tratamentos avançados da água para remoção do nitrato, aumento das etapas de produção de água potável, remoção das plantas aquáticas, que podem danificar turbinas de hidroelétricas e impedir a navegação (Resende, 2002; Robertson, 2010; Rahimi *et al.*, 2011; Seifi, Fazelipour, 2012; Ucker *et al.*, 2012).

A abordagem de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) em reatores unitários tem ganhado interesse significativo nos últimos anos devido às vantagens que oferece, sendo que a estratégia tem o potencial de melhorar significativamente o desempenho e a estabilidade da remoção biológica de nitrogênio em sistemas de tratamento de águas residuais (Bueno, 2011).

A disponibilidade de carbono orgânico hidrolisado em reatores é importante para fornecer a fonte de carbono necessária para as bactérias desnitrificantes (Santos, 2014). A utilização do sabugo de milho como meio suporte e fonte de carbono no sistema de NDS combina de forma eficaz o tratamento de águas residuais com a valorização de um resíduo agrícola gerado em grande escala, sendo que a cada 100 kg de espigas de milho, são gerados 18 kg de sabugo (Ziglio *et al.*, 2007). Isso contribui para a redução da quantidade de resíduos incorretamente dispostos e agrega valor a esse subproduto da produção de milho. Além disso, a estratégia visa a remoção eficaz de nitrogênio-dos efluentes, melhorando a qualidade da água tratada. O uso de resíduos agrícolas como meio de suporte promove alternativas sustentáveis

e reduz o impacto ambiental, ao mesmo tempo que se alinha com os princípios da economia circular e do desenvolvimento sustentável. Dessa forma, essa pesquisa busca soluções que beneficiam o meio ambiente e a economia, transformando resíduos em recursos úteis para o tratamento de águas residuais.

A partir do estudo e da análise acerca dos resultados obtidos em consonância com testes e experimentos executados em laboratório, poder-se-á verificar a eficiência e a viabilidade da implementação de sabugo de milho em reator de leito como material no processo de adaptação e fixação da biomassa heterotrófica na conversão de nitrato em nitrogênio molecular. Consequentemente os dados levantados serão um ensejo à pesquisa no tocante ao tratamento de efluentes avançado.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O presente trabalho de conclusão de curso tem como objetivo geral a avaliação do processo de fixação e adaptação da biomassa heterotrófica na conversão de nitrato em nitrogênio molecular em um reator de leito de sabugo de milho.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Investigar o tempo necessário para a fixação e adaptação da biomassa heterotrófica no processo de conversão de nitrato em nitrogênio molecular em um reator de leito de sabugo de milho;
- b) Avaliar a liberação de carbono orgânico hidrolisado em reatores de leito de sabugo de milho submetidos a condições estáticas;
- c) Avaliar a liberação de carbono orgânico hidrolisado em reatores de leito de sabugo de milho submetidos a condições dinâmicas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO CONVENCIONAL

O processo convencional de tratamento biológico de nitrogênio compreende à remoção do nitrogênio do meio aquoso por meio de nitrificação e desnitrificação (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

O processo para promover a remoção de nitrogênio implica em etapas separadas de aeração e não aeração. Além disso, se faz necessário que haja uma fonte externa de carbono na etapa de desnitrificação (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

3.2 NITRIFICAÇÃO

Nitrificação é o termo usado para descrever a primeira etapa do processo de remoção biológica de nitrogênio, em que a amônia é oxidada a nitrito (Equação 1) e o nitrito é oxidado a nitrato (Equação 2).



A nitrificação se baseia na oxidação biológica do nitrogênio amoniacal por parte das bactérias oxidadoras de amônio e bactérias oxidadoras de nitrito. As bactérias oxidadoras de amônio oxidam o amônio a nitrito (nitritação), e dentro desse grupo podem ser encontrados gêneros como: *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira*, sendo que as mais estudadas são as *Nitrosomonas* (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016). As bactérias oxidadoras de nitrito oxidam o nitrito a nitrato (nitratção) e dentro desse grupo se encontram os gêneros: *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Nitrospina* e *Nitrococcus*; sendo as mais estudadas as *Nitrobacter* (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

O processo de nitrificação é limitado pela concentração de OD (oxigênio dissolvido) e temperatura, além de ser inibido pela concentração de amônia e ácido nítrico. Em síntese, pode-se afirmar que o pH, a temperatura e a concentração de OD podem ter efeito sobre a ativação ou desativação do metabolismo das bactérias oxidadoras de amônio e bactérias oxidadoras de nitrito. Isso põe em evidência a importância de ter um controle permanente no sistema de tratamento de águas e

efluentes, principalmente de pH e OD como uma forma de otimizar o processo de nitrificação (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

Neste processo, deve-se monitorar o nível de concentração de OD devido ao fato de que, se a concentração estiver baixa, a oxidação da amônia será dificultada (Zielinska *et al.*, 2012). Nesse sentido, as baixas concentrações de OD, menores que 2 mg/L, comprometem mais a agilidade de desenvolvimento dos microrganismos que cuidam da oxidação do nitrito do que dos que cuidam da oxidação da amônia (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016, apud Bernet *et al.*, 2001).

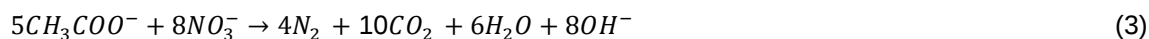
O que provavelmente impulsiona a oxidação na nitrificação é a amônia livre, mas estando sob os valores ideais de pH. O que justifica isso é o fato de que a amônia livre precisa de menos energia para transporte celular do que a sua forma ionizada. Neste caso, a forma não ionizada do íon amônio tem efeito de limitar a nitrificação e principalmente os microrganismos que oxidam nitrito, porém como os microrganismos se adaptam às concentrações de amônia, o controle da inibição em longo prazo de operação se torna dificultado. Os parâmetros principais a serem levados em conta para o equilíbrio de concentração do íon amônio e da amônia livre são a temperatura e o pH. Com esses parâmetros, pode-se conseguir uma concentração igual de amônia livre para valores variáveis de temperatura (26 °C a 32 °C) e pH (maior que 7,0) (Nocko, 2008).

O efeito da temperatura não se resume a afetar as atividades metabólicas dos microrganismos. Ela também é responsável por produzir efeito significativo nas características de sedimentação de sólidos biológicos e nas taxas de transferência de gás (Metcalf; Eddy, 2003 apud Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016). Conforme a temperatura aumenta, as reações biológicas ficam cada vez mais propícias, no entanto, a partir do momento que se atinge uma faixa ideal de temperatura, mas esta continua aumentando, as taxas de reação biológica diminuem com a desnaturação das proteínas enzimáticas (Guo *et al.* 2013).

Ainda a respeito do fato de que a temperatura afeta no desenvolvimento dos microrganismos e na remoção do nitrato, Cox (2009) constatou que, em temperaturas abaixo de 15 °C, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* reduzem suas atividades. Desse modo, quando a temperatura ficava abaixo de 10 °C, a eficiência da nitrificação caía a níveis menores do que 65%, reiterando a efetividade da temperatura sobre essas condições biológicas.

3.3 DESNITRIFICAÇÃO

A remoção biológica do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio é denominada desnitrificação. É um processo respiratório anóxico, realizado por bactérias heterotróficas facultativas (Equação 3).



Os gêneros mais representativos em relação à realização da desnitrificação incluem *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* e *Thiosphaera*. No processo de desnitrificação, o oxidante nitrato é reduzido para nitrogênio molecular, havendo a transferência de cinco elétrons por átomo de nitrogênio (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

A capacidade de desnitrificar está relacionada com a quantidade de substrato biodegradável presente (relação carbono orgânico/nitrogênio). Relações C:N menores do que 2,5 não possibilitam uma desnitrificação satisfatória, portanto, é necessária uma fonte externa de carbono (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).

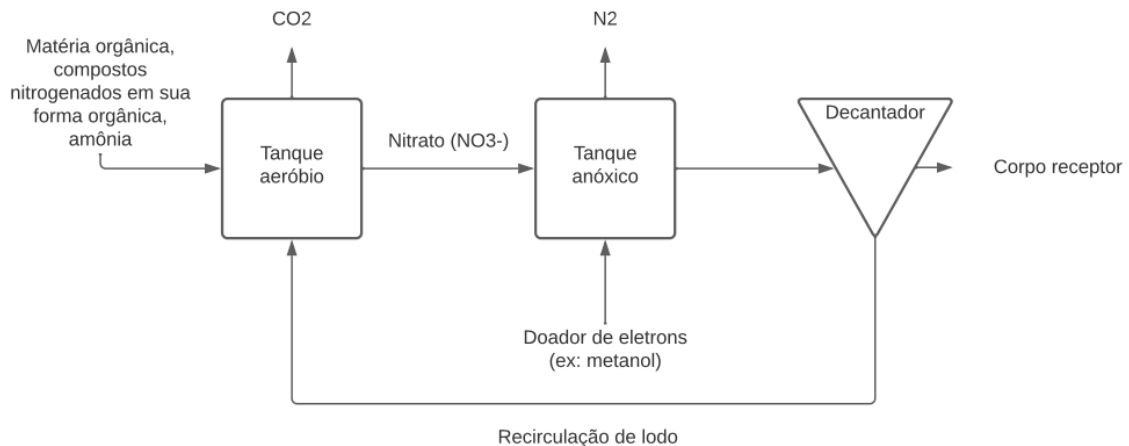
A relação DQO:N (demanda química de oxigênio:nitrogênio) tem influência sobre a população de microrganismos, uma vez que um aumento nesse parâmetro resulta numa diminuição na eficiência da nitrificação e melhoria da eficiência da desnitrificação, a qual ocorre em faixas ideais de temperatura e pH entre 20 °C a 30 °C e 6,5 a 8,0 respectivamente (Zielinska *et al.*, 2012).

3.4 SISTEMAS DE CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Convencionalmente o tratamento dos efluentes pode ser dividido em primário (remoção de sólidos em suspensão por caixa de areia e grades), secundário (remoção de matéria orgânica dissolvida por processos biológicos) e terciário (remoção de nitrogênio).

Tratando especificamente da etapa de remoção do nitrogênio, esta é representada do seguinte modo: um tanque aeróbio (para a realização da nitrificação); na sequência, um tanque anóxico e adicionalmente uma fonte externa de carbono (a fim de que as bactérias heterotróficas possam se alimentar e se desenvolver para exercerem seu papel de desnitrificação no tanque anóxico), uma vez que a matéria orgânica que poderia ser utilizada é removida no reator aeróbio, o que encarece o processo (Figura 1) (Von Sperling, 2009).

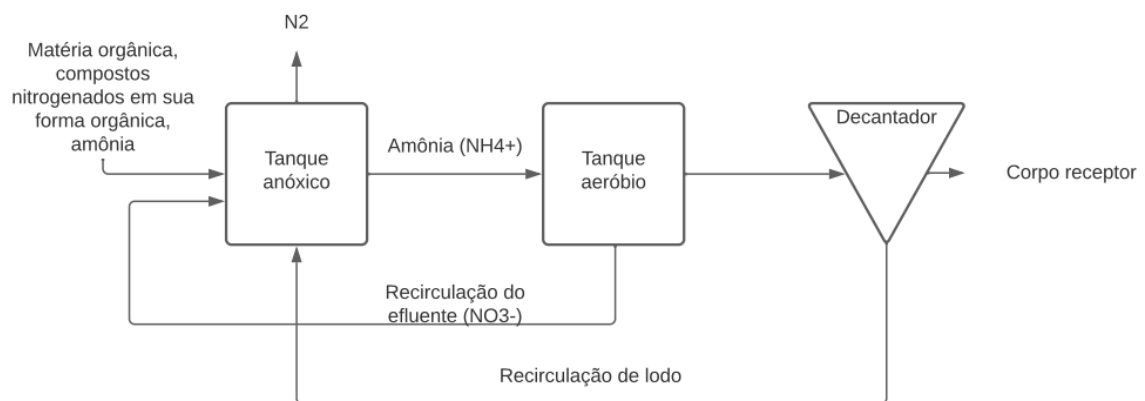
Figura 1 - Esquema ilustrativo de um sistema de reatores aeróbio e anóxico.



Fonte: Dechandt (2023) adaptado de Souza (2020).

Como uma solução para o problema relatado com o processo anterior (necessidade de adição de fonte externa de carbono), pode-se instaurar um sistema com um tanque anóxico seguido de um tanque aeróbio com recirculação (Figura 2), trazendo o tratamento terciário para o secundário e, assim, não necessitando de uma fonte exógena de carbono. Desse modo, após a remoção de sólidos em suspensão por caixa de areia e grades, o afluyente é inserido no tanque anóxico e não perde sua matéria orgânica. Na sequência, vai para o tanque de aeração e sofre a nitrificação, então retorna para o anóxico e sofre a desnitrificação (Von Sperling, 2009).

Figura 2 - Esquema ilustrativo de um sistema de reatores anóxico seguido de aeróbio.



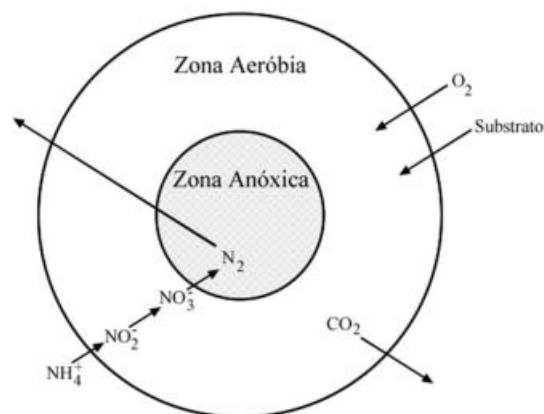
Fonte: Dechandt (2023) adaptado de Souza (2020).

3.5 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA

A nitrificação e desnitrificação simultânea baseia-se na ocorrência de ambos os processos ao mesmo tempo e em um mesmo reator. Isso faz com que o processo de remoção de nitrogênio seja otimizado e se torne mais vantajoso (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016, apud Antileo *et al.*, 2007; Guo *et al.*, 2005; He; Xue; Wang, 2009; Metcalf; Eddy, 2003; Wang *et al.*, 2012; Yang; Yang, 2001).

Fisicamente, a NDS acontece dentro de biofilmes ou flocos microbianos, em razão do gradiente de oxigênio através da biomassa (Figura 3). Bactérias nitrificantes se encontram ativas em áreas que possuem maior concentração de oxigênio, enquanto que em áreas onde a concentração de oxigênio é limitante estão localizadas as bactérias desnitrificantes (heterotróficas). A distribuição desigual de oxigênio dentro da biomassa torna suscetível a proliferação simultânea de bactérias nitrificantes (autotróficas) e desnitrificantes. Provou-se também a capacidade de algumas bactérias, especificamente *Alcaligenes faecalis* e *Thiosphaera pantotropha*, desenvolverem NDS utilizando substratos orgânicos para transformar aerobicamente amônia em gás nitrogênio (Chiu *et al.*, 2007). Além disso, algumas bactérias nitrificantes podem realizar desnitrificação na presença de pequenas concentrações de oxigênio. Portanto, o nitrogênio amoniacal pode ser diretamente convertido em nitrogênio gasoso (N_2) sem acumulação de nitrito nem de nitrato (Ciudad, 2007). A NDS oferece vantagens sobre os tratamentos convencionais, como economias de espaço e infraestrutura. No entanto, as condições nas quais ocorre uma eficiente NDS ainda não estão totalmente esclarecidas (Chiu *et al.*, 2007).

Figura 3 - Floco biológico representando a NDS.



Fonte: Adaptado de Metcalf *et al.* (2003).

Quando a remoção de nitrogênio ocorre em reatores que operam em modo de batelada sequencial (*Sequencing Batch Reactor* - SBR), torna-se necessário levar em consideração que existem dois períodos de acordo com a presença ou ausência de matéria orgânica facilmente degradável: período de saciedade: isso ocorre quando existe um excesso de matéria orgânica exógena. Esse substrato se difunde no biofilme, sendo armazenado como uma reserva de substrato (lípidos de glicogênio e polihidroxibutirato - PHB) em condições adversas. O substrato de reserva dominante é o PHB. A penetração de oxigênio é baixa, uma vez que ele é rapidamente consumido

por bactérias autotróficas e heterotróficas. No período de saciedade, o oxigênio é utilizado na nitrificação, oxidação do acetato e no crescimento da biomassa aeróbia; período de fome: quando não há matéria orgânica exógena. Por isso, o PHB armazenado pode ser usado como uma fonte de matéria orgânica para a desnitrificação, o que explicaria por que o fenômeno é típico dos sistemas de NDS operados em modo de SBR (Ciudad, 2007).

Para obter uma NDS completa, a taxa de oxidação de amônio deve ser semelhante à taxa de desnitrificação. Como a nitrificação autotrófica é geralmente mais lenta em comparação com a desnitrificação, é necessário que haja um substrato orgânico lentamente degradável. Este substrato orgânico pode se encontrar intrinsicamente no efluente. A conversão de carbono orgânico facilmente biodegradável em um polímero de armazenamento bacteriano, tal como poli- β -hidroxibutirato, preserva o carbono orgânico solúvel como substrato lentamente degradável (Cox, 2009). Apenas os sistemas com tempos de detenção elevados como os processos com aeração prolongada são capazes de acomodar simultaneamente a nitrificação e a desnitrificação.

3.6 DESNITRIFICAÇÃO EM REATORES DE BIOMASSA ADERIDA EM MEIO SUPORTE ORGÂNICO

Os meios de suporte desempenham um papel fundamental em sistemas biológicos de tratamento de águas residuais, proporcionando uma superfície para o crescimento de microrganismos responsáveis pela degradação de compostos orgânicos e remoção de nutrientes, como nitratos.

Reatores anaeróbios com meios de suporte orgânicos têm sido utilizados no tratamento de diferentes efluentes pela excelente capacidade de fixação de microrganismos dentro do sistema, na superfície do material na forma de biofilme. (Show; Tay, 1999).

Os materiais empregados como meio de suporte nesse contexto são caracterizados por serem inertes, o que significa que não participam diretamente nos processos químicos em curso. Em vez disso, esses materiais inertes servem como substratos ideais para a colonização de microrganismos responsáveis pelo processo de estabilização de matéria orgânica (Kunzler, 2010). Ao longo do tempo, esses materiais acumulam uma camada superficial de microrganismos, promovendo uma biodiversidade microbiana favorável. Esses microrganismos desempenham um papel

crucial na estabilização da matéria orgânica, facilitando sua degradação e promovendo processos biológicos benéficos. Essa simbiose entre o material inerte e os microrganismos cria um ambiente propício para a eficácia da desnitrificação, consolidando assim a eficiência do sistema em remover nitratos da água ou outros compostos nitrogenados.

Segundo Lima (2006), o meio de suporte deve servir para a fixação dos microrganismos e reter os sólidos suspensos, para que estes não sejam carregados para fora do sistema. Ainda, segundo Chernicharo (2007), o material a ser utilizado como meio suporte deve ser resistente, biologicamente inerte, apresentar grande área específica e baixo peso, preferencialmente apresentar porosidade elevada, para disponibilizar uma maior área para proliferação bacteriana, a fim de um menor tempo de detenção hidráulica e redução da possibilidade de colmatção. Também é de interesse que o material utilizado seja economicamente viável e com alta disponibilidade.

Silva (2021) estudou o sabugo de milho como doador de elétrons e meio suporte, o qual se mostrou efetivo na remoção de nitrato. Além do citado, Ling (2021) estudou mais seis fontes de carbono atuando como meio suporte, sendo elas: palha de arroz, palha de trigo, talo e sabugo de milho, talo e casca de soja, os quais atingiram resultados semelhantes e positivos na remoção de nitrogênio amoniacal, com destaque para o sabugo.

3.7 POTENCIAL DO SABUGO DE MILHO COMO MEIO SUPORTE E FONTE DE CARBONO NA DESNITRIFICAÇÃO

O milho (*Zea mays*) é uma das culturas mais importantes e versáteis do mundo, desempenhando um papel significativo em diversas áreas. De acordo com a Companhia Nacional de Abastecimento – CONAB (2024), o milho é o segundo cereal mais produzido no Brasil, sendo cultivado em dois períodos no ano, denominados de safra e safrinha, resultado da entressafra, com uma previsão de produção de 116,1 milhões de toneladas do grão na safra de 2024 (IBGE, 2024).

Além de ser um pilar na alimentação humana, seja na forma de grãos inteiros, farinha ou óleo, o milho também se destaca como insumo essencial na produção de proteína animal, sendo parte integral das rações para aves, suínos e bovinos. Sua contribuição se estende ainda à indústria de biocombustíveis, onde o etanol de milho emerge como uma alternativa sustentável. A natureza adaptável do milho, capaz de

prosperar em variadas condições climáticas, amplifica sua importância estratégica na agricultura global. Cultivado extensivamente, o milho não apenas sustenta economias, gerando empregos e contribuindo para o PIB agrícola, mas também representa uma fonte valiosa de matérias-primas para a indústria química, consolidando sua posição como um recurso agrícola multifacetado e imprescindível.

O beneficiamento do milho gera como subprodutos sabugo, caule, folha e palha. A cada tonelada de milho processada, são geradas 2,3 toneladas de rejeitos, sendo que é estimado que a cada 100 kg de milho processado, gera-se 18 kg de sabugo de milho, material que é despejado na lavoura ou utilizado na alimentação animal (Ling *et al.*, 2021; Silva, 2018).

Os elementos lignocelulósicos que constituem o caule e o sabugo de milho exibem uma complexa e resistente estrutura, composta principalmente por celulose, envolvida por hemicelulose e lignina. Especificamente, o caule de milho destaca-se por sua abundância de celulose, com proporções de 34,31% de celulose, 20,47% de hemicelulose, 4,12% de lignina solúvel em ácido e 0,30% de cinzas, conforme indicado por Wang *et al.* (2018). No caso do sabugo de milho, a composição média revela 31,7% de celulose, 34,7% de hemicelulose, 20,3% de lignina e 2,3% de cinzas. Devido à alta concentração de celulose, tanto o caule quanto o sabugo de milho apresentam um potencial notável para a remoção de nitrato (Stolle, 2022).

3.8 HIDRÓLISE DE CARBONO

A palavra “hidrólise” deriva das palavras gregas *hydro*, que significa “água”, e *lysis*, que significa “separar”. A hidrólise nada mais é que uma reação na qual a água é o reagente que decompõe moléculas maiores em moléculas menores, podendo ocorrer com várias substâncias, como sais, ésteres, proteínas e carboidratos. Esse processo envolve a divisão da ligação química pela incorporação de grupos hidroxila (OH) e íons hidrogênio (H⁺) da molécula de água (Chang; Goldsby, 2013).

Este processo ocorre em muitos contextos, desde a digestão de alimentos no corpo humano até a síntese e degradação de compostos orgânicos em laboratório. A hidrólise é uma ferramenta versátil e essencial em química orgânica, permitindo a transformação de moléculas complexas em componentes mais assimiláveis (Minegatti, 2015).

A hidrólise salina é uma das principais. Trata-se de um processo químico em que os íons resultantes da dissociação de um sal na água reagem com os íons

presentes na água, originando a formação de um ácido e/ou uma base de natureza fraca (Vogel, 2017).

Já a hidrólise de uma proteína acontece quando as unidades de aminoácidos presentes nela são separadas devido à quebra da ligação peptídica que as conecta. Esse processo é desencadeado pela ação da água e de um agente adicional (Adler-Nissen, 1985).

De maneira geral, a simples dissolução de compostos orgânicos em água não garante a hidrólise completa das moléculas. Para alcançar esse objetivo, é imperativo criar as condições adequadas de temperatura e pressão no meio reacional (Carvalho *et al.*, 2016). Ademais, segundo o estudo conduzido por Vallander e Eriksson (1985), conforme citado por Carvalho (2011), enfatiza a importância de aprimorar as condições de hidrólise para garantir sua eficácia. Diversos fatores exercem influência sobre o rendimento desse processo. A estabilidade térmica mantém a atividade enzimática em altas temperaturas, enquanto a concentração e a adsorção do substrato garantem contato eficiente com as enzimas. A duração da hidrólise deve ser otimizada para uma conversão eficaz e economicamente viável. O pH ideal é crucial para a atividade enzimática, e a concentração de substrato deve ser ajustada para evitar inibição. A agitação adequada assegura uma mistura homogênea sem danificar as enzimas, promovendo uma hidrólise eficiente.

A decomposição de matéria orgânica em reatores é um processo de estabilização biológica, em que compostos orgânicos complexos (polímeros), como carboidratos, lipídeos e proteínas são transformados em produtos mais simples (Cassini, 2003).

A hidrólise dos compostos orgânicos é realizada por exoenzimas das bactérias hidrolíticas (Wosiack, 2014), como a celulase, protease e lipase (Lamberti, 2017). Esta, denominada hidrólise enzimática, se destaca em meio às demais, como a hidrólise química, por poder se desenvolver em temperaturas moderadas e concentrações iônicas existentes (Collares, 2011).

A eficiência das enzimas que promovem a hidrólise depende das características do meio reacional, principalmente do pH e da temperatura, sendo que cada enzima possui zonas de máximo aproveitamento distintas (Zabotti, 2014).

Compreender a cinética das reações biotecnológicas é crucial para o design eficiente de biorreatores e a produção de produtos com atributos específicos. Contudo, a investigação da cinética envolvida na hidrólise enzimática de proteínas é

desafiadora devido à presença de diversos tipos de ligações peptídicas e à variação na acessibilidade dessas ligações ao ataque enzimático.

Dessa forma, surge um desafio ao tentar criar modelos cinéticos para a hidrólise de macromoléculas. Se o modelo é excessivamente simples, ele pode inadequadamente representar o mecanismo real, limitando sua utilidade. Por outro lado, um modelo muito complexo pode não ser passível de análise estatística.

3.8.1 A hidrólise do sabugo de milho

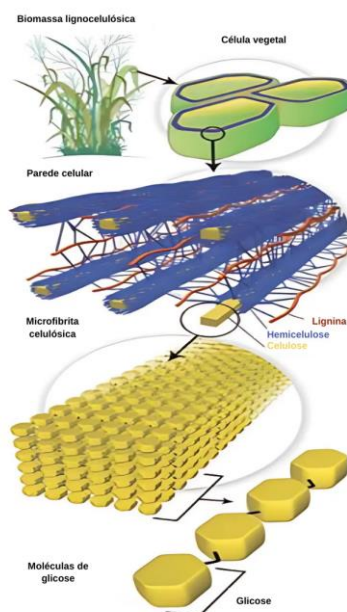
Os materiais lignocelulósicos, como o sabugo de milho, são compostos principalmente por celulose, hemicelulose e lignina. Esses componentes estruturais conferem resistência e rigidez às plantas, mas também representam um desafio na sua degradação e hidrólise. A hidrólise é o processo pelo qual as ligações químicas nesses polímeros são quebradas, liberando açúcares simples e outros compostos orgânicos no meio.

Como citado anteriormente, o sabugo, que é o resíduo gerado após o milho ser debulhado e geralmente utilizado como ração animal, possui em sua composição: celulose (31,7%), hemicelulose (34,7%) e lignina (20,3%) (Santos, 2014-2), ou seja, são compostos por estruturas fibrosas e resistentes, formadas predominantemente por celulose e hemicelulose, que representam cerca de 70% da massa seca total, juntamente com outras macromoléculas (Durán; Zamora; Reyes, 1998).

A composição e a estrutura da biomassa têm forte influência na natureza e nos rendimentos dos processos de hidrólise e fermentação. A celulose consiste em polímeros de glicose (hexoses), enquanto a hemicelulose é composta por polímeros de xilose e outros açúcares (pentoses) e/ou hexoses (glicose, manose e galactose), ácidos urônicos e grupos acetil HARMSEN *et al.*, 2010), tornando esses materiais atrativos para a extração de monômeros de açúcares (Pereira; Couto; Santa Anna, 2008).

A lignina confere estrutura e rigidez às paredes celulares, atuando como a principal barreira para a hidrólise, pois dificulta o acesso às moléculas de celulose e hemicelulose, conforme demonstrado na Figura 4, portanto, a lignina, embora seja a menor fração da biomassa lignocelulósica, é a mais complexa.

Figura 4 - Estrutura recalcitrante da biomassa lignocelulósica.



Fonte: Santos *et al.*, 2012.

Ainda, segundo Quinelato (2016), a lignina é hidrofóbica, o que representa um desafio significativo para a hidrólise eficiente dos compostos lignocelulósicos em moléculas mais assimiláveis. Devido à sua estrutura complexa e ramificada, a lignina forma uma barreira física que dificulta o acesso às moléculas de celulose e hemicelulose, que são compostos orgânicos mais facilmente hidrolisados. Essa resistência da lignina à penetração de solventes aquosos e enzimas hidrolíticas limita a eficiência dos processos de degradação e conversão bioquímica da biomassa lignocelulósica.

Devido à dificuldade na hidrólise causada pela lignina, a literatura menciona diversas abordagens para sua remoção ou degradação. Isso é especialmente relevante em pesquisas voltadas para a geração de etanol de segunda geração, que utiliza materiais lignocelulósicos como bagaço de cana-de-açúcar e sabugo de milho. Estratégias extensivamente estudadas incluem métodos físicos, químicos e biológicos para despolimerizar ou modificar a lignina, aumentando assim a acessibilidade da celulose e hemicelulose às enzimas hidrolíticas.

No entanto, apesar da lignina ser conhecida por sua natureza hidrofóbica, o sabugo de milho ainda pode ser hidrolisado sem necessidade do pré-tratamento extensivamente estudado na literatura para remover ou modificar a lignina. Entre os materiais lignocelulósicos, o sabugo de milho apresenta menores quantidades de

lignina em sua composição, o que pode facilitar os processos de conversão das frações de celulose e hemicelulose (Pereira, 2022).

A hidrólise realizada em um reator estático, sem o uso de enzimas, é viável, porém sua eficácia é limitada. Neste contexto, a degradação de materiais lignocelulósicos ocorreria de forma mais lenta e incompleta, devido à falta de catalisadores específicos para quebrar eficientemente as ligações complexas de celulose e hemicelulose. Embora possível, esse método não seria tão eficiente quanto a hidrólise enzimática, que acelera significativamente o processo e aumenta a conversão da biomassa em moléculas menores e mais assimiláveis para serem utilizadas como fonte de carbono. Em um reator destinado ao tratamento de efluente de drenagem agrícola, a hidrólise sem o uso de enzimas pode ser uma abordagem adequada, mesmo que seu processo seja mais lento e menos eficiente.

O Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) prolongado pode permitir a degradação gradual da matéria orgânica presente no meio. No entanto, é importante considerar que um TDH alto também pode atrair contaminantes biológicos, como larvas e fungos, que podem comprometer a eficácia do tratamento ou até mesmo contribuir para problemas adicionais no sistema de tratamento. Portanto, embora a hidrólise sem enzimas possa ser aplicável em certos contextos, é essencial monitorar e controlar a presença desses contaminantes para garantir a eficiência e a segurança do processo de tratamento.

3.9 CINÉTICA DAS REAÇÕES

As reações envolvem essencialmente o consumo de reagentes e a formação de produtos, sendo a descrição dessas reações um ponto crucial para uma análise adequada do processo de fixação e adaptação da biomassa heterotrófica na conversão de nitrato em nitrogênio molecular em um reator de leito de sabugo de milho.

A cinética descreve a velocidade a que uma reação ocorre em função da concentração de reagente, podendo ser matematicamente definida pela Equação 5, a qual descreve a variação da concentração de reagente ao longo do tempo, em que k é a constante da reação, C é a concentração de reagente, e n é a ordem da reação.

$$\frac{dC}{dt} = k \times C^n \quad (5)$$

A ordem da reação n determina se a velocidade ou taxa de reação depende ou não da concentração do reagente. No contexto do tratamento de águas residuais, as reações de ordem zero e de primeira ordem são particularmente importantes. Em reações de ordem zero, a taxa de reação é constante ao longo do tempo, pois ela não depende da concentração do reagente. Uma reação de primeira ordem significa que a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente. Consequentemente, a taxa de consumo do reagente diminui linearmente ao longo do tempo, enquanto a produção de produtos aumenta de maneira correspondente (Perry, 2020).

Para começar a tratar da cinética da remoção de nitrogênio, primeiramente definem-se os modelos cinéticos de crescimento celular, especificamente os de crescimento balanceado, pela relação entre velocidades de crescimento celular com a concentração de substrato. Em tais modelos, a fase biológica é caracterizada apenas por massa celular ou concentração (Monod, 1950).

Dentre os modelos cinéticos de crescimento celular balanceado supracitados, em especial, tem-se o modelo de Monod, que pesquisou a fermentação alcoólica de açúcares em sistemas alimentados continuamente. Trabalho este que influenciou muitos pesquisadores a se dedicarem à derivação de expressões cinéticas para descrever o metabolismo bacteriano. O modelo cinético de Monod é similar a outros modelos, como as isotermas de adsorção de Langmuir de 1918 e como o modelo cinético de Michaelis-Menten, desenvolvido para reações enzimáticas com um único substrato em 1913 (Monod, 1950).

Os resultados de Monod podem ser resumidos em três equações básicas:

- A velocidade bruta de crescimento dos microrganismos é proporcional à velocidade de utilização do substrato;

$$\left(\frac{dC_X}{dt}\right)_c = Y_{X/S} \left(\frac{dC_S}{dt}\right)_u \quad (6)$$

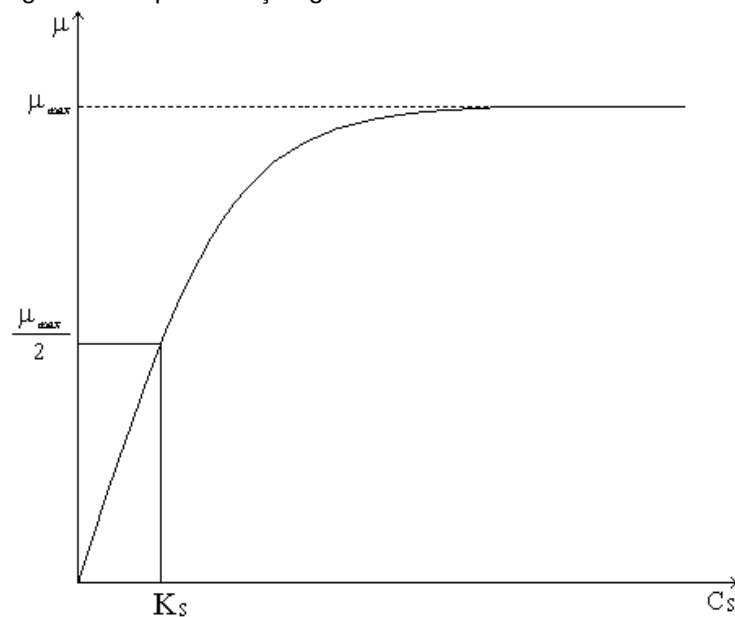
Nessa expressão, C_X é a concentração de microrganismos ($M.L^{-3}$, por exemplo: $mg\ SSV.L^{-1}$); C_S é a concentração de substrato ($M.L^{-3}$); t é o tempo e $Y_{X/S}$ é o fator de crescimento ou a produção bruta de bactérias por unidade de massa de substrato ($M\ células / M\ substrato$, por exemplo $g\ SSV.g^{-1}\ DQO$). O índice c representa o crescimento das bactérias; e o índice u , a utilização do material orgânico.

- A velocidade de crescimento dos microrganismos é proporcional à concentração dos mesmos e depende da concentração de substrato como:

$$r_X = \left(\frac{dC_X}{dt} \right)_c = C_X \cdot \mu = \mu \frac{C_S \cdot C_X}{K_S + C_S} \quad (7)$$

Na expressão cinética de Monod, r_X é a velocidade de crescimento celular, μ é a velocidade específica de crescimento celular e μ_{max} e K_S são constantes cinéticas. μ_{max} é a velocidade máxima de crescimento celular, e K_S é a constante de saturação do substrato e tem o valor da concentração de substrato na qual μ atinge metade do seu valor máximo. A representação gráfica da expressão cinética de Monod é apresentada na Figura 5.

Figura 5 - Representação gráfica do modelo cinético de Monod.



Fonte: Monod (1950).

Pela expressão (7), observa-se que, para concentrações elevadas de substrato, a razão $C_S/(C_S+K_S)$ se aproxima da unidade e que, portanto, a velocidade de crescimento se torna independente da concentração de substrato, isto é, o crescimento é um processo de ordem zero. Por outro lado, se a concentração de substrato for muito baixa, isto é, se $C_S \ll K_S$, a velocidade de crescimento se torna proporcional à concentração de substrato, o que caracteriza a supracitada cinética de

primeira ordem (Monod, 1950).

- Paralelo ao crescimento de microrganismos devido à atividade anabólica, há também decaimento devido à morte de células vivas. A velocidade de decaimento pode ser formulada como um processo de primeira ordem:

$$\left(\frac{dC_X}{dt}\right)_d = -C_X \cdot K_d \quad (8)$$

Nessa expressão, K_d é a constante da velocidade de decaimento ou constante de morte celular. O índice d representa o decaimento da massa bacteriana.

4 METODOLOGIA

4.1 DESCRIÇÃO DA PESQUISA

Trata-se de uma pesquisa de natureza aplicada de abordagem quantitativa, explicativa no que tange aos objetivos, em que foi investigada a desnitrificação em um reator do tipo batelada de leito empacotado com meio suporte de sabugo de milho, com avaliações da hidrólise de carbono e conversão de nitrogênio em meio estático, com água potável da torneira e efluente de drenagem agrícola, bem como a fixação de biomassa heterotrófica e sua influência na hidrólise dos compostos supracitados em meio dinâmico. Os reatores estavam sujeitos à temperatura ambiente.

O sabugo de milho foi utilizado como meio suporte e potencial fonte de carbono. Amostras de água e efluente coletadas foram analisadas quanto às concentrações de nitrato e DQO, visando verificar a hidrólise de carbono e nitrogênio.

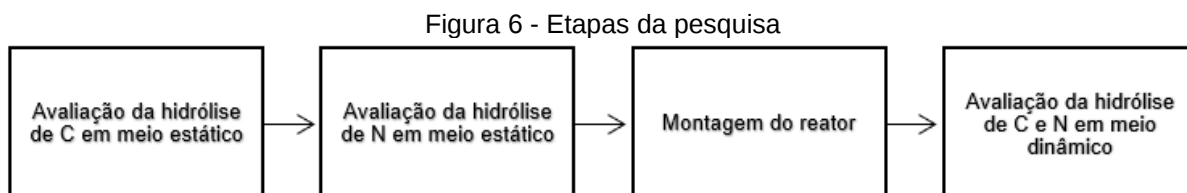
Em primeiro momento, foram montados em escala de bancada 6 reatores estáticos utilizando o sabugo de milho como meio suporte e potencial fonte de carbono. Dois reatores foram destinados à análise de DQO em água (Reatores 1 e 2), dois para a análise de nitrato em água (Reatores 3 e 4) e dois para a análise de nitrato em efluente de drenagem agrícola (Reatores 5 e 6). Foram realizadas análises diárias, excetuando-se os sábados e domingos, para avaliar a variação de nitrato e DQO nos respectivos reatores ao longo do período de análise. As coletas de amostras ocorreram de forma consistente, sempre no mesmo horário, utilizando os mesmos recipientes durante todo o tempo da pesquisa.

Na sequência, foram montados 56 reatores estáticos em escala de bancada, nos quais o sabugo de milho foi utilizado como meio suporte e potencial fonte de carbono. Cada reator foi projetado para realizar a coleta de amostras em um único dia, sendo descartado logo em seguida, a fim de evitar variações de volume entre o início e o final do experimento. Desses 56 reatores, 28 continham água e 28 continham efluente de drenagem agrícola, e em todos foi realizada a análise de DQO e nitrato. As análises foram feitas em duplicata a cada dois dias, ou seja, a cada dois dias eram analisados 2 reatores com água e 2 reatores com efluente, garantindo a precisão dos resultados.

Por fim, foram montados 3 reatores dinâmicos com recirculação promovida por bombas, utilizando o sabugo de milho como potencial fonte de carbono e meio suporte, em diferentes dimensões, em combinação com efluente agrícola. A operação dos reatores foi iniciada, e as leituras de DQO e nitrato foram realizadas diariamente,

excetuando-se sábados e domingos, garantindo um monitoramento constante dos parâmetros ao longo dos dias.

Na Figura 6 estão apresentadas as etapas da pesquisa:



Fonte: os autores (2024).

4.2 AVALIAÇÃO DA HIDRÓLISE DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO ESTÁTICO

A avaliação da hidrólise de carbono em meio estático refere-se ao estudo da reação de hidrólise de compostos contendo carbono (como carboidratos, lipídios ou proteínas) em um ambiente sem agitação ou movimento significativo na mistura (estático).

O objetivo principal dessa avaliação é estudar as propriedades de hidrólise de compostos orgânicos em condições laminares, sem interferência de fatores externos, como a presença de organismos vivos ou movimento na mistura. Isso permite uma análise mais controlada dos aspectos químicos da hidrólise.

Durante essa fase foram montados reatores utilizando dois tipos de meio: água potável e efluente de drenagem agrícola, proveniente de uma fazenda na região de Castrolanda, no município de Castro, Paraná, Brasil. Ensaios para caracterização do efluente foram realizados seguindo os critérios do *Standard Methods* (APHA, 2005), resultando em: alcalinidade total de 13,55 mgCaCO₃/L, sólidos totais de 0,1 g/L, pH de 5,95, cloro igual a 0, NTK de 0, DQO de 72,17 mg/L e nitrato de 5,64 mg/L.

Esta abordagem permitiu comparar a eficiência do sabugo de milho como meio suporte na liberação de carbono orgânico hidrolisado.

Durante o experimento, foram observadas as reações ao longo do tempo, levando em consideração mudanças visuais, como alterações de cor e formação de produtos, além do registro fotográfico diário dos reatores. A câmera utilizada para as imagens possuía as seguintes especificações: abertura de f/2.0, velocidade do obturador de 1/30 s, distância focal de 4,6 mm, sensibilidade ISO de 160, sem flash,

e ajuste automático de balanço de branco, capturando imagens com resolução de 3000x4000 pixels.

Na primeira etapa da pesquisa, foram conduzidos quatro reatores experimentais com água potável, denominados Reatores 1, 2, 3 e 4, sendo que nos Reatores 1 e 2 foi monitorada a demanda química de oxigênio (DQO) e nos Reatores 3 e 4 foi monitorada a concentração de Nitrato no reator. Esses reatores utilizaram meio suporte de sabugo de milho em condições estáticas, sendo alimentados apenas com água. Também foram analisados dois reatores estáticos utilizando meio de efluente agrícola (Reatores 5 e 6) no estudo. Esses reatores foram projetados para investigar os efeitos do efluente agrícola na hidrólise de carbono orgânico e nitrato, utilizando meio suporte de sabugo de milho em condições estáticas. Esses dados complementam os resultados obtidos com os reatores operados apenas com água, fornecendo uma comparação entre os diferentes meios líquidos e suas influências nos processos de tratamento.

Cada reator foi configurado com aproximadamente metade de um sabugo de milho, cuja massa seca a 40°C foi aferida antes da adição ao reator, com valores especificados no Quadro 1. Os reatores estáticos utilizados no estudo são recipientes plásticos com tampa, com capacidade de 500 mL cada, sendo que o volume de líquido utilizado em cada reator foi de 400 mL.

As análises de DQO e nitrato nos reatores foram realizadas diariamente, exceto aos sábados e domingos, para monitorar a eficiência do processo de tratamento. Os métodos seguiram os padrões da APHA (*American Public Health Association*), e todas as medições foram feitas em triplicata para assegurar a reprodutibilidade e a consistência dos dados obtidos ao longo do experimento.

Quadro 1 - Dados sobre os reatores sem agitação (estático) – Etapa 1

Reator	Tipo de meio	Parâmetro	Peso do sabugo (g)	Volume de água no reator (mL)
1	Água	DQO	15,138	400
2			38,301	400
3	Água	Nitrato	15,138	400
4			51,328	400
5	Efluente agrícola	Nitrato	19,39	400
6			14,854	400

Fonte: os autores (2024).

Na segunda etapa da pesquisa, foram conduzidos 56 reatores estáticos experimentais, cada um construído com recipientes plásticos com tampa, com capacidade de 300 mL. O sabugo de milho foi utilizado como meio suporte e potencial fonte de carbono, variando de 10 a 14 g em cada reator, conforme Quadro 2. O volume de água utilizado em todos os reatores foi de 250 mL.

As análises de DQO e nitrato foram realizadas em todos os reatores, sendo 28 deles alimentados com água e 28 com efluente de drenagem agrícola. Para evitar variações de volume, cada reator foi projetado para realizar a coleta de amostras em um único dia, sendo descartado após o uso. As análises foram feitas em duplicata a cada dois dias, seguindo os padrões da APHA (*American Public Health Association*), garantindo que a cada dois dias fossem lidos 2 reatores com água e 2 reatores com efluente.

Assim sendo, as concentrações de DQO e nitrato obtidas foi dividida pelo peso de sabugo seco em seu respectivo reator, e o resultado final da concentração de cada dia se deu pela média aritmética das concentrações obtidas nos reatores analisados em mesmo dia.

Quadro 2 - Parâmetros de entrada dos reatores estáticos da segunda etapa.

Reator	Tipo do meio	Volume de água inicial (mL)	Peso do sabugo seco (g)
1	Água	250	11,19
2	Água	250	13,11
3	Água	250	10,91
4	Água	250	10,13
5	Água	250	11,87
6	Água	250	11,21
7	Água	250	13,66
8	Água	250	11,22
9	Água	250	11,09
10	Água	250	12,61
11	Água	250	12,9
12	Água	250	12,11
13	Água	250	11,16
14	Água	250	11,56
15	Água	250	13,37
16	Água	250	12,17
17	Água	250	10,24
18	Água	250	11,42
19	Água	250	13,3
20	Água	250	12,9
21	Água	250	13,79
22	Água	250	11,95
23	Água	250	12,31
24	Água	250	12,2
25	Água	250	11,6
26	Água	250	13,68
27	Água	250	12,18
28	Água	250	13,98
29	Efluente	250	12,56
30	Efluente	250	10,55
31	Efluente	250	11,49
32	Efluente	250	10,3
33	Efluente	250	11,52
34	Efluente	250	13,54
35	Efluente	250	13,17
36	Efluente	250	11,5
37	Efluente	250	11,28
38	Efluente	250	10,13
39	Efluente	250	12,71
40	Efluente	250	12,1
41	Efluente	250	11,73
42	Efluente	250	12,81
43	Efluente	250	13,71
44	Efluente	250	13,22
45	Efluente	250	11,99
46	Efluente	250	12,15
47	Efluente	250	13,88
48	Efluente	250	11,27
49	Efluente	250	11,08
50	Efluente	250	11,01
51	Efluente	250	13,23
52	Efluente	250	13,92
53	Efluente	250	10,14
54	Efluente	250	13,62
55	Efluente	250	13,39
56	Efluente	250	10,07

Fonte: os autores (2024).

Os reatores, denominados de Reator A, Reator B e Reator C, com sabugos respectivamente de 5 cm (58,89 g), 7,5 cm (57,25 g) e 15 cm (56,07 g), foram fixados em uma base de madeira para que permanecessem na vertical, por meio de abraçadeiras de plástico com 5 mm de espessura. Os tubos de entrada e saída para a bomba de recirculação são compostos de silicone, com diâmetro útil de 1 cm, situados respectivamente na parte superior e na parte inferior do reator.

Foram utilizadas 3 bombas para recirculação do efluente, sendo duas delas da marca Solab, modelo SL-64/1, de potência 450W e tensão 220V, e a terceira da marca MS Tecnopon, modelo DMC 2-4000, e tensão 220V, conforme modelo abaixo.

4.4 AVALIAÇÃO DA HIDRÓLISE DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO DINÂMICO

A avaliação da hidrólise de carbono e nitrogênio em meio dinâmico consistiu em testar o reator biológico de leito fixo com meio suporte de sabugo de milho, descrito na seção 4.3, utilizando água de drenagem agrícola, rica em nutrientes. O objetivo principal dessa etapa foi analisar a variação da concentração dos compostos de carbono e nitrogênio no sistema, medindo as concentrações de nitrato (NO_3^-) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Para aprofundar a compreensão sobre a variação da concentração de carbono e nitrogênio, foi realizado um comparativo entre os resultados obtidos na análise conduzida em ambiente estático. Este comparativo visa identificar os efeitos específicos da agitação no desempenho do reator biológico de leito fixo com meio suporte de sabugo de milho.

Os procedimentos incluíram a promoção da agitação do efluente no reator por meio de bombas de recirculação, especificadas no item 4.3, operando a 40 ml/min. As análises de DQO e nitrato no reator foram realizadas diariamente, exceto aos sábados e domingos, para monitorar a eficiência do processo de tratamento. Essas análises seguiram o método padrão da APHA (*American Public Health Association*), e todas as medições foram feitas em duplicata para assegurar a reprodutibilidade e a consistência dos dados obtidos ao longo do experimento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

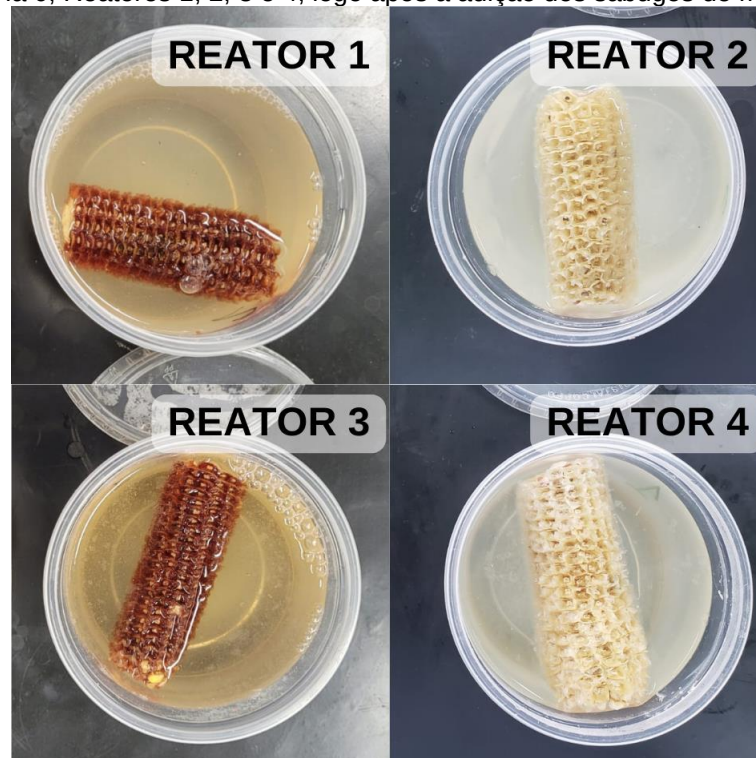
5.1 PRIMEIRA ETAPA DA PESQUISA – REATORES ESTÁTICOS, ANÁLISE REALIZADA EM REATORES ÚNICOS

5.1.1 Observação e registro fotográfico dos reatores ao longo do tempo

5.1.1.1 Reatores em meio estático com água

A Figura 8 mostra o estado inicial (Dia 0) dos reatores. A fase líquida utilizada foi água potável de torneira, caracterizada por ser translúcida e inodora. Logo após a adição dos sabugos de milho nos reatores, observou-se que a água se tornou levemente turva e esbranquiçada, possivelmente devido ao pó presente nos sabugos.

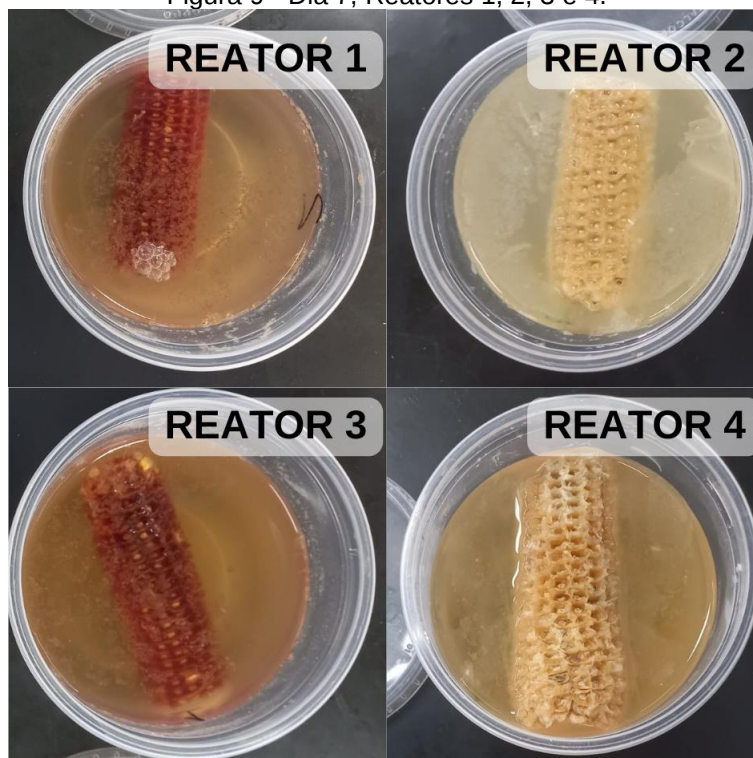
Figura 8 - Dia 0, Reatores 1, 2, 3 e 4, logo após a adição dos sabugos de milho na água.



Fonte: os autores (2024).

A Figura 9 mostra o estado dos reatores no dia 7. Observa-se que a água nos reatores apresentava uma coloração amarelada e a presença de diversos sólidos em suspensão, formando aglomerados. Neste estágio, também foi detectado um odor perceptível.

Figura 9 - Dia 7, Reatores 1, 2, 3 e 4.

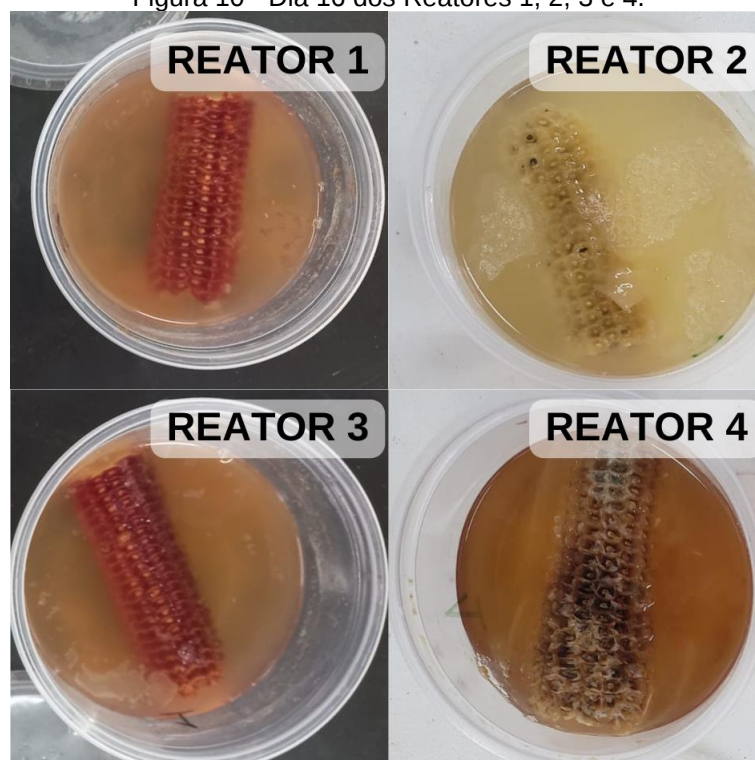


Fonte: os autores (2024).

A Figura 10 mostra o estado dos reatores no dia 16. O Reator 4 apresentou um desenvolvimento mais pronunciado na cor, exibindo uma tonalidade âmbar mais intensa. Além disso, foi perceptível um odor forte. Essas mudanças no desenvolvimento da cor podem ser atribuídas tanto à maior massa do sabugo utilizado no Reator 1 quanto a possíveis variações nas espécies de milho, uma vez que foram utilizados sabugos aleatórios de possíveis diferentes origens e características.

Após o dia 16, a operação nos Reatores 2 e 4 foi finalizada devido à decomposição dos sabugos de milho. Esse problema comprometeu a eficiência do processo, impossibilitando a continuidade dos experimentos conforme planejado. A decomposição indica uma possível contaminação que pode interferir nos resultados, sendo necessário interromper os testes para garantir a integridade e a precisão dos dados obtidos.

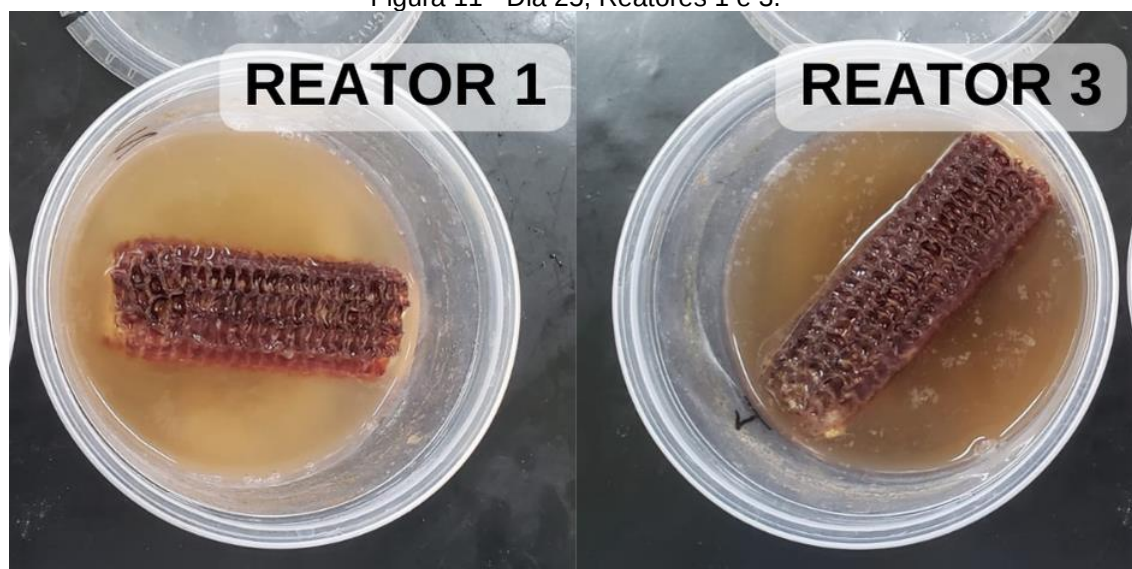
Figura 10 - Dia 16 dos Reatores 1, 2, 3 e 4.



Fonte: os autores (2024).

No dia 25 (Figura 11), os sabugos de milho dos Reatores 1 e 3 apresentavam partes que estavam pretas, evidenciando o início da decomposição do material. O forte odor indicava a presença de matéria em decomposição. Além disso, a turbidez aparente da água parecia mais intensa, e era possível observar diversos flocos viscosos próximos ao sabugo.

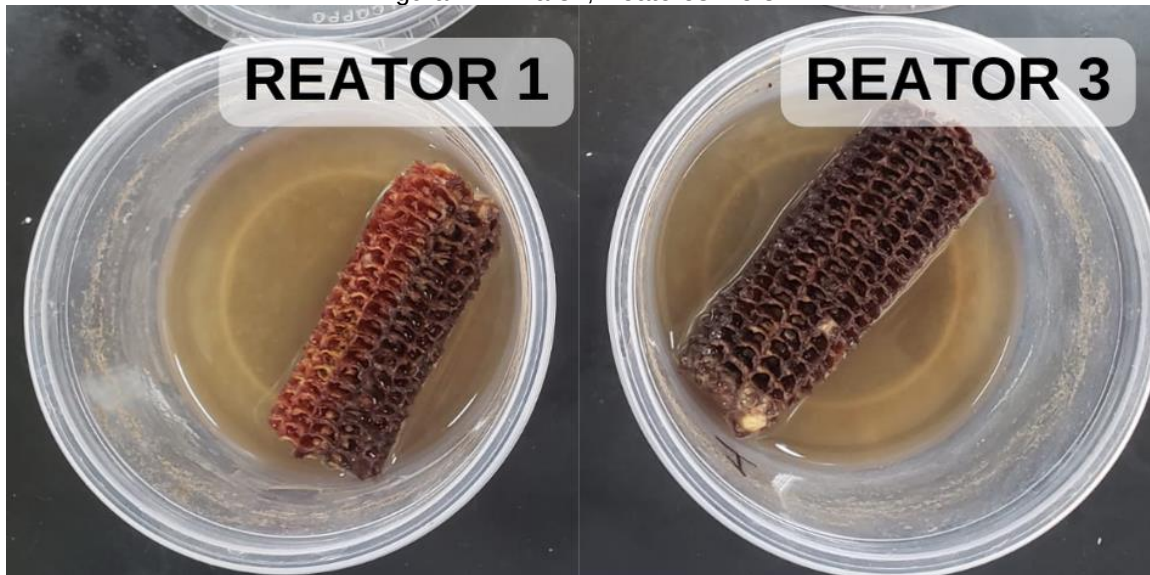
Figura 11 - Dia 25, Reatores 1 e 3.



Fonte: os autores (2024).

Na Figura 12, no dia 32 dos Reatores 1 e 3 (último dia), o sabugo de milho intensificou sua coloração preta, indicando um avanço no estágio de decomposição. O odor tornou-se mais intenso, indicando uma maior atividade de decomposição. A turbidez da água permaneceu visível ao longo do experimento.

Figura 12 - Dia 32, Reatores 1 e 3.

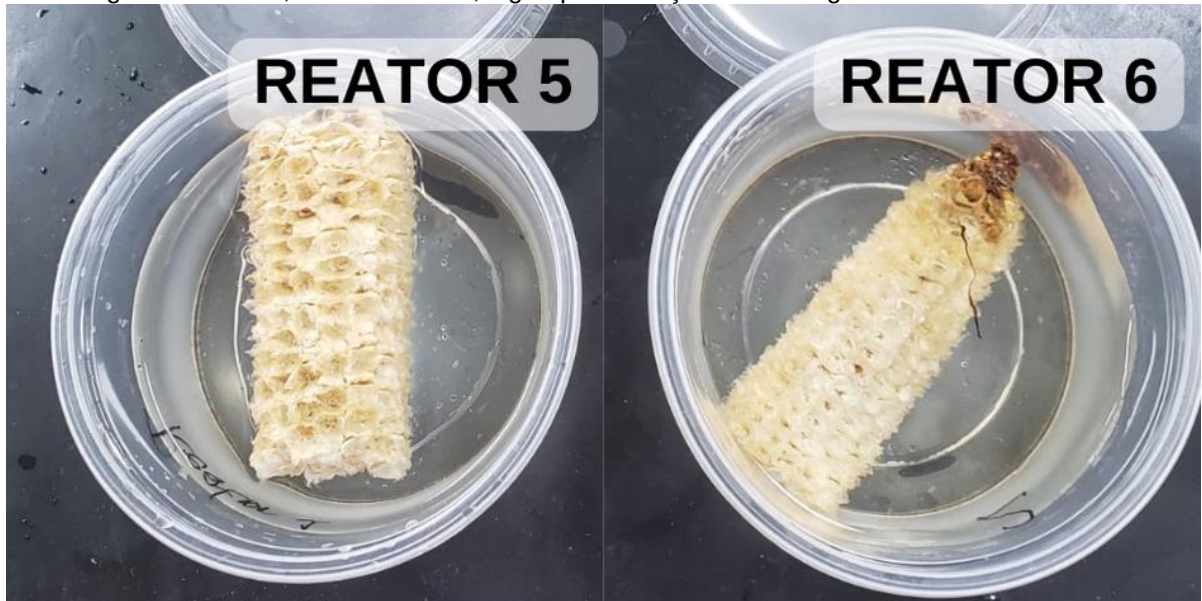


Fonte: os autores (2024).

5.1.1.2 Reatores em meio estático com efluente

Os Reatores 5 e 6 são estáticos e foram operados com meio contendo efluente de drenagem agrícola. A Figura 13 ilustra o estado inicial (dia 0) de ambos os reatores após a inserção no efluente agrícola. Após a adição ao efluente, os sabugos liberaram uma certa turbidez devido ao pó presente neles.

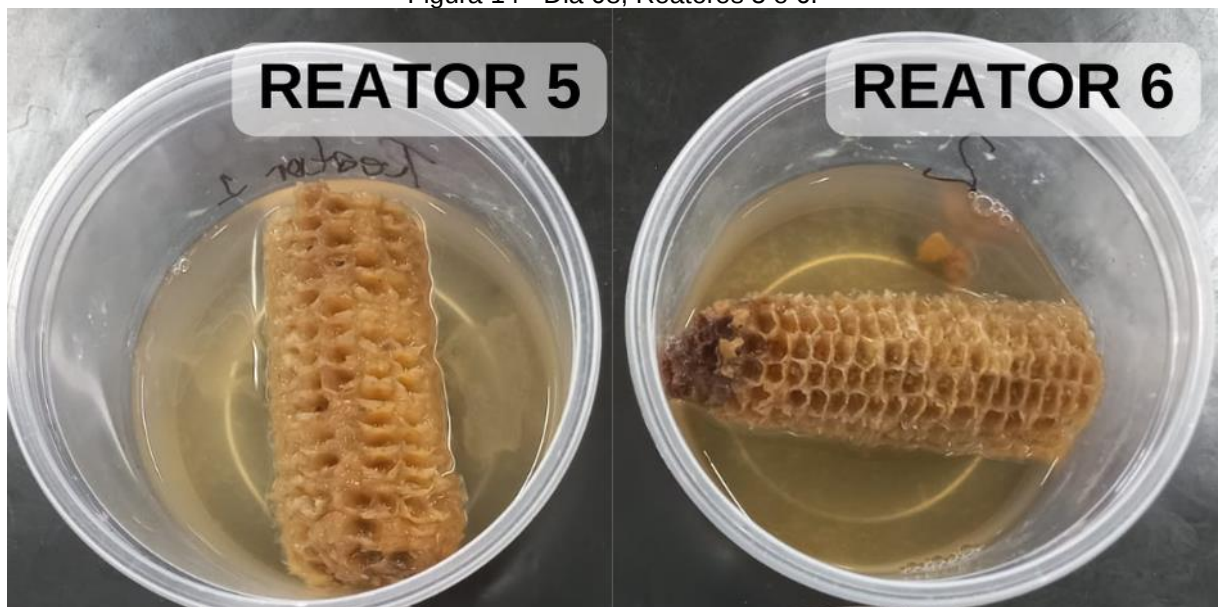
Figura 13 - Dia 0, Reatores 5 e 6, logo após a adição dos sabugos de milho no efluente.



Fonte: os autores (2024).

A Figura 14 mostra os Reatores 5 e 6 no dia 8, evidenciando uma coloração amarelada no efluente e nos sabugos, além de um odor forte. Também foi observada a formação de flocos viscosos em ambos os reatores, e no reator 6 ocorreu a desagregação de uma parte do sabugo.

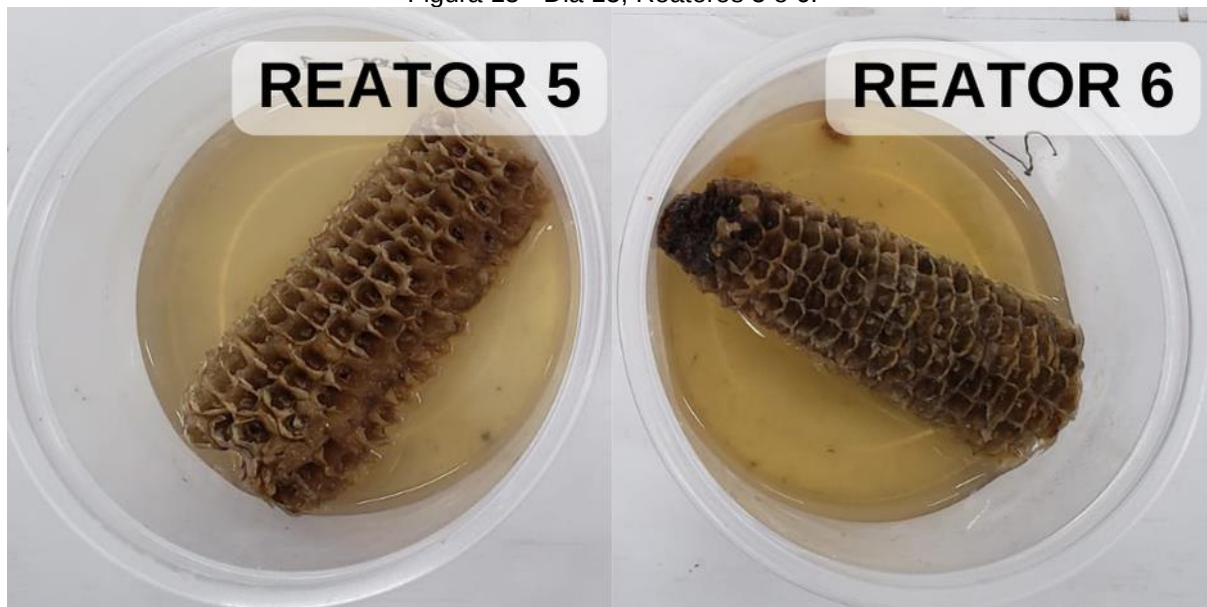
Figura 14 - Dia 08, Reatores 5 e 6.



Fonte: os autores (2024).

Na Figura 15, referente ao dia 15 (último dia de operação dos reatores), os sabugos apresentavam coloração escura e odor forte, indicando decomposição da matéria orgânica.

Figura 15 - Dia 15, Reatores 5 e 6.



Fonte: os autores (2024).

Concluindo, os reatores que operaram com efluente de drenagem agrícola, apresentaram uma vida útil inferior a metade dos Reatores 1 e 3, que operaram com água de torneira. Isso pode ser atribuído ao tipo de meio no qual os sabugos foram inseridos, às condições ambientais, ao tipo de sabugo utilizado (uma vez que os reatores 2 e 4 possuíam sabugos mais semelhantes aos dos reatores 5 e 6, além de terem tido tempos próximos de vida útil) e, sobretudo, à presença de microrganismos decompositores no efluente utilizado.

5.1.2 DQO – demanda química de oxigênio

Nos reatores estudados, onde diferentes massas de sabugo de milho foram utilizadas, o cálculo da DQO liberada por massa de sabugo é crucial para avaliar a eficiência do processo de decomposição da matéria orgânica. A variação na massa dos sabugos pode influenciar diretamente na quantidade de matéria orgânica disponível para decomposição e, conseqüentemente, na quantidade de DQO liberada.

Para determinar a DQO liberada por massa de sabugo, calcula-se a quantidade total de DQO liberada e divide-se pela massa do sabugo específico

utilizado no reator correspondente. Esse cálculo permite interpretar a eficiência do processo: reatores que liberam mais DQO por unidade de massa de sabugo podem indicar uma taxa mais alta de decomposição da matéria orgânica presente nos sabugos.

Na Tabela 1 são apresentados os dados de DQO no Reator 1 referentes aos dias de sua operação, bem como a DQO proporcional à massa de sabugo do reator.

No Reator 1, a DQO apresentou variações, chegando a zero e ficando ausente em vários períodos da análise. Essa inconsistência pode ter sido influenciada por mudanças na amostragem ou por trocas de reagente ao longo do tempo, o que pode ter afetado a continuidade da curva de dados. No entanto, quando os dados não atingiram zero e foram realizados com o mesmo reagente, observou-se também uma tendência linear, característica de uma reação de ordem 0. Nesse tipo de reação, a taxa de decomposição é constante ao longo do tempo, independentemente da concentração inicial da substância reagente.

Tabela 1 - DQO no Reator 1.

Dia de operação do reator	DQO (mg O ₂ /L)	DQO por massa de sabugo (mg O ₂ /g/L)
0	0	0
1	15,98	1,06
2	0	0
3	49,6	3,28
4	0	0
7	40,92	2,7
8	0	0
9	83,22	5,5
10	44,86	2,96
11	0	0
14	0	0
15	0	0
16	0	0
21	0	0
22	0	0
24	0	0
28	0	0
29	0	0
30	0	0

Fonte: os autores (2024).

Na Tabela 2 são apresentados os dados de DQO no Reator 2 referentes aos dias de sua operação, bem como a DQO proporcional à massa de sabugo do reator.

Tabela 2 - DQO no Reator 2.

Dia de operação do reator	DQO (mg O ₂ /L)	DQO por massa de sabugo (mg O ₂ /g/L)
0	0	0
1	1,14	0,03
3	12,51	0,33
6	30,81	0,8
7	46,92	1,22
8	6,03	0,16
13	43,76	1,14
14	61,99	1,62
15	47,07	1,23
16	91,35	2,39

Fonte: os autores (2024).

No oitavo dia de operação do Reator 2, observou-se uma brusca queda na DQO, possivelmente devido às condições climáticas ou à coleta em uma zona diferente do reator. Devido à ausência de agitação, as concentrações de matéria orgânica no reator não eram homogêneas, o que pode ter influenciado nos resultados.

Os dados sugerem possível proporcionalidade, com a DQO aumentando constantemente ao longo dos dias. Esse comportamento é característico de uma reação de ordem 0, onde a velocidade de decomposição da matéria orgânica nos sabugos é proporcional à concentração inicial da substância. Nesse tipo de reação, a taxa de decomposição não é afetada pela concentração da substância reagente, sendo determinada apenas pela taxa constante de decomposição dos sabugos de milho ao longo do tempo.

As equações das retas para os Reatores 1 e 2 foram: $0,0923x + 2,8001$ para o Reator 1 e $0,1097x - 0,1166$ para o Reator 2. Essas equações representam a relação linear entre a concentração de DQO ao longo do tempo. A diferença nos coeficientes angulares das retas, 0,0923 e 0,1097, sugere que o coeficiente cinético da reação de decomposição dos sabugos de milho está entre esses valores, conforme item 3.9, em que $y = Ax + B$, onde A é o coeficiente cinético da reação, indicando uma taxa de decomposição constante conforme observado nos dados experimentais.

Realizou-se o teste de análise de variância (ANOVA) para verificar se de fato não houve diferença estatística entre os pares de dados (liberação de DQO na água potável). Para tal, foi definido um nível de significância de 4%, e foi concluído que os pares não se diferem estatisticamente. Para o conjunto Reator 1 e Reator 2, chegou-

se nos valores $F = 4,567$ e $p\text{-value} = 0,418$. Desta forma, como o $p\text{-value}$ é maior que 0,04, aceita-se a hipótese que cada reator não difere estatisticamente de seu par.

5.1.3 Nitrato

Nos reatores estudados, onde diferentes massas de sabugo de milho foram utilizadas, o cálculo do nitrato hidrolisado por massa de sabugo é crucial para avaliar a eficiência do processo de hidrólise da matéria nitrogenada. A variação na massa dos sabugos pode influenciar diretamente na quantidade de matéria nitrogenada disponível para conversão e, conseqüentemente, na quantidade de nitrato hidrolisado.

Para determinar o nitrato hidrolisado por massa de sabugo, determina-se a concentração de nitrato no meio líquido e divide-se pela massa do sabugo específico utilizado no reator correspondente.

Os valores de nitrato obtidos para cada dia de medição em meio estático estão apresentados na Tabela 3 e Figura 16 para o Reator 3.

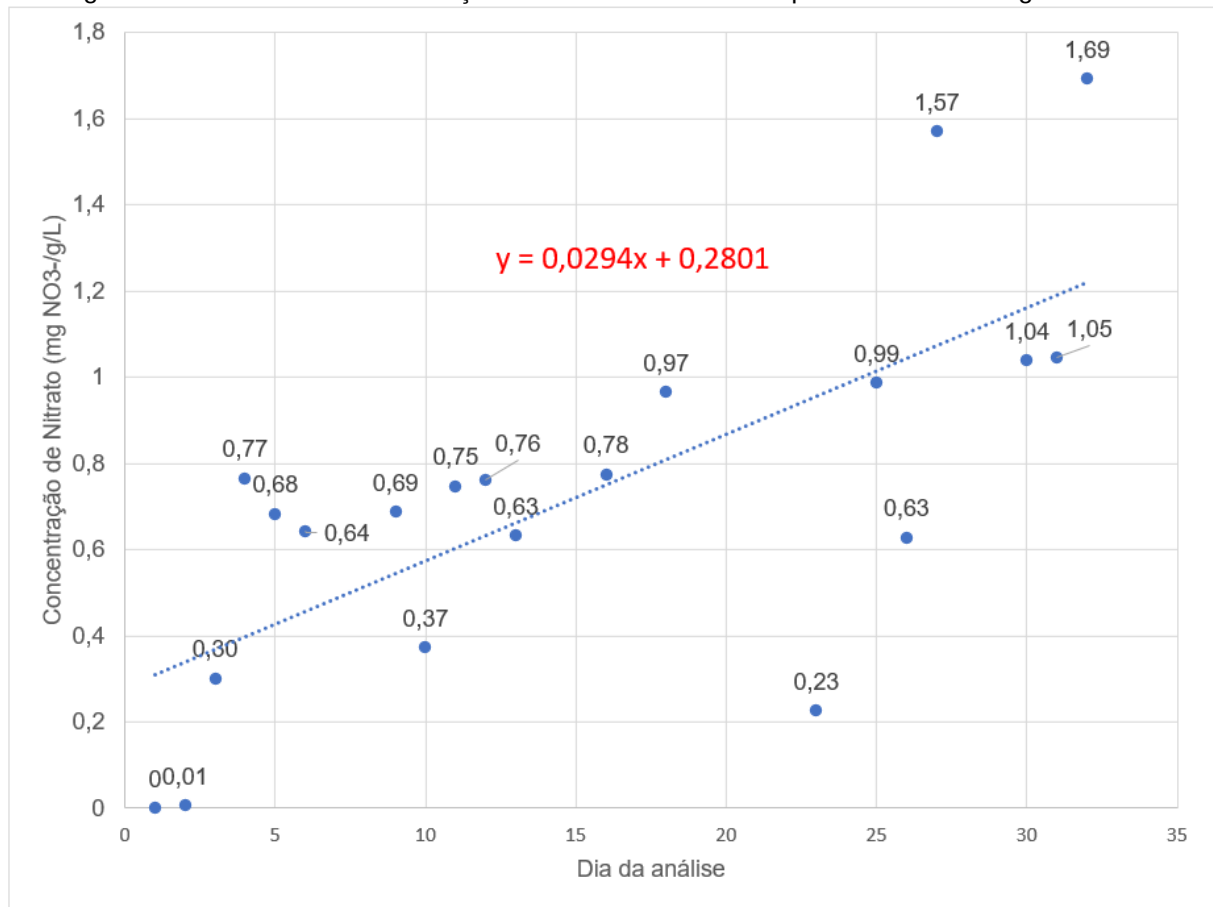
No Reator 3, o Nitrato apresentou variações menos lineares, não chegando a zero, mas tendo vários pontos de acréscimo e decréscimo. Essa variação pode ter sido influenciada por mudanças na amostragem, condições ambientais ou por trocas de reagente ao longo do tempo, o que pode ter afetado a continuidade da curva de dados. No entanto, quando os dados foram realizados com o mesmo reagente, observou-se também uma tendência linear crescente diagonal.

Tabela 3 - Concentrações de Nitrato no Reator 3.

Dia de operação do reator	Concentração de Nitrato (mg NO ₃ ⁻/L)	Concentração de Nitrato por massa de sabugo (mg NO ₃ ⁻/g/L)
0	0	0
1	4,57	0,3
2	11,59	0,77
3	10,35	0,68
4	9,75	0,64
7	10,42	0,69
8	5,64	0,37
9	11,33	0,75
10	11,55	0,76
11	9,6	0,63
14	11,75	0,78
16	14,63	0,97
21	3,44	0,23
23	14,96	0,99
24	9,51	0,63
25	23,78	1,57
28	15,75	1,04
29	15,82	1,05
30	25,63	1,69
31	19,86	1,31

Fonte: os autores (2024).

Figura 16 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 3 por massa de sabugo de milho.



Fonte: os autores (2024).

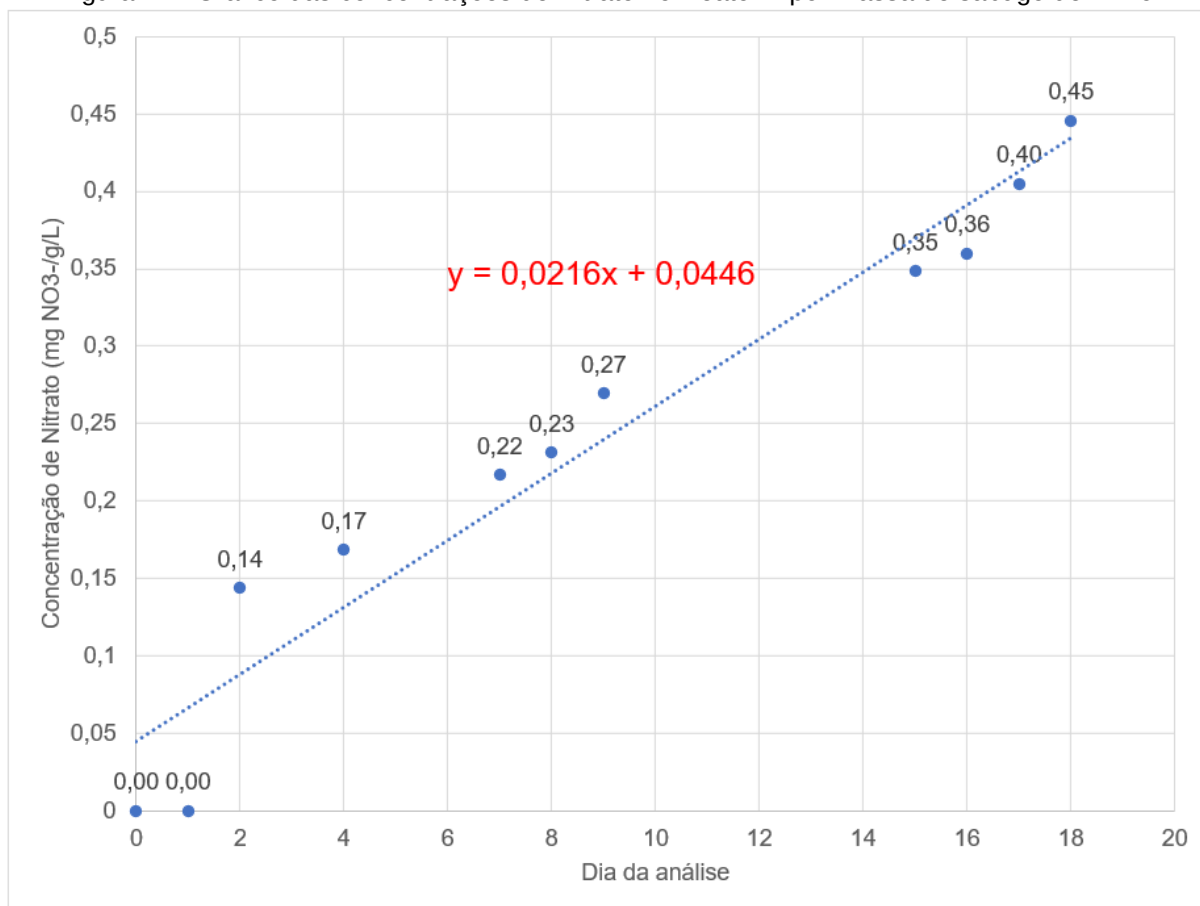
Os valores de nitrato obtidos para cada dia de medição em meio estático estão apresentados na Tabela 4 e Figura 17 para o Reator 4:

Tabela 4 - Concentrações de Nitrato no Reator 4.

Dia de operação do reator	Concentração de Nitrato (mg NO ₃ -/L)	Concentração de Nitrato por massa de sabugo (mg NO ₃ -/g/L)
0	0,00	0,00
1	7,38	0,14
3	8,64	0,17
6	11,14	0,22
7	11,89	0,23
8	13,84	0,27
14	17,89	0,35
15	18,47	0,36
16	20,78	0,40
17	22,86	0,45

Fonte: os autores (2024).

Figura 17 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 4 por massa de sabugo de milho.



Fonte: os autores (2024).

A concentração de nitrato continuou crescendo e não decaiu em nenhum ponto. Isso pode sugerir que previamente havia elementos nitrogenados acompanhados do sabugo ou que sua condição de hidrólise tenha sido dificultada pela sua característica lignocelulósica, limitando a matéria orgânica disponível como fonte exógena para as bactérias desnitrificantes.

Pela distribuição dos dados no gráfico da Figura 17, pôde-se observar uma linearidade diagonal positiva, o que pode indicar uma cinética de reação de ordem zero.

As equações das retas para os Reatores 3 e 4 foram: $0,0294x + 0,2801$ e $0,0216x + 0,0446$, respectivamente. Essas equações representam a relação linear da concentração de nitrato ao longo do tempo. A diferença nos coeficientes angulares das retas sugere que o coeficiente cinético da reação de conversão de nitrato está entre esses valores.

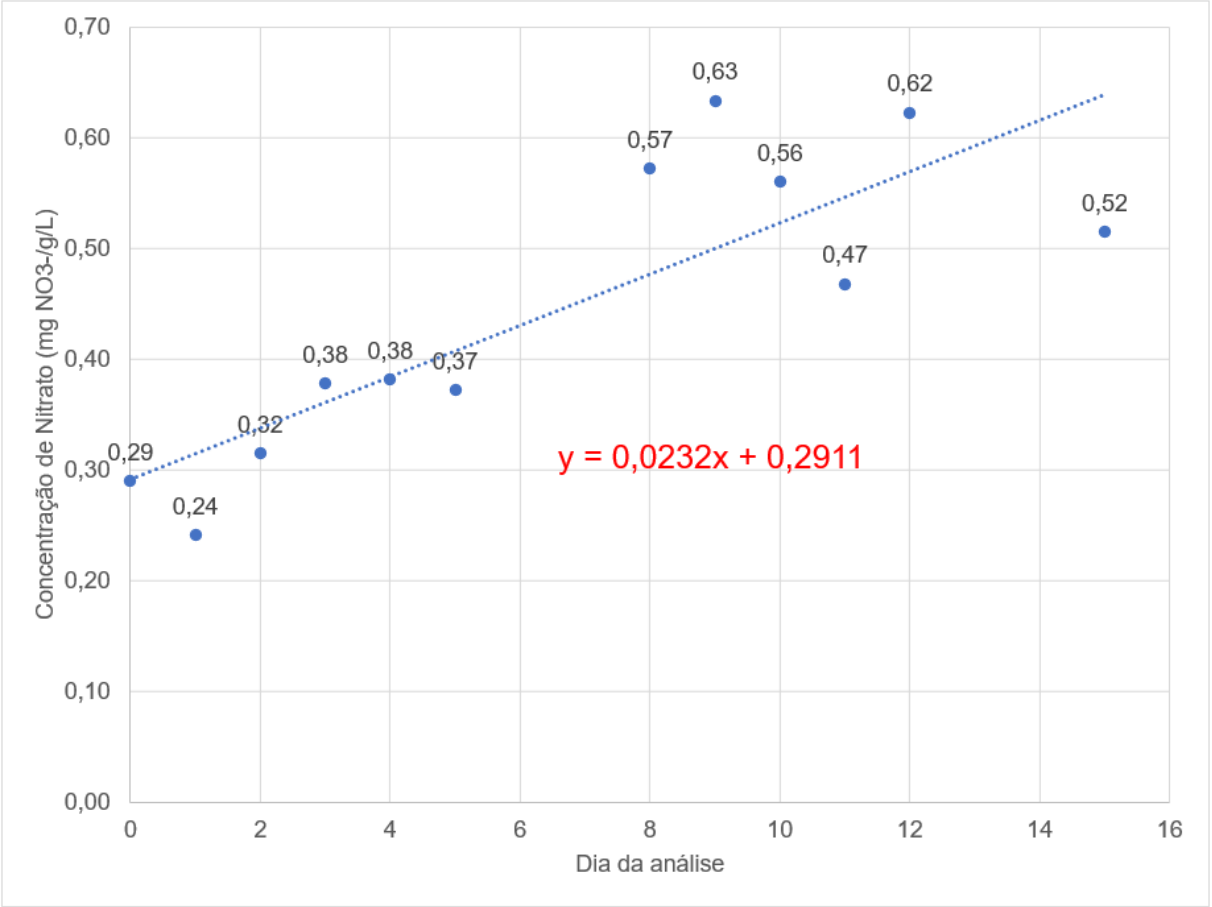
Os valores de nitrato obtidos para cada dia de medição em meio estático estão apresentados na Tabela 5 e Figura 18 para o Reator 5:

Tabela 5 - Concentrações de Nitrato no Reator 5.

Dia de operação do reator	Concentração de Nitrato (mg NO3-/L)	Concentração de Nitrato por massa de sabugo (mg NO3-/g/L)
0	5,64	0,29
2	6,11	0,32
3	7,33	0,38
4	7,4	0,38
5	7,22	0,37
8	11,09	0,57
9	12,28	0,63
10	10,86	0,56
11	9,07	0,47
12	12,07	0,62
15	9,99	0,52

Fonte: os autores (2024).

Figura 18 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 5 por massa de sabugo de milho.



Fonte: os autores (2024).

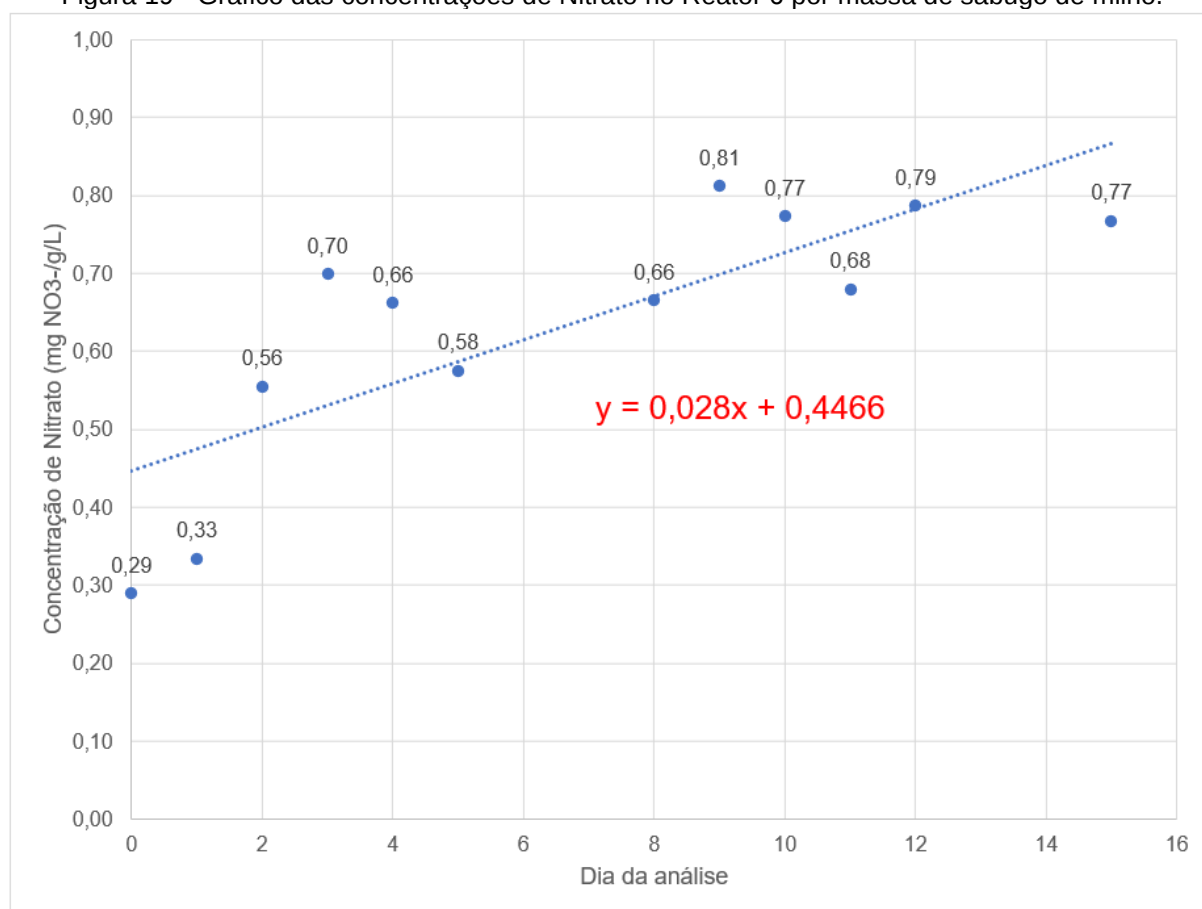
Os valores de nitrato obtidos para cada dia de medição em meio estático estão apresentados na Tabela 6 e Figura 19 para o Reator 6:

Tabela 6 - Concentrações de Nitrato no Reator 6.

Dia de operação do reator	Concentração de Nitrato (mg NO ₃ -/L)	Concentração de Nitrato por massa de sabugo (mg NO ₃ -/g/L)
0	5,64	0,29
2	8,25	0,56
3	10,39	0,7
4	9,83	0,66
5	8,54	0,58
8	9,88	0,66
9	12,06	0,81
10	11,49	0,77
11	10,09	0,68
12	11,69	0,79
15	11,4	0,77

Fonte: os autores (2024).

Figura 19 - Gráfico das concentrações de Nitrato no Reator 6 por massa de sabugo de milho.



Fonte: os autores (2024).

Os Reatores 5 e 6 foram operados e monitorados concomitantemente e sob as mesmas condições, com efluente em regime estático. Dessa forma, ambos

proporcionaram resultados semelhantes que podem ser discutidos juntamente e com mais precisão nos dados.

A concentração de nitrato foi linearmente crescente nos dois reatores, porém a partir do oitavo dia de análise esse crescimento se estabilizou, o que sugere uma tendência linear horizontal. Isso indica que a taxa de conversão é constante ao longo do tempo, independentemente da concentração inicial da substância reagente. Além disso, a maior diferença entre o peso dos sabugos molhados e secos utilizados nestes reatores evidencia uma maior porosidade, a qual pode ter sido aproveitada pelos microrganismos para fixação de biomassa e realização da conversão de nitrato, justificando a estabilização da concentração deste, mesmo diante das características hidrofóbicas dos sabugos (QUINELATO, 2016).

As equações das retas para os Reatores 5 e 6 foram: $0,0307x + 0,2168$ e $0,0355x + 0,3723$, respectivamente. Essas equações representam a relação linear da concentração de nitrato ao longo do tempo. A diferença nos coeficientes angulares das retas sugere que o coeficiente cinético da reação de conversão de nitrato está entre esses valores, indicando uma taxa de conversão linear.

Realizou-se o teste de análise de variância (ANOVA) para verificar se de fato não houve diferença estatística entre os pares de dados (nitrato na água potável e nitrato no efluente agrícola). Para tal, foi definido um nível de significância de 4%, e foi concluído que os pares não se diferem estatisticamente. Nos Reatores 3 e 4, obteve-se $F = 0,399$ e $p\text{-value} = 0,535$ e nos Reatores 5 e 6, obteve-se $F = 0,259$ e $p\text{-value} = 0,615$. Desta forma, como todos os $p\text{-values}$ são maiores que 0,04, aceita-se a hipótese que cada reator não difere estatisticamente de seu par.

5.2 SEGUNDA ETAPA DA PESQUISA – REATORES ESTÁTICOS, ANÁLISE REALIZADA EM REATORES DISTINTOS

5.2.1 DQO – demanda química de oxigênio

5.2.1.1 Reatores com água potável

Na Tabela 7 são apresentados os dados de DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa referentes aos dias de sua operação, bem como a DQO proporcional à massa de sabugo dos reatores.

Tabela 7 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa.

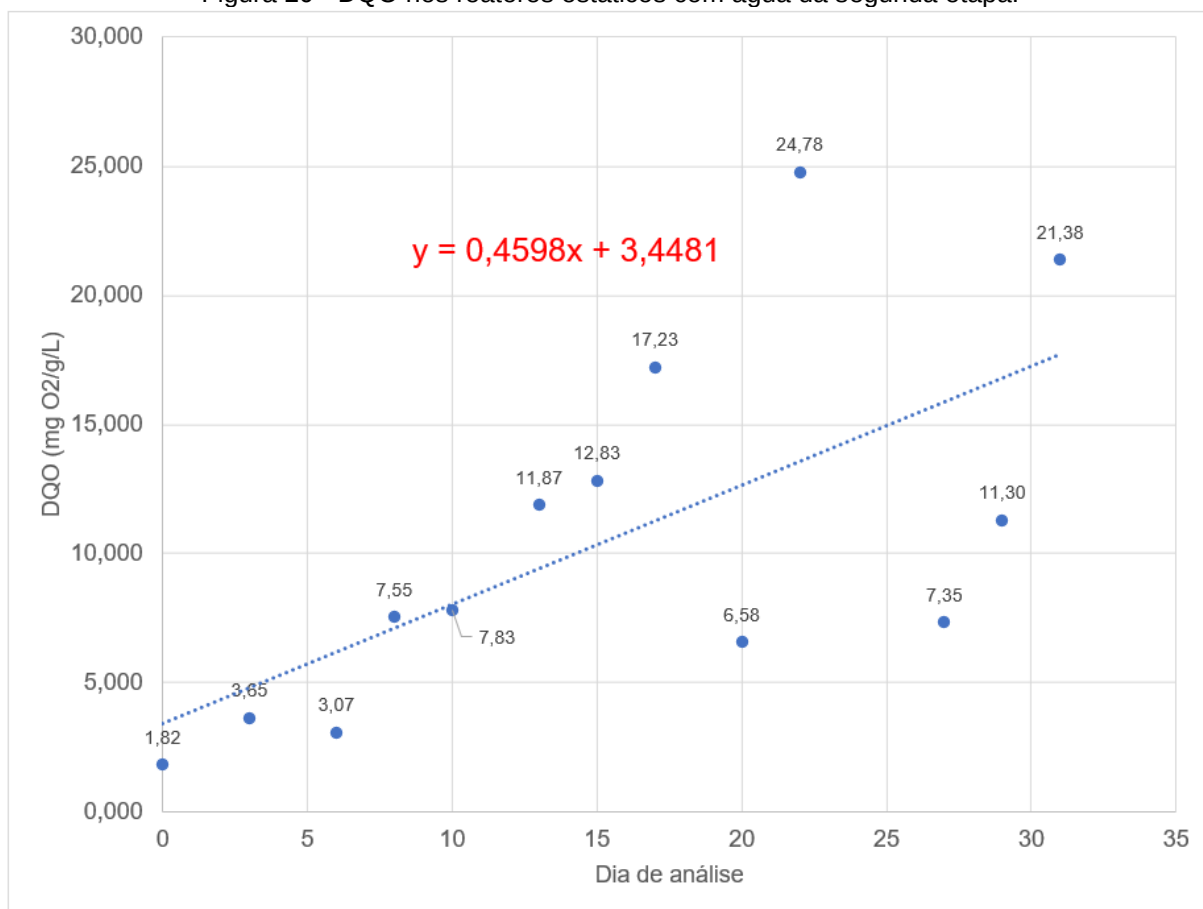
Reatores	Dia de operação dos reatores	Concentração de DQO (mg O ₂ /L)	Concentração de DQO por massa de sabugo (mg O ₂ /g/L)
1 e 2	0	21,872	1,822
3 e 4	3	37,022	3,651
5 e 6	6	36,489	3,074
7 e 8	8	85,976	7,548
9 e 10	10	98,766	7,832
11 e 12	13	144,751	11,874
13 e 14	15	143,380	12,826
15 e 16	17	225,947	17,226
17 e 18	20	75,089	6,575
19 e 20	22	324,958	24,776
21 e 22	24	Análise não realizada	-
23 e 24	27	90,049	7,353
25 e 26	29	138,812	11,304
27 e 28	31	272,426	21,376

Fonte: os autores (2024).

Os dados de DQO seguiram o comportamento esperado, mostrando uma tendência de aumento conforme os dias progrediam. A concentração de DQO subiu até o dia 17, indicando a liberação contínua de compostos orgânicos pelo sabugo de milho. Entretanto, houve uma queda no valor da DQO no dia 20, possivelmente relacionada a fatores externos, como variações climáticas e características intrínsecas do sabugo, como diferenças entre as espécies utilizadas. Após essa queda, os valores voltaram a subir até o dia 27, refletindo a continuidade da degradação orgânica.

A Figura 20 representa graficamente as concentrações de DQO obtidas nos reatores estáticos, bem como a equação da reta que representa os dados.

Figura 20 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa.



Fonte: os autores (2024).

O coeficiente angular é um parâmetro fundamental em análises de reações químicas, pois ele indica a taxa de variação de uma grandeza em relação ao tempo ou à concentração de reagentes em um gráfico linear. No contexto de reações químicas, o coeficiente angular pode ser usado para descrever a velocidade com que ocorre a transformação de reagentes em produtos. Quanto maior o coeficiente, mais rapidamente ocorre a reação.

Quando a ordem da reação é 0, isso significa que a velocidade da reação é constante, ou seja, não depende da concentração dos reagentes. Nesse caso, o gráfico da concentração do reagente em função do tempo resulta em uma linha reta com inclinação correspondente ao coeficiente angular. Esse comportamento é comum em sistemas onde a reação ocorre de maneira limitada ou onde algum fator externo controla a taxa de reação, como na liberação controlada de carbono no meio, como visto no experimento com sabugo de milho. A ordem zero indica que, independentemente da quantidade de reagente disponível, a reação prossegue a uma taxa constante, resultando em uma relação linear.

Na primeira etapa da pesquisa, os coeficientes angulares obtidos foram 0,0923 e 0,1097, o que sugeriu que a taxa de reação estava dentro dessa faixa. No entanto, essas análises foram realizadas em um único reator, o que pode ter limitado a precisão dos dados, já que possíveis variações no sistema não foram devidamente capturadas. Na segunda etapa, a equação da reta gerada apresentou um coeficiente angular maior, de 0,4598, refletindo uma taxa de reação significativamente mais alta. Essa diferença pode ser justificada pelo fato de as análises agora terem sido feitas em reatores separados, o que permite uma avaliação mais detalhada e reduziu o impacto de fatores individuais, proporcionando uma melhor representação da variação dos dados ao longo do tempo.

5.2.1.2 Reatores com efluente de drenagem agrícola

Na Tabela 8 são apresentados os dados de DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa referentes aos dias de sua operação, bem como a DQO proporcional à massa de sabugo dos reatores.

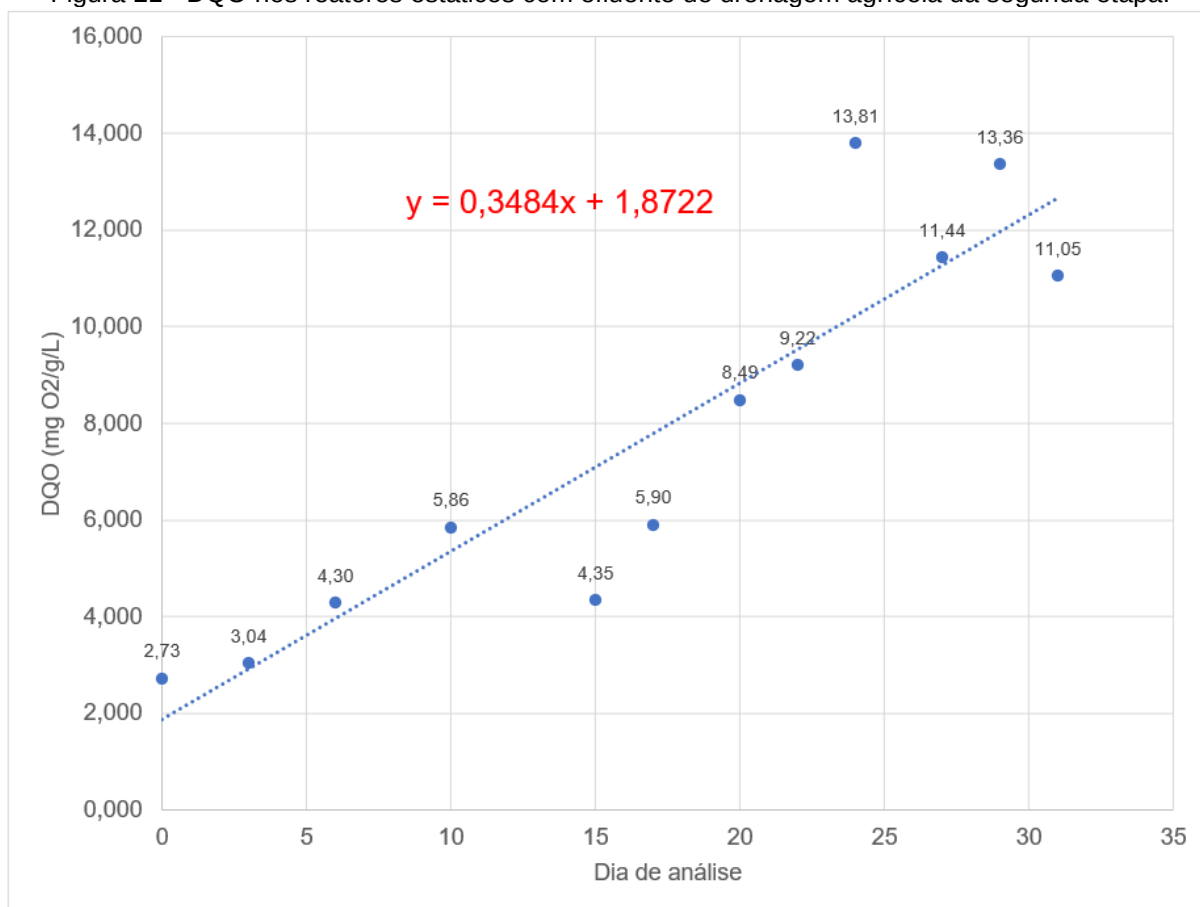
A Figura 21 representa graficamente as concentrações de DQO obtidas nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola, bem como a equação da reta que representa os dados.

Tabela 8 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola da segunda etapa.

Reatores	Dia de operação dos reatores	DQO (mg O ₂ /L)	DQO por massa de sabugo (mg O ₂ /g/L)
29 e 30	0	30,018	2,729
31 e 32	3	34,738	3,037
33 e 34	6	53,771	4,295
35 e 36	8	Análise não realizada	-
37 e 38	10	64,963	5,857
39 e 40	13	Análise não realizada	-
41 e 42	15	55,675	4,346
43 e 44	17	78,058	5,905
45 e 46	20	101,812	8,491
47 e 48	22	103,867	9,216
49 e 50	24	152,973	13,806
51 e 52	27	155,371	11,441
53 e 54	29	181,980	13,361
55 e 56	31	147,948	11,049

Fonte: os autores (2024).

Figura 21 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola da segunda etapa.



Fonte: os autores (2024).

Nos reatores operados com efluente de drenagem agrícola (reatores 29 a 56), os valores de DQO apresentaram crescimento ao longo dos dias de operação, com uma concentração inicial no dia 0 superior à dos reatores contendo apenas água, devido à carga de DQO pré-existente no efluente, que era de 72,17 mg/L. Observou-se uma tendência de estabilização dos valores de DQO após o dia 24, embora a análise tenha sido realizada até o dia 31 de operação, o que impede uma conclusão definitiva sobre a estabilização completa. O coeficiente angular calculado foi de 0,3484, e como os valores de DQO aumentaram progressivamente ao longo do período de operação, sugere-se que a reação seguiu uma cinética de ordem zero.

A menor inclinação observada no coeficiente angular dos reatores com efluente, em comparação aos reatores com água, indica que microrganismos presentes no efluente de drenagem agrícola podem estar consumindo parte da DQO liberada pelos sabugos. Isso resultaria em uma taxa de aumento menos acentuada

da DQO, devido à interação biológica entre os microrganismos do efluente e os compostos orgânicos liberados ao longo do tempo.

5.2.2 Nitrato

5.2.2.1 Reatores com água potável

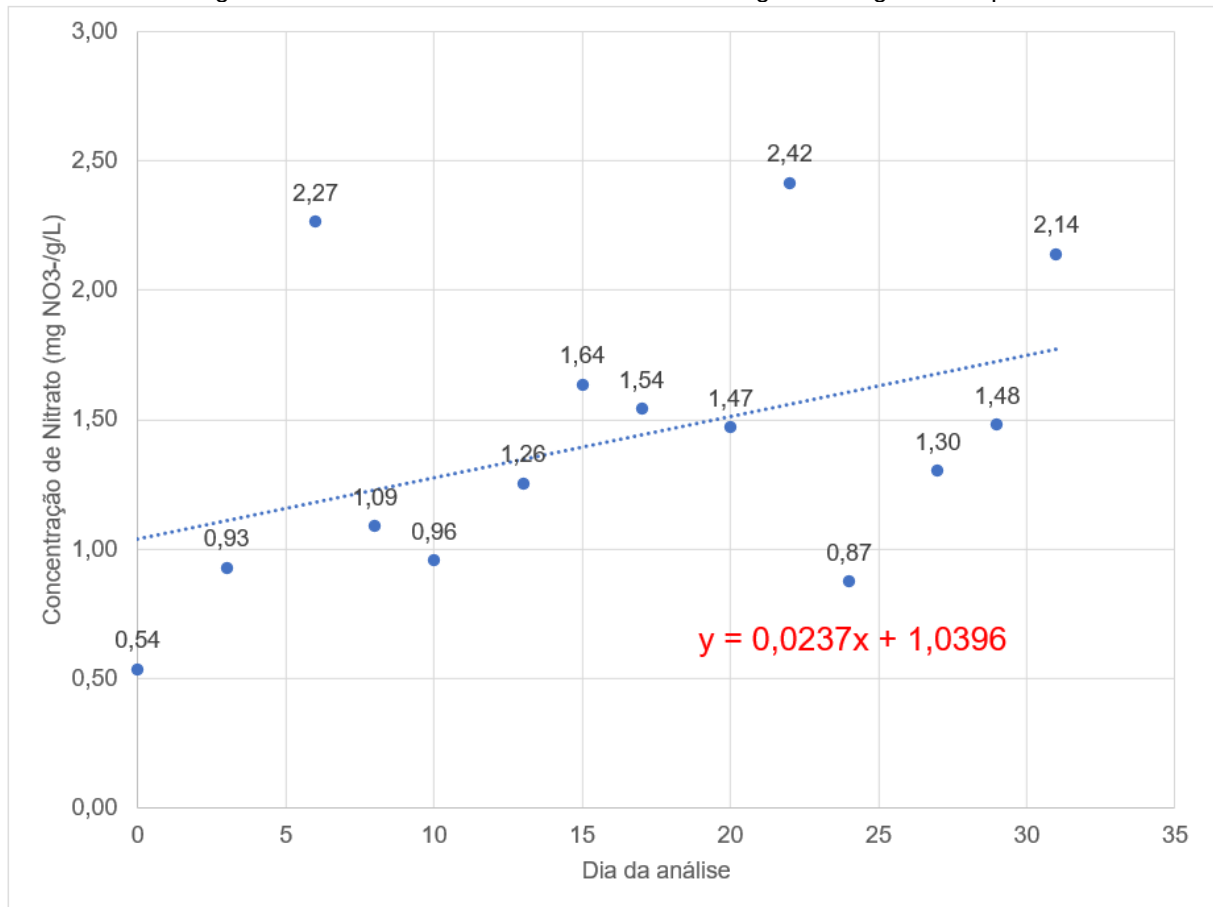
Na Tabela 9 e Figura 22 são apresentados os dados de nitrato nos reatores estáticos com água da segunda etapa referentes aos dias de sua operação, bem como o nitrato proporcional à massa de sabugo dos reatores.

Tabela 9 - Nitrato nos reatores estáticos com água da segunda etapa.

Reatores	Dia de operação dos reatores	Concentração de Nitrato (mg NO ₃ -/L)	Concentração de Nitrato por massa de sabugo (mg NO ₃ -/g/L)
1 e 2	0	6,617	0,535
3 e 4	3	9,495	0,928
5 e 6	6	25,617	2,266
7 e 8	8	12,494	1,088
9 e 10	10	11,484	0,957
11 e 12	13	15,416	1,255
13 e 14	15	18,415	1,635
15 e 16	17	19,937	1,542
17 e 18	20	9,370	1,471
19 e 20	22	31,625	2,415
21 e 22	24	9,012	0,873
23 e 24	27	15,972	1,304
25 e 26	29	18,476	1,481
27 e 28	31	27,503	2,140

Fonte: os autores (2024).

Figura 22 - Nitrato nos reatores estáticos com água da segunda etapa.



Fonte: os autores (2024).

Pela distribuição dos dados no gráfico da Figura 22, pôde-se observar uma tendência de linearidade levemente diagonal e positiva, o que pode indicar uma cinética de reação de ordem zero.

A equação da reta foi: $0,0237x + 1,0396$. Essa equação representa a relação linear da concentração de nitrato ao longo do tempo. O coeficiente cinético da reação de conversão de nitrato está próximo ao valor de coeficiente angular da reta.

5.2.2.2 Reatores com efluente de drenagem agrícola

Na Tabela 10 são apresentados os dados de nitrato nos reatores estáticos com água residuária da segunda etapa referentes aos dias de sua operação, bem como o nitrato proporcional à massa de sabugo dos reatores.

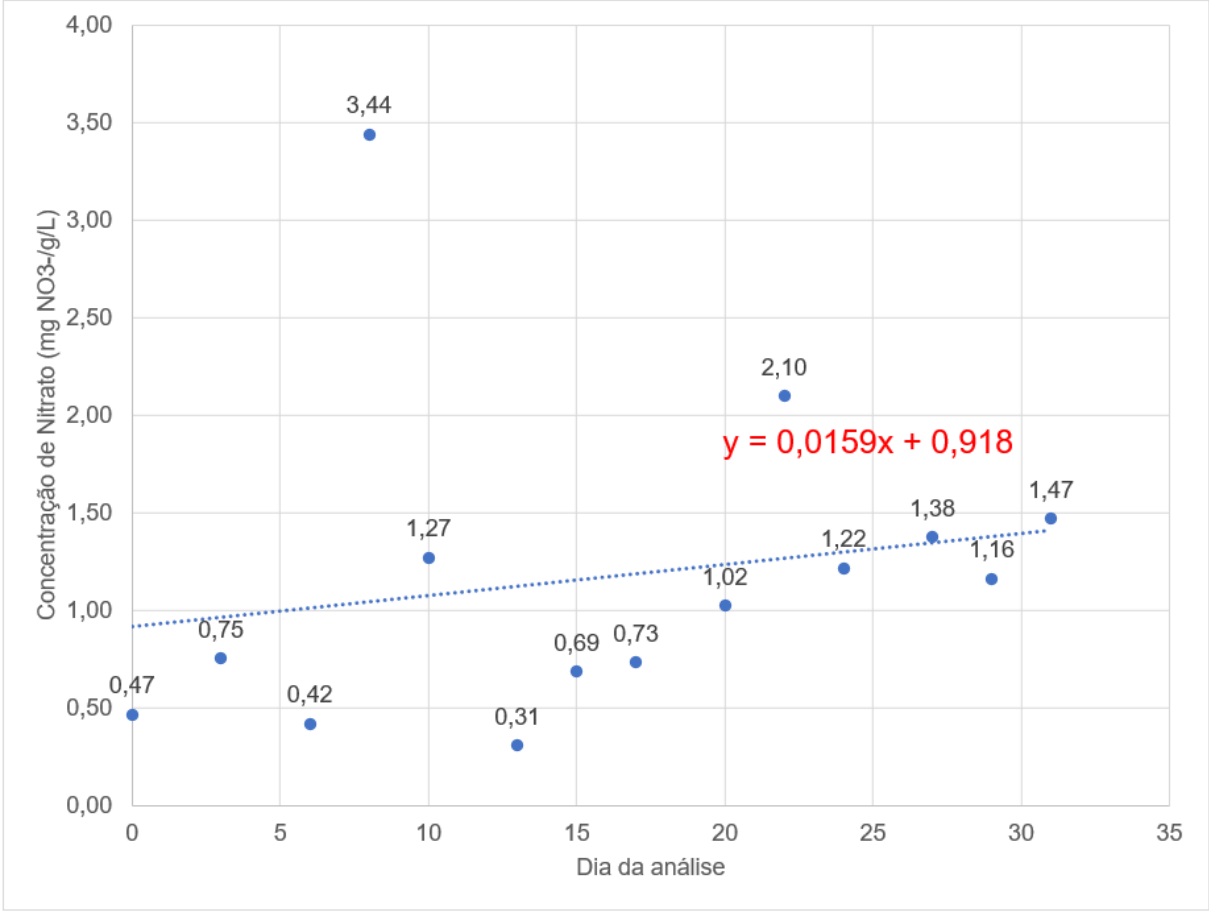
A Figura 23 representa graficamente as concentrações de nitrato obtidas nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola, bem como a equação da reta que representa os dados.

Tabela 10 - Nitrato nos reatores estáticos com efluente da segunda etapa.

Reatores	Dia de operação dos reatores	Concentração de Nitrato (mg NO3-/L)	Concentração de Nitrato por massa de sabugo (mg NO3-/g/L)
29 e 30	0	5,094	0,467
31 e 32	3	8,392	0,753
33 e 34	6	5,6595	0,418
35 e 36	8	42,770	3,442
37 e 38	10	14,127	1,270
39 e 40	13	3,841	0,306
41 e 42	15	8,590	0,687
43 e 44	17	9,746	0,732
45 e 46	20	12,346	1,023
47 e 48	22	26,721	2,098
49 e 50	24	13,438	1,215
51 e 52	27	18,755	1,377
53 e 54	29	14,953	1,164
55 e 56	31	32,559	1,470

Fonte: os autores (2024).

Figura 23 - Nitrato nos reatores estáticos com efluente da segunda etapa.



Fonte: os autores (2024).

Nos reatores operados com efluente de drenagem agrícola (reatores 29 a 56), os valores de nitrato oscilaram entre crescer e decrescer até o vigésimo segundo dia. A partir do dia 24 o nitrato se estabilizou até o fim dos experimentos.

Houve acréscimos maiores de nitrato em relação aos reatores apenas com água potável em razão da concentração já existente de nitrato no efluente, além dos compostos nitrogenados que também hidrolisaram oriundos dos sabugos.

A oscilação inicial pode-se dar pela dificuldade de adaptação da biomassa diante das variações climáticas e das diferenças dos tipos de sabugo. A estabilização na sequência indica uma correlação entre a hidrólise de carbono orgânico e compostos nitrogenados, com a biomassa usando a fonte exógena de carbono e, desse modo, mantendo o nível de nitrato mesmo com a hidrólise contínua de material nitrogenado.

A menor inclinação observada no coeficiente angular dos reatores com efluente em comparação aos reatores com água reitera que microrganismos presentes no efluente de drenagem agrícola podem estar consumindo parte do carbono orgânico liberado pelos sabugos.

5.3 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE C E N EM MEIO DINÂMICO - PARTIDA DO REATOR

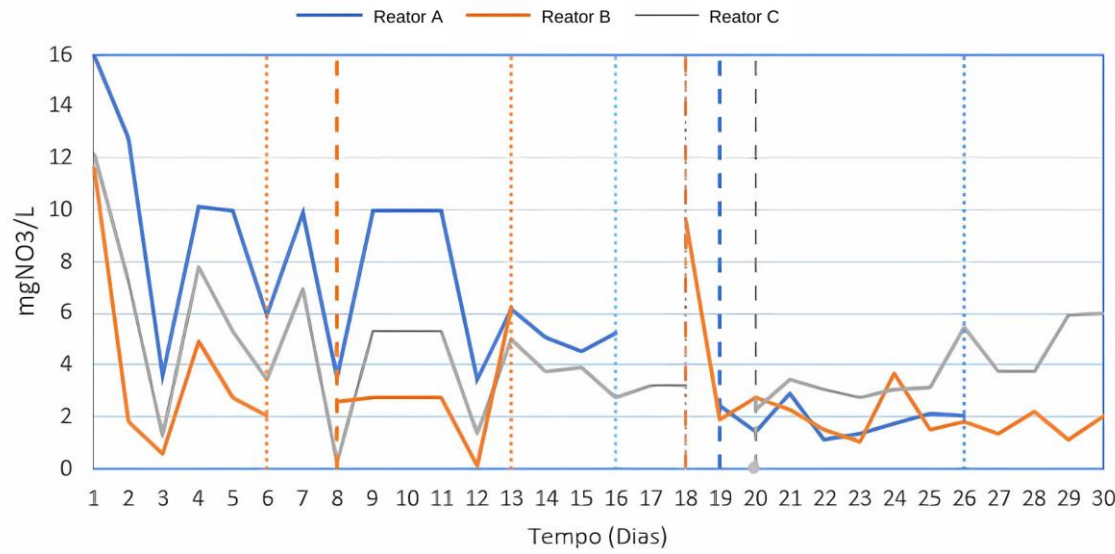
5.3.1 Dados operacionais

Para a partida do reator foram analisadas as concentrações de nitrato e DQO na fase líquida reacional, com coletas a cada 24h com exceção aos finais de semana. 3 reatores foram montados e preenchidos com a mesma massa de sabugo de milho, porém em diferentes dimensões (5 cm, 7,5 cm e 15 cm) e com 1,4 L do efluente agrícola enriquecido na faixa de 70 a 80 mg de nitrato de sódio.

Apesar de haver interrupções por conta de problemas nos equipamentos, os três reatores apresentaram um mesmo comportamento. No nitrato, os maiores valores foram encontrados logo na primeira análise, após o enriquecimento, e foram oscilando dia a dia, porém diminuindo e estabilizando em valores próximos a 0. Para a DQO, houve mudança nos valores para cada reator: o reator A se manteve constante no início, teve uma baixa e subiu para valores mais altos que os iniciais; o reator B apresentou valores cada vez mais baixos nos dias iniciais e se estabilizou numa faixa próxima aos 25 mg/L; já no reator C, houve um pico após o reinício e na sequência

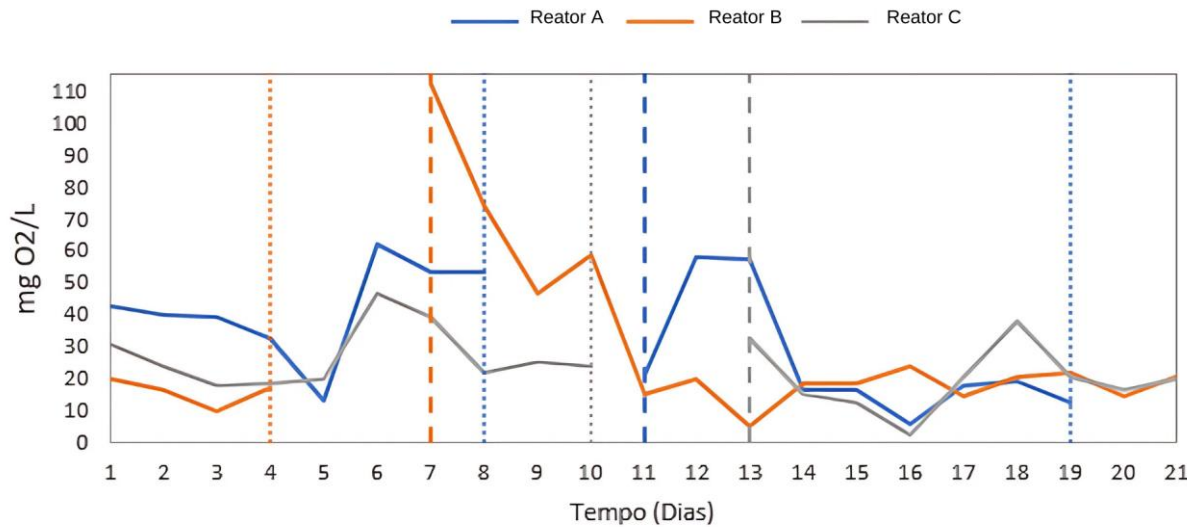
um retorno à faixa constante que apresentava inicialmente. Todas essas análises podem ser vistas na Figura 24 e na Figura 25. As linhas paralelas ao eixo Y indicam interrupções ou reinícios da operação. As pausas foram marcadas com linhas pontilhadas; e as retomadas, com tracejadas, cada uma com a cor definida para o seu reator.

Figura 24 - Variação do Nitrato durante a partida dos reatores - (A) sabugo de dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão de 15 cm.



Fonte: os autores (2024)

Figura 25 - Variação da DQO durante a partida dos reatores (A) sabugo de dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão de 15 cm.



Fonte: os autores (2024)

5.3.2 Estatística massa seca/nitrato/DQO

A análise de variância (ANOVA) foi realizada para investigar a liberação de nitrato por um sabugo de milho em duas condições distintas: água e água de drenagem agrícola. No primeiro experimento, os resultados indicaram um valor de p de 0,633, o que sugere que não há evidências suficientes para rejeitar a hipótese nula. Isso implica que as médias dos níveis de nitrato liberados ao longo dos dias não diferem significativamente, com um valor F de 0,825, indicando baixa variabilidade entre os grupos em relação à variabilidade interna. Portanto, conclui-se que o tempo não exerce influência significativa na liberação de nitrato na água.

Em contraste, na análise da água de drenagem agrícola, o p -value foi de 0,0362, revelando uma diferença significativa nas médias dos níveis de nitrato ao longo do tempo. O valor F obtido foi de 2,737, evidenciando uma variabilidade considerável entre os grupos. Assim, a análise conclui que o tempo tem um impacto significativo na liberação de nitrato pelo sabugo de milho na água de drenagem agrícola.

Uma nova avaliação foi realizada para comparar a liberação de nitrato entre as duas condições. Os resultados apresentaram um p -value de 0,759, indicando que as médias de liberação de nitrato na água e na água de drenagem agrícola não diferem de maneira significativa, respaldado por um valor F de 0,095, que reforça a ideia de baixa variabilidade entre os grupos. Dessa forma, os dados analisados concluem que não há diferenças significativas na liberação de nitrato entre as duas condições.

Adicionalmente, a ANOVA foi aplicada para examinar a liberação de DQO nas mesmas condições. No primeiro experimento com água, o p -value foi de 0,546, indicando que as médias de DQO não apresentam diferenças significativas ao longo do tempo, acompanhado por um valor F de 0,935, o que sugere baixa variabilidade entre os grupos. Portanto, conclui-se que o tempo não afeta significativamente a liberação de DQO na água.

Por outro lado, na análise da água de drenagem agrícola, o valor de p foi de 0,0303, o que demonstra uma diferença significativa nas médias de DQO liberadas ao longo dos dias. O valor F de 2,868 confirma a variabilidade considerável entre os grupos. Assim, os dados indicam que o tempo exerce um efeito significativo na liberação de DQO na água de drenagem agrícola.

Em resumo, a comparação final entre a liberação de DQO nas duas condições revelou um *p-value* de 0,681 e um *F-value* de 0,171, indicando que as condições analisadas não geram variações significativas nos níveis de DQO. Portanto, pode-se concluir que a liberação de DQO não é afetada de maneira significativa pela condição em que é analisada.

6 CONCLUSÃO

A análise dos reatores demonstrou que a decomposição dos sabugos de milho causou mudanças visíveis e mensuráveis ao longo do tempo, tanto na cor e odor quanto nas concentrações de DQO e nitrato. Os reatores operados com água potável apresentaram uma decomposição mais lenta e estável, enquanto aqueles com efluente de drenagem agrícola tiveram um processo de decomposição mais rápido, com menor tempo de vida útil. Essa diferença pode ser atribuída à presença de microrganismos decompositores no efluente, que aceleraram a degradação da matéria orgânica.

O comportamento da DQO nos reatores indicou uma tendência de aumento inicial, seguido de estabilização ou redução, dependendo das condições ambientais e características do sabugo. Já os valores de nitrato oscilaram, com tendência a estabilização após um período inicial de crescimento. A análise estatística (ANOVA) confirmou que, para os reatores com água potável, as diferenças entre as concentrações de DQO e nitrato não foram estatisticamente significativas ao longo do tempo, enquanto para os reatores com efluente agrícola houve diferenças notáveis, sugerindo uma maior interação entre a biomassa e os compostos nitrogenados liberados.

Assim, os experimentos mostram que o tipo de meio utilizado e as condições ambientais influenciam significativamente a decomposição dos sabugos de milho e a conversão de compostos orgânicos e nitrogenados. As variações de DQO e nitrato seguem um padrão consistente com cinéticas de ordem zero, com exceções pontuais influenciadas por fatores externos. O monitoramento contínuo desses parâmetros pode fornecer informações valiosas para a otimização de processos de tratamento de efluentes de drenagem agrícola e/ou semelhantes.

REFERÊNCIAS

- ADLER-NISSEN, J. **Enzymic hydrolysis of food protein**. London: Elsevier Applied Science Publishers, 1985.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21 ed. Washington: 2005.
- BUENO R. F. **Nitrificação e desnitrificação Simultânea em Reator com Biomassa em Suspensa e Fluxo Contínuo de Esgoto**. 2011. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.
- CARVALHO, G. R; SILVA, P. C; PEREIRA, L. A. S; BOTREL, R. V. B. F; BOTREL, D. A. **PROCESSO DE HIDRÓLISE ÁCIDA DE AMIDO DE MILHO AO LONGO DO TEMPO**. XXV Congresso de Pós-Graduação da UFLA. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais. 2016.
- CARVALHO, M. L. **Estudo cinético da hidrólise enzimática de celulose de bagaço de cana-de-açúcar**. 2011. 103 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Exatas e da Terra) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.
- CASSINI, S.T. (coord.). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. PROSAB, ABES. 210p. Rio de Janeiro, 2003.
- CHANG, R.; GOLDSBY, K. A. **Química**. 11. ed. Porto Alegre: AMGH, 2013. 698 p.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de água residuárias, reatores anaeróbios**. 2. Ed. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2007.
- CIUDAD, G. A. B. **Nitrificação-desnitrificação via nitrito em reatores de discos rotativos sob duas modalidades de operação: contínua e sequenciada**. 2007. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Instituto de Agroindústria, Universidad de La Frontera, Temuco.
- COLLARES, R. M. **Otimização do processo de hidrólise da mandioca “in natura”, com o uso de enzimas amilolíticas e pectinolítica**. 2011. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos) – Universidade Federal de Santa Maria, 2011.
- COSTA, D.D., KEMPKA, A.P., SKORONSKI, E. A contaminação de mananciais de abastecimento pelo nitrato: o panorama do problema no Brasil, suas consequências e as soluções potenciais. **Revista Eletrônica do PRODEMA**, v.10, p.19-61, 2016.
- COX, M. J. F. **Desenvolvimento de uma estratégia de operação para promover o processo de nitrificação: desnitrificação simultânea em um reator sequencial de biofilme**. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco.

CHIU, Y.C.; LEE, L.L.; CHANG, C.N.; CHAO, A.C. (2007) Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 59, n. 1, p. 1-7.

DECHANDT, G. **Viabilidade da utilização de resíduo de madeira na conversão biológica de nitrogênio**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, p. 15-16 e 28. 2022.

DURÁN, N.; ZAMORA, P.P.; REYES, J.; **Hidrólise enzimática de casca de arroz utilizando-se celulases**. Efeito de tratamentos químicos e fotoquímicos. Química nova, v.21, n.2 ,p.140-143, 1998.

GONÇALVES, Ricardo Franci et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP, 2001.

GHANE, E.; FAUSEY, N.R.; BRWON, L.C. Modeling nitrate removal in a denitrification bed. **Water Research**, v.71, p.294-305, 2015.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHEN, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. (2013) **The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures**. Bioresource Technology, v. 133, p. 59-67.

HARMSSEN, P.; HUIJGEN, W.; BERMUDEZ-LOPEZ, L.; BAKKER, R. Literature review of physical and chemical pretreatment processes for lignocellulosic biomass, 1st ed. Wageningen: **Food & Biobased Research**. 2010.

KUNZLER, K. R. **Desempenho de reatores anaeróbios com meio suporte de bambu sob diferentes cargas orgânicas em duas relações comprimento:diâmetro no tratamento de efluente de fecularia**. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2010.

KUROZAWA, L. E.; PARK, K. J.; HUBINGER, M. D. **Influência das condições de processo na cinética de hidrólise enzimática de carne de frango**. Ciênc. Tecnol. Aliment., Campinas, 29(3): 557-566, jul.-set. 2009.

LAMBERTI, G. G. **Solubilização de matéria orgânica e nutrientes do lodo algáceo de uma lagoa de estabilização através de processos hidrolíticos alcalino e térmico**. 2017. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) – Universidade Federal do Espírito Santo, 2017.

LIMA, A. B. B. V. **Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processo biológico anaeróbio**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

LING, Y., YAN, G., WANG, H., DONG, W., WANG, H., CHANG, Y., LI, C. Release mechanism, secondary pollutants and denitrification performance comparison of six kinds of agricultural wastes as solid carbon sources for nitrate removal. International

Journal of Environmental Research and Public health, **Revista Environmental Research and Public Health** v. 18, n. 3, 2021, p. 1232.

MINEGATTI, D. V. O. **AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO VIA NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEA EM UM REATOR BIOLÓGICO COM LEITO MÓVEL (IFAS)**. São Paulo. 2015. 117p. (Doutorado) Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

MONOD, J. (1950). **La technique de culture continue: theorie et applications**. Ann. Inst. Pasteur, 79, 340.

NOCKO, L.M. (2008) **Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

PEREIRA, A. B. B. **Pre-Treatment of Corn Cob Applying Alkaline Salt and Acidified Bentonite Clay**. 2022. 39f. 2022. 47f. (Course Completion Work - Monograph), Curso de Engenharia de Biotecnologia e Bioprocessos, Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, Universidade Federal de Campina Grande, Sumé – Paraíba – Brasil, 2022.

PEREIRA Jr., N.; COUTO, M.A.P.G.; SANTA ANNA, L.M.M.. **Biomass of lignocellulosic composition for fuel ethanol production and the context of biorefinery**. In Series on Biotechnology, Ed. Amiga Digital UFRJ, Rio de Janeiro, v.2, 45 p, 2008.

PERRY, T. A. **Avaliação da Remoção de Azoto por Nitrificação e Desnitrificação Simultânea. Caso de Estudo: ETAR da Base Aérea nº5**. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Sanitária, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. Lisboa. 2020.

QUINELATO, C. **Métodos de extração da lignina do bagaço da cana-de-açúcar do Noroeste do Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado Universidade Estadual Paulista. Campus de São José do Rio Preto. São José do Rio Preto. 2016.

RAHIMI, Y.; TORABIAN A.; MEHRDADI N.; SHAHMORADI B. Simultaneous nitrification–denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). **Journal of Hazardous Materials**, v.185, p.852–857, 2011.

ROBERTSON, W.D. Nitrate removal rates in woodchip media of varying age. **Ecological Engineering**, v.36, p.1581–1587, 2010.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental**. 1. ed. Porto Alegre: Bookman, 2004. 29-33 p.

SANTOS, C. E. D. **Influência da relação carbono/nitrogênio e da fonte de carbono no processo de nitrificação desnitrificação simultânea em reator de leito estruturado**. 2014. 144 f. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

SANTOS, F. A.; QUEIRÓZ, J. H.; COLODETTE, J. L.; FERNANDES, S. A.; GUIMARÃES, V. M.; REZENDE, S. T. Potencial da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol. **Química Nova**, vol.XY, N°.00, 1-7, 2012.

SANTOS, M. S. R. **Estudo de pré-tratamentos de palha e sabugo de milho visando a produção de etanol 2G**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química, Área de Concentração: Sistemas Energéticos e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Alagoas, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Maceió, 2014-2.

SEIFI, M.; FAZAELIPOOR, M. H. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. **Applied Mathematical Modelling**, v. 36, n. 11, p.5603-5613, 2012.

SHOW, K. Y., TAY, J. H. **Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters**. Water Research v. 33, n. 6, p. 1471-1481, 1999.

VON SPERLING, MARCOS. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Série: Princípio do tratamento biológico de água residuárias. Belo Horizonte: UFMG/DESA. 452p. 2009.

SILVA, M. D. da. **Produção de etanol de segunda geração por *Saccharomyces cerevisiae* ATCC 26602 a partir da hidrólise ácida de sabugo de milho (*Zea mays* L.)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência de Alimentos). Campus de São José do Rio Preto, Universidade Estadual Paulista, 2018

SILVA, T. **Remoção de nitratos de água de drenagem agrícola em biorreator com suporte de sabugo de milho e espuma de poliuretano**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental, Área de concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2021.

STOLLE, E. M. **Remoção de nitratos de água de drenagem agrícola utilizando biorreatores com diferentes fontes de matéria orgânica**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos – Área de Concentração: Ciências e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Estadual de Ponta Grossa. 2022.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambiente e Água**, Taubaté, v 7, p.87-98, 2012.

VOGEL, A. I. **Análise química quantitativa**. 6. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2017. 59 p.

WANG, L.; XU, Z.; FU, Y.; CHEN, Y.; PAN, Z.; WANG, R.; TAN, Z. Comparative analysis on adsorption properties and mechanisms of nitrate and phosphate by modified corn stalks. **RSC Advances**, v. 8, n. 64, p. 36468-36476, 2018.

WOSIACK, P. A. **Remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de indústria de ração animal em reatores de leito estruturado**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa. 2014.

ZABOTTI, C. **Parâmetros de hidrólise enzimática de farelo de arroz para produção de etanol de segunda geração.** 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Alimentos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA-BARYLA, I. (2012) **Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations.** Journal of Environmental Sciences (China), v. 24, n. 6, p. 990-998.

ZIGLIO, B. R.; BEZERRA, J. R. M. V.; BRANCO, I. G.; BASTOS, R., RIGO, M. **Elaboração de pães com adição de farinha de sabugo de milho.** Revista Ciências Exatas e Naturais, v. 9, n. 1, 2007.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 1, 14 e 29-42 p., 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>. Acesso em: 28 de set. de 2023.