



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

CAMILA ZOE CORREA

**REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA E NITROGENADA  
DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS EM REATOR DE LEITO  
ESTRUTURADO OPERADO SOB AERAÇÃO  
INTERMITENTE**

---

Londrina  
2021

CAMILA ZOE CORREA

**REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA E NITROGENADA  
DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS EM REATOR DE LEITO  
ESTRUTURADO OPERADO SOB AERAÇÃO  
INTERMITENTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil.

Orientadora: Prof. Dra. Deize Dias Lopes  
Coorientadora: Prof. Dra. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic

Londrina  
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Correa, Camila Zoe.

Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada de efluente de laticínios em reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente / Camila Zoe Correa. - Londrina, 2021.  
171 f. : il.

Orientador: Deize Dias Lopes.

Coorientador: Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic .

Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2021.

Inclui bibliografia.

1. Carga Orgânica Volumétrica (COV) - Tese. 2. Relação DQO/NTK - Tese. 3. Nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) - Tese. 4. Biocarvão - Tese. I. Lopes, Deize Dias. II. Damianovic , Márcia Helena Rissato Zamariolli. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. IV. Título.

CDU 62

CAMILA ZOE CORREA

**REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA E NITROGENADA  
DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS EM REATOR DE LEITO  
ESTRUTURADO OPERADO SOB AERAÇÃO  
INTERMITENTE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Urbanismo da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Deize Dias Lopes  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Ana Cláudia Barana  
Universidade Estadual de Ponta Grossa -  
UEPG

---

Prof. Dr. Eugenio Foresti  
Escola de Engenharia de São Carlos - EESC

---

Prof. Dr<sup>a</sup>. Kátia Valéria Marques Cardoso  
Prates  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná -  
UTFPR

---

Prof. Dr. Rafael Brito de Moura  
Universidade Federal de Alfenas - UNIFAL

Londrina, 23 de julho de 2021.

*Dedico este trabalho a minha mãe,  
espelho de amor e honestidade e ao meu  
pai, exemplo de simplicidade e carinho.*

## AGRADECIMENTOS

Ao Papai do céu por me dar força, saúde e sabedoria para chegar ao fim desta jornada. Por colocar pessoas maravilhosas em minha vida, por me abençoar e me mostrar o caminho certo a seguir.

A minha família, em especial, a minha rainha, minha mãe (Gabriela) e ao meu pai (José), por sempre acreditarem em mim e me apoiar. Ao meu irmão (Paulo) e minha cunhada (Stefanny) por me acolheram nesta cidade quando eu mais precisei e, claro, por me presentear com os meus sobrinhos: Maria Fernanda e Gabriel. A eles agradeço a pureza dos seus sorrisos, pelos abraços e beijos mais cativantes e cheios de amor que eu poderia receber, que me carregaram de energia ao longo desta jornada acadêmica e que muitas vezes, mesmo sem saberem, me deram forças para seguir.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, por todo conhecimento compartilhado e aos colegas de disciplinas, pela convivência solidária.

Aos companheiros do Laboratório de Saneamento da UEL: Caio, Marisa, Isabella e Suellen. Foram muitas conversas, muitas risadas, choro e ensinamentos ao longo desses quatro anos. Muito obrigada por deixarem meus dias leves e por compartilharem comigo este momento.

Aos meus “filhos científicos”, Kalita e João. Obrigada pela amizade, carinho e parceria de sempre. Tenho plena certeza de que o caminho de vocês será cheio de conquistas, pois serão excelentes profissionais. Obrigada pelo privilégio de ter feito parte de um pedacinho dessa carreira.

Ao “broquinho dos sujos”: Alana, Flávia, José Wilson e Renan. Obrigada por me adotarem. Agradeço do fundo do coração pela amizade incondicional, pelas risadas, por todas as conversas e os conselhos. Vocês são “inacreditáveis de tão maravilhosos!”.

Agradeço à Prof. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UTFPR, pela parceria nas análises microbiológicas e, pela inestimável contribuição ao longo da minha jornada acadêmica.

Ao meu colega, Edgar Aliberti e aos bolsistas de Iniciação Científica do Laboratório de Microbiologia da UTFPR, por todo auxílio com as análises

microbiológicas. Sem o apoio de vocês tenho plena certeza que não seria possível.

Ao Prof. Dr. Luciano Aparecido Panagio e a aluna de Pós-Graduação, Ms. Aline Ratuchne, do Departamento de Microbiologia da UEL, pela disponibilidade em receber e processar às amostras para análise filogenética dos fungos presentes no meu sistema de tratamento. Agradeço imensamente pela contribuição, por sempre estarem dispostos a conversar e discutir sobre os meus resultados.

A todos os funcionários do laboratório de Microscopia Eletrônica de Varredura, em especial ao Dr. Thiago Fernandes, pela atenção, cuidado e ajuda ao longo das análises realizadas do meu doutorado.

Ao Prof. Dr. Janksyn Bertozzi do Departamento de Química da UTFPR, pela orientação na produção e caracterização do biocarvão. Muito obrigada por ter aceitado participar desta empreitada.

Ao Prof. Dr. Luiz Henrique Dall'Antoni, do Programa de Pós-Graduação em Química da UEL, agradeço a gentil doação de seus equipamentos, ajuda e disponibilidade. Sem seu auxílio eu não teria condições de finalizar este trabalho, muito obrigada. Agradeço também ao Ms. Luan Camargo, por sempre me receber com um sorriso no rosto no Laboratório de Química, pela amizade e pela paciência em nossas longas conversas.

À Natália, técnica do laboratório de Espectroscopia da UEL, pelo processamento das análises para caracterização do meu tão sonhado biocarvão.

À Indústria de laticínios que concedeu a água residuária utilizada nesta pesquisa e a todos os funcionários que me atenderam, sempre muito gentis e com um sorriso no rosto. Agradeço especialmente ao senhor “José das águas”, um exemplo de ser humano, sempre atencioso, educado e pronto para ajudar.

Ao Sr. Ivan, auxiliar Técnico no Laboratório de Saneamento, e ao Sr. Carlos, técnico no Laboratório de Maquetes, por sempre me socorrem e me auxiliar em todas as “adaptações técnicas” da minha pesquisa.

Aos membros da banca avaliadora, por aceitarem o convite e por dedicarem seu tempo na avaliação deste trabalho.

As minhas orientadoras, Prof. Dr<sup>a</sup>. Deize Dias Lopes (UEL) e Prof. Dr<sup>a</sup>. Márcia Helena Rissato Zamariolli Damianovic da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), pela oportunidade deste trabalho conjunto e pela transferência de experiência.

À Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de doutorado.

Foram muitos que me ajudaram direta e indiretamente no desenvolvimento desta pesquisa, se me esqueci de algum nome me perdoem, mas saibam que agradeço a todos do fundo do meu coração, pois cada um foi fundamental para que este trabalho chegasse ao final.

Muito obrigada!

*“Dai-me, Senhor, a perseverança das ondas do mar, que fazem de cada recuo um ponto de partida para um novo avanço.” Gabriela Mistral*

CORREA, Camila Zoe. **Remoção de matéria carbonácea e nitrogenada de efluente de laticínios em reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente**. 2021. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

## RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi estudar o desempenho de um reator de leito estruturado operado sob aeração intermitente (RLEAI), em diferentes condições operacionais, no tratamento de efluentes de laticínios. O RLEAI foi operado com aeração intermitente (AI) - ciclos de três horas: 2h aeração ligada/ 1h desligada, Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 16 horas e recirculação interna ( $Q_r = 3.Q_e$ ). O leito foi preenchido com estruturas cilíndricas de poliuretano, fixadas em hastes de aço. Foi operado por 1327 dias, divididos em três fases: A (419 dias), B (645 dias) e C (88 dias). Na fase A, foram realizados estudos preliminares para a definição das condições operacionais. Na fase B, o reator foi submetido a diferentes cargas orgânicas volumétricas aplicadas ( $COV_a$ ): 1,0 ( $COV1.0$ ); 1,2 ( $COV1.2$ ); 1,4 ( $COV1.4$ ); 1,8 ( $COV1.8$ ); 2,0 ( $COV2.0$ ) e 1,4 kg DQO  $m^{-3}d^{-1}$  ( $COV1.4B$ ), e na fase C, a variações na relação DQO/NTK afluente (11 e 3). O RLEAI foi alimentado com água residuária de laticínios coletada na indústria após o flotador e o monitoramento do sistema foi realizado por meio de análises físico-químicas e microbiológicas. Após 1327 dias de operação, o lodo presente em seu fundo foi coletado para verificar a viabilidade do seu uso, suplementado com esterco bovino, na produção de biocarvão ativado (BCA) quimicamente com KOH (1:1). O percentual de remoção de  $DQO_T$  ficou acima de  $89\pm 3\%$  na fase B e  $71\pm 11\%$  na C. A eficiência de remoção de Nitrogênio Total (NT) foi superior a  $66\pm 18\%$  até a  $COV1.4$ , porém da  $COV1.8$  até a  $COV1.4B$  diminuiu, ficando abaixo de  $47\pm 27\%$ . Na  $COV1.8$ , esse resultado foi associado ao aumento da concentração de nitrogênio orgânico efluente. Enquanto da  $COV2.0$  à  $COV1.4B$ , foi relacionado à baixa oxidação do  $N-NH_4^+$ . Na fase C, a remoção de NT foi inferior a  $53\pm 6\%$ , creditada à falta de alcalinidade no meio e baixa disponibilidade de matéria orgânica para desnitrificação heterotrófica. Durante toda operação não houve acúmulo expressivo das formas oxidadas de nitrogênio, o que indica que ocorreu o processo de Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS). A concentração de polissacarídeos e proteínas sugeriu que a espessura do biofilme, flocos e grânulos formados no reator aumentou com a  $COV_a$ , o que pode ter impactado negativamente a remoção de NT. A análise estatística aplicada à estimativa do  $NMP$  g  $STV^{-1}$  mostrou que os microrganismos nitrificantes e desnitrificantes estiveram presentes em todas as condições estudadas na fase B, e que as bactérias desnitrificantes foram predominantes no reator, especialmente no lodo (LD). A microscopia eletrônica de varredura (MEV) mostrou que com o aumento da  $COV_a$ , a diversidade de microrganismos diminuiu, havendo predominância de fungos filamentosos. Foi possível produzir o BCA com as matérias-primas utilizadas, com rendimento de 44% na etapa de pirólise e 70% na ativação. O RLEAI apresentou potencial para ser utilizado no tratamento de efluentes com variadas  $COV_a$ , porém com o aumento do tempo de operação observou-se que cuidados adicionais devem ser realizados, no que tange ao descarte da biomassa e à limpeza do material suporte, devido ao desenvolvimento em excesso dos microrganismos heterotróficos.

**Palavras-chave:** carga orgânica volumétrica (COV); relação d<sub>qo</sub>/n<sub>tk</sub>; nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS); exopolissacarídeos (EPS); biocarvão.

CORREA, Camila Zoe. **Removal of carbonaceous and nitrogenous matter from dairy effluent in a structured bed reactor operated with intermittent aeration.** 2021. 176 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

## ABSTRACT

The objective of this research was to study the performance of a structured bed reactor operated under intermittent aeration (SBRRIA), in different operating conditions, in the treatment of dairy effluents. The SBRRIA was operated with intermittent aeration (IA) (cycles of three hours: 2h aeration on/1h off), hydraulic detention time (HDT) of 16 hours and internal recirculation ( $Q_r = 3.Q_e$ ). Its bed was filled with cylindrical polyurethane structures, fixed to steel rods. The SBRRIA was operated for 1327 days, divided into three phases: A (419 days), B (645 days) and C (88 days). In phase A, preliminary studies were carried out for the adequacy of operating conditions. In phase B, the reactor was subjected to different organic loading rates (OLR): 1.0 (OLR1.0); 1.2 (OLR1.2); 1.4 (OLR1.4); 1.8 (OLR1.8); 2.0 (OLR2.0) and 1.4 kgCOD  $m^{-3}d^{-1}$  (OLR1.4B), and in step C, variations in the influent COD/NTK ratio (11 and 3). The SBRRIA was fed with wastewater from dairy products collected in the industry after the floater and the monitoring of the system was carried out through physical-chemical and microbiological analyses. After 1327 days of operation, the sludge present in the bottom of the SBRRIA was collected to verify the feasibility of its use, supplemented with cattle manure, in the production of biochar chemically activated with KOH (1:1) (BCA). The percentage of removal of COD was above  $89\pm 3\%$  in phase B and  $71\pm 11\%$  in phase C. The removal efficiency of Total Nitrogen (TN) was superior to  $66\pm 18\%$  up to COV1.4, but from COV1.8 to COV1.4B decreased to below  $47\pm 27\%$ . In OLR1.8, this result was associated with an increase in the concentration of effluent organic nitrogen. Já da OLR2.0 à OLR1.4B, foi relacionado a baixa oxidação do  $NH_4^+-N$ . In phase C, TN removal was less than  $53\pm 6\%$ , credited to the lack of alkalinity in the medium and low availability of organic matter for heterotrophic denitrification. During the entire operation there was no significant accumulation of oxidized forms of nitrogen, which indicates that the Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND) process occurred. The concentration of polysaccharides and proteins suggested that the thickness of the biofilm, flakes and granules formed in the reactor increased with the OLR, which may have negatively impacted TN removal. The statistical analysis applied to the estimation of MPN gSTV-1 showed that nitrifying and denitrifying microorganisms were present in all conditions studied in phase B, and that denitrifying bacteria were predominant in the reactor, especially in the sludge (SL). Scanning electron microscopy (SEM) showed that with increasing OLR, the diversity of microorganisms decreased, with a predominance of filamentous fungi. It was possible to produce BCA with the raw materials used, with a yield of 44% and 70% in the pyrolysis and activation steps, respectively. The SBRRIA has the potential to be used in the treatment of effluents with various OLR, but with the increase in operating time it was observed that additional care must be taken about the disposal of biomass and cleaning of the support material, due to the development of heterotrophic microorganisms.

**Key words:** organic loading rates; COD/TKN ratio; simultaneous nitrification and denitrification (SND). exopolysaccharides (EPS). biochar.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b>	– Fluxograma genérico do processamento industrial de leite .....	19
<b>Figura 2</b>	– Dinâmica de formação do biofilme .....	34
<b>Figura 3</b>	– Estrutura de um EPS em um agregado de células .....	35
<b>Figura 4</b>	– Gradiente de nutrientes e oxigênio dissolvido formado no biofilme, lodo e grânulos em sistemas de tratamento biológico .....	41
<b>Figura 5</b>	– Representação esquemática do sistema de tratamento utilizado .....	49
<b>Figura 6</b>	– Material suporte e localização da pedra porosa utilizada na difusão de oxigênio no RLEAI .....	50
<b>Figura 7</b>	– Fluxograma com o resumo das fases e condições estudadas.....	52
<b>Figura 8</b>	– Sistema utilizado na produção do biocarvão.....	62
<b>Figura 9</b>	– Concentrações de DQO afluente e efluente obtidas na fase B .....	68
<b>Figura 10</b>	– Gráfico Box-plot da eficiência de remoção de $DQO_T$ obtida nas condições experimentais avaliadas na fase B.....	69
<b>Figura 11</b>	– Carga Orgânica Volumétrica aplicada ( $COV_a$ ) versus Carga Orgânica Volumétrica removida .....	69
<b>Figura 12</b>	– Parcela de nitrogênio afluente (AF) e efluente (EF) na fase B .....	71
<b>Figura 13</b>	– Efluente coletado na saída do RLEAI na condição $COV_{1.8}$ .....	71
<b>Figura 14</b>	– Concentração de $N-NH_4^+$ afluente (AF) e efluente (EF) ao longo da fase B.....	73
<b>Figura 15</b>	– Concentração de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ efluente obtidos ao longo da fase B.....	77
<b>Figura 16</b>	– Gráfico Box-plot da eficiência de remoção de NT obtida nas condições experimentais avaliadas na fase B.....	80
<b>Figura 17</b>	– Valores de pH (A) e alcalinidade ( $mgCaCO_3 L^{-1}$ )(B) obtidos ao longo da fase B .....	82
<b>Figura 18</b>	– Imagem do Lodo (LD) coletado na $COV_{1.4}$ (765 <sup>o</sup> dia de operação) e $COV_{1.8}$ (898 <sup>o</sup> dia de operação) e dos grânulos formados a partir da $COV_{1.4}$ .....	86
<b>Figura 19</b>	– Material suporte (MS) antes e após a limpeza realizada, ao final da $COV_{1.4B}$ .....	88
<b>Figura 20</b>	– $DQO_T$ e $DQO_F$ afluente (AF) e efluente (EF) estimada na fase C .....	889

<b>Figura 21</b> – Concentração afluyente (Af) e efluente (Ef) de NTK, N-NH <sub>4</sub> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> e N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (B) obtidos na fase C .....	91
<b>Figura 22</b> – Gráfico Box-plot da eficiência de remoção de NT obtida nas condições experimentais avaliadas na fase C .....	94
<b>Figura 23</b> – Valores de pH (A) e alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )(B) obtidos ao longo da fase C .....	96
<b>Figura 24</b> – Concentração de DQO afluyente e efluente obtida ao longo da COV4.9 .....	98
<b>Figura 25</b> – Variação da concentração do NTK, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> afluyente (AF) e efluente (EF) medido ao longo do monitoramento da COV4.9.....	100
<b>Figura 26</b> – Concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) obtidos antes, durante e após o choque hidráulico (CH) .....	101
<b>Figura 27</b> – Perfis temporais de remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (A) e N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (B) ao final da COV1.0 (I), COV1.2 (II) e COV1.4 (III). .....	104
<b>Figura 28</b> – Perfis temporais de remoção de N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ao final da COV1.0 (I), COV1.2 (II) e COV1.4 (III) .....	108
<b>Figura 29</b> – Concentração de polissacarídeos totais (PST) e proteínas totais (PT) presente no material suporte (MS) e Lodo (LD) nas condições COV1.2 (1.2), COV1.4 (1.4), COV1.8 (1.8) e COV2.0 (2.0).....	111
<b>Figura 30</b> – Concentração de polissacarídeos totais fracamente (LB) e fortemente (TB) ligados ao material suporte (MS) e ao lodo (LD) na COV1.2 (1.2), COV1.4 (1.4) e COV1.8 (1.8) .....	113
<b>Figura 31</b> – Média e desvio padrão dos Números Mais Prováveis (NMP gSTV <sup>-1</sup> ) das bactérias nos diferentes grupos (BOA, BON e DESN), meios (MS, EF e LD) e condições (COV1.0, COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0) estudadas. ....	116
<b>Figura 32</b> – Cultivo e microscopia dos fungos identificados no RLEAI.....	119
<b>Figura 33</b> – Imagens da microscopia eletrônica de varredura (MEV) realizada no MS .....	120
<b>Figura 34</b> – Termograma da matéria-primautilizada na produção do biocarvão.....	122
<b>Figura 35</b> – Ponto de carga zero (pH) do biocarvão ativado (BCA) .....	124

<b>Figura 36</b> – Espectro de infravermelho do biocarvão não ativado (BC) e ativado (BCA).....	125
<b>Figura 37</b> – Isotermas de adsorção e dessorção de N <sub>2</sub> obtidas para o biocarvão não ativado (BC) e ativado (BCA).....	127
<b>Figura 38</b> – Distribuição do tamanho dos poros do biocarvão não ativado (BC) e ativado (BCA).....	128

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Características físico-químicos de diferentes tipos de efluentes de laticínios .....	21
<b>Tabela 2</b> – Desempenho de diferentes tipos de reatores anaeróbios aplicados no tratamento de efluentes de laticínios.....	26
<b>Tabela 3</b> – Desempenho do Reator de Leito Estruturado operado em diferentes condições operacionais .....	29
<b>Tabela 4</b> – Capacidade de adsorção do $N-NO_3^-$ de diferentes biocarvões .....	47
<b>Tabela 5</b> – $DQO_T$ e $DQO_F$ afluente (AF) e efluente (EF), Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada e removido e percentual de remoção de DQO obtidos na fase B.....	67
<b>Tabela 6</b> – Concentração de NTK e $N-NH_4^+$ afluente (AF) e efluente (EF), carga de nitrogênio (CN) aplicada e removida e percentuais de remoção de NTK e $N-NH_4^+$ obtida na fase B.....	70
<b>Tabela 7</b> – Estimativa do consumo de $O_2$ devido à remoção aeróbia de matéria orgânica e nitrificação na fase B .....	74
<b>Tabela 8</b> – STV, TRC e relação F/M e estimados nas condições estudadas na fase B.....	75
<b>Tabela 9</b> – Concentração de $N-NO_2^-$ , $N-NO_3^-$ afluente (AF) e efluente (EF) e percentual de desnitrificação obtidos na fase B.....	76
<b>Tabela 10</b> – Percentual de remoção de NT estimados na fase B .....	80
<b>Tabela 11</b> – Média e desvio padrão do pH e alcalinidade Afluente (AF) e Efluente (EF) .....	81
<b>Tabela 12</b> – Concentração de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos na COV1.0 a COV1.4B.....	83
<b>Tabela 13</b> – Concentração de sólidos em suspensão totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos na COV1.0 a COV1.4B .....	83
<b>Tabela 14</b> – Concentração de sólidos presente no lodo (material em suspensão) formado no fundo do RLEAI, ao longo da fase B.....	85
<b>Tabela 15</b> – $DQO_T$ e $DQO_F$ afluente (AF) e efluente (EF), COV e percentual de remoção de DQO obtidos na fase C .....	89

<b>Tabela 16</b> – Concentração afluente (AF) e efluente (AF) de NTK, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e percentual de remoção de NTK, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e desnitrificação obtidos na fase C .....	91
<b>Tabela 17</b> – Percentual de remoção de NT estimados na fase C .....	93
<b>Tabela 18</b> – Média e desvio padrão do pH e alcalinidade Afluente (AF) e Efluente (EF) obtidos na fase C .....	95
<b>Tabela 19</b> – Concentração de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos da COV2.2C/N11 à COV1.0C/N3 .....	97
<b>Tabela 20</b> – Concentração de sólidos em suspensão totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos da COV2.2C/N11 à COV1.0C/N3 .....	97
<b>Tabela 21</b> – DQO afluente (AF) e efluente (EF), carga orgânica volumétrica (aplica e removida) e percentual de remoção de DQO obtidos ao longo da COV4.9.....	98
<b>Tabela 22</b> – Concentração média de NTK, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>+</sup> afluente (AF) e efluente (EF), percentual de remoção de NTK e desnitrificação obtidos na COV4.9 .....	99
<b>Tabela 23</b> – Velocidades específicas ou constantes cinéticas específicas ( <i>k<sub>0</sub></i> ) obtidas para os ensaios de nitrificação via N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> para reações de ordem zero .....	102
<b>Tabela 24</b> – Velocidade específica de nitritação e nitratação em diferentes sistemas de tratamento .....	105
<b>Tabela 25</b> – Constantes cinéticas específicas obtidas para os ensaios de desnitrificação via N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> para reações de ordem 0.....	108
<b>Tabela 26</b> – Taxa de desnitrificação específica via N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> em diferentes sistemas de tratamento .....	110
<b>Tabela 27</b> – Resultados da Análise de Variância Fatorial para as estimativas dos Números Mais Prováveis (NMP gSTV <sup>-1</sup> ) das bactérias nos diferentes grupos (BOA, BON e DESN), meios (MS, EF e LD) e condições (COV1.0, COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0) .....	115
<b>Tabela 28</b> – Propriedades texturais do biocarvão .....	127

<b>Tabela 29</b> – Parâmetros das isotermas de Langmuir e Freundlich para o íon N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , utilizando como adsorvente o biocarvão ativado (BCA), em pH 2.....	129
---	-----

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> – Condições experimentais estudadas.....	51
<b>Quadro 2</b> – Análises físico-químicas realizadas no RLEAI .....	54
<b>Quadro 3</b> – Parâmetros físico-químicas estudados no RLEAI .....	55
<b>Quadro 4</b> – Análises microbiológicas realizadas no RLEAI .....	59

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANAMMOX	Anaerobic Ammonia Oxidation
BC	Biocarvão
BCA	Biocarvão Ativado
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
BON	Bactérias Oxidadoras de Nitrito
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CN	Carga de Nitrogênio ou Carga Nitrogenada
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV <sub>a</sub>	Carga Orgânica Volumétrica aplicada
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DERAL	Departamento de Economia Rural
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EF	Efluente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
F/M	Relação Food/ Microorganisms
FIA	Flow Injection Analysis
FT	Fósforo Total
FTIR	Infravermelho por Transformada de Fourier
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LD	Lodo
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MS	Material Suporte
NDS	Nitrificação e Desnitrificação Simultânea
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio na forma de amônia ou íon amônio
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de Nitrito
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido

pH	Potencial Hidrogeniônico
pH <sub>PCZ</sub>	Ponto de carga zero ou isoelétrico
PST	Polissacarídeos Totais
PST-LB	Polissacarídeos Totais fracamente aderidos ao material suporte
PST-TB	Polissacarídeos Totais fortemente aderidos ao material suporte
PT	Proteínas Totais
Q <sub>e</sub>	Vazão de alimentação
Q <sub>r</sub>	Vazão de recirculação
RLEAI	Reator de Leito Estruturado operado com Aeração Intermitente e recirculação
S <sub>BET</sub>	Área de superfície específica
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos em Suspensão Totais
SSV	Sólidos em Suspensão Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis (Soma do SSV e STVA)
STVA	Sólidos Totais Voláteis Aderidos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
TGA	Análise Termogravimétrica
TRC	Tempo de Retenção Celular
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	<b>17</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	17
2.2	OBJETIVO ESPECÍFICO.....	17
<b>3</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>17</b>
3.1	INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS .....	18
3.1.1	Produção e Processamento de Leite .....	18
3.1.2	Características dos efluentes gerados nas Indústrias de Laticínios .....	19
3.1.3	Sistemas de tratamento aplicados aos efluentes de indústrias de laticínios .....	24
3.2	REATOR DE LEITO ESTRUTURADO DE FLUXO CONTÍNUO .....	27
3.3	BIOFILME: FORMAÇÃO E USO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO. ....	33
3.4	VIAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM PROCESSO DE TRATAMENTO BIOLÓGICO .....	37
3.4.1	Nitrificação autotrófica aeróbia e desnitrificação heterotrófica em meio anóxico .....	37
3.4.2	Nitrificação e desnitrificação simultânea .....	40
3.5	BIOCARVÃO: APROVEITAMENTO DO SUBPRODUTO GERADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE LATICÍNIOS .....	42
3.5.1	Aplicação do biocarvão na Adsorção de $N-NO_3^-$ em soluções aquosas.....	45
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>48</b>
4.1	REATOR DE LEITO ESTRUTURADO .....	48
4.1.1	Inóculo.....	50
4.2	CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS.....	51
4.3	ÁGUA RESIDUÁRIA.....	53
4.4	ANÁLISES FÍSIO-QUÍMICAS MICROBIOLÓGICAS .....	54

4.4.1	Físico-químicas .....	54
4.4.1.1	Monitoramento do sistema de tratamento .....	55
4.4.1.2	Análise cinética: determinação da velocidade específica de remoção de nitrogênio.....	56
4.4.1.2.1	<i>Ensaio de nitrificação e nitratação</i> .....	57
4.4.1.2.2	<i>Ensaio de desnitrificação via N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i> .....	58
4.4.1.3	Concentração de Polissacarídeos e Proteínas no MS e LD.....	58
4.4.2	Análises microbiológicas .....	59
4.5	BIOCARVÃO .....	61
4.5.1	<i>Matéria-prima</i> .....	61
4.5.2	Produção do Biocarvão Não Ativado (BC) e Ativado (BCA).....	61
4.5.3	Caracterização do Biocarvão .....	63
4.5.3.1	Estimativa do rendimento.....	63
4.5.3.2	pH do biocarvão não ativado.....	63
4.5.3.3	Determinação do ponto isoelétrico ou pH do ponto de carga zero (pH <sub>PCZ</sub> ) .....	63
4.5.3.4	Análise textural.....	64
4.5.3.5	Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) .....	64
4.5.3.6	Isoterma de adsorção.....	65
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>67</b>
5.1	RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS .....	67
5.1.1	Fase B: variação de carga orgânica volumétrica aplicada (COV <sub>a</sub> ).....	67
5.1.1.1	Remoção de matéria orgânica .....	67
5.1.1.2	Remoção de Nitrogênio.....	70
5.1.1.3	pH e Alcalinidade .....	80
5.1.1.4	Série de sólidos.....	83
5.1.2	Fase C: variação da relação DQO/NTK .....	88
5.1.2.1	Remoção de matéria orgânica .....	88
5.1.2.2	Remoção de nitrogênio .....	90
5.1.2.3	pH e alcalinidade.....	94
5.1.2.4	Série de sólidos.....	97
5.1.3	Choque de carga orgânica e hidráulica .....	98
5.1.3.1	Choque de carga orgânica (COV <sub>4.9</sub> ).....	98

5.1.3.2	Choque de carga hidráulica.....	100
5.1.4	Análise cinética: determinação da velocidade específica de remoção de nitrogênio.....	102
5.1.4.1	Velocidade específica de nitrificação e nitratação .....	102
5.1.5	Concentração de Polissacarídeos (PST) e Proteínas (PT) totais presentes no LD e MS.....	111
5.2	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS .....	114
5.2.1	Estimativa da concentração de bactérias nitrificantes e desnitrificantes presente no reator .....	114
5.2.2	Isolamento e identificação das linhagens fúngicas presente no efluente .....	118
5.2.3	Microscopia .....	120
5.2.4	Biocarvão .....	121
5.2.4.1	Análise Termogravimétrica.....	121
5.2.4.2	Estimativa do rendimento de produção dos biocarvões e pH do BC .....	123
5.2.4.3	Ponto isoelétrico (pH <sub>PCZ</sub> ) do BCA.....	123
5.2.4.4	FTIR .....	125
5.2.4.5	Análise textural.....	126
5.2.4.6	Isoterma de adsorção.....	129
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>121</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>133</b>
	<b>APÊNDICE.....</b>	<b>169</b>
	Apêndice A.....	170

## 1 INTRODUÇÃO

Considerado como uma das *commodities* agropecuárias mais importantes do mundo, o leite está entre os cinco produtos mais comercializados, tanto em quantidade quanto em valor. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2019, a produção de leite foi de 34,8 bilhões de litros, sendo 71,8% deste total, inspecionado e comercializado pela indústria. As regiões Sudeste e Sul são as líderes na produção nacional, com participação de 34,3% e 33,4%, respectivamente (IBGE, 2019).

Entretanto, mesmo com a sua expressiva contribuição econômica e social, a indústria de laticínios apresenta aspectos negativos. Esse setor se destaca pela geração de efluentes líquidos, cerca de 0,2 a 10 L por litro de leite processado (DANALEWICH *et al.*, 1998; VOURCH *et al.*, 2008; SARAIVA *et al.*, 2009; SHETE; SHINKAR, 2013; FONSECA, 2017), além do elevado consumo de água demandado para o processo de fabricação e higienização (SARAIVA *et al.*, 2009; CARVALHO; PRAZERES; RIVAS, 2013).

A água residuária da indústria de laticínio apresenta potencial poluidor em razão das concentrações elevadas de matéria orgânica (Demanda Química de Oxigênio -DQO: 662-71000 mg L<sup>-1</sup>), Sólidos em Suspensão Totais (SST: 90-13100 mg L<sup>-1</sup>), gorduras/óleos e graxas (35-550 mg L<sup>-1</sup>), além de nutrientes. Desse modo, o tratamento adequado destes efluentes, antes de seu lançamento, é imprescindível para evitar danos ao ecossistema aquático (MACHADO *et al.*, 2002; JANCZUKOWICZ, ZIELINSKI; DEBOWSKI, 2008; CHATZIPASCHALI; STAMATIS, 2012; PERNA *et al.*, 2013).

Com o objetivo de remover os poluentes, presentes nessas águas residuárias, podem ser utilizados processos de tratamento físico-químicos e biológicos - aeróbio ou anaeróbio ou combinados (AHMAD *et al.*, 2019). No entanto, uma vez que os custos relacionados à utilização dos tratamentos físico-químicos são, geralmente, superiores aos sistemas biológicos e a fração de matéria orgânica biodegradável presente no efluente de laticínios é elevada, os sistemas de tratamento biológicos tendem a ser mais utilizados (VIDAL *et al.*, 2000; DEMIREL, YENIGUN; ONAY, 2005; KARADAG *et al.*, 2015).

No que se refere ao tratamento de águas residuárias de laticínios, as tecnologias aeróbias têm como limitação ao seu uso a elevada concentração de

matéria orgânica que demanda elevados volumes de oxigênio para sua estabilização. Por isso, resultam em consumo elevado de energia e grande quantidade de lodo produzida.

Sistemas com processos anaeróbios têm sido aplicados com sucesso para uma gama de águas residuárias, porém quando empregados ao efluente de laticínios alguns problemas ainda são apontados, devido às características deste efluente e ao fato de o processo anaeróbio não remover nutrientes, como o nitrogênio (KARADAG *et al.*, 2015).

Uma solução para os problemas citados acima é o uso da Aeração Intermitente (AI) nos reatores de tratamento. Esta técnica consiste em intercalar tempos de aeração (AE) e não aeração (NA) em ciclos de tempos definidos, o que pode favorecer a remoção de matéria orgânica e nitrogênio na mesma unidade operacional (TOCCHI *et al.*, 2012).

Entre os sistemas de tratamento biológico, diferentes configurações de reatores podem ser utilizadas e, dentre as novas configurações capazes de remover matéria orgânica e nitrogênio simultaneamente, pode-se citar o reator de leito estruturado com AI e recirculação (RLEAI). Estudos envolvendo o RLEAI têm demonstrado sua eficiência no tratamento de esgoto sanitário. Estes estudos têm demonstrado sua capacidade em remover matéria orgânica (acima de 80%) e Nitrogênio Total (NT) (acima de 55%) em uma mesma unidade de tratamento (MOURA *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*; 2016; LEICK *et al.*, 2017; CORREA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018).

O emprego da AI em reator de leito estruturado viabiliza o processo conhecido como nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS). Esse processo apresenta como principais vantagens a diminuição na quantidade de energia gasta no tratamento (COLLIVIGNARELLI; BERTANZA, 1999; MOURA *et al.*; 2012) e sistemas de tratamentos mais compactos. Ainda favorece a manutenção da alcalinidade e controle do pH (CHAN; TSENG, 1999), além contribuir para o aumento do percentual de remoção de NT (DI BELLA; MANNINA, 2020).

Apesar de as vantagens associadas ao uso desse reator, a geração de lodo biológico precisa ser considerada no balanço de massa e energia do sistema. Normalmente, o lodo deve ser destinado a aterros sanitários, o que poderia gerar poluição secundária e desperdício de recursos. Sua utilização como matéria-prima para produção de biocarvão tem sido considerada, no que tange à

disponibilidade de carbono orgânico (TANG *et al.*, 2018).

A aplicação de matéria-prima de baixo valor agregado na produção do biocarvão e a versatilidade associada ao seu uso são características positivas que contribuíram para torná-lo foco de pesquisa na última década. Na literatura é possível encontrar trabalhos que utilizam o biocarvão como corretivo do solo, adsorventes, dispositivos eletroquímicos, aditivo para facilitar a digestão anaeróbia, dentre outros (LUO *et al.*, 2015; CHA *et al.*, 2016; INYANG *et al.*, 2016; YANG *et al.*, 2019; TIAN *et al.*, 2020; XIANG *et al.*, 2020; SUGIARTO *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2020; HUANG; LEE; HUANG, 2021).

Diante do exposto, a presente pesquisa buscou avaliar o desempenho de um RLEAI operado com diferentes Cargas Orgânicas Volumétricas Aplicadas ( $COV_a$ ) e relações DQO/NTK, quando empregado no tratamento de efluente de laticínios e, ao final do tempo de operação do RLEAI, investigar a viabilidade do uso do lodo gerado como matéria-prima para produção de biocarvão.

## 2 OBJETIVO

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um reator de leito estruturado, operado sob aeração intermitente (AI) e recirculação interna (RLEAI), na remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio de efluente gerado em indústrias de laticínios.

### 2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO

- Avaliar o percentual de remoção de matéria orgânica ( $DQO_T$ ) e nitrogênio total (NT) no RLEAI quando submetido a variações de carga orgânica volumétrica aplicada ( $COV_a$ );
- Estudar a influência da baixa relação C/N ( $DQO/NTK$ ) na remoção de  $DQO_T$  e NT;
- Determinar os parâmetros cinéticos de nitrificação e desnitrificação, nas melhores condições de remoção de NT;
- Averiguar a capacidade de recuperação do sistema após choque de carga orgânica e hidráulica;
- Estimar a concentração de bactérias nitrificantes e desnitrificantes presentes no reator;
- Caracterizar o biofilme formado no material suporte;
- Verificar a viabilidade da produção de biocarvão ativado quimicamente, utilizando o lodo gerado no RLEAI e suplementado com esterco bovino, visando agregar valor a estes resíduos.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS

##### 3.1.1 Produção e Processamento de Leite

Em 2018 o Brasil foi responsável por cerca de 7% de todo o leite produzido no mundo (CONAB, 2018) e, atualmente, é classificado como o quarto maior produtor desta *commodities* (CARVALHO; ROCHA, 2020). A produção de leite está presente em mais de 90% das cidades brasileiras, contabilizando 1,3 milhão de produtores e cerca de duas mil indústrias de laticínios legalizadas (EMBRAPA, 2019).

Segundo Carvalho e Rocha (2020), a cadeia produtiva do leite tem passado por importantes transformações nas últimas décadas, registrando grande crescimento de produção e consumo. Essas mudanças são acompanhadas pela intensa modernização tecnológica, que nos últimos 29 anos (1990-2019) registrou a crescente produção de leite no Brasil, 139%, enquanto o consumo total (leite produzido somado ao importado) subiu 131% (CARVALHO; ROCHA, 2020).

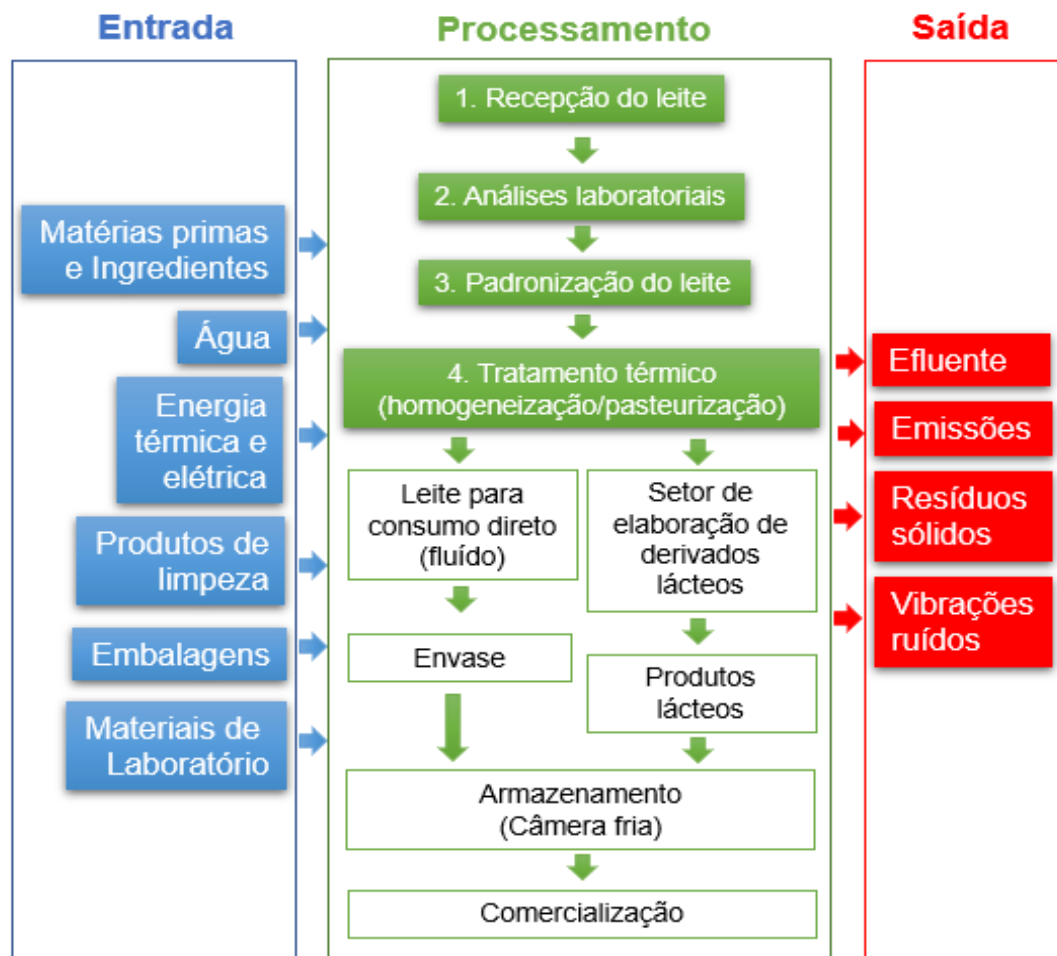
Em relação ao processamento, no primeiro trimestre de 2020, a aquisição de leite cru pelos laticínios, que atuam sob algum tipo de inspeção sanitária, foi de 6,3 bilhões de litros (L), equivalente ao aumento de 1,8% em relação ao primeiro trimestre de 2019 (IBGE, 2020).

Segundo o Departamento de Economia Rural (DERAL-PR) do Estado do Paraná, no período de dez anos (2008-2018), a produção de leite no Estado aumentou 55%, sendo a região sudoeste a maior bacia leiteira paranaense (DERAL, 2020). Desde 2015, o estado é a segunda unidade da federação que mais produz leite no país, com produção próxima dos 4,4 bilhões de litros por ano, ficando atrás apenas do estado de Minas Gerais, que produz quase 9 bilhões de litros (IBGE, 2018).

O processamento do leite pode ser realizado com dois objetivos: produção de leite pasteurizado ou UHT (consumo direto) ou produção de derivados. Seu processamento requer a execução de diferentes operações unitárias (MAGANHA 2008; SANTOS; QUIEROZ; NETO, 2018), que variam de acordo com o porte da empresa e tipo de produto. No entanto, algumas dessas operações são

comuns a todos os processos produtivos, como: recepção do leite e ingredientes (1), análises laboratoriais (2), processamento e clarificação – padronização do leite (3), tratamento térmico (4), elaboração de produtos, envase e embalagem, armazenamento e expedição. A Figura 1 apresenta um fluxograma simplificado desses processos, com as entradas e saídas de maneira genérica.

**Figura 1** - Fluxograma genérico do processamento industrial de leite



**Fonte:** Adaptado de MAGANHA 2008; SANTOS; QUIEROZ; NETO, 2018.

Como pode ser observado na Figura 1, nos laticínios a produção dos derivados lácteos não é o único subproduto gerado ao final do processo. Na linha de produção também são produzidos diferentes tipos de resíduos, como os líquidos, os sólidos e os gasosos (DA SILVA, 2006; SANTOS *et al.*, 2018; AHMAD *et al.*, 2019).

### 3.1.2 Características dos efluentes gerados nas Indústrias de Laticínios

Os efluentes líquidos são considerados um dos principais responsáveis pela poluição causada pelos laticínios. São compostos por quantidades variáveis de leite diluído, materiais dissolvidos e particulados, produtos de limpeza e, em alguns casos, esgoto sanitário e águas pluviais captadas. Suas características dependem diretamente do porte da indústria, do processo aplicado, do produto lácteo produzido e da variação sazonal na produção (CARAWAN *et al.*, 1979; VIDAL *et al.*, 2000; CASTRO, 2007; OZBAY; DEMIRER, 2007; EMBRAPA, 2014; HUANG *et al.*, 2014; FAVARETTO *et al.*, 2015; CHEN *et al.*, 2018).

De acordo com Machado *et al.* (2002), Wildbrett (2011) e Ahmad *et al.* (2019), os principais pontos de geração de efluentes na indústria de laticínios são: lavagem e limpeza de máquinas e equipamentos envolvidos na produção, lavagem de pisos e paredes, derramamentos, descargas de misturas de sólidos do leite com água por ocasião do início e interrupção de funcionamento de pasteurizadores, trocadores de calor, separadores, evaporadores, vazamentos, operações deficientes de equipamentos, perdas no processo e descarte de produtos.

A vazão dos efluentes gerados nos laticínios está relacionada com o porte da indústria, produtos processados, quantidade de água consumida na produção e limpeza, bem como das técnicas de gerenciamento aplicadas, podendo a quantidade de efluentes gerados por litro de leite processado variar entre 0,2-10 L (DANALEWICH *et al.*, 1998; VOURCH *et al.*, 2008; SARAIVA *et al.*, 2009; SHETE; SHINKAR, 2013; FONSECA, 2017).

A carga específica da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) por litro de leite também é variável, com valores que vão 1,2 kg DBO m<sup>-3</sup> L<sup>-1</sup>, nos postos de recepção e resfriamento, a 18 kg DBO m<sup>-3</sup>L<sup>-1</sup> em queijarias (GUIA TÉCNICO AMBIENTAL DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS, 2014).

Os principais poluentes presentes nesses efluentes são os compostos orgânicos, gorduras, sólidos e nutrientes, como o nitrogênio e fósforo (DANALEWICH *et al.*, 1998; DEMIREL; YENIGUN; ONAY, 2005; JANCZUKOWICZ; ZIELIŃSKI; DEBOWSKI., 2008; TOCCHI *et al.*, 2012; POKRYWIECK *et al.*, 2013; FAVARETTO *et al.*, 2015; PORWAL, MANE; VELHAL, 2015; AHMAD *et al.*, 2019). Na Tabela 1 é apresentado um resumo de suas principais características.

**Tabela 1** - Características físico-químicas de diferentes tipos de efluentes de laticínios

Tipo de efluente	pH	Alcalinidade	*DQO	*DBO	*SST	*SSV	*ST	*NTK	*FT
	-	mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	mg L <sup>-1</sup>						
Efluente de laticínios - geral 1,2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9,10,11,12	5,3-11	225-1550	662-71000	380-44400	275-14000	255-14000	1837-14205	8-1195	29-745
Produção de queijo em geral (Cheddar, queijo branco, muçarela, etc.) <sup>1</sup>	6,2-11,3	225-1550	785-7619	565-5722	326-3560	225-1935	1837-14205	14-140	29-181
Produção de queijos diversos <sup>4</sup>	5,5- 9,5	-	1000-23920	588-19755	500-2500	-	1567-10744	74-298	3-175
Leite <sup>4</sup>	5-9,5	-	950-2400	500-1300	90-450	-	-	-	-
Soro de queijo <sup>2,4</sup>	3,7-4,9	-	14000-71000	26300-44400	10700-13100	10100-13100	-	1080-1195	105-745
Produção de leite UHT, iogurte e queijos <sup>7</sup>	-	-	2937	1120	-	-	3366	49,8	36,3

\***Legenda:** DQO = Demanda Química de Oxigênio; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; SST = Sólidos em Suspensão Totais; SSV = Sólidos em Suspensão Voláteis; ST = Sólidos Totais; NTK = Nitrogenio Total Kjeldahl; FT = Fosfato Total.

**Fonte:** <sup>1</sup>DANALEWICH *et al.*, 1998; <sup>2</sup>CALLI; YUKSELEN, 2002; ; <sup>3</sup>SCHOENINGER, 2005; <sup>4</sup>DEMIREL; YENIGUN; ONAY, 2005; <sup>5</sup>TAWFIK *et al.*, 2008; <sup>6</sup>TOCCHI *et al.*, 2012; <sup>7</sup>POKRYWIECK *et al.*, 2013; <sup>8</sup>ANDRADE *et al.*, 2014; <sup>9</sup>FAVARETTO *et al.*, 2015; <sup>10</sup>PORWAL; MANE; VELHAL, 2015; <sup>11</sup>CHEN *et al.*, 2018; <sup>12</sup>SIVAPRAKASAN; BALAJI, 2020.

Dos compostos presentes na constituição dos efluentes de laticínios, destacam-se a concentração de proteínas (210 - 550 mg L<sup>-1</sup>), com ênfase para a caseína, e os carboidratos (252 - 931 mg L<sup>-1</sup>), principalmente a lactose. Além desses, gorduras/óleos e graxas (35 - 550 mg L<sup>-1</sup>) e sólidos em suspensão contribuem para a elevada concentração de matéria orgânica (500 - 60.000 mg L<sup>-1</sup>), nitrogênio (15 -180 mg L<sup>-1</sup>), fósforo (8 - 980 mg L<sup>-1</sup>), além dos poluentes inorgânicos (MACHADO *et al.*, 2002; JANCZUKOWICZ; ZIELINSKI; DEBOWSKI, 2008; CHATZIPASCHALI; STAMATIS, 2012; PERNA *et al.*, 2013).

A correlação entre proteínas, carboidratos e gorduras nas águas residuárias de laticínios é um parâmetro importante, no que se refere à biodegradabilidade desses efluentes (JANCZUKOWICZ; ZIELINSKI; DEBOWSKI, 2008). A lactose e as proteínas são consideradas facilmente biodegradáveis, embora as proteínas, como a caseína, sejam mais resistentes ao tratamento biológico (VIDAL *et al.*, 2000).

A biodegradabilidade do efluente e, conseqüentemente, a indicação do tipo de tratamento mais adequado, pode ser estimado com base na relação DBO<sub>5</sub>/DQO. Relações superiores a 0,5 indicam que a água residuária será rapidamente degradada. Abaixo de 0,3 pode indicar a presença de componentes inibidores ou que necessitam de microrganismos adaptados para que a estabilização biológica da matéria orgânica possa ocorrer (METCALF; EDDY, 2002; VON SPERLING, 2005).

Os efluentes de laticínios, no geral, possuem uma relação DBO<sub>5</sub>/DQO acima de 0,5 (DANALEWICH *et al.*, 1998; CALLI; YUKSELEN, 2002; WILKINSON *et al.*, 2004; TAWFIK; SOBHEY; BADAWY, 2008; POKRYWIECK *et al.*, 2013), o que indica que a maioria dos compostos presentes nessas águas residuárias podem ser biodegradáveis.

Heaven *et al.* (2012) caracterizaram águas residuárias provenientes de um sistema de tratamento aeróbio de efluentes de laticínios. Foram coletadas amostras na entrada do reator, do sobrenadante e do lodo, durante 24 meses. Na espectrometria de massa por cromatografia em fase gasosa (CG-EM), foram identificados 49 compostos com complexidades variadas, sendo esses agrupados em diferentes classes, de acordo com o seu grupo funcional. Os autores apontaram que a maioria deles foram originados do leite (ácidos graxos) ou derivados dele, como os indóis que são advindos da degradação microbiana de proteínas e

aminoácidos.

Foram identificados também dois compostos fenólicos, o *p*-cresol e 4-nitrofenol. O *p*-cresol pode ser produzido a partir da degradação de aminoácidos, já a origem do 4-nitrofenol é de difícil rastreamento, pois pode ser produzido na degradação microbiana, transportado pelo ar, além de estar presente na composição de alguns herbicidas. A presença do 4-nitrofenol em biorreatores pode inibir a atividade dos microrganismos, diminuindo a eficiência do tratamento biológico.

Heaven *et al* (2011) identificaram mais de 120 compostos pela CG-EM, sendo os ácidos graxos lineares os compostos orgânicos mais comuns, seguidos dos não lineares: fenóis, compostos heterocíclicos e ácidos, como o ácido benzoico. Os autores constataram que com o aumento da carga orgânica e concentração de nutrientes afluente, os compostos orgânicos não foram digeridos de forma adequada no biorreator, o que impactou o desempenho do sistema. Segundo os autores, a concentração dos ácidos graxos, conhecidos por inibirem os microrganismos no biorreator, pode permanecer alta, se o sistema estiver excessivamente sobrecarregado, levando a permanecerem no efluente tratado e, assim, comprometerem a eficiência do sistema.

Ressalta-se, como discutido, que a variabilidade do efluente gerado nas indústrias de laticínios é elevada. Assim, antes de indicar o tratamento mais adequado é necessário realizar o estudo minucioso de suas características, para que a técnica implementada tenha sucesso e o efluente tratado atenda aos padrões de lançamento estabelecidos na legislação.

No que se refere a esses padrões, duas normativas devem ser consultadas. A primeira, em nível federal, é a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicada em 13 de maio de 2011: Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011). Essa resolução trata sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, em que complementa e altera a Resolução nº 357/2005. A segunda, em nível estadual, é a Resolução publicada em 1 de maio de 2009 pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA), a Resolução nº 70/2009 – CEMA (PARANÁ, 2009). Essa dispõe sobre o licenciamento ambiental e estabelece as condições e os critérios, dentre outras providências, para os empreendimentos industriais. A mesma também apresenta os padrões de lançamento de efluentes líquidos.

### 3.1.3 Sistemas de tratamento aplicados aos efluentes de indústrias de laticínios

As plantas de tratamento presentes em laticínios são compostas, em sua maioria, pelas seguintes unidades de tratamento:

- Unidades de Tratamento preliminar: objetivam a homogeneização, controle do pH e remoção de sólidos grosseiros (exemplos: tanque de equalização e/ou peneiras);
- Unidades de Tratamento primário: buscam a remoção de sólidos em suspensão, óleos e gorduras. Para tal, são utilizados processos físico-químicos (exemplos: caixa de gordura e tanques de flotação);
- Unidades de Tratamento secundário: objetivam a remoção de matéria orgânica e em alguns casos nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo. Neste nível podem ser utilizados reatores biológicos aeróbios (exemplo: lodo ativado) ou anaeróbios (exemplo: biofiltros anaeróbios) ;
- Unidades de Tratamento terciário: visam o polimento do efluente tratado. Nesta etapa podem ser utilizados processos físico-químicos e/ou biológicos, porém ressalta-se que no Brasil são poucas as empresas que investem nesta etapa de tratamento (OMIL *et al.*, 2003; DANALEWICH *et al.*, 2008; KUSHWAHA; SRIVASTAVA; MALL, 2011; TOCCHI *et al.*, 2012; POKRYWIECKI *et al.*, 2013; GUIA TÉCNICO AMBIENTAL DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS, 2014; FAVARETTO *et al.*, 2015; SOARES *et al.*, 2018; AHMAD *et al.*, 2019).

Na literatura, é possível encontrar diversas pesquisas que objetivam otimizar essas plantas de tratamento, buscando sistemas mais compactos que possam obter eficiência elevada, principalmente com respeito à remoção de matéria carbonácea. Neste sentido, dentro dos processos físico-químicos é possível encontrar pesquisas relacionadas com a coagulação-floculação (JUSTINA *et al.*, 2018; KUSHWAHA *et al.*, 2010), coagulação-flotação (MUNIZ; SILVA; BORGES, 2020), adsorção (RAO; BHOLE, 2003; SARKAR *et al.*, 2006; KUSHWAHA; SRIVASTAVA; MALL, 2010) eletrocoagulação (SENGIL; ÖZACAR, 2006; KUSHWAKA *et al.*, 2010; BENSADOK; HANAFI; LAPICQUE, 2011), e tratamento com o uso de membrana (VOURCH *et al.*, 2005; LUO *et al.*, 2011; FRAGA *et al.*, 2018; BORTOLUZZI *et al.*, 2017; CHEN *et al.*, 2018).

Já em relação aos processos de tratamento biológico, podem ser encontradas pesquisas utilizando lagoas (CRAGGS *et al.*, 2003; MAGNO;

OLIVEIRA, 2008; FYFE; HAGARE; SIVAKUMAR, 2018), lodos ativados (AFONSO; PAWLOWSKY; PATZA, 2000; TAWFIK, SOBHEY e BADAWY, *et al.*, 2008), reatores em bateladas sequenciais (MOKAITIS *et al.*, 2006; KUSHWAHA *et al.*, 2013), *wetlands* (GOTTSCHALL *et al.*, 2007; HEALY; RODGERS; MULQUEEN, 2007; MATOS; ABRAHÃO; MONACO, 2012), biofiltros anaeróbios (INCE, 1998; OMIL *et al.*, 2003; SIVAPRAKASAN; BALAJI, 2020) e reatores de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)(GAVALA *et al.*, 1999; CAMPOS *et al.*, 2004; RAMASAMY *et al.*, 2004; BUNTNER; SÁNCHEZ; GARRIDO, 2013; JI *et al.*, 2020; MCATEER *et al.*, 2020).

Os processos biológicos de tratamento de efluentes são baseados na degradação aeróbia e/ou anaeróbia da matéria orgânica.

Os sistemas aeróbios apresentam, como vantagens, a degradação relativamente rápida da matéria orgânica à temperatura ambiente (22 – 25°C), exigindo Tempo de Detenção hidráulico (TDH) curto (menores que 12 horas), além do potencial de remoção de nutrientes, como nitrogênio. Entretanto, a elevada concentração de matéria orgânica nos efluentes de laticínios acaba inviabilizando o uso exclusivo dessas tecnologias, devido à elevada demanda de oxigênio necessária para a estabilização da matéria orgânica, como também a quantidade de lodo gerada no processo (DEMIREL; YENIGUN; ONAY, 2005; PRAZERES; CARVALHO; RIVAS, 2012).

Para o tratamento de águas residuárias com elevadas concentrações de matéria orgânica, os sistemas anaeróbios são, geralmente, indicados, devido a economia de energia e redução na produção de lodo (DEMIREL, YENIGUN e ONAY, 2005; KUSHWAHA, SRIVASTAVA e MALL, 2011).

A degradação anaeróbia de efluentes envolve uma série de microrganismos agindo em cadeia, cujo produto gerado em uma etapa é utilizado como substrato na seguinte (FORESTI *et al.*, 1999). Fatores como o pH, temperatura, alcalinidade, acidez, taxa de matéria orgânica aplicada e a configuração do reator podem influenciar na eficiência de um sistema de tratamento anaeróbio (KARADAG *et al.*, 2015). Na Tabela 2, são apresentadas algumas configurações e eficiências obtidas por diferentes sistemas anaeróbios utilizados no tratamento de efluentes de laticínios.

**Tabela 2** - Desempenho de diferentes tipos de reatores anaeróbios aplicados no tratamento de efluentes de laticínios

Reator	Efluente	Média de DQO afluente	Carga Orgânica volumétrica aplicada (COVa)	TDH	Temperatura média	Eficiência média de remoção de matéria orgânica DQO	Referência
		mg L <sup>-1</sup>	kgDQO m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>	Horas	°C	%	
Reator de manta de lodo (UASB)	Sintético	2500	-	12; 20; 18; 16	25	24, 43, 52 e 39 respectivamente aos TDH.	Campos <i>et al.</i> (2004)
UASB	Efluente de laticínios real misturado com esgoto sanitário	3383	1,9-4,4	24	20	69	Tawfik, Sobhey e Badawy, 2008
UASB	Sintético	-	1,95	13	17,5–24,5	66-85	Buntner; Sánchez; Garrido, 2013
Filtro de fluxo ascendente	Leite cru	8624	4,7	44,4	35–37	91	Omil <i>et al.</i> , 2003
Filtro de fluxo ascendente	Soro de queijo	5000	1,2,3 e 4	24,48,72 e 96	35	72, 77, 86 e 90 respectivamente aos TDH.	Gannoun <i>et al.</i> , 2008
Reator de leite fluidizado	Sintético	52000	15,6	8	35	94	Borja; Banks, 1995
Reator híbrido	Soro de queijo	41500-75000	0,7-11,3	48-60	35	88-98	Calli e Yukselen, 2002
Reator híbrido	Sintético	5000	8,4-19,2	5,9	-	84-93	Banu <i>et al.</i> , 2008
Reator em bateladas	Soro de queijo	500,1000; 2000 e 4000	0,6-4,8	8	30	>90	Mockaits <i>et al.</i> , 2006

**Fonte:** a autora.

Como observado na Tabela 2, os reatores anaeróbios podem ser operados com sucesso sob elevadas  $COV_a$ . Estes sistemas, em geral, são resistentes a sobrecargas hidráulicas e orgânicas, além de converter os poluentes em produtos gasosos, que podem ser utilizados como fonte alternativa de energia (KOROGLU *et al.*, 2019; JI *et al.*, 2020). Quando os reatores anaeróbios são operados com biomassa fixa, ainda apresentam a vantagem de não precisarem de sistemas de mistura mecânica, necessitarem de menos tempo para partida e poderem operar com taxas de carregamento orgânico superiores aos operados apenas com biomassa em suspensão (KARADAG *et al.*, 2015).

Entretanto, mesmo com todas as vantagens citadas, o tratamento anaeróbio, quando utilizado sozinho, não atende aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na legislação brasileira, visto que não é capaz de remover com eficiência o nitrogênio presente nas águas residuárias (DEMIREL, YENIGUN e ONAY, 2005; KUSHWAHA, SRIVASTAVA e MALL, 2011). Assim, ainda é necessário o estudo de sistemas que possam propiciar a remoção de matéria orgânica e nutrientes em sistemas compactos.

Com esse objetivo, foi desenvolvido o reator de leito estruturado operado com aeração intermitente (AI)(RLEAI). Sua utilização, como unidade secundária/terciária de tratamento, é apresentada como uma das principais vantagens para a economia de energia e espaço, mesmo que ainda não tenha sido avaliado como alternativa no tratamento de efluentes de laticínios.

### 3.2 REATOR DE LEITO ESTRUTURADO DE FLUXO CONTÍNUO

O reator de leito estruturado pode ser definido como um biorreator vertical de crescimento aderido, no qual a biomassa cresce e se desenvolve fixa a um suporte, geralmente espuma de poliuretano, formando o biofilme. Dependendo do tipo de fluxo empregado, em sua parte inferior, ainda pode ser mantido um percentual de biomassa em suspensão (lodo), o que o torna um sistema híbrido.

Esses reatores apresentam elevados tempos de retenção celular (TRC), mesmo operando com baixos TDH, levando ao maior desempenho e

estabilidade do sistema (MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012; BLANCO; FUES; ZAIAT, 2017; SILVA *et al.*, 2018).

Na literatura é possível encontrar estudos com esta configuração, sendo os reatores operados com fluxo descendente com recirculação (GODOI, FORESTI; DAMIANOVIC, 2017), anaeróbio com fluxo ascendente (MOCKAITIS *et al.*, 2014; MORETTO, 2014; SARETTO, 2017; BLANCO; FUES; ZAIAT, 2017; FUES *et al.*, 2017; FLORÊNCIO, 2018; GARCIA, 2018, SANTOS, 2019) e fluxo ascendente com aeração intermitente (AI) e recirculação (AI)(MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012; GADELHA, 2013; BARANA *et al.*, 2013; WOSIACK *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 2016; LEICK *et al.*, 2017; LOPES, 2017; WENDLING, 2017; CORREA *et al.*, 2018; JENZURA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018; SILVA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2018; SANTOS, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020), sendo este investigado como unidade de tratamento secundário ou mesmo como unidade terciária, para o pós-tratamento de efluentes.

Na Tabela 3, é apresentado o resumo de algumas pesquisas que avaliaram o desempenho desta configuração de reator em diferentes condições operacionais (TDH, ciclo de AI e relação DQO/N).

**Tabela 3** - Desempenho do Reator de Leito Estruturado operado em diferentes condições operacionais

Efluente	Varável de estudo	T (°C)	TDH (horas)	Aeróbio/Anaeróbio Aeração Intermitente (AI): h AE/ h NA	Taxa de recirculação	COV <sub>a</sub> (kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	CN (kgN m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	Relação C/N	Remoção máxima (%)		Referência
									DQO	NT	
<sup>1</sup> Sintético	TDH	30	12,8 10	AI: 2/1	5	0,706 1,062 0,850	0,061 0,084 0,072	11,2	89	82	Moura <i>et al.</i> , 2012
Efluente de um reator UASB	Ciclos de AI	30	24	AI: 6/0 4/2 2/1 1,5/1,5 ½	6	-	0,114 0,127 0,142 0,153 0,169	2,2-2,6	>88	62	Barana <i>et al.</i> , 2013
Efluente de um reator UASB	Relação C/N	-	12	AI:1/2	3	-	-	2,44 e 4,01	65	65	Gadelha, 2013
Ração animal	Ciclos de AI e carga de nitrogênio	30	24	AI:0,5/2,5 0,87/2,13 1,75/1,25 2,63/0,36 3/0	5	-	-	3,2-3,8	80	88	Wosiack <i>et al.</i> ,2015
Esgoto sanitário não tratado misturado com efluente tratado em reator anaeróbio (1:1)	Recirculação e ciclos de AI	30	12	AI: 3/0 1,5/1,5 ½	1,2 3	-	-	3,67-6,48	88	78	Oliveira, 2016
<sup>2</sup> Sintético	Relação C/N e fonte de carbono	30	11,2	AI: 2/1	5	1,07	0,102 0,138 0,391 0,421	9,7 7,6 2,9	97	84	Santos <i>et al.</i> , 2016

<sup>1</sup>Simulando esgoto sanitário (DQO<sub>T</sub>=364±29 mg L<sup>-1</sup> e NT=29,7±3,2 mg L<sup>-1</sup>);

<sup>2</sup>Simulando esgoto sanitário (DQO<sub>T</sub>= 500 mg L<sup>-1</sup>);

**Tabela 4** - Desempenho do Reator de Leito Estruturado operado em diferentes condições operacionais

Efluente	Varável de estudo	T (°C)	TDH (h)	Aeróbio/Anaeróbio Aeração Intermitente (AI): h AE/ h NA	Taxa de recirculação	COV <sub>a</sub> (kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	CN KgN m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Relação C/N	Remoção máxima (%)		Referência
									DQO	NT	
Esgoto sanitário	Recirculação e ciclos de AI	30	12	AI: 1/2	3	-	-	7,6	89	55	Leick <i>et al.</i> , 2017
				2/1	2			7,8			
				3/0	1			7,2			
Efluente de um reator UASB	Ciclo de AI e fonte de carbono	30	12	AI: 2/1 3/1	3	-	-	2,0- 8,5	-	69	Lopes, 2017
Esgoto sanitário não tratado misturado com efluente tratado em reator anaeróbio	Afluente	30	8	AI: 1/2	2	-	-	2,27- 4,25	91	78	Wendling, 2017
Efluente de um reator UASB	-	30	24	Aerado (concentração OD=1,0 mg L <sup>-1</sup> ) AI: 4/2	3	-	0,307 0,249 0,149	0,28 0,41 0,26	63	48	Almeida <i>et al.</i> , 2018
Esgoto sanitário	Ciclos de AI	25	16	AI: 2/1 2/2	3	0,513 0,615 0,326	0,150 0,100 0,100	4 6 3	94	68	Correa <i>et al.</i> , 2018
Esgoto sanitário não tratado misturado com efluente tratado em reator anaeróbio (1:1)	Ciclos de AI e TDH	30	8 10 12	AI: 1/2 1,25/1,25 1,5/1,5	2	-	-	2,7- 6,5	-	88	Jenzura <i>et al.</i> , 2018

**Tabela 5** - Desempenho do Reator de Leito Estruturado operado em diferentes condições operacionais

Efluente	Varável de estudo	T (°C)	TDH (h)	Aeróbio/Anaeróbio Aeração Intermitente (AI): h AE/ h NA	Taxa de recirculação	COV <sub>a</sub> (kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	CN KgN m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Relação C/N	Remoção máxima (%)		Referência
									DQO	NT	
Esgoto sanitário	TDH e ciclos de AI	30	8 10 12	AI: 2/1 3/1	3	1,16	0,093	12	93	82	Moura <i>et al.</i> , 2018
						1,12	0,103	11,1			
						1,38	0,108	12,7			
						1,10	0,144	8,1			
Efluente de um reator UASB	Ciclos de AI	-	12	AI: 2/1 1/1	3	-	-	3,04	97	29	Silva; Damianovic; Foresti, 2018
				0,75/1,25 1/2							
				1/3							
Sintético	Ciclos de AI, fluxo de oxigênio e taxa de recirculação	30	13,6	AI:1/2	0	-	-		80	80	Oliveira <i>et al.</i> , 2020
				2,5/0,5	1						
				3/0	2,5						
				1,75/0,25	4						

**Fonte:** a autora.

Mais de 50% das pesquisas que utilizam o reator de leito estruturado operam o mesmo com recirculação interna e AI. O uso da recirculação objetiva garantir a mistura completa, mantendo constante a qualidade do efluente, além de facilitar a transferência de massa, promover a diluição dos compostos nitrogenados, incrementar a capacidade tampão e, conseqüentemente, equilíbrio entre os processos combinados (MOURA *et al.*, 2012; GADELHA, 2013; BARANA *et al.*, 2013; WOSIACK *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 2016; LEICK *et al.*, 2017; LOPES, 2017; WENDLIN, 2017; CORREA *et al.*, 2018; JENZURA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2020).

A AI baseia-se em ciclos de aeração e não aeração controlados. É uma técnica de fornecimento de oxigênio vantajosa, pois permite a remoção de matéria orgânica com eficiências muito próximas aos sistemas operados com aeração contínua com percentuais maiores de remoção de NT, economia de energia e, na maior parte dos sistemas de tratamento, dispensa fornecimento de alcalinidade para o processo de desnitrificação (MOURA *et al.*, 2012; YING *et al.*, 2010). Di Bella e Mannina (2020) realizaram um estudo utilizando um reator de leito móvel operado com AI no tratamento de efluente de laticínios sintético. Os autores apontam que, com o uso da AI, a eficiência de remoção de nitrogênio melhorou em 70%.

O uso da AI viabiliza o processo conhecido como nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS)<sup>1</sup>, sendo uma das principais vias de remoção de NT nos reatores de leito estruturado operados com AI (MOURA *et al.*, 2012; BARANA *et al.*, 2013; WOSIACK *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2016; LEICK *et al.*, 2017; WENDLIN, 2017; CORREA *et al.*, 2018; JENZURA *et al.*, 2018).

A partir dos dados mostrados na Tabela 3, é possível constatar que o reator de leito estruturado apresenta elevado potencial para o tratamento biológico de efluentes, sendo capaz de remover matéria orgânica e nitrogênio na mesma unidade operacional com eficiências elevadas. Porém, é possível observar a lacuna a respeito da investigação do uso desta configuração no tratamento de efluentes industriais, principalmente aqueles com elevadas cargas orgânicas, como o efluente gerado em indústrias de laticínios.

---

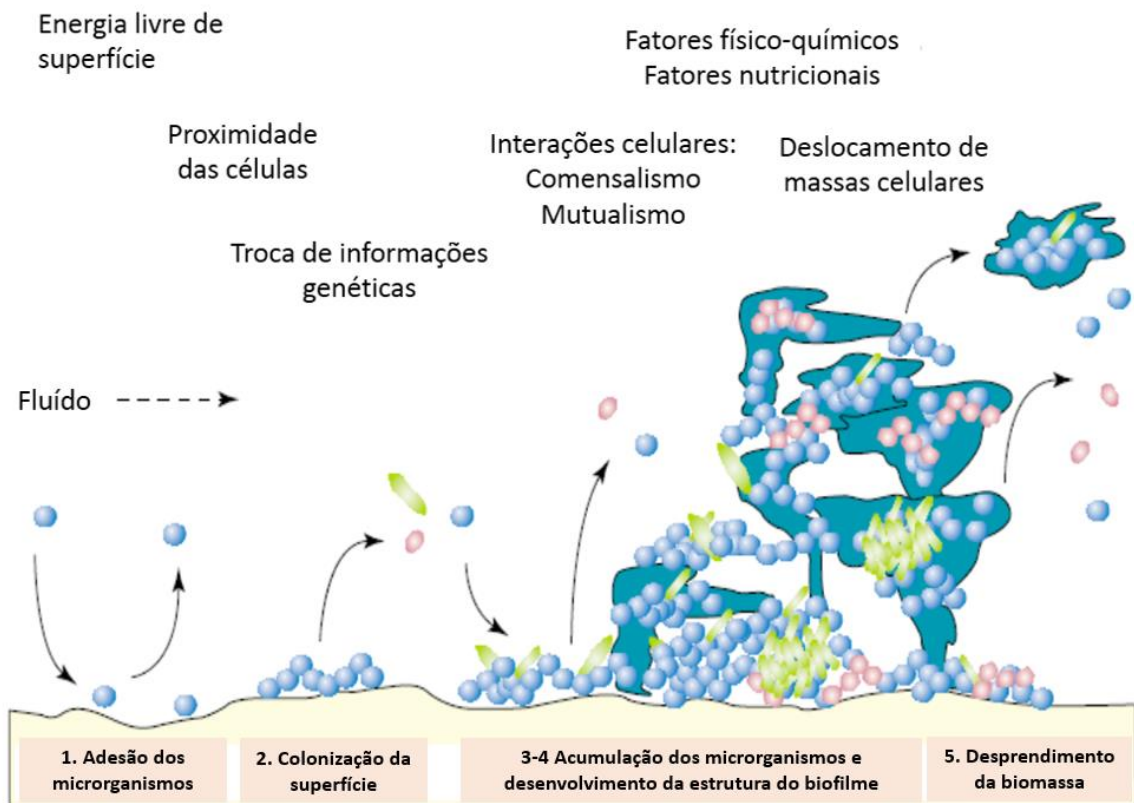
<sup>1</sup> Tratado com mais detalhes no item 3.4.2 desta Tese.

### 3.3 BIOFILME: FORMAÇÃO E USO EM SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO

Os biofilmes podem ser definidos como comunidades de microrganismos imóveis, aderidos a uma matriz de substâncias poliméricas (*Extracellular Polymeric Substances* - EPS) de origem microbiana (DONLAN; COSTERTON, 2002; SIMÕES; SIMÕES; VIEIRA, 2010). Sua composição varia de acordo com os organismos presentes no meio, bem como a situação fisiológica: a natureza do ambiente de crescimento, o tipo de material suporte e as condições físicas predominantes (MISSAGIA, 2010; DORLAN, 2002; AHMAD *et al.*, 2017).

Os biofilmes apresentam características estruturais comuns, pois todos são compostos de microcolônias de células embebidas numa matriz de EPS, cujos canais hidrodinâmicos, que separam as microcolônias, proporcionam meios de comunicação e permitem a difusão de nutrientes, oxigênio e detritos (COHN; HAYES; RENAULT, 2010).

A formação de um biofilme, como mostrado na Figura 2, começa com o revestimento da superfície (material suporte) com macromoléculas presentes no meio. Nesse processo, ocorre a adesão reversível das células, configurando o sinal para o início da formação da matriz do biofilme (1); posteriormente, ocorre o transporte e a adesão de células planctônicas do meio e surge o crescimento celular e a produção de polissacarídeos, resultando na colonização do biofilme (2) favorecendo maior adesão e acúmulo das células, que resulta em um filme fixo sobre o qual a comunidade clímax é gerada (3-4). Nessas etapas (3-4), ocorre a adesão irreversível dos microrganismos, com produção de moléculas de sinalização célula-célula e transporte de substrato para dentro e fora do biofilme. Por fim, acontece o desprendimento de células para o meio, num processo de erosão superficial ou destacamento de agregados maiores (*sloughing off*) o que acaba proporcionando a remodelação da sua estrutura (5) (ZOTTOLA; SASAHARA, 1994; JENKINSON; LAPPIN-SCOTT, 2001; MADIGAN, 2010).

**Figura 2** – Dinâmica de formação do biofilme

**Fonte:** Adaptado de JENKINSON; LAPPIN-SCOTT (2001)

Os EPS são os principais componentes da matriz do biofilme. Sua composição determina algumas propriedades importantes, como a densidade, porosidade, difusividade, espessura, elasticidade, resistência a fricção e atividade metabólica no biofilme. Informações sobre sua composição podem contribuir para o conhecimento e entendimento sobre o seu comportamento físico e fisiológico no ambiente (ZHANG; BISHOP; KINKLE, 1999; SHENG; YU; LI, 2010).

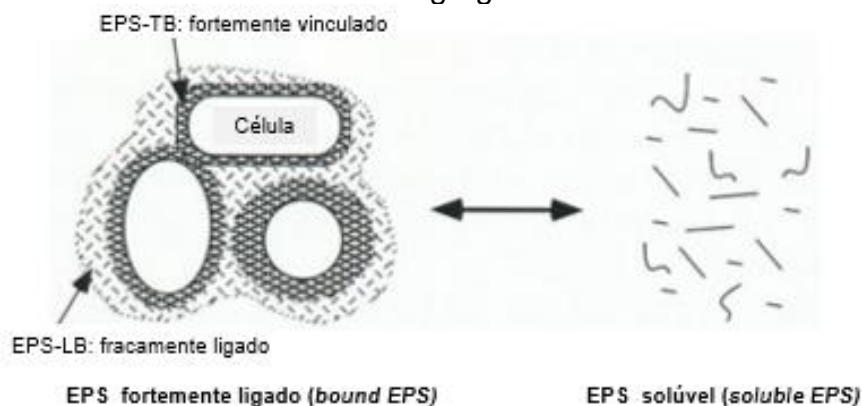
Os EPS são definidos como uma mistura complexa de biopolímeros (KOKARE *et al.*, 2009), que compreende cerca de 50% a 90% do carbono orgânico total, cujo principal componente são os carboidratos (polissacarídeos) (KOKARE *et al.*, 2009; FLEMMING; WINGENDER, 2010). São formados também por proteínas, ácidos nucleicos, lipídios e substâncias húmicas (NIELSEN; JAHN, 1999; WINGENDER; NEU; FLEMMING, 1999). Além de serem responsáveis pelos processos de adesão, agregação microbiana, coesão, retenção de água, sorção de compostos orgânicos e atividade enzimática, também atuam como barreira de proteção, fonte de nutrientes, doador e aceptor de elétrons e exportador de componentes celulares (FLEMMING; WINGENDER, 2010).

O EPS excretado pelas células podem ser divididos em EPS ligados (*bound EPS*) e solúveis (*soluble EPS*). Os ligados estão intimamente conectados às células (polímeros capsulares, materiais orgânicos aderido, entre outros), já os solúveis (macromoléculas solúveis, coloides e limos) estão fracamente ligados ao biofilme ou dissolvidos em solução. Ambos podem ser separados por centrifugação, os que permanecem no sobrenadante são denominados solúveis e os que formam grânulos microbianos os ligados (NIELSEN; JAHN, 1999).

Embora a interação entre o EPS solúvel e as células seja muito fraca, ele também tem um efeito crucial na atividade microbiana e nas características da superfície do agregado microbiano (SHENG; YU, 2007).

A estrutura do EPS ligado é geralmente esquematizada por um modelo de duas camadas: uma interna e outra externa (Figura 3). A primeira pode ser definida como uma estrutura firme e estável ligada a superfície da célula (TB-EPS). Já a segunda consiste em um EPS fracamente ligado, como uma camada de limo solta e dispersa, sem uma forma definida (NIELSEN; JAHN, 1999). Cada camada do EPS ligado apresenta componentes e propriedades químicas distintas e contribuem substancialmente para a agregação dos microrganismos (YU; HE; SHAO, 2009).

**Figura 3** – Estrutura de um EPS em um agregado de células



Fonte: Adaptado de NIELSEN; JAHN, 1999.

Os sistemas de tratamento operados com biomassa aderida demonstraram vantagens sobre sistemas convencionais de crescimento em suspensão, oferecendo maior retenção de biomassa, menor produção de lodo e maior remoção de nutrientes e poluentes (WANNER; KUCMAN; GRAU, 1988;

DRTIL; TÖLGYESSYI; BODIK, 1991; BERGAMASCO; TAVARES, 1997; KHAN *et al.*, 2011; HUANG *et al.*, 2017).

As células do biofilme podem obter seus nutrientes da água residuária a ser tratada ou do material suporte no qual crescem fixadas. Quando os nutrientes solúveis (substratos) são fornecidos pelo efluente, uma cadeia de transporte se forma do meio para as células do biofilme. Embora, neste caso, a convecção seja o mecanismo de transporte dominante para substratos, ao redor da superfície do biofilme uma camada limite de transferência de massa se desenvolve na qual a difusão domina, sendo este mecanismo, de longe, o principal para a ocorrência do transporte de solutos para células microbianas, visto que a matriz do biofilme é semelhante a um gel e dificulta a convecção (METCALF; EDDY, 2003; TAHERZADEH; PICIOREANU; HORN, 2012; TORRESTI *et al.*, 2017).

Na literatura é possível encontrar diversas pesquisas que investigaram a formação do biofilme em diferentes materiais suportes, tais como: Policloreto de Vinila - PVC (BERGAMASCO; TAVARES, 1997; ZHOU *et al.*, 2021), plásticos reciclados, polietileno (WOLFF; PAUL; COSTA, 2010; SILVA, 2018; LIU *et al.*, 2019; ZHOU *et al.*, 2021), polipropileno, policarbonato (ZHOU *et al.*, 2021), espuma de poliuretano (VARESCHE *et al.*, 1997; PIKANÇO *et al.*, 2001; GARCIA *et al.*, 2008; JACOBS; CORREA; PRATES, 2015), esponja vegetal (SAEED; IQBAL, 2013; NABIZADEH *et al.*, 2008; ZHANG; SUN; HU, 2012; JACOBS; CORREA; PRATES, 2015; MAGASSY *et al.*, 2017), pedra pome (GARCIA *et al.*, 2008) vidro, minerais (ZHAO *et al.*, 2006) entre outros.

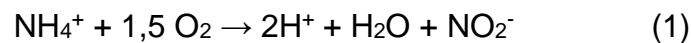
As propriedades de superfície dos materiais suportes, tais como a porosidade, rugosidade e forma, desempenham importante papel em relação à colonização bacteriana, uma vez que as superfícies rugosas e porosas são mais facilmente colonizadas, devido ao aumento da área de superfície colonizável, bem como a maior proteção das células em relação às forças de cisalhamento (PIKANÇO *et al.*, 2001; HADJIEV *et al.*, 2007; WOLFF; PAUL; COSTA, 2010).

As superfícies porosas, como as das espumas de poliuretano, são propícias à formação de biofilmes, em virtude do número e tamanho dos poros (FYNN; WHITMORE, 1984; GARCIA, 2005; GARCIA *et al.*, 2008; AHMAD *et al.*, 2017). Por isso são extensivamente utilizadas em reatores destinados ao tratamento biológico de efluentes, como os reatores de leito estruturado.

### 3.4 VIAS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM PROCESSOS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO

#### 3.4.1 Nitrificação autotrófica aeróbia e desnitrificação heterotrófica em meio anóxico

A remoção de NT pela via convencional em águas residuárias ocorre devido à ação de grupos específicos de bactérias (proteobactérias). Inicialmente os compostos orgânicos nitrogenados presentes nos efluentes são convertidos em amônia (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) pela ação de bactérias heterotróficas. O N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, em meio aeróbio, é utilizado por bactérias autotróficas oxidadoras de amônia (BOA), sendo oxidado a nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (Equação 1). O N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, por sua vez, pode ser utilizado por bactérias autotróficas oxidadoras de nitrito (BON) e convertido em nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) - Equação 2 (EPA, 1993; METCALF & EDDY, 2003).



Das equações 1 e 2 é possível estimar que são necessários cerca de 3,43 g O<sub>2</sub> no processo de oxidação da Amônia (nitritação) e 1,14 g O<sub>2</sub> para oxidação do N-NO<sub>2</sub> (nitratação), o que totaliza uma demanda de 4,57 g O<sub>2</sub> por g de N oxidado. A Equação 3 representa os processos descritos acima:



Da Equação 3 temos que, para cada g de nitrogênio, oxidado, 7,14 g de alcalinidade como CaCO<sub>3</sub> são requeridos. Já, quando a síntese celular é considerada, a quantidade de oxigênio e alcalinidade requerida torna-se menor (4,25 g O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado e 7,07 g CaCO<sub>3</sub> g<sup>-1</sup>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado) (EPA, 1993; METCALF & EDDY, 2003).

Na nitrificação, como composto intermediário, é produzida a hidroxilamina (NH<sub>2</sub>OH). No primeiro processo, as BOA convertem o N-NH<sub>4</sub> em NH<sub>2</sub>OH, com o auxílio da enzima amônio mono oxigenase. Posteriormente, a NH<sub>2</sub>OH é transformada em N-NO<sub>2</sub>, por meio da enzima hidroxilamina óxido reductase, sendo esse o processo responsável por gerar energia para as BOA.

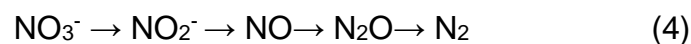
As bactérias nitrificantes autotróficas apresentam baixas velocidades

de crescimento específico, se comparadas às heterotróficas (*Nitrossomonas*: 0,77 d<sup>-1</sup>; *Nitrobacter*: 1,08 d<sup>-1</sup> e bactérias heterotróficas 7,2 d<sup>-1</sup>) (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016), o que pode limitar a atividade desses microrganismos em sistemas com elevada disponibilidade de matéria orgânica. Quanto ao coeficiente de crescimento específico, o das BOA (0,18 gSSV gN oxidado<sup>-1</sup>) é superior aos das BON (0,06 gSSV gN oxidado<sup>-1</sup>) (LIU; WANG, 2012), o que, muitas vezes, pode favorecer o acúmulo de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> no sistema de tratamento.

Diversas condições ambientais são responsáveis pela ativação ou inibição da atividade das bactérias nitrificantes. Dentre essas, pode-se citar: temperatura (faixa adequada: 28-36 °C), pH (7,0-8,8), concentração de OD (OD > 1,0 mg. L<sup>-1</sup>), concentração de amônia livre (< 1,0 mg L<sup>-1</sup>), ácido nitroso (< 0,2 mg L<sup>-1</sup>), além da alcalinidade, relação C/N e alguns sais e metais (SHARMA; AHLERT, 1976; STENSTROM; PODUSKA, 1979, ANTONIOU *et al.*, 1999; VILLAVERDE; GARCÍA-ENCINA; FDZ-POLANCO, 1997; EPA, 1993; AHN, 2006; PAREDES *et al.*, 2007; TANG; CHEN, 2015).

Dentre as bactérias nitrificantes, os principais gêneros de BOA presentes em sistemas de tratamento biológico são: *Nitrossomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosopira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobus*; em relação as BON as mais citadas são as do gênero *Nitrobacter*, *Nitrospira*, *Nitrocystis* e *Nitrococcus* (AHN, 2006; PAREDES *et al.*, 2007; ZOPPAS, BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Na ausência de OD e presença de matéria orgânica, o N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> podem ser utilizados como receptor final de elétrons, pelas bactérias (proteobactérias) desnitrificantes heterotróficas facultativas, e reduzidos a Nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>), que é liberado do sistema. Esse processo respiratório é denominado de desnitrificação heterotrófica e acontece em quatro etapas sequenciais (Equação 4), que são catalisadas por enzimas específicas (EPA, 1993; METCALF & EDDY, 2003; AHN, 2006; PAREDES *et al.*; 2007; LU, CHANDRAN; STENSEL, 2014).



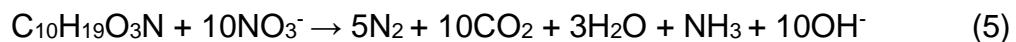
Os principais gêneros de microrganismos envolvidos neste processo são: *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Paraccoccus*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera*, *Micrococcus*, *Archromobacter*, *Aerobacter*, *Acinetobacter*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Proteus*, *Spirillum*, *Rhodococcus*, *Comamonas* e

*Bacillus* (EPA, 1993; MAINTINGUER *et al.*, 2013; LU; CHANDRAN; STENSEL, 2014).

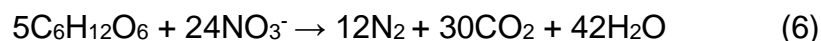
Como no caso das bactérias nitrificantes, diversos parâmetros físico-químicos podem afetar o crescimento e ação das bactérias desnitrificantes, dentre eles destaca-se: a temperatura (faixa adequada: 20 - 30 °C), o pH (7 - 9), a concentração de OD ( $OD < 2,0 \text{ mg L}^{-1}$ ), a fonte de carbono, a relação C/N e os óxidos de nitrogênio (EPA, 1993; METCALF; EDDY, 2003; LU; CHANDRAN; STENSEL, 2014).

A redução do  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  pelos microrganismos heterotróficos requer um doador de elétrons que pode ser a matéria orgânica presente na água residuária, produzida durante o decaimento endógeno ou algum substrato exógeno, como o metanol, etanol, acetato, glicose, sacarose, entre outros. As equações 5-8 apresentam a estequiometria da desnitrificação heterotrófica utilizando diferentes fontes de carbono (EPA, 1993; METCALF; EDDY, 2003; AHN, 2006; LU; CHANDRAN; STENSEL, 2014):

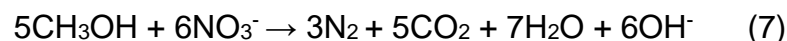
- Efluente:



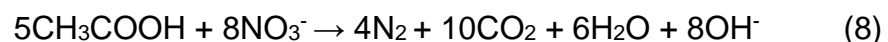
- Sacarose:



- Metanol:



- Acetato:



A partir das reações, estima-se que a desnitrificação gera cerca de 3,57 g  $\text{CaCO}_3$  por g de  $\text{N-NO}_3^-$  reduzido e que são requeridos cerca de 2,86 g DQO e  $\text{N-NO}_3^-$  (EPA, 1993; METCALF; EDDY, 2003). No entanto, os valores da relação DQO/ $\text{N-NO}_3^-$  nos sistemas de tratamento dependem das condições de operação e do tipo de doador de elétrons utilizado para desnitrificação, sendo maior a demanda de acordo com a complexidade do doador utilizado (AHN, 2006).

Nyberg *et al.* (1992) avaliaram a adição de metanol no processo de desnitrificação heterotrófica em um sistema de lodos ativados em escala plena. Os autores obtiveram uma relação de 4,9 g CH<sub>3</sub>OH por g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduzido. Akunna, Bizeau e Moletta (1993) investiram a redução de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em lodo anaeróbio utilizando diferentes fontes de carbono (glicose - C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub>, glicerol - C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>O<sub>3</sub>, ácido acético - CH<sub>3</sub>COOH, ácido láctico - C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O<sub>6</sub> e metanol - CH<sub>3</sub>OH) e obtiveram relação de 5,6 g DQO/gN-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para a C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>6</sub> e o C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>O<sub>3</sub>, 3,7 g DQO/g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para o CH<sub>3</sub>COOH e 4,1 g DQO/g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para o C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>O<sub>6</sub>.

Em sistemas que buscam a remoção de matéria orgânica e NT na mesma unidade operacional, é indicado que o efluente possua relação DQO/N próxima de 10, para garantir que a desnitrificação heterotrófica aconteça, sem que haja falta de doadores de elétrons (CHIU *et al.*, 2007; CHO *et al.*, 2008; MENG *et al.*, 2008; FU *et al.*, 2009; LIU *et al.*, 2010; FU *et al.*, 2010; MANNINA *et al.*, 2017).

#### 3.4.2 Nitrificação e desnitrificação simultânea

A Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS) ocorre quando os dois processos microbiológicos (nitrificação e desnitrificação) acontecem ao mesmo tempo e na mesma unidade operacional. É explicado pela existência de fenômenos microbiológicos e/ou físicos nos sistemas de tratamento (HOLMAN; WAREHAM, 2005).

Os fenômenos microbiológicos estão associados à ocorrência de organismos com diferentes vias metabólicas no meio, capazes de nitrificar e desnitrificar em condições aeróbias e anóxicas, utilizando carbono inorgânico ou matéria orgânica como fonte de carbono (HELMER; KUNST, 1998; HOLMAN; WAREHAM, 2005; ZHAO *et al.*, 2017).

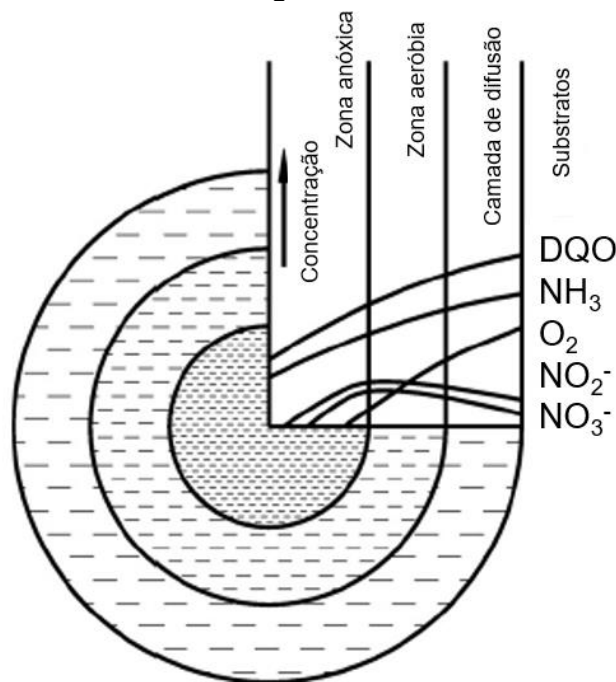
Já o fenômeno físico está associado à formação de um gradiente de OD nas camadas do biofilme, nos flocos e nos grânulos como resultado de limitações à difusão de oxigênio nesses ambientes (POCHANA; KELLER, 1999; POUCHANA; KELLER; LANT, 1999; PUZNAVA; PAYRAUDEAU; THORNBERG, 2001; HOLMAN; WAREHAM, 2005; WANG *et al.*, 2012).

Em reatores operados com disponibilidade de nitrogênio e matéria orgânica, nas camadas externas do biofilme, dos flocos ou dos grânulos, encontram-se os organismos aeróbios responsáveis pela oxidação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, e nas

camadas internas os organismos desnitrificantes heterotróficos, que na ausência de OD e presença de matéria orgânica, utilizam as formas oxidadas de nitrogênio, realizando o processo de desnitrificação (MENOUD *et al.*, 1999; HE; XUE; WANG, 2009; KHAN *et al.*, 2009; GUADIE *et al.*, 2014; FU *et al.*, 2014; WILÉN *et al.*, 2018)(Figura 4).

Devido à formação desse gradiente, no material suporte e nos flocos, o processo de desnitrificação heterotrófica anóxica pode ocorrer em sistemas com concentração de OD, próxima ou superiores a  $4,0 \text{ mg L}^{-1}$  (WOSIACK *et al.*, 2015; MOURA *et al.*, 2012; FU *et al.*, 2014; YILMAZ *et al.*, 2008; OHASHI *et al.*, 1995, GUO *et al.*, 2013; CORREA *et al.*, 2018).

**Figura 4** - Gradiente de nutrientes e oxigênio dissolvido formado no biofilme, lodo e grânulos em sistemas de tratamento biológico



**Fonte:** Adaptado de HE, XUE e WANG, 2009.

Diversos fatores podem afetar a eficiência da NDS. Dentre eles têm-se a temperatura, o pH, a concentração de OD, a relação F/M e C/N, a estrutura, tamanho, densidade e concentração dos flocos e grânulos, além da espessura do biofilme (POCHANA; KELLER, 1999; ZHANG; QI, 2007; THIRD *et al.*, 2005; HE, XUE; WANG, 2009, WANG *et al.*, 2012; AHMAD *et al.*, 2017; CAO *et al.*, 2017).

De acordo com Layer *et al.* (2020), a NDS requer a presença de condições aeróbias e anóxicas, além da disponibilidade de doadores de elétrons na

falta de O<sub>2</sub>. Concentrações mais baixas de OD geralmente tendem a aumentar o desempenho da NDS em sistemas de lodos ativados e de lodos granular aeróbio. Outra observação feita pelos autores foi que o tipo de doador de elétrons e sua disponibilidade determinam parcialmente a eficiência da NDS, e os sistemas operados com efluente sintético com doadores de elétrons mais prontamente disponíveis, foram os que obtiveram as melhores percentuais de NDS.

Ressalta-se que, além da NDS, outros processos não convencionais de remoção de nitrogênio podem coexistir no sistema de tratamento biológico, como a Oxidação Anaeróbia de Amônia (ANAMMOX) e a nitrificação heterotrófica e desnitrificação autotrófica.

### 3.5 BIOCÁRVÃO: APROVEITAMENTO DO SUBPRODUTO GERADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE LATICÍNIOS

O biocárvão pode ser definido como um material carbonáceo, produzido durante a conversão termoquímica da biomassa (matéria-prima) em atmosfera inerte.

A pirólise é uma das tecnologias mais utilizadas no preparo do biocárvão. Pode ser definida como um processo de decomposição térmica de componentes orgânicos presentes na matéria-prima utilizada, em temperaturas elevadas e na ausência de oxigênio ou na presença de apenas quantidade inferior a necessária para combustão completa. Como produto deste processo, além do biocárvão, têm-se os componentes condensáveis e não condensáveis, incluindo água, bio-óleo altamente oxigenado e gás sintetizado (MOHAN *et al.*, 2014; KUNG; KONG; CHOI, 2015; HUANG; LEE; HUANG, 2021).

A temperatura e o tempo de pirólise são fatores importantes para o preparo do biocárvão (INGUANZO *et al.*, 2010; ZHAO *et al.*, 2013; AGRAFIOTI *et al.*, 2013; LUO *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020). Inguanzo *et al.* (2010) avaliaram a influência de diferentes condições de pirólise (temperatura, de 450, 650 e 850 °C, e taxa de aquecimento, de 5 e 60°C min<sup>-1</sup>) sobre as principais características das frações gasosas, líquidas e sólidas produzidas pelo processamento de lodo gerado em um sistema de tratamento anaeróbio de esgoto. Os autores verificaram que o aumento da temperatura de pirólise diminui o rendimento da fração sólida e que, independentemente das condições de pirólise,

todos os produtos sólidos são de natureza básica e apresentam macroporosidade elevada, com volumes de meso e microporos relativamente baixos.

Agrafioti *et al.* (2013) avaliaram o impacto da temperatura de pirólise, do tempo de residência e da impregnação química sobre o lodo gerado em um sistema de tratamento de esgoto. Os autores constataram que a temperatura de pirólise foi um fator chave para o rendimento do biocarvão, sendo o maior rendimento obtido para a temperatura de 300 °C.

Tan *et al.* (2014) investigaram a influência da temperatura de pirólise nas propriedades e no potencial de adsorção de metais pesados, utilizando um biocarvão produzido com lodo de esgoto. O lodo utilizado foi seco e pirolisado sob temperatura variando de 500°C - 900 °C. Os autores observaram que, com o aumento da temperatura, o rendimento do biocarvão diminuiu e sua estrutura tornou-se mais porosa.

Após a pirólise e consequente produção do biocarvão, para a obtenção de uma estrutura altamente porosa com elevada área de adsorção, é necessário realizar a sua ativação. Esta etapa consiste na retirada de resíduos orgânicos que estejam obstruindo os poros, o que resulta em um material mais poroso e, conseqüentemente, com maior área de superfície.

A ativação pode ser física (gaseificação, uso de micro-ondas ou elevadas temperaturas) (WANG, GAO; FANG, 2017; MACHADO *et al.*, 2020; WANG *et al.*, 2021) ou química. Na ativação química, produtos químicos são colocados em contato com o biocarvão e em seguida aquecido em meio inerte. A ativação física melhora a estrutura dos poros e introduz grupos funcionais oxigenados, porém a química faz com que o biocarvão tenha mais grupos funcionais e microporos, bem como área de superfície e capacidade de troca catiônica superiores (WANG, GAO; FANG, 2017; YANG *et al.*, 2019).

Na literatura, é possível encontrar diferentes agentes que podem ser utilizados na ativação química, dentre eles destaca-se: hidróxido de potássio - KOH (JIN *et al.*, 2014; SUN *et al.*, 2015; AN *et al.*, 2019; SONG *et al.*, 2019), hidróxido de sódio - NaOH (FAN *et al.*, 2010; DING *et al.*, 2010), carbonato de potássio - K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (AGRAFIOTI *et al.*, 2013; TIAN *et al.*, 2018), carbonato de sódio - Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> (TIAN *et al.*, 2020), Carbonato de cálcio - CaCO<sub>3</sub> (ZUO *et al.*, 2017), ácido fosfórico - H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (AGRAFIOTI *et al.*, 2013), ácido nítrico - HNO<sub>3</sub> (JIN *et al.*, 2018), permanganato de potássio - KMnO<sub>4</sub> (WANG *et al.*, 2015; AN *et al.*, 2019) e cloreto de zinco - ZnCl<sub>2</sub>

(MACHADO *et al.*, 2020).

Dentre os produtos químicos citados, o KOH tem se destacado por promover uma estrutura predominantemente microporosa, mesoporosa ou combinada (micro/meso) no biocarvão (BOLIGON, 2015; WANG; GAO; FANG, 2017).

As propriedades do biocarvão e, conseqüentemente, sua aplicação, são influenciadas pela matéria-prima e características da pirólise e, quando ativados, pelo processo utilizado, como já citado (AHMAD *et al.*, 2014; MOHAN *et al.*, 2014; INYANG *et al.*, 2015; CHA *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2017; PALANSOORIYA *et al.*, 2019; XIANG *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2020).

A matéria-prima utilizada na produção do biocarvão pode ser qualquer resíduo orgânico que contenha em sua constituição elevado teor de carbono, como esterco animal (ZHANG *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020), resíduos vegetais, como bagaços (LEE *et al.*, 2013; LUO *et al.*, 2015; MONTEIRO *et al.*, 2018), resíduos alimentares (XIONG *et al.*, 2019), lodo gerado no tratamento de esgoto (INGUANZO *et al.*, 2002; AGRAFIOTI *et al.*, 2013; TAN *et al.*, 2014; ZUO *et al.*, 2017; IFTHKAR *et al.*, 2017), entre outros (XIANG *et al.*, 2020).

Até a última década, o esterco bovino era exclusivamente destinado à produção de fertilizantes, considerado um dos melhores suplementos para o solo. Porém, com a inserção dos oligoelementos na alimentação dos animais confinados, o uso do esterco passou a ser visto como uma possível fonte de metais para o solo (As, Cu e Zn) (BOLAN; ADRIANO; MAHIMAIRAHA, 2010). Em consequência desse problema, outros tipos de tratamentos começaram a se destacar.

Dentro destas técnicas, o uso da pirólise para produção do biocarvão passou a ser visto como uma alternativa viável, pois, não apenas reduz a poluição ambiental, mas também traz benefícios econômicos. O biocarvão não ativado pirolisado, pode conter de 26 - 50% de C, pH acima de 8 e estrutura porosa variável, com áreas de superfície específica que situam-se entre 1,4-185 m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup> (YUE *et al.*, 2017; YUE; SHEN; GE, 2019; VAN POUCKE *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020; BOOSTANI *et al.*, 2021). Este material tem sido estudado como adsorvente de nutrientes (IBRAHIM *et al.*, 2020; POUCKE; MEERS; TACK, 2020), metais pesados (Pb, Cu, Cd e Zn)(XU; CAO; ZAO, 2013; POUCKE *et al.*, 2019; BOOSTANI *et al.*, 2021) e antibióticos (ZHANG *et al.*, 2019; YUE; SHEN; GE, 2019).

O lodo produzido no tratamento biológico de esgoto sanitário é citado como um bom precursor para a produção do biocarvão, pois contém em sua constituição elementos catiônicos e/ou metálicos, que, quando pirolisados e ativados, podem apresentar elevada capacidade de troca iônica, podendo adsorver diferentes contaminantes em soluções aquosas (YNYANG *et al.*, 2015).

O biocarvão gerado a partir da pirólise deste material pode apresentar percentuais de C, pH e áreas de superfície específica variáveis. Estes parâmetros são dependentes do tratamento empregado e da composição do lodo (CHEN *et al.*, 2020).

Na literatura, são encontradas diversas pesquisas que utilizaram o lodo como matéria-prima para a produção de biocarvão, nesses estudos observou-se sua aplicação com o objetivo de investigar sua viabilidade como adubo (NUAGAH *et al.*, 2020), biocatalisadores (CHEN *et al.*, 2020) e na adsorção de diferentes contaminantes orgânicos e inorgânicos (INGUANZO *et al.*, 2002; TAN *et al.*, 2014; ZUO *et al.*, 2017; YOO *et al.*, 2017; TAN *et al.*, 2018). Entretanto, até o momento, não existem estudos que avaliaram a produção e características do biocarvão produzido com lodos advindos de estações de tratamento biológico de efluentes de laticínios.

### 3.5.1 Aplicação do biocarvão na Adsorção de $N-NO_3^-$ em soluções aquosas

Das diversas formas de nitrogênio encontradas no ambiente, o íon  $N-NO_3^-$  pode ser considerado como um dos principais responsáveis pela perda da qualidade da água.

A disponibilidade em excesso desse poluente no meio ambiente ocorre devido ao uso de fertilizantes no solo e ao lançamento de efluentes, *in natura* ou tratados inadequadamente, em corpos hídricos (RAO; PUTTANNA, 2000; HUANG *et al.*, 2003; ZHENG *et al.*, 2013). A presença do poluente em elevadas concentrações em fontes de água potável representa risco potencial ao meio ambiente e a saúde pública (BHATNAGAR; SILLANPÄÄ, 2011).

Em corpos hídricos, o  $N-NO_3^-$  é conhecido por estimular o crescimento maciço de algas, promovendo, assim, a eutrofização destes ambientes (CAMARGO; ALONSO, 2006). Quando ingerido por seres humanos, em concentração acima do valor máximo recomendado pela legislação, de 10 mg  $N-NO_3^-$

L<sup>-1</sup> (OMS, 2011; PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 5, 2017), pode causar vários problemas como infecções do trato respiratório e intestinal, câncer, abortos espontâneos e síndrome do 'bebê azul' (FEWTRELL, 2004; CHIU; TSAI; YANG, 2007).

Por ser um composto altamente solúvel e estável, as técnicas convencionais de tratamento de água não são eficientes na remoção do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, assim tratamentos alternativos podem ser utilizados (BHATNAGAR; SILLANPÄÄ, 2011).

Dentre as várias tecnologias de tratamento citadas na literatura, a adsorção tem sido amplamente explorada e oferece resultados satisfatórios, especialmente com adsorventes a base de minerais e/ou modificados (BHATNAGAR; SILLANPÄÄ, 2011), como o biocarvão (PALANSOORIYA *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, técnicas de tratamento de água utilizando biocarvão têm atraído muita atenção, devido ao seu desempenho na eliminação de diferentes contaminantes na água, além da relação custo-benefício e sustentabilidade associada à sua produção e aplicação (PALANSOORIYA *et al.*, 2019).

Na Tabela 6 é apresentado o resumo de alguns trabalhos que investigaram o potencial de adsorção do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em diferentes tipos de biocarvões. Observa-se na Tabela 4 que os principais modelos que representam a adsorção desse poluente foram as isothermas de Langmuir e Freundlich. De maneira simplificada, a isoterma de Langmuir supõe que a adsorção do adsorvato ocorre em monocamada sobre uma superfície homogênea de adsorvente, enquanto a isoterma de Freundlich que a adsorção ocorre em superfície heterogênea, não sendo restrita a formação de apenas uma camada (RUTHVEN, 1984; DABROWSKI, 2001; ATKINS; PAULA; KEELER, 2018).

**Tabela 6** - Capacidade de adsorção do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de diferentes biocarvões

Matéria-prima	Pirólise		Método utilizado na ativação	Condições no ensaio de adsorção				*q <sub>max</sub> (mg N g <sup>-1</sup> )	Modelo de adsorção mais apropriado	Referência
	Temperatura (°C)	Tempo (h)		Temperatura (°C)	pH	Agitação (rpm)	Tempo de agitação (h)			
	600	0,5	Não ativado	25	-	120	24	8,94	Langmuir	Wang <i>et al.</i> , 2015
Resíduo de madeira	700	4	Não ativado	-	2	120	24	8,37	Langmuir	Alsewaileh, Usman, Al-Wabe, 2019
	600	2	Não ativado	22	2	160	-	4,20	Langmuir	Vijayaraghavan; Balasubramanian, 2021
Bagaço de beterraba	500	2	Químico	25	-	150	3	156,84	Freundlich	Wang <i>et al.</i> 2021
	700	1,5	Químico	45	6	140	-	27,55	Langmuir	Demiral; Gündüzoğlu, 2010
Bagaço de cana de açúcar	600	4	Químico	22	3	120	1	28,21	Langmuir	Hafshejani <i>et al.</i> , 2016
Bambu	460	2	Químico	25	6,6	120	24	8,51	Langmuir	Viglašová <i>et al.</i> , 2018
Palha de trigo	450	-	Químico	-	7	100	3	2,47	Freundlich	Li <i>et al.</i> , 2014
	600	1	Químico	22		50	24	24,8	Langmuir	Xue <i>et al.</i> , 2016
Gramma	600	-	-	50	7	160	8	237,5	Liu	Adesemuyi <i>et al.</i> , 2020

\*q<sub>max</sub>= capacidade máxima de adsorção

Fonte: a autora.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 REATOR DE LEITO ESTRUTURADO

O experimento foi realizado em escala de bancada (Figura 5), utilizando um reator de leito estruturado e fluxo contínuo, operado sob AI e recirculação (RLEAI). O reator foi construído em acrílico, com um volume total de 2,27 L, volume útil de 1,70 L, diâmetro interno de 8 cm e altura total de 53 cm.

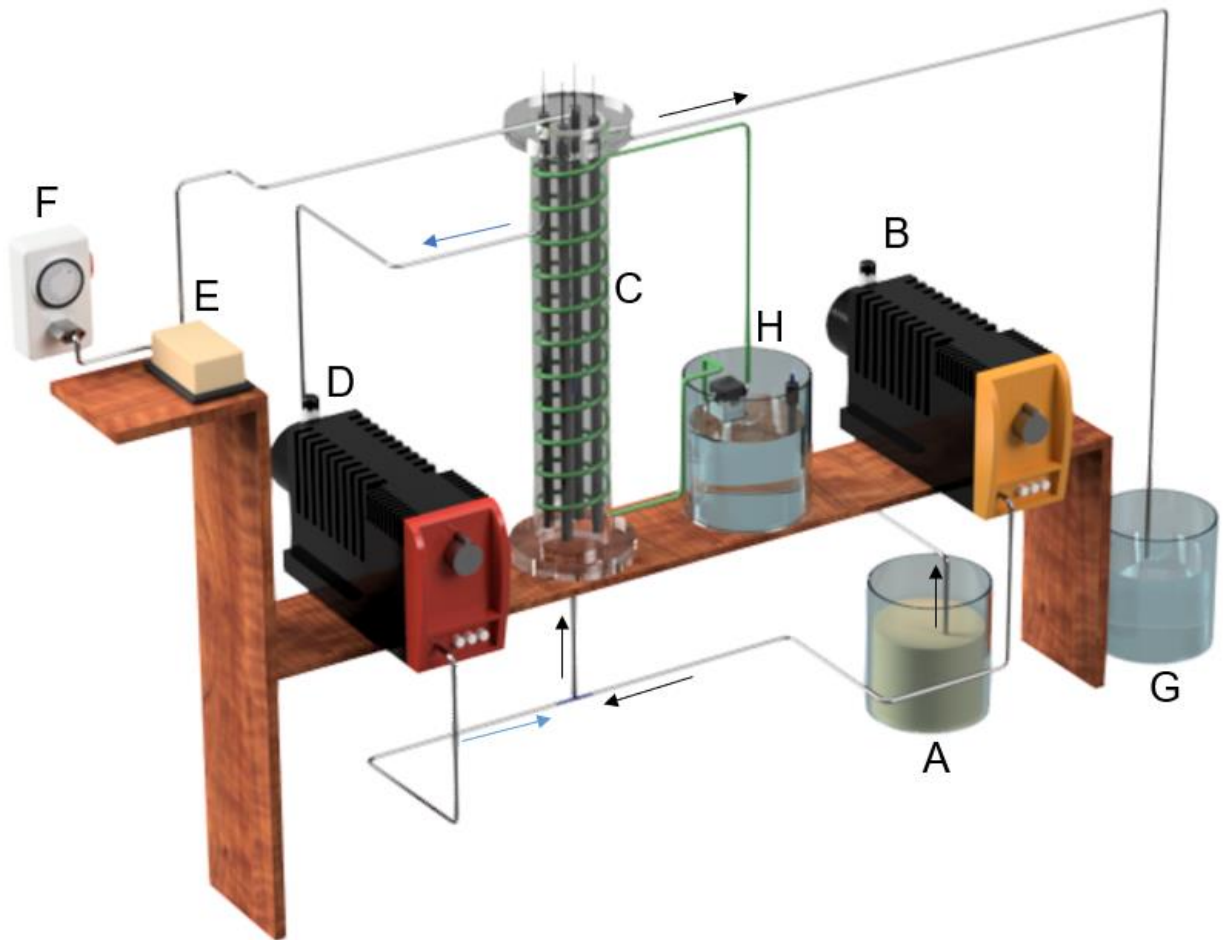
O reservatório utilizado para a água residuária afluyente ao sistema (Figura 5A) foi mantido à temperatura ambiente e possuía capacidade máxima de 10L, sendo abastecido a cada 24 horas, exceto feriados e finais de semana. O RLEAI foi alimentado por meio de uma bomba de deslocamento positivo (ProMinent, GALA) (Figura 5B) cuja vazão foi alterada de acordo com TDH.

Para recirculação foi utilizada outra bomba, mesma marca e modelo da anterior (Figura 5D), com vazão de recirculação de três vezes a vazão de entrada ( $Q_{re}=3.Q_e$ ), visando garantir mistura completa no reator (MOURA *et al.*, 2014; ALMEIDA *et al.*, 2020).

Para aeração foi utilizado um compressor de ar (Panther II, 3,5 W) (Figura 5E) ligado a uma pedra porosa situada a 10 cm do fundo do RLEAI, buscando possibilitar a formação de zonas anóxicas/anaeróbias no lodo (LD) formado na base do reator. Essa bomba foi ligada a um timer (GC, analógico) (Figura 5F) programado para operar com um ciclo de AI de duas horas aerando (AE) e uma hora com a aeração desligada (AN) (CORREA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018). Sua vazão de ar era de, aproximadamente,  $4 \text{ L min}^{-1}$ , mantendo o RLEAI na fase aerada com concentração de OD de  $4,0 \pm 1,5 \text{ mg L}^{-1}$ .

Para manter a temperatura mínima de operação do RLEAI em  $26 \pm 1^\circ\text{C}$ , foi montado um sistema semelhante a uma serpentina, em que sua estrutura foi envolvida por uma mangueira acrílica, abastecida com água aquecida por um termostato (HOPER, H-606, 25 W) (Figura 5H).

**Figura 5** - Representação esquemática do sistema de tratamento utilizado



Legenda: A – Reservatório afluyente; B – Bomba de alimentação; C - Reator de leito estruturado; D – Bomba de recirculação; E - Bomba de aeração; F – timer; G – reservatório efluyente; H – reservatório de água aquecida para aquecimento do reator.

**Fonte:** a própria autora

Como material suporte (MS) para aderência da biomassa no RLEAI, foram utilizadas quatro estruturas cilíndricas de poliuretano ( $\rho = 0,033 \text{ g/cm}^3$ ), com cerca de 1,5 cm de diâmetro e 45 cm de altura, fixadas em hastes de aço (Figura 6), que, juntas, ocuparam cerca de 25% do volume total do reator ( $\pm 0,570 \text{ L}$ ). Na base foi mantida uma fração de biomassa (Lodo - LD) equivalente a aproximadamente 5% do volume total ( $0,085 \pm 0,010 \text{ L}$ ), com o objetivo de favorecer a permanência dos microrganismos não aderidos ao biofilme no reator (CORREA *et al.*, 2018).

A cada 30-45 dias, aproximadamente, o LD era retirado, colocado em uma proveta e após 60 minutos de sedimentação seu volume era estimado. Caso o volume de LD sedimentado no fundo do reator fosse maior que 0,085 L, o excedente era descartado e os 0,085 L restantes devolvidos ao reator. Assim, manteve-se o volume de lodo junto ao fundo aproximadamente constante.

**Figura 6** – Material suporte e localização da pedra porosa utilizada na difusão de oxigênio no RLEAI



**Fonte:** a própria autora

#### 4.1.1 Inóculo

O inóculo utilizado para dar partida ao RLEAI foi coletado da linha de recirculação de um sistema de lodos ativados dimensionado para o tratamento de efluentes de laticínios. O lodo coletado ( $SSV = 8010 \text{ mg L}^{-1}$ ) foi deixado em contato com as estruturas cilíndricas de poliuretano (MS) por 12 h. Posteriormente, o MS foi instalado no reator junto com aproximadamente 0,085 L de LD e 1,6 L de efluente de laticínios diluído ( $DQO_T = 450 \text{ mg L}^{-1}$  e  $NTK = 40 \text{ mg L}^{-1}$ ). Em seguida, teve início a operação do reator, com alimentação em bateladas, mantendo o tempo de ciclo de 24 horas e aeração contínua. Após 12 dias foi obtida a remoção de 100% do N-

$\text{NH}_4^+$ , e iniciou-se a operação em fluxo contínuo, na fase de estudos preliminares.

#### 4.2 CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

A operação do RLEAI foi dividida em três fases, subdivididas em condições que, juntas, resultaram em 1327 dias de operação (Quadro 1).

É importante destacar, entretanto, que, além dos problemas operacionais, foram necessários períodos de adaptação do biorreator nos intervalos entre as condições estudadas. A Figura 7 mostra a divisão dessas fases e as condições estudadas.

**Quadro 1** - Condições experimentais estudadas

Fases	Condições (Sigla)	TDH (h)	*COV <sub>a</sub> kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	*CN <sub>a</sub> kgN m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Relação DQO/NTK	Tempo de operação (dias)
A	Estudos preliminares	24 e 16	-	-	-	419
B	COV1.0	16	1,0	0,05	20	43
	COV1.2	16	1,2	0,05	25	107
	COV1.4	16	1,4	0,08	18	94
	COV1.8	16	1,8	0,08	22	70
	COV2.0	16	2,0	0,09	23	77
	COV1.4B	24	1,4	0,10	25	33
C	COV2.2C/N11	16	2,2	0,19	11	32
	COV1.2C/N3	16	1,2	0,54	3	15
	COV1.0C/N3	16	0,7	0,26	3	38

\*COV<sub>a</sub>: Carga Orgânica Volumétrica Aplicada planejada.

\*CN<sub>a</sub>: Carga de Nitrogênio Aplicada.

**Fonte:** a própria autora

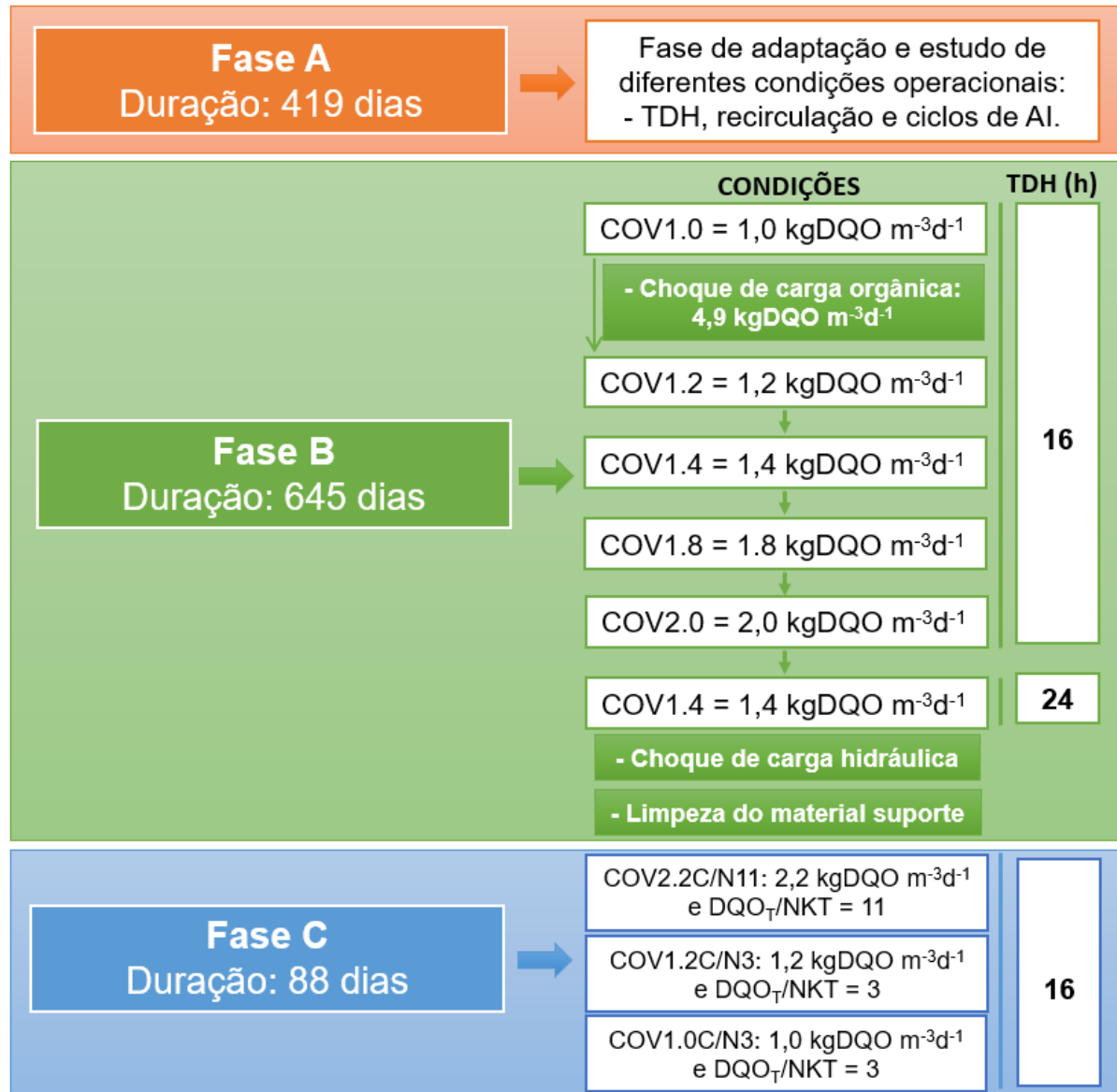
Na fase A foram realizados estudos preliminares, buscando obter informações sobre o comportamento do reator quando operado com efluente de laticínios em diferentes condições operacionais, como: TDH, recirculação e ciclos de AI. Após 419 dias de operação do RLEAI foi iniciada a fase B, destinada a avaliar o comportamento do RLEAI quando submetido ao aumento progressivo da COV<sub>a</sub>.

Com o objetivo de investigar a resposta do sistema ao aumento repentino da concentração de matéria orgânica afluyente, após 43 dias de operação na fase B (COV1.0), o RLEAI foi submetido a um choque de carga orgânica (COV4.9), com aumento instantâneo da concentração de DQO afluyente de  $689 \pm 174$  mg L<sup>-1</sup> para  $3267 \pm 706$  mg L<sup>-1</sup>. Destaca-se que o valor médio da DQO<sub>T</sub>, era o presente na água residuária coletada neste período, não sendo necessária nenhuma

modificação.

O RLEAI foi operado por 15 dias na COV4.9, e posteriormente voltou a ser operado na COV1.0 por mais cinco dias e readaptado para a COV1.2.

**Figura 7** - Fluxograma com o resumo das fases e condições estudadas



**Fonte:** a própria autora

Na COV2.0, foi constatada a diminuição expressiva da nitrificação, então, o TDH foi aumentado para 24h (COV1.4B). Como a mudança não afetou os resultados, o reator foi submetido a um choque hidráulico, com o objetivo de cisalhar o biofilme, tornando-o menos espesso, de modo a facilitar a difusão de OD. Essa condição foi obtida por meio do aumento repentino da vazão de 0,11 L h<sup>-1</sup> para 1,1 L h<sup>-1</sup> por um período de cinco horas (HU *et al.*, 2011; SAFWAT, 2018). Ao longo dessa

análise foram coletadas amostras a cada hora para o monitoramento da perda de SSV (APHA, 2012).

O choque de carga hidráulica não foi efetivo como técnica de limpeza do MS, desta forma, o sistema foi pausado e as espumas retiradas do reator e acomodadas em reatores menores, abastecidos com um meio mineral (água destilada). Esses foram alocados em um *shaker* (Marconi, MA-420) por 12 horas com agitação de 170 rpm e temperatura média de  $26 \pm 1$  °C. Posteriormente, o MS foi reinstalado no RLEAI, que voltou a ser operado na condição COV1.4B. O material desprendido foi coletado para determinação da concentração de sólidos voláteis.

Após 48 horas de operação, foi obtida melhora significativa na eficiência de nitrificação, porém devido a problemas operacionais e à quarentena instituída pelo surgimento do Coronavírus (SARS-CoV-2) no Brasil, o RLEAI ficou sem monitoramento contínuo por 88 dias, até que os problemas operacionais fossem resolvidos e as análises de monitoramento pudessem ser realizadas.

Após esse tempo, teve início a fase C, em que a relação DQO/NTK foi reduzida com a finalidade de estudar a possibilidade de existência de rotas alternativas de remoção de NT. Esta relação foi modificada com a adição de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ao afluente até atingir a relação desejada.

Nesta fase, diferente da anterior, observou-se redução da alcalinidade efluente. Então, com o objetivo de não prejudicar a remoção de NT no RLEAI, adicionou-se carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ) (Dinâmica, P.A) ao afluente, ao invés de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) (Synth, P.A), pois buscava-se não aumentar a concentração de  $\text{Na}^+$  no LD. Entretanto, como o primeiro não foi eficiente, foi necessário adicionar  $\text{NaHCO}_3$ .

#### 4.3 ÁGUA RESIDUÁRIA

A água residuária utilizada foi proveniente de uma Indústria de laticínios situada na Região Norte do estado do Paraná (PR/BR), que produz leite UHT, iogurtes, bebidas lácteas, manteiga, leite em pó, requeijão e queijo parmesão ralado. O efluente foi coletado após o flotador e mantido parte congelado ( $\pm 10$ °C) e parte refrigerado ( $\pm 5$ °C), até o seu uso no experimento.

Após cada coleta o efluente era caracterizado e quando necessário, antes da sua aplicação no reator era adicionada uma mistura de água destilada com

leite em pó desnatado ( $1\text{g L}^{-1}$ ,  $\text{DQO} = 1000\text{ mg L}^{-1}$ ), em uma proporção adequada para atingir a concentração de matéria orgânica (DQO) necessária para as condições estudadas (Quadro 1). É importante ressaltar que na fase B foi realizada apenas uma coleta para cada condição estudada.

Na fase C, foram realizadas duas coletas de água residuária na indústria. As condições COV2.2C/N11 e COV1.2C/N3 foram operadas com o mesmo afluente, sendo realizados apenas os ajustes na concentração de matéria orgânica e  $\text{N-NH}_4^+$ , de acordo com a condição predefinida para o estudo. Para a operação da COV1.0C/N3 foi necessário realizar uma nova coleta.

#### 4.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

##### 4.4.1 Físico-químicas

No Quadro 2 são apresentadas as análises físico-químicas realizadas nas condições estudadas.

**Quadro 2 - Análises físico-químicas realizadas no RLEAI**

Análises (Item)	Condições									
	*E.P	COV 1.0	COV 1.2	COV 1.4	COV 1.8	COV 2.0	COV 1.4B	COV 2.2 C/N 13	COV 1.2 C/N3	COV 1.0 C/N3
Monitoramento (4.4.1.1)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Análise cinética (4.4.1.2)		X	X	X						
Concentração de Polissacarídeos Totais (PST) e Proteínas Totais (PT) (4.4.1.3)			X	X	X	X				
Polissacarídeos (PST-LB) (PST-TB) aderidos ao MS e presentes no LD (4.4.1.3)			X	X	X					

\*E.P: Estudo Preliminar.

Fonte: a própria autora

A determinação da taxa específica de remoção de nitrogênio (Item 4.4.1.2 – Análise cinética) foi realizada apenas ao final das melhores condições

operacionais, em termos de remoção de NT.

A estimativa da concentração de PST, PT, PST-LB e PST-TB também foi feita ao final das condições, conforme apresentado no Quadro 2. Estas análises foram processadas no laboratório de Microbiologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR– Campus Londrina).

#### 4.4.1.1 Monitoramento do sistema de tratamento

Para a avaliação do desempenho do RLEAI foram avaliados os parâmetros físico-químicos apresentados no Quadro 3, de acordo com APHA (2012).

**Quadro 3** - Parâmetros físico-químicas estudados no RLEAI

Parâmetro	Unidade	Frequência semanal		Método (APHA, 2012)	
		Afluente (AF)	Efluente (EF)		
pH	-	2	3	4500-H B	
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	2	3	2320 B	
NTK	mg L <sup>-1</sup>	1	A cada 15 dias	4500 – Norg/4500-NH <sub>3</sub> C – Kjeldhl	
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		2	3	4500-NH <sub>3</sub> B/C	
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		A cada 30 dias	3	3	4500 B - FIA
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>			3	3	4500 B - FIA
DQO <sub>T</sub>		3	3	DQO - 5220 D	
DQO <sub>F</sub>		2	3	DQO - 5220 D	
Série de sólidos		2	3	2540	

**Fonte:** a própria autora

Devido ao aumento na concentração do NTK na saída do RLEAI, nas condições COV1.8 e COV2.0, foi determinada a contribuição da matéria orgânica particulada no NTK efluente. Para tal, foi estimada a concentração de NTK efluente de amostras filtradas (membrana de 1,2 µm; Watman, GF/C) e sem filtrar, a cada 30 dias. A diferença entre esses valores foi utilizada para indicar esta contribuição.

A eficiência de remoção de DQO, NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi calculada utilizando a concentração afluente (AF) e efluente (EF) ao RLEAI desses parâmetros. Porém, na fase B, como a concentração de N-orgânico presente no AF e EF era alta, o percentual de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi obtido com base na concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sub>af</sub>), efluente (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sub>ef</sub>) e a fração de Nitrogênio amonificado no RLEAI (N<sub>orgânicoAF</sub>– N<sub>orgânicoEF</sub>), como apresentado na Equação 10.

Já o percentual de desnitrificação (Equação 11) e remoção de NT (Equação 12), foi estimado com o uso da concentração de NTK afluente ( $NTK_{af}$ ) e NTK,  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  efluente, em ambas as fases.

Ressalta-se que no afluente utilizado não foram detectadas formas oxidadas de nitrogênio.

$$\%N - NH_4^+ = \left[ \frac{[N-NH_4^+_{af} + (N_{orgânicoAF} - N_{orgânicoEF})] - N-NH_4^+_{ef}}{[N-NH_4^+_{af} + (N_{orgânicoAF} - N_{orgânicoEF})]} \right] * 100 \quad (10)$$

$$\%Desn = \left( \frac{(NTK_{af}) - (NTK + NO_2^- + N + NO_3^-)_{ef}}{(NTK_{af} - NTK_{ef})} \right) * 100 \quad (11)$$

$$\% NT = \left( \frac{(NTK)_{af} - ((NTK + N-NO_2^- + N-NO_3^-)_{ef})}{(TKN)_{af}} \right) * 100 \quad (12)$$

Os percentuais de remoção de  $DQO_T$  e NT foram submetidos a análises estatísticas, com o intuito de verificar se houve diferença significativa nas diferentes condições estudadas.

Como os pressupostos da ANOVA (normalidade e homocedasticidade) não foram atendidos, esses resultados foram analisados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, utilizando nível de decisão de 5% ( $p\text{-valor} \leq 0,05$ ). Todos os testes foram realizados no *software Statística 12* (StatSoft, 2012).

#### 4.4.1.2 Análise cinética: determinação da velocidade específica de remoção de nitrogênio

A determinação da taxa específica de remoção de nitrogênio foi realizada utilizando reatores alimentados em batelada. Os reatores foram construídos em Policloreto de Vinila (PVC), com 10 cm de diâmetro, 30 cm de altura e 1,8 L de volume total. No ensaio de nitrificação, instalou-se uma pedra porosa ligada a uma bomba de aeração (Panther II, 3,5 W), para manter a concentração de OD no efluente de  $4,5 \pm 1,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

Todos os ensaios foram realizados utilizando a biomassa do RLEAI. Para tal uma ou mais hastes com o material suporte e biomassa eram retiradas do RLEAI e levadas ao reator em bateladas.

Em cada ensaio cerca de 25% do volume útil do reator em bateladas foi preenchido com o MS e 5% com LD, sendo posteriormente alimentado com uma

mistura do afluente e efluente tratado, numa proporção de 1:3, com o objetivo de simular o sistema de recirculação do reator. Essa mistura, em todos os ensaios, apresentou pH entre 7-8, alcalinidade entre 100-300 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e DQO<sub>T</sub> de 280-500 mg L<sup>-1</sup>.

Ao final do teste, antes de devolver a biomassa ao RLEAI, foram coletadas amostras do MS e LD para determinação da concentração de Sólidos Totais voláteis (STV) em mg L<sup>-1</sup> (STV = Sólidos em suspensão voláteis presentes no lodo (SSV L<sup>-1</sup>) + Sólidos Totais Voláteis Aderidos (STVA L<sup>-1</sup>)).

A parte do MS destinada à determinação dos STVA foi colocada em um tubo Falcon e agitada por cerca de 20 minutos em um Vortex (QL-901, QL-901), para garantir que todo o material visualmente aderido fosse desprendido. O material oriundo desse processo foi colocado em uma cápsula e submetido às análises da série de sólidos, conforme prescrito em APHA (2012) – (2540E).

O método integral foi utilizado para a determinação da ordem da reação ( $n$ ) e, posteriormente, a velocidade de consumo do substrato ( $k$ ) (mg L<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>). Com o objetivo de conferir o valor de  $n$  admitido, foi utilizada uma regressão não linear, partindo de parâmetros pré-definidos nos resultados de ensaios laboratoriais. O tratamento dos dados foi realizado por meio do suplemente do *Excel*<sup>®</sup> *solver*.

Para obtenção da velocidade específica de nitrificação e desnitrificação ( $k_0$ ) (mgN gSSV<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>), o valor de  $k$  foi dividido pela concentração de STV presente no reator em bateladas em cada ensaio.

Após a realização dos ensaios de nitrificação e desnitrificação, o MS e o LD utilizados eram devolvidos ao RLEAI, e esse voltava a ser operado na condição estudada por aproximadamente sete dias, para recuperação. Assim, iniciava-se a etapa seguinte.

#### 4.4.1.2.1 Ensaios de nitrificação e nitratação

No ensaio de nitrificação, à água residuária utilizada foi adicionado Cloreto de amônio - NH<sub>4</sub>Cl (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 17 mg L<sup>-1</sup> - Dinâmica, 99,5%), já no ensaio de nitratação foi adicionado Nitrito de sódio NaNO<sub>2</sub> (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = 5 mg L<sup>-1</sup> - Química moderna, 99%). Para obtenção dos dados do perfil cinético, no ensaio de nitrificação via N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, foram coletadas amostras a cada hora, visando a determinação das concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e a cada 30 minutos para estimativa de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub>.

Já no ensaio de nitrificação via  $\text{N-NO}_2^-$ , foram coletadas amostras a cada 30 minutos, para a quantificação de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ . Estas análises foram realizadas com aeração constante e temperatura média de 25 °C.

#### 4.4.1.2.2 Ensaio de desnitrificação via $\text{N-NO}_3^-$

Antes do ensaio de desnitrificação foi realizado um teste para determinação da concentração de  $\text{N-NO}_3^-$ , DQO e relação DQO/NTK, presente na mistura utilizada. Além disso, com base na concentração de OD, foi adicionada glicose ao meio, buscando garantir a condição anóxica no ensaio. Após atingir a concentração de OD  $\cong 0$ , era adicionado ao efluente Nitrato de sódio -  $\text{NaNO}_3$  ( $\text{N-NO}_3^- = 5 \text{ mg L}^{-1}$  - Química moderna, 99%). O reator em bateladas foi vedado e acondicionado em um *shaker* (Marconi, MA-420) para promover agitação (170 rpm) e manter a temperatura constante a 25° C. As amostras para a determinação da concentração de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  foram coletadas a cada 30 minutos.

#### 4.4.1.3 Concentração de Polissacarídeos e Proteínas no MS e LD

A concentração dos Polissacarídeos Totais (PST) e Proteínas Totais (PT), foi determinada após a *lise* completa das células aderidas ao MS e presentes no LD (metodologia adaptada de CAMMATORA (1998)). Para a extração dos compostos analisados, foram utilizados dois tubos Falcon de 50 mL: um para o pedaço de MS (cerca de 0,4 cm<sup>3</sup>) e outro para o LD (5 mL de LD sedimentado). Após a inserção das amostras no tubo, foi adicionado em ambos 10 mL de solução de hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol L<sup>-1</sup> (Dinâmica, 99,5%). O recipiente foi colocado em banho-maria (Novatecnica, digital) a aproximadamente 100°C, por 15 minutos. Em seguida, o pedaço de espuma era retirado do seu respectivo tubo, e o líquido centrifugado por cinco minutos a 1500 rpm, sendo posteriormente filtrado em membrana éster celulose (0,22 µm). O mesmo procedimento de centrifugação foi realizado no tubo contendo LD.

Para determinação da concentração do polissacarídeo de ligação fraca (PST-LB) e forte (PST-TB) ao MS, foi utilizada a metodologia de Li e Yang (2007), adaptada. Em um tubo Falcon de 50 mL foi inserido aproximadamente 0,4 cm<sup>3</sup> de MS junto com 5g de pérola de vidro e 15 mL de solução de NaCl 0,05%, à

temperatura ambiente. Ao tubo foi adicionado mais 35 mL de solução de NaCl 0,05% aquecida a 70°C. A mistura foi agitada no Vortex (QL-901, QL-901) por dez minutos e posteriormente centrifugada a 3500 rpm por mais dez minutos. A solução em suspensão deste processo foi coleta e considerada como PST-LB.

Em seguida, o *pellet* presente no fundo do tubo Falcon, juntamente com o MS, foi ressuspenso utilizando solução de cloreto de sódio (NaCl) (Dinâmica, 99%) 0,05% até o volume de 50 mL. Essa mistura foi aquecida a 60°C em banho-maria por 30 minutos e, posteriormente, centrifugada a 3500 rpm por 15 minutos. O sobrenadante coletado foi considerado como sendo o PST-TB aderido ao MS. As amostras de PST-LB e PST-TB foram filtradas em membrana de éster celulose (0,22 µm, Unifil) e, em seguida, foi determinada a concentração de polissacarídeos.

Após as extrações expostas acima, para determinação da concentração de PLT, PST-LB e PST-TB, foi empregado o método colorimétrico de Dubois (1956), utilizando glicose como padrão para construção da curva de calibração. Para a determinação da concentração das PT, foi utilizado o método de Bradford (1976), que emprega albumina de soro bovina como padrão para construção da curva de calibração.

Os resultados PST, PT, PST-LB e PST-TB foram divididos pela concentração (mg L<sup>-1</sup>) de STV.

#### 4.4.2 Análises microbiológicas

No Quadro 4 são apresentadas as análises microbiológicas realizadas.

**Quadro 4 - Análises microbiológicas realizadas no RLEAI**

Análises (Item)	Meio	Condições									
		*E.P	COV 1.0	COV 1.2	COV 1.4	COV 1.8	COV 2.0	COV 1.4C	COV2.2 C/N13	COV1.2 C/N3	COV1.0 C/N3
Número Mais Provável (NMP) gSTV <sup>-1</sup>	EF, MS e LD	X	X	X	X	X	X				
Isolamento e identificação das linhagens fúngicas	EF					X					
Microscopia eletrônica de varredura (MEV)	MS		X	X	X	X	X	X			X

Microscopia à fresco do Lodo	LD	X	X	X	X	X	X	X			X
------------------------------	----	---	---	---	---	---	---	---	--	--	---

**Legenda:** EF = efluente presente dentro do reator; MS = material suporte; LD = Lodo; E.P = Estudo Preliminar.

A coleta e o preparo de amostras, para a estimativa da concentração do NMP gSTV<sup>-1</sup> das bactérias nitrificantes (BOA e BON) e desnitrificantes, foram realizadas de acordo com a metodologia descrita por Correa *et al.* (2018). Já a quantificação do NMP das bactérias nitrificantes (BOA e BON) foi baseada na metodologia proposta por Schmidt & Belser (1984) e adaptada às amostras de esgoto, conforme descrito por Mendonça (2002). Para determinação do NMP dos organismos desnitrificantes foi utilizada a metodologia proposta por Tiedje (1984), conforme Mendonça (2002).

O cálculo do NMP foi realizado com a combinação dos tubos positivos, utilizando a Tabela Padrão de Probabilidade encontrada em APHA (2012), sendo os resultados divididos pela média total dos STV obtidos em cada condição operacional analisada.

Os procedimentos para esta análise foram realizados no laboratório de Microbiologia Ambiental, da UTFPR– Campus Londrina, no início e final de cada condição apresentada no Quadro 4.

O isolamento e identificação das linhagens fúngicas foram realizados no Laboratório de Microbiologia da UEL. Para o isolamento dessas linhagens foram coletadas amostras do EF ao final da COV1.8, e submetidas à técnica de diluição sucessiva. Após a diluição, as amostras foram inoculadas em placas com ágar Sabouraud (KASVI) e incubadas a 28 °C. Constatado o crescimento de colônias fúngicas, estas foram transferidas para uma nova placa, contendo ágar *Sabouraud*, a fim de confirmar a pureza da cultura.

Os isolados foram preservados em óleo mineral e estocados a 4 °C, para posterior identificação. Na identificação dos espécimes isolados, caracteres macromorfológicos como coloração e disposição do microrganismo na placa, aspecto do micélio frontal e reverso e micromorfológicos, como a morfologia do microrganismo, no caso da levedura do aspecto leveduriforme. Já na trichoderma, observou-se a disposição das estruturas reprodutivas e o formato de esporos, foram analisadas com auxílio da bibliografia especializada de HOOG *et al* (2000).

A Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) foi realizada no

laboratório de Microscopia da UEL. O procedimento foi realizado em um aparelho da marca ZEISS, modelo DSM-960 em 10 a 20 keV e fotografadas com um vídeo processador de cópias (Mitsubishi), com chapa fotográfica (Fuji) CK 100-S. O procedimento para o preparo das amostras de MS foi realizado na ordem seguinte: fixação, desidratação e secagem, conforme a metodologia utilizada por Azevedo *et al.* (2021).

Já à microscopia a fresco foi realizada no laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL, todas às vezes em que houve descarte do LD.

## 4.5 BIOCARVÃO

### 4.5.1 Matéria-prima

Como matéria-prima para produção do carvão foi utilizada a biomassa em suspensão (LD) coletado do fundo do RLEAI, ao final da última condição estudada (COV1.0C/N3) e suplementado com esterco bovino *in natura* (1:2 -1 g de LD para 2 g de esterco). A mistura foi necessária, visto que a biomassa sedimentada continha em sua constituição mais de 80% de água. Sendo assim, após secagem, a quantidade resultante foi baixa. Escolheu-se o esterco bovino porque é considerado resíduo pertencente a cadeia agroindustrial do leite.

O comportamento térmico da matéria-prima utilizada foi determinado por meio da análise termogravimétrica (TGA). Esta análise foi realizada em um analisador termogravimétrico TGA 400 (Perkin Elmer), operado com taxa de aquecimento de  $18^{\circ} \text{C min}^{-1}$ , na faixa de temperatura de 30 a  $800^{\circ}\text{C}$ , sob fluxo de gás nitrogênio de  $20 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$ .

### 4.5.2 Produção do Biocarvão Não Ativado (BC) e Ativado (BCA)

O biocarvão foi preparado seguindo a metodologia proposta por Boligon (2015) e Stevanato *et al.* (2020).

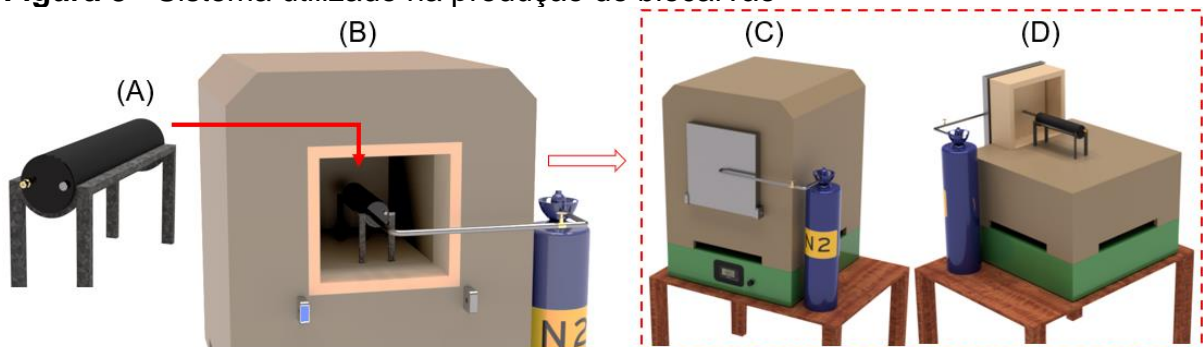
Os resíduos utilizados foram previamente secos em estufa a temperatura  $105^{\circ}\text{C}$ , por 24 horas. Posteriormente, foram pesados e misturados na proporção de 1:2 ( $m_0$ ).

Após pesada, a mistura foi levada ao reator cilíndrico de aço

inoxidável de 17,5 cm de comprimento e 4,5 cm de diâmetro, com duas tampas rosqueáveis, ambas com um orifício que permitia a entrada de N<sub>2</sub> e saída dos gases produzidos, respectivamente (Figura 8).

O reator foi fechado e levado a mufla. No orifício frontal do reator pirolítico foi conectado um tubo de cobre (1/4"), que permitiu a entrada de gás N<sub>2</sub>, com vazão de aproximadamente 200 mL min<sup>-1</sup>, visando garantir atmosfera inerte ao longo do processo (Figura 8). A pirólise ocorreu com rampa de aquecimento de 18<sup>o</sup> C min<sup>-1</sup> até atingir a temperatura de 800<sup>o</sup>C, sendo essa mantida por duas horas. Ressalta-se que a temperatura utilizada na pirólise foi definida com base na TGA.

**Figura 8** - Sistema utilizado na produção do biocarvão



Legenda: (A) Reator utilizado para pirólise da matéria-prima; (B) Reator instalado na mufla e ligado ao cilindro de N<sub>2</sub>; (C) Imagem frontal da mufla fechada; (D) Imagem da mufla sem sua cobertura com o reator instalado internamente.

**Fonte:** a própria autora

Após a pirólise e resfriamento da mufla, o gás nitrogênio foi desligado e o produto gerado retirado e pesado ( $m_1$ ). Esta amostra foi denominada como biocarvão não ativado (BC). Parte deste BC foi levado para caracterização e parte seguiu para a ativação química ( $m_3$ ) (HERATH *et al.*, 2021, modificada).

A ativação química foi realizada utilizando hidróxido de potássio (KOH) (Dinâmica) numa proporção de 1:2 (1 grama de biocarvão para 2 gramas de KOH). O BC foi colocado em contato com ativante químico e deixado em repouso por 24 horas à temperatura ambiente ( $24 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ). Posteriormente, a mistura foi levada ao reator de aço inoxidável, que foi introduzido na mufla e ligado ao gás nitrogênio ( $200 \text{ mL min}^{-1}$ ). O material foi submetido ao aquecimento por uma hora, na mesma temperatura de pirólise, em atmosfera inerte.

Após o período de aquecimento e resfriamento da mufla, o biocarvão ativado (BCA) foi retirado do reator e a amostra pesada ( $m_3$ ). Na sequência, foi

lavado com água deionizada até atingir o pH neutro (7).

### 4.5.3 Caracterização do Biocarvão

#### 4.5.3.1 Estimativa do rendimento

O rendimento foi calculado com base nos valores de massa de entrada e saída de cada etapa do processo de preparo do biocarvão.

a) Etapa de produção do biocarvão: Pirólise

$$\text{Rendimento (\%)} = \left( \frac{m_1}{m_0} \right) * 100 \quad \text{Equação 13}$$

b) Etapa de ativação

$$\text{Rendimento (\%)} = \left( \frac{m_3}{m_2} \right) * 100 \quad \text{Equação 14}$$

Onde:

$m_0$  = massa de matéria-prima (precursor) utilizado no preparo do biocarvão (g);

$m_1$  = massa do biocarvão produzido na pirólise da matéria-prima (g);

$m_2$  = massa do biocarvão utilizado na etapa de ativação química (g);

$m_3$  = massa de biocarvão ativado produzido (g).

#### 4.5.3.2 pH do biocarvão não ativado

Para estimativa do pH do biocarvão não ativado (BC) foi utilizada uma relação biocarvão (g): água (mL) de 1:10 (MOHAMMAD *et al.*, 2013). As medidas foram realizadas em um pHmetro digital (Hanna, HI 221), em triplicata.

#### 4.5.3.3 Determinação do ponto isoelétrico ou pH do ponto de carga zero ( $\text{pH}_{\text{PCZ}}$ )

O  $\text{pH}_{\text{PCZ}}$  é definido como o pH em que a superfície do adsorvente possui carga neutra. Nesta pesquisa, este valor foi estimado utilizando o “experimento dos 11 pontos”, proposto por Regalbuto e Robles (2004), adaptado.

Soluções de NaCl (Dinâmica, 99%) de  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  com 11 diferentes

valores de pH inicial (2-12) foram preparadas usando água deionizada. O pH destas soluções foi ajustado, quando necessário, com soluções de ácido clorídrico (HCl – Moderna, 37%) ou NaOH (Dinâmica, 99%)  $0,25 \text{ mol L}^{-1}$ . Após os ajustes, 50 mL das soluções foram dispensadas em frascos de erlenmeyers de 125 mL e, em seguida, foi acrescentado  $0,050 \pm 0,001 \text{ g}$  de biocarvão em cada um. Os frascos foram tampados e acondicionado em um *shaker* (Marconi, MA-420) para promover agitação (170 rpm) e manter a temperatura constante a  $25^\circ \text{ C}$ , durante 24 horas. Após este período, as soluções foram filtradas em papel filtro qualitativo e os valores do pH final determinados. Um gráfico do pH final *versus* pH inicial foi plotado e o  $\text{pH}_{\text{PCZ}}$  obtido com o cálculo da média entre os pontos do pH final que tendem a um mesmo valor.

Como os ensaios de adsorção foram realizados apenas no BCA, nesta tese foi apresentado apenas o  $\text{pH}_{\text{PCZ}}$  deste material.

#### 4.5.3.4 Análise textural

A caracterização textural das amostras foi realizada por meio das isotermas de fisissorção de  $\text{N}_2$ , em uma Quantachrome NovaWin versão 10.0. As amostras do BC e BCA passaram por uma etapa de pré-tratamento a  $230^\circ \text{ C}$  por 4 horas, para eliminação de resquícios do solvente utilizado que ainda pudessem estar presentes. Os valores de área específica foram determinados através do método de Brunauer-Emmett-Teller ( $S_{\text{BET}}$ ) (THOMMES *et al.*, 2015)

O volume total de poros ( $V_{\text{T}}$ ) foi obtido por meio da quantidade de gás adsorvido em  $P/P_0 = 0,99$ . Determinou-se o volume de microporos ( $V_{\mu}$ ) e sua área ( $S_{\mu}$ ) utilizando o método-t de Halsey. O volume de mesoporos ( $V_{\text{m}}$ ) foi estimado pela diferença entre  $V_{\text{T}}$  e volume de  $V_{\mu}$ . Para avaliar a distribuição de poros foi utilizado o método de Barret-Joiner-Halenda (BJH), ramo de dessorção.

Estas análises foram realizadas no laboratório de equipamentos multiusuários do programa de pós-graduação de química na UEL.

#### 4.5.3.5 Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR)

A caracterização das estruturas orgânicas presentes na superfície do BC e do BCA foi realizada utilizando a espectroscopia de infravermelho por

transformada de Fourier (FTIR).

O espectrômetro de infravermelho com transformada de Fourier (FT-IR) (Shimadzu, IR Prestige-21), foi empregado para coletar espectros na faixa de 400–4000  $\text{cm}^{-1}$ , com resolução de 4  $\text{cm}^{-1}$  e acumulação de 65 varreduras por amostra.

As análises foram realizadas no modo transmissão, no qual a amostra foi macerada com brometo de potássio (KBr) e prensada na forma de pastilhas. Esta análise foi realizada no Laboratório de Espectroscopia (ESPEC) da UEL.

#### 4.5.3.6 Isoterma de adsorção

Os ensaios de adsorção foram feitos de acordo com a metodologia de Wang *et al.* (2021), adaptada. Foram realizados em bateladas utilizando apenas o BCA, devido sua elevada  $S_{\text{BET}}$ .

Como adsorvato foi escolhido o  $\text{N-NO}_3^-$ , em consequência da sua presença no efluente de laticínios tratado e em virtude da sua expressiva contribuição em termos de contaminação de águas superficiais e subterrâneas. A solução sintética com este poluente foi preparada utilizando Nitrato de potássio ( $\text{KNO}_3$ ) (Dinâmica, 99%), após secagem em estufa por 24 horas a temperatura de 105°C.

Uma solução padrão foi preparada, com concentração de 200  $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ , e a partir da sua diluição foram obtidas as concentrações intermediárias utilizadas: 5, 10, 50, 100, 150 e 200  $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ . Os ensaios foram realizados utilizando frascos Erlenmeyer de 125 mL. A eles foi adicionado  $0,050 \pm 0,001$  g de BCA e, posteriormente, pipetado 50 mL de solução de  $\text{N-NO}_3^-$  com as concentrações definidas. A solução era homogeneizada e seu pH ajustado para  $2 \pm 0,1$ , utilizando solução de HCl 37 % PA (Moderna).

A mistura sorvente/sorvato com pH corrigido era tampada com filme plástico e levada ao *shaker* (Marconi, MA-420) para promover agitação (170 rpm), bem como manter a temperatura constante a 25° C. O tempo de agitação foi fixado em 24 horas e todos os experimentos foram realizados em duplicata.

Ao final de cada ensaio a mistura era filtrada em membrana de acetato celulose (Unifil), com porosidade de 0,45  $\mu\text{m}$  e, em seguida, determinava-se

a concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> remanescente por meio de espectrofotometria de acordo com APHA (2012, 4500 B – FIA).

A quantidade de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> adsorvido por grama de BCA, ao final dos ensaios ( $q_e$ , mg g<sup>-1</sup>) foi calculada de acordo com a equação 15.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_F) \cdot V}{m} \quad \text{Equação 15}$$

Onde:

$C_0$  = concentração de adsorvato no início do ensaio (mg L<sup>-1</sup>);

$C_F$  = concentração de adsorvato remanescente (mg L<sup>-1</sup>);

$V$  = volume da solução utilizada (L);

$m$  = massa do adsorvente (g).

Os valores de  $q_e$  versus  $C_F$  foram plotados no *software* Origin (2018) e verificou-se o ajuste dos dados (curva linear) de acordo com os modelos de Langmuir e Freundlich.

A massa do adsorvente, pH e o tempo de adsorção para obtenção das isotermas foram fixados com base em ensaios preliminares, onde obteve-se as maiores capacidades de adsorção do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ao BCA.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O reator foi operado por 1327 dias, divididos em três fases: fase A (419 dias); fase B (645 dias) e fase C (88 dias). Visando sintetizar esta tese, os resultados da fase A não serão discutidos neste item, uma vez que já foram publicados (GONÇALVES, 2017; ALIBERTI, 2017; MACIEIRINHA, 2017; FRANCISCO, AZEVEDO, LOPES, 2018; CORREA *et al.*, 2019; MOLINA *et al.*, 2018; FRANCISCO, 2020).

### 5.1 RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS

#### 5.1.1 Fase B: variação de carga orgânica volumétrica aplicada (COV<sub>a</sub>)

##### 5.1.1.1 Remoção de matéria orgânica

Na Tabela 7, é apresentada a média e o desvio padrão da DQO total (DQO<sub>T</sub>) e filtrada (DQO<sub>F</sub>), bem como seu percentual de remoção e as cargas orgânicas volumétricas aplicadas e removidas nas diferentes condições operadas na fase B.

**Tabela 7** - DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub> afluente (AF) e efluente (EF), Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada e removido e percentual de remoção de DQO na fase B.

Condição	DQO <sub>T</sub>		DQO <sub>F</sub>		COV		Remoção	
	AF	EF	AF	EF	Aplicada	Removida	DQO <sub>T</sub>	DQO <sub>F</sub>
	mg L <sup>-1</sup>				kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>		%	
COV1.0	698±174	94±63	286±191	40±28	1,03±0,26	0,86±0,24	92±5 <sup>a</sup>	94±5
COV1.2	800±126	59±40	436±197	29±18	1,20±0,19	1,11±0,21	93±6 <sup>a</sup>	92±8
COV1.4	921±96	87±59	473±142	22±12	1,38±0,14	1,24±0,14	90±6 <sup>a</sup>	96±3
COV1.8	1175±78	123±104	876±126	41±12	1,76±0,12	1,61±0,16	90±9 <sup>a</sup>	96±1
COV2.0	1273±207	113±43	802±144	39±11	2,03±0,08	1,84±0,13	91±3 <sup>a</sup>	95±2
COV1.4B	1283±143	126±40	845±193	40±17	1,36±0,06	1,24±0,10	89±3 <sup>a</sup>	95±3

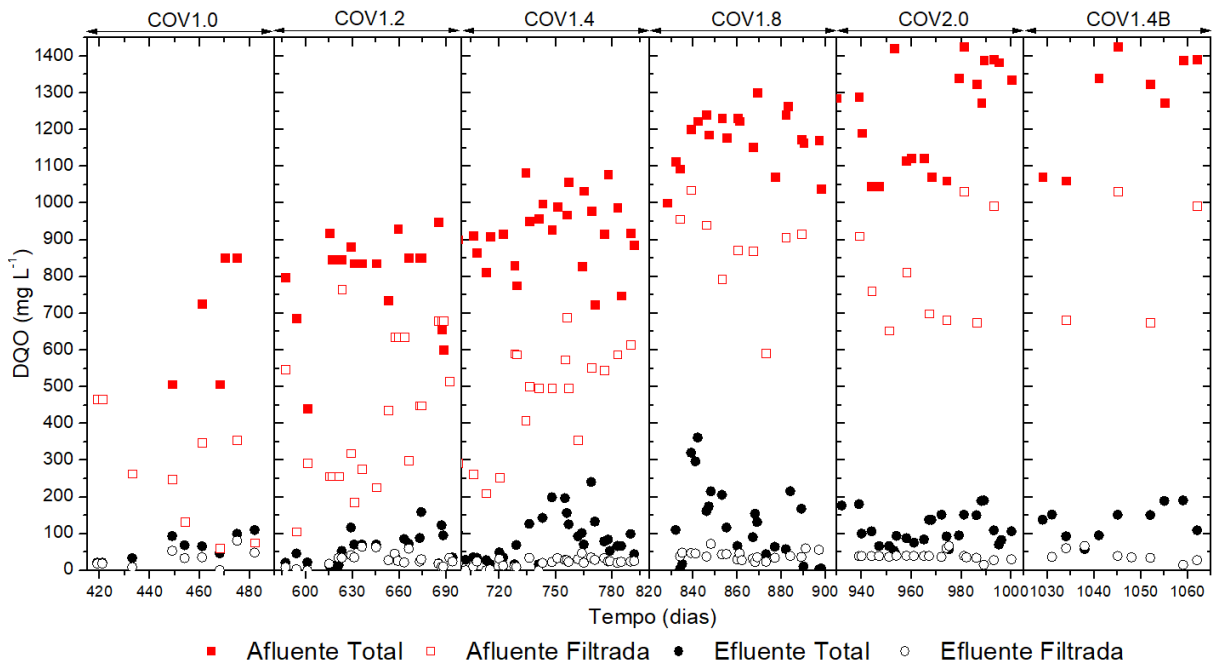
**Nota:** Letras iguais = valores estatisticamente iguais; Letras diferentes = valores estatisticamente diferentes ao nível de 95% - Teste: Kruskal-Wallis

**Fonte:** a própria autora

Constata-se que, com o aumento da concentração de matéria orgânica afluente, houve acréscimo na DQO<sub>T</sub> efluente (Tabela 7, Figura 9), cerca de

32 mg L<sup>-1</sup> da COV1.0 para COV1.4B. Comparando os dados de DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub> aponta-se que esse aumento é devido a DQO particulada, que pode estar relacionado ao aumento do SSV no efluente, cujas médias foram de 35 mg L<sup>-1</sup> e 72 mg L<sup>-1</sup> na COV1.0 e COV1.4, respectivamente.

**Figura 9** – Concentrações de DQO afluyente e efluente obtidas na fase B



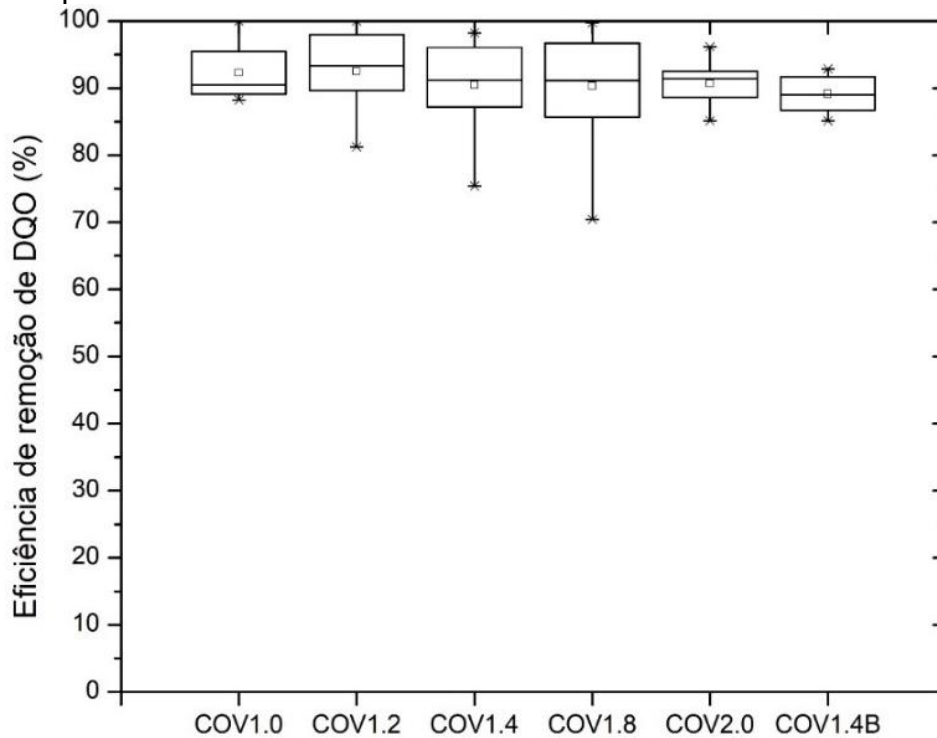
**Fonte:** a própria autora

Mesmo com o aumento da DQO<sub>T</sub> efluente, a remoção de DQO<sub>T</sub> ficou, em média, acima de 90%, não sendo constatada diferença significativa entre as condições estudadas (Teste: Kruskal Wallis, nível: 95%).

Na Figura 10, são apresentadas as médias das eficiências de remoção de DQO<sub>T</sub> da fase B. Com base nesta Figura, constata-se que o reator apresentou estabilidade na remoção de matéria orgânica. Na Tabela 7 e na Figura 11, nota-se o aumento da COV removida com o aumento da COV<sub>a</sub>, o que indica a adaptação e crescimento diferenciado dos organismos responsáveis pela remoção da matéria orgânica.

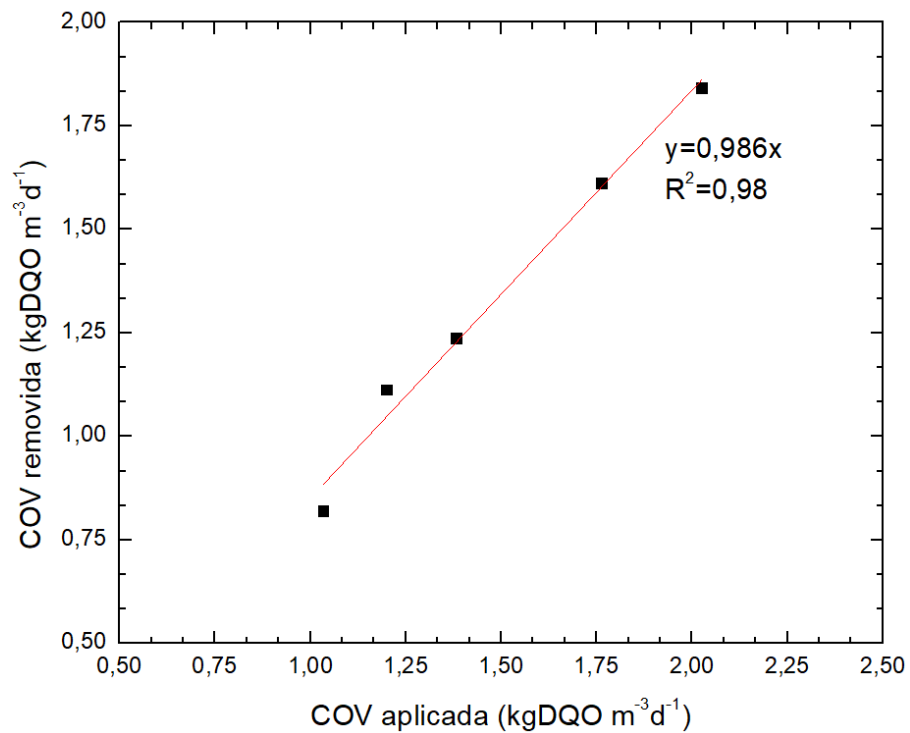
É importante destacar que os resultados desta pesquisa foram similares aos obtidos por outros estudos utilizando o RLEAI no tratamento de efluentes diversos e em condições experimentais diferentes (MOURA *et al.*, 2012; BARANA *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2016; LEICK *et al.*, 2017; WENDLING, 2017; CORREA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018).

**Figura 10** - Gráfico Box-plot da eficiência de remoção de DQO<sub>T</sub> obtida nas condições experimentais avaliadas na fase B



Fonte: a própria autora

**Figura 11** - Carga Orgânica Volumétrica aplicada (COV<sub>a</sub>) versus Carga Orgânica Volumétrica removida



Fonte: a própria autora

### 5.1.1.2 Remoção de Nitrogênio

A Tabela 8 apresenta as concentrações médias de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente e efluente e os respectivos percentuais de remoção, obtidos na fase B. Nesta Tabela, também são apresentadas as cargas de nitrogênio (CN) aplicadas e removidas.

**Tabela 8** - Concentração de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente (AF) e efluente (EF), carga de nitrogênio (CN) aplicada e removida e percentuais de remoção de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> da fase B

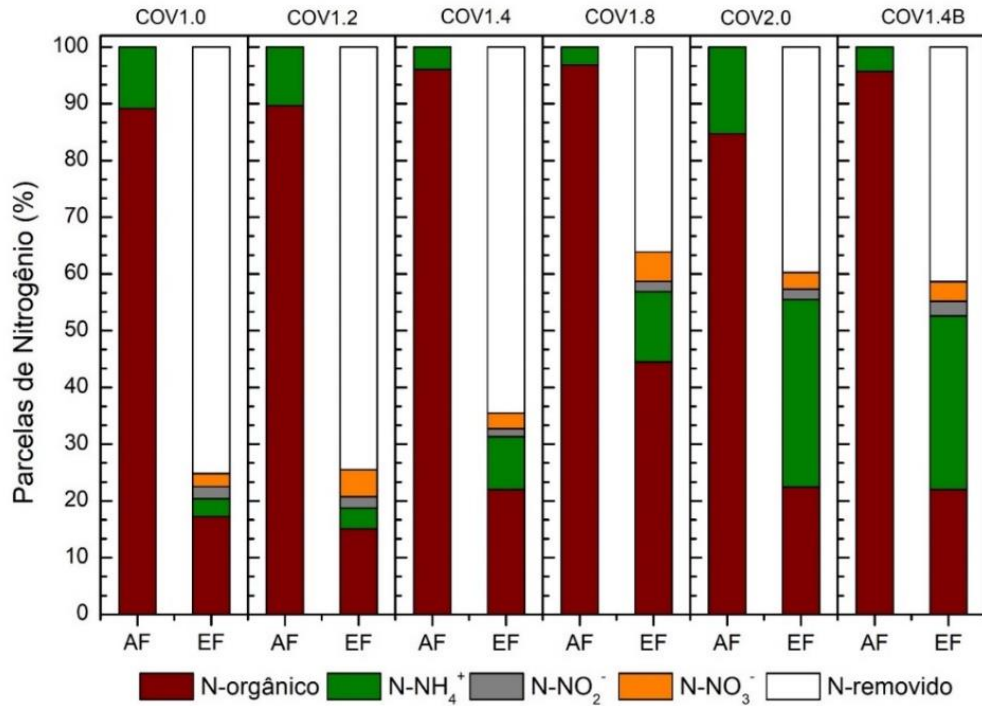
Condição	NTK		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		CN		Remoção (%)	
	AF	EF	AF	EF	Aplicada	Removida	NTK	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
	mg L <sup>-1</sup>				kgN m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>			
COV1.0	34,2±5,9	6,6±2,2	3,7±2,3	1,1±2,2	0,05±0,01	0,04±0,01	79±2	95±10
COV1.2	36,2±4,1	6,2±3,6	3,7±3,2	1,3±2,6	0,05±0,02	0,03±0,01	84±12	98±4
COV1.4	56,8±15,5	15,6±8,5	2,1±1,6	5,1±4,3	0,08±0,03	0,07±0,03	70±18	89±12
COV1.8	56,9±8,0	32,3±17,8	1,8±1,8	7,0±7,6	0,09±0,01	0,07±0,02	62±21	69±31
COV2.0	57,3±20,7	28,8±6,6	9,7±8,5	19,9±14,5	0,09±0,04	0,05±0,04	50±13	41±24
COV1.4B	52,9±11,1	28,1±7,5	2,4±1,2	19,0±3,0	0,06±0,01	0,04±0,01	47±8	41±10

**Fonte:** a própria autora

Observa-se que a concentração de NTK efluente (NTK<sub>(EF)</sub>) aumentou ao longo das condições estudadas. Da COV1.4 para COV1.8 sua concentração média efluente subiu cerca de 100%. Este dado é explicado, principalmente, pela elevação na concentração de N-orgânico efluente na COV1.8, como pode ser observado na Figura 12.

A redução da amonificação pode ter sido o fator principal que contribuiu para o aumento do N-orgânico no efluente na COV1.8. Como já relatado, a água residuária de laticínios é muito complexa e apresenta variações qualitativas. É possível que a taxa de hidrólise tenha sido mais lenta nesta condição do que nas anteriores e, assim, contribuído para a presença de N-orgânico residual no efluente.

**Figura 12** - Espécies de nitrogênio no afluente (AF) e efluente (EF) da fase B



**Fonte:** a própria autora

Janczukowicz, Zielinski e Debowski (2007), avaliaram a biodegradação de substratos originados de diferentes linhas de processamento em laticínios. Os autores constataram que, dentre os efluentes avaliados, aqueles que continham soro de leite eram mais resistentes à biodegradação. Nestes, 1 g de biomassa era capaz de oxidar apenas 0,13 g de compostos orgânicos (DBO<sub>5</sub>). No entanto, os demais foram mais suscetíveis a biodegradação, sendo 1g de biomassa capaz de oxidar cerca de 0,66 g de DBO<sub>5</sub>.

Além da hidrólise, outro fator que pode ter contribuído para o aumento do N-orgânico efluente na COV1.8 foi a perda de biomassa do reator. A diferença entre os resultados das amostras do NTK efluente filtrado e não filtrado, indicaram que cerca de 17±5% do N-orgânico presente nas amostras era devido a matéria orgânica particulada.

Na Figura 13 é mostrada uma imagem do efluente coletado na COV1.8, em que é possível visualizar a formação de um aglomerado de microrganismos. Após realizar a microscopia e cultivo em placa desse material, foi constatado que ele era formado principalmente por fungos heterotróficos filamentosos e leveduriformes, como será discutido no tópico 5.2.2.

As características da água residuária, como alta concentração de

matéria orgânica dissolvida e relação C/N, propiciaram o desenvolvimento desses microrganismos, o que comprometeu o desempenho do sistema em termos de remoção de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$ .

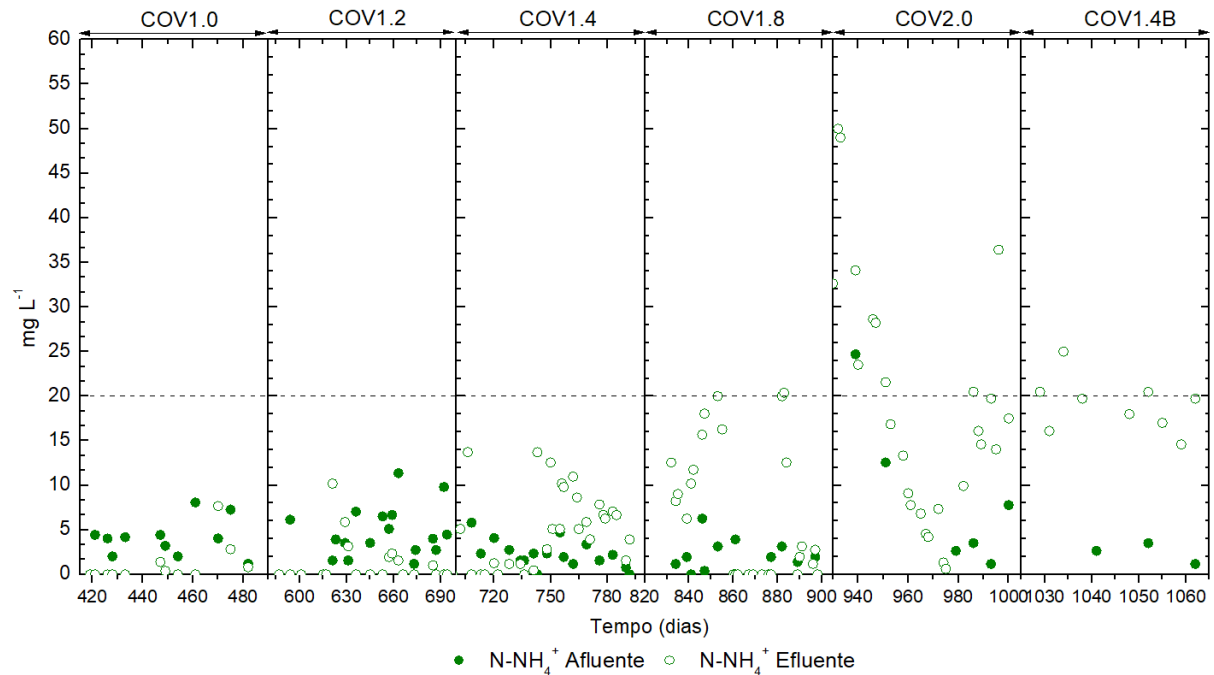
**Figura 13** - Efluente coletado na saída do RLEAI na condição COV1.8



**Fonte:** a própria autora

Diferente do constatado na COV1.8, nas COV2.0 e COV1.4B, a perda de eficiência de remoção de NTK ocorreu em função da diminuição no percentual de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ . A Figura 14 mostra as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  afluente ( $\text{N-NH}_4^+(\text{AF})$ ) e efluente ( $\text{N-NH}_4^+(\text{EF})$ ) ao longo da fase B.

**Figura 14 - Concentração de  $N-NH_4^+$  afluyente (AF) e efluente (EF) ao longo da fase B**



**Fonte:** a própria autora

A tendência de distribuição dos dados evidencia o aumento na concentração de  $N-NH_4^+$ (EF) a partir da COV1.4 e o decréscimo em seu percentual de remoção (Tabela 8). Até a COV<sub>a</sub> de 1,8 kgDQO m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup>, a concentração de  $N-NH_4^+$ (EF) foi  $\leq 20$  mg L<sup>-1</sup> (Figura 14), ficando abaixo do exigido pela Resolução CONAMA 430 (2011).

Com o objetivo de verificar se o aumento do TDH iria favorecer a remoção de  $N-NH_4^+$ , este foi alterado de 16h para 24h. Porém, mesmo com o aumento do tempo de residência não houve aumento da remoção.

A partir dos dados de concentração de PST (Item 5.1.5) e das imagens obtidas na MEV (5.2.3) foi possível concluir que a redução na capacidade de remoção da  $N-NH_4^+$  no RLEAI, estava associada ao desenvolvimento de fungos heterotróficos filamentosos que contribuíram para a cobertura superficial do MS.

No MS, à medida que o biofilme é formado, o OD é consumido na superfície pelas bactérias heterotróficas e nitrificantes, enquanto as bactérias desnitrificantes proliferam nas regiões anóxicas da interface biofilme-líquido, o que leva a um equilíbrio entre a nitrificação e a desnitrificação. Porém, com o aumento da concentração de matéria orgânica no meio, a falta de OD pode levar a competição entre os organismos heterotróficos e nitrificantes autotróficos, de modo a inibir a

nitrificação (SATO *et al.*, 2000; WANG *et al.*, 2012; CHEN *et al.*, 2015; LIN *et al.*, 2015; SUN *et al.*, 2020; XIANG *et al.*, 2020).

Com base no trabalho de Moura *et al.* (2018), realizou-se a estimativa do consumo de O<sub>2</sub> devido à remoção de DQO<sub>T</sub> e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Tabela 9).

**Tabela 9 – Estimativa do consumo de O<sub>2</sub> devido à remoção aeróbia de matéria orgânica e nitrificação na fase B**

Condição	COV	<sup>1</sup> COV removida	<sup>2</sup> O <sub>2</sub> removido pela	Total
	removida	(aeróbio)	nitrificação	
kgO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>				
COV1.0	0,86±0,24	0,81±0,28	0,16±0,03	0,88±0,17
COV1.2	1,11±0,21	1,05±0,18	0,21±0,09	1,24±0,17
COV1.4	1,24±0,14	1,08±0,16	0,28±0,12	1,36±0,15
COV1.8	1,61±0,16	1,57±0,13	0,20±0,15	1,75±0,13
COV2.0	1,84±0,13	1,78±0,18	0,17±0,10	1,87±0,11
COV1.4B	1,21±0,07	1,12±0,09	0,17±0,05	1,29±0,07

<sup>1</sup>Calculada desconsiderando a DQO removida pela desnitrificação via N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

<sup>2</sup>Calculada considerando um consumo de 4,57 mgO<sub>2</sub> mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

**Fonte:** a própria autora

Os resultados apresentados na Tabela 9 mostram aumento na demanda teórica de O<sub>2</sub>, decorrente, principalmente, da degradação da matéria orgânica ao longo das condições estudadas, o que resultou em elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica. Em relação à nitrificação, houve aumento na demanda teórica de O<sub>2</sub> da COV1.0 para COV1.4, em que a concentração de NTK passou de 34,1±5.9 mg L<sup>-1</sup> para 56,8± 15,5 mg L<sup>-1</sup>, porém, apesar de as concentrações de NTK terem permanecido próximas a da COV1.4, a demanda de oxigênio decresceu.

Hem, Rustem e Odegaard (1994), Liu *et al.* (2010), Moura *et al.* (2012) e Moura *et al.* (2018) observam que, com a elevação da carga orgânica afluente, a eficiência de nitrificação diminuiu. Os autores concluem que o resultado é decorrente do desenvolvimento de microrganismos heterotróficos aeróbios, que foram estimulados pelo aumento da concentração de DQO e da disponibilidade de O<sub>2</sub>, o que levou ao maior consumo deste no sistema.

Cao *et al.* (2017) avaliaram o efeito da concentração do OD no processo de NDS em um reator de leito móvel, operado em bateladas. Os resultados mostraram que o sistema favoreceu a ocorrência do processo de NDS. Entretanto, as diferentes concentrações de OD tiveram grande influência no seu desempenho. A nitrificação foi influenciada negativamente pela competição por O<sub>2</sub> entre os

organismos aeróbios autótrofos e heterótrofos no biofilme.

Em sistemas de tratamento que operam com a biomassa aderida, a limitação de OD é um dos fatores críticos que afetam o desempenho da nitrificação convencional (LAZAROVA; MANEN; MELO, 1998). De acordo com Park *et al.* (2008), sistemas que buscam a remoção de matéria orgânica e  $N-NH_4^+$ , na mesma unidade operacional, devem manter a concentração de OD no meio líquido acima de  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , para que não faltem aceptores de elétrons na oxidação de nitrogênio. Além da disponibilidade de OD, outro parâmetro importante a ser considerado para o favorecimento da nitrificação é o Tempo de Retenção Celular (TRC) e a relação F/M.

O TRC retrata o tempo médio em que a biomassa permanece em um reator. Seu valor pode ser correlacionado experimentalmente às limitações de transferência massa impostas ao OD, influenciando no processo de NDS (INSEL *et al.*, 2011). Na Tabela 10, são apresentados os valores médios da concentração de STV, TRC e relação F/M estimados na fase B.

**Tabela 10** - STV, TRC e relação F/M e estimados nas condições estudadas na fase B

Condição	STV	TRC	F/M
	$\text{g m}^{-3}$	Dias	$\text{gDQO gSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$
COV1.0	8059	41	0,131
COV1.2	9293	49	0,118
COV1.4	23381	78	0,051
COV1.8	30130	84	0,047
COV2.0	29750	68	0,064
COV1.4B	22540	67	0,057

**Fonte:** a própria autora

Longos valores de TRC possibilitam desenvolvimento de processos biológicos mais estáveis, permitindo o aumento da tolerância a cargas de choque orgânico e hidráulico, além de favorecer a permanência dos organismos autotróficos aeróbios nitrificantes no reator, o que é particularmente importante quando as características do afluente são variáveis (XING *et al.*, 2000; STAMPER; WALCH; JACOBS, 2003; ZHANG *et al.*, 2009; WU *et al.*, 2013). No entanto, TRC muito elevado, como os obtidos nesta pesquisa, podem indicar grande concentração de microrganismos que não necessariamente são responsáveis pela remoção de nitrogênio.

Em relação aos valores de F/M, analisando a Tabela 10, constata-se

diminuição desta relação da COV1.0 para as demais. Este resultado é explicado pelo aumento da concentração de STV presente no reator.

Quanto menor a relação F/M, maior será a voracidade dos microrganismos por alimento no sistema, o que resultará em maiores eficiências de remoção de DQO no reator, sendo favorecido o mecanismo de respiração endógena (VON SPERLING, 1997; VILLAIN; MARROT, 2013). Neste caso, parte dos recursos energéticos dos microrganismos são desviados do seu crescimento e destinados para o gerenciamento do estresse e proteção (VILLAIN; MARROT, 2013).

Na Tabela 11, são apresentadas as médias das concentrações de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ , juntamente com o percentual de desnitrificação médio nas condições COV1.0 à COV1.4B.

**Tabela 11** - Concentração de  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$  afluente (AF) e efluente (EF) e percentual de desnitrificação obtidos na fase B

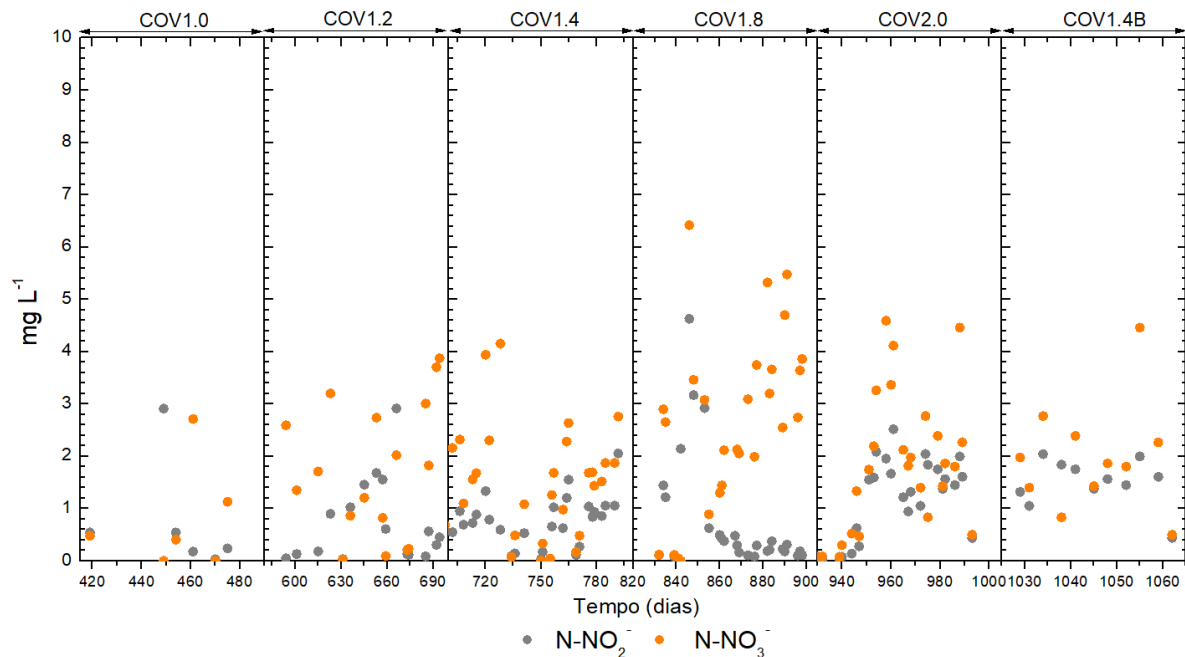
Condição	$\text{N-NO}_2^-$	$\text{N-NO}_2^-$	$\text{N-NO}_3^-$	$\text{N-NO}_3^-$	Desnitrificação
	AF	EF	AF	EF	
$\text{mg L}^{-1}$					%
COV1.0	*ND	0,7±1,1	ND	0,8±1,0	93±5
COV1.2	ND	0,7±0,8	ND	1,7±1,3	92±4
COV1.4	ND	0,7±0,5	ND	1,5±1,1	94±5
COV1.8	ND	1,0±1,9	ND	3,0±2,2	87±11
COV2.0	ND	1,2±0,8	ND	1,8±1,3	80±20
COV1.4B	ND	1,5±0,5	ND	1,8±1,0	85±7

\*ND = não detectado.

Fonte: a própria autora

Dos resultados apresentados na Tabela 11 e mostrados na Figura 15, observa-se que as concentrações das formas oxidadas de nitrogênio foram variáveis ao longo do tempo de operação do reator.

**Figura 15** - Concentração de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  efluente obtidos ao longo da fase B



**Fonte:** a própria autora

No geral, as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  foram superiores às de  $\text{N-NO}_2^-$ , o que indica que as BON não foram inibidas no sistema. A partir do balanço das espécies nitrogenadas é possível indicar que houve a atuação simultânea dos organismos nitrificantes e desnitrificantes.

A existência e ação desses microrganismos no RLEAI podem ser explicadas pelo desenvolvimento do biofilme no MS e a formação de flocos ou grânulos no LD. Com o crescimento do biofilme e dos flocos ou grânulos, são formadas camadas que podem criar resistência à difusão de OD e nutrientes, o que propicia a formação de gradientes, permitindo que diferentes microrganismos realizem vias metabólicas associadas (POCHANA; KELLER, 1999; POCHANA; KELLER; LANT, 1999; PUZNAVA; PAYRAUDEAU; THORNBERG, 2001; HOLMAN; WAREHAM, 2005; WANG *et al.*, 2012; SANTOS, 2014).

Estudos utilizando material suporte em sistemas de tratamento biológico, visando à remoção de nitrogênio, relataram redução de  $\text{N-NO}_3^-$  mesmo em concentrações de OD superiores a  $4 \text{ mg L}^{-1}$ . Essas pesquisas relacionaram a viabilidade desse processo à existência de gradientes de concentração de substrato no biofilme formado no material de suporte ou em flocos (WOSIACK *et al.*, 2015; MOURA *et al.*, 2012; FU *et al.*, 2014; YILMAZ *et al.*, 2008; GUO *et al.*, 2013; CORREA *et al.*, 2018).

O percentual médio da desnitrificação ficou acima de 90% nas três primeiras condições e de 80% nas três últimas, em que foram obtidas as maiores relações  $DQO_F/DQO_T$ , acima de 70%. A taxa da desnitrificação heterotrófica está sempre associada à degradação da matéria orgânica, uma vez que dependente da natureza do substrato carbonáceo. Para que esta ação ocorra com sucesso, é necessário que não falem doadores de elétrons para a sua ocorrência, além das espécies nitrogenadas oxidadas (KARGI; UYGUR, 2003; CHIU *et al.*, 2007; WANG *et al.*, 2017).

Neste estudo, a fração de matéria orgânica solúvel afluenta aumentou nas três últimas condições (COV1.8 à COV1.4B), período em que foi observado o maior desenvolvimento da biomassa heterotrófica filamentosa - fungos filamentosos (EF, MS e LD). O consumo rápido da matéria orgânica dissolvida, por estes microrganismos, possivelmente reduziu a disponibilidade desta para a desnitrificação.

Outro fator que pode ter contribuído para a redução da desnitrificação, pode ter sido a complexidade da matéria orgânica presente no meio.

Quanto mais complexa a matéria orgânica presente, menor será a taxa de desnitrificação (SAGE; DAUFIN; GÉSEN-GUIZIOU, 2006; SHARMS; SINGHAL; ELEFSINIOTIS, 2018). Compostos orgânicos de baixo peso molecular e prontamente assimiláveis, como o lactato e lactose (carboidratos), são fontes favoráveis para a ocorrência da desnitrificação. Já compostos de elevada complexidade, como a caseína (proteína), não são considerados como boas fontes exógenas, pois são macromoléculas que precisam ser hidrolisadas antes de penetrar nas células bacterianas, o que pode ocasionar na redução da taxa de desnitrificação (SAGE; DAUFIN; GÉSEN-GUIZIOU, 2006).

Silva *et al.* (2018), avaliando o processo de NDS e remoção de matéria orgânica em um reator de leito estruturado, operado com diferentes ciclos de AI e alimentado com esgoto doméstico tratado em um reator UASB, obtiveram reduzidos percentuais de remoção de NT (menores que 30%). Os autores atribuíram o resultado ao baixo percentual de desnitrificação, que foi associado à falta de doadores de elétrons na água residuária utilizada.

Para que a desnitrificação heterotrófica via  $N-NO_3^-$  ocorra, são necessários aproximadamente de 2,86 g  $O_2$ , medido como DQO, a cada 1 g de  $N-NO_3^-$  reduzido. Porém, de acordo com Beum *et al.* (2000), esta relação pode

aumentar com o crescimento da biomassa e a produção de polissacarídeos. Este fator pode ter influenciado o processo de desnitrificação nas três últimas condições, visto que foram obtidas as maiores concentrações de PST, como será discutido no item 5.1.5.

Nesta pesquisa, a relação DQO/NTK (C/N) afluyente ao sistema foi de  $20\pm 11$ ,  $25\pm 4$ ,  $18\pm 7$ ,  $21\pm 3$ ,  $23\pm 8$  e  $25\pm 8$  nas condições COV1.0, COV1.2, COV1.4, COV1.8, COV2.0 e COV1.4B, respectivamente. Os resultados indicam que esse fator não comprometeu a desnitrificação (Tabela 11). Porém, destacam-se as elevadas relações C/N que podem inibir o processo de nitrificação, devido à competição entre as bactérias nitrificantes autotróficas e as bactérias heterotróficas pelo OD disponível no reator (LIU *et al.*, 2013).

A relação C/N próxima a 10 é indicada para ocorrência da desnitrificação heterotrófica (POCHANA; KELLER, 1999; CHIU *et al.*, 2007; ZHANG e ZHO, 2007, FU *et al.*, 2010; LIN *et al.*, 2015), para que não falte matéria orgânica. Já em relações mais altas e com a presença de sais no efluente, como é o caso desta pesquisa, as bactérias nitrificantes autotróficas podem ser inibidas e outras vias de remoção de nitrogênio podem ser favorecidas, como a nitrificação heterotrófica (CHEN *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2017).

Wang *et al.* (2017) estudaram a NDS em reatores em bateladas, com relação C/N de 25, tratando efluente com salinidade elevada. De acordo com os autores, independente da alta relação C/N, o sistema obteve bom desempenho em relação à eficiência de remoção de NT, que foi correlacionado à ação de bactérias heterotróficas que realizam a nitrificação e desnitrificação aeróbia.

Na Tabela 12 são apresentados os percentuais médios de remoção de NT e na Figura 16 é mostrado o gráfico desses valores.

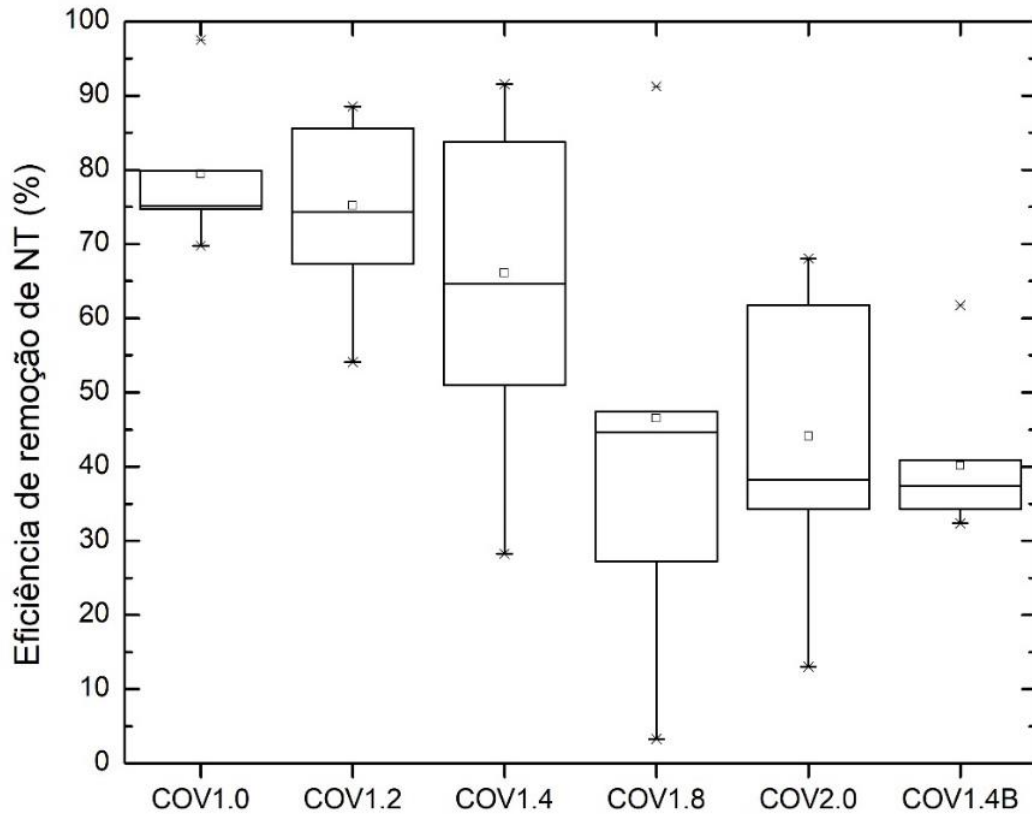
**Tabela 12** - Percentual de remoção de NT medidos na fase B

Condição	Remoção de NT (%)
COV1.0	$79\pm 11^a$
COV1.2	$75\pm 10^a$
COV1.4	$66\pm 18^a$
COV1.8	$47\pm 27^b$
COV2.0	$44\pm 18^b$
COV1.4B	$40\pm 9^b$

**Nota:** Letras iguais = valores estatisticamente iguais; Letras diferentes = valores estatisticamente diferentes ao nível de 95% - Teste: Kruskal-Wills

**Fonte:** a própria autora

**Figura 16** - Gráfico Box-plot da eficiência de remoção de NT obtida nas condições experimentais avaliadas na fase B



**Fonte:** a própria autora

Nota-se que houve redução no percentual de remoção de NT ao longo das condições estudadas. Na fase B, conforme a Figura 16, observa-se que os dados de remoção de NT apresentaram elevada variabilidade. A média dos resultados ficou acima da mediana, o que indica que a maior parte dos dados estavam abaixo da média.

Da análise estatística (teste: Kruskal-Wallis, nível: 95%) obteve-se a formação de dois grupos distintos: a e b. O primeiro foi representado pelas condições COV1.0-COV1.4 e o segundo da COV1.8-COV1.4B (Tabela 12).

Analisando os dados foi possível concluir que, após a COV1.4, a remoção do NT foi prejudicada. Na COV1.8, este resultado foi explicado pela redução da amonificação e a perda de biomassa. Já na COV2.0 e COV1.4B, o resultado esteve associado à diminuição da oxidação de  $N-NH_4^+$  (Tabela 8).

### 5.1.1.3 pH e Alcalinidade

A Tabela 13 apresenta a média e o desvio padrão das determinações analíticas de pH e alcalinidade, nas condições COV1.0 à COV1.4B, e na Figura 17 apresentam-se os dados obtidos ao longo do monitoramento.

**Tabela 13** - Média e desvio padrão do pH e alcalinidade Afluente (AF) e Efluente (EF)

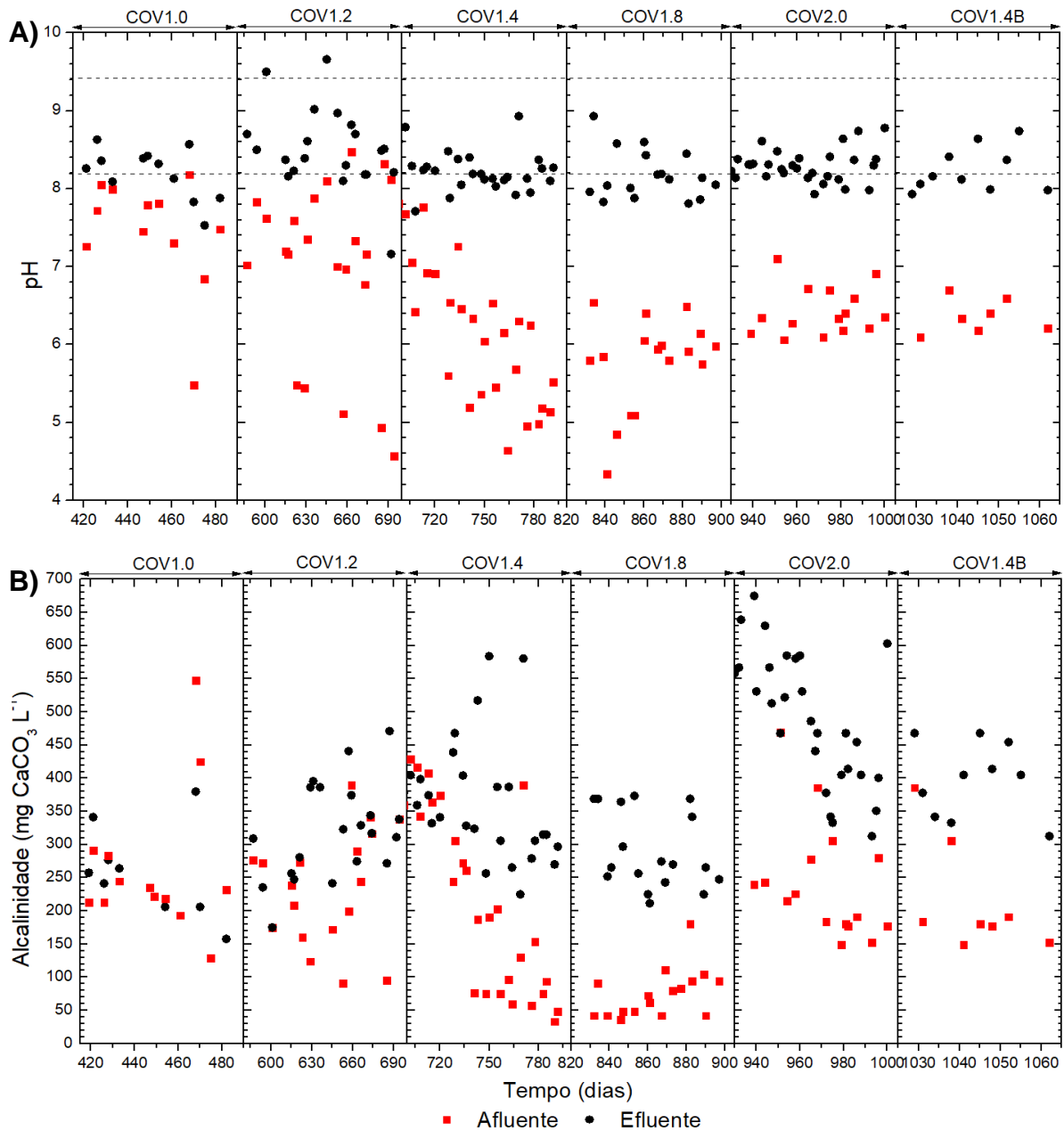
Condição	pH		Alcalinidade	
	AF	EF	AF	EF
	-		<b>mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup></b>	
COV1.0	7,4±0,8	8,1±0,4	259,0±68,8	265,1±108,8
COV1.2	7,0±1,1	8,5±0,5	233,7±86,8	319,6±72,7
COV1.4	6,2±0,9	8,2±0,3	212,6±136,1	364,6±91,6
COV1.8	5,8±0,6	8,2±0,3	74,9±36,9	278±75,4
COV2.0	6,4±0,3	8,3±0,2	231,9±92,5	496±106,0
COV1.4B	6,4±0,2	8,2±0,3	215,9±84,2	398±56,1,9

**Fonte:** a própria autora

Na Tabela 13, constata-se aumento na alcalinidade e, conseqüentemente, do pH após o tratamento biológico. O pH efluente foi mantido, em geral, entre 8,0 e 8,5, o que indica que a maior contribuição para a alcalinidade foi devido a carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e bicarbonatos (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)(VON SPERLING, 2005).

Na Figura 17, observa-se grande variabilidade nos dados de alcalinidade, cuja concentração afluente mínima foi de 33,2 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (COV1.4) e máxima de 380,0 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (COV1.0). Já no efluente, a concentração mínima foi de 128,8 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (COV1.0) e máxima de 639,0 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (COV2.0).

**Figura 17 -** Valores de pH (A) e alcalinidade ( $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )(B) obtidos ao longo da fase B



**Fonte:** a própria autora

Considerando-se que a alcalinidade gerada pela amonificação ( $3,57 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) e desnitrificação ( $3,57 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) é consumida pela nitrificação ( $7,14 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) (METCALF; EDDY, 2003) e que no período aerado no RLEAI, o OD disponível foi suficiente para a degradação aeróbia da matéria orgânica, pode-se tecer as seguintes considerações: o incremento da alcalinidade e pH foram devidos, principalmente, ao processo de hidrólise da matéria orgânica e respiração dos microrganismos. Nesses processos ocorre liberação e dissolução do gás carbônico

(CO<sub>2</sub>), o que pode contribuir para o aumento da alcalinidade a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> no meio.

É importante ressaltar que o pH não foi um fator que contribuiu significativamente para o processo de *stripping* de amônia, visto que a temperatura média interna do RLEAI foi inferior a 30°C, o que indica que menos de 10% do nitrogênio estava presente como amônia livre (HOSSAKA, 2008).

#### 5.1.1.4 Série de sólidos

A concentração de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) da fase B são apresentados na Tabela 14 e os resultados da série de sólidos em suspensão (SS) na Tabela 15.

**Tabela 14** - Concentração de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos na COV1.0 a COV1.4B

Condição	ST		STF		STV	
	AF	EF	AF	EF	AF	EF
mg L <sup>-1</sup>						
COV1.0	1306±387	1051±190	912±349	920±286	394±125	131±104
COV1.2	2227±351	1419±265	1263±672	1039±505	943±393	381±414
COV1.4	2147±963	1196±502	1160±728	1051±520	973±423	173±38
COV1.8	1587±293	766±130	660±346	514±122	925±218	252±158
COV2.0	1683±167	800±219	723±153	575±241	962±239	221±49
COV1.4B	1762±176	874±39	652±46	634±84	1110±173	239±64

Fonte: a própria autora

**Tabela 15** - Concentração de sólidos em suspensão totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos na COV1.0 a COV1.4B

Condição	SST		SSF		SSV	
	AF	EF	AF	EF	AF	EF
mg L <sup>-1</sup>						
COV1.0	217±65	49±32	37±19	14±6	179±73	35±33
COV1.2	511±259	65±25	179±81	26±20	339±244	40±22
COV1.4	488±376	91±36	151±124	25±18	338±305	65±34
COV1.8	324±260	97±61	85±49	21±13	262±254	86±61
COV2.0	296±60	81±41	90±61	13±11	199±61	58±25
COV1.4B	314±28	104±46	105±78	18±11	187±74	72±30

Fonte: a própria autora

O efluente gerado em laticínios é constituído por concentrações elevadas de sólidos dissolvidos, coloidais e em suspensão, que, quando somados, correspondem a consideráveis valores de ST, como pode ser observado na Tabela 14.

A relação STF/ST média afluente foi de 54,2±18% e efluente passou

para  $76\pm 15\%$ . Os resultados mostram que a fração inorgânica presente no afluente e efluente foi elevada, não sendo removida no reator e permanecendo após o tratamento. É possível que esses materiais remanescentes tenham sido compostos de  $\text{CO}_3^-$  e  $\text{HCO}_2^-$ , cloreto ( $\text{Cl}^-$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) (FYFE; HAGARE; SIVAKUMAR, 2016), que são característicos de águas residuárias de laticínios.

Embora exista grandes variações na composição do efluente de laticínios, a média de salinidade e a concentração de  $\text{Na}^+$  não sofrem grandes variações (SDT:  $1800\text{-}2700 \text{ mg L}^{-1}$  e  $\text{Na}^+$ :  $532\text{-}600 \text{ mg L}^{-1}$ ). A salinidade dos efluentes é originada na fabricação de queijos, bem como no processamento de leite e limpeza dos locais de produção (CHEN *et al.*, 2018).

A elevada concentração de sais (exemplo:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ ) é considerada prejudicial ao desenvolvimento dos microrganismos nitrificantes e desnitrificantes (MACÊDO *et al.*, 2019). Porém, no caso desta pesquisa em que o reator já estava sendo operado a mais de 400 dias com o efluente em estudo, possivelmente os microrganismos responsáveis pela remoção de nitrogênio no RLEAI já estavam adaptados.

A concentração de SS é um parâmetro utilizado para avaliar as características das águas residuárias e o desempenho do sistema de tratamento. Da concentração de SS afluente, pode-se apontar que a concentração de matéria orgânica particulada afluente aumentou ao longo do tempo de operação, passando a relação SSV/SST de  $63\pm 30\%$  na COV1.0 para  $79\pm 15$  na COV1.4B.

Observa-se também que, com a mudança da  $\text{COV}_a$ , a concentração de SSV efluente aumentou, o que indica perda de matéria orgânica particulada e possível perda de biomassa.

Mesmo com a concentração de SST efluente próxima de  $100 \text{ mg L}^{-1}$ , o uso do RLEAI como unidade secundária de tratamento pode dispensar a necessidade de decantadores secundários ou mesmo diminuir sua dimensão, caso seja necessário, como já relatado em outras pesquisas (MOURA, 2014; SILVA *et al.*, 2018).

Na Tabela 16, encontram-se as concentrações calculadas dos sólidos em suspensão presentes junto ao fundo do RLEAI, durante a fase B. Observa-se que a concentração dos SSV aumentou ao longo do tempo, o que indica crescimento da biomassa em suspensão no reator e/ou possível desprendimento do

biofilme. No entanto, ressalta-se, que possivelmente nem toda esta fração foi ativa, ou seja, responsável pela degradação da matéria orgânica.

**Tabela 16** – Concentração de sólidos presente no lodo (material em suspensão) formado no fundo do RLEAI, ao longo da fase B

Condição	Dia de operação	SST	SSF	SSV
		mg L <sup>-1</sup>		
COV1.0	482	7390	2956	4434
COV1.4	765	7330	2492	4838
	792	13900	5000	8900
COV1.8	861	14850	5250	9600
	898	14060	4750	9310
COV2.0	961	17150	4720	12430
	1000	16320	4795	11525
COV1.4B	1062	14235	4235	10000

**Fonte:** a própria autora

Majewsky *et al.* (2011) investigaram a biodegradação de compostos farmacêuticos, utilizando dois inóculos de sistemas de lodos ativados de portes diferentes. O primeiro foi coletado em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) que operava com um TDH de 16,7 h, carga de 0,095 kgDBO kgSSTd<sup>-1</sup> e TRC de 6 dias (SST = 2,4±0,3 g L<sup>-1</sup>) e o segundo de uma estação com TDH de 58,4 h, carga de 0,016 kgDBO kgSSTd<sup>-1</sup> e TRC de 54 dias (SST = 2,5±0,3 g L<sup>-1</sup>). Embora as concentrações de SST tenham sido próximas nas duas ETE, os dois lodos investigados apresentaram diferenças significativas quanto a fração de biomassa heterotrófica ativa ( $f_a$ ). No primeiro (TRC = 6 dias) a  $f_a$  foi de 63% e no segundo (TRC = 54 dias) de 25%.

Manter o volume de 0,085 L de lodo no fundo RLEAI, permitiu a permanência dos microrganismos não aderidos no reator. Entretanto, é possível que tenha favorecido a acumulação da fração inorgânica e matéria orgânica de difícil degradação.

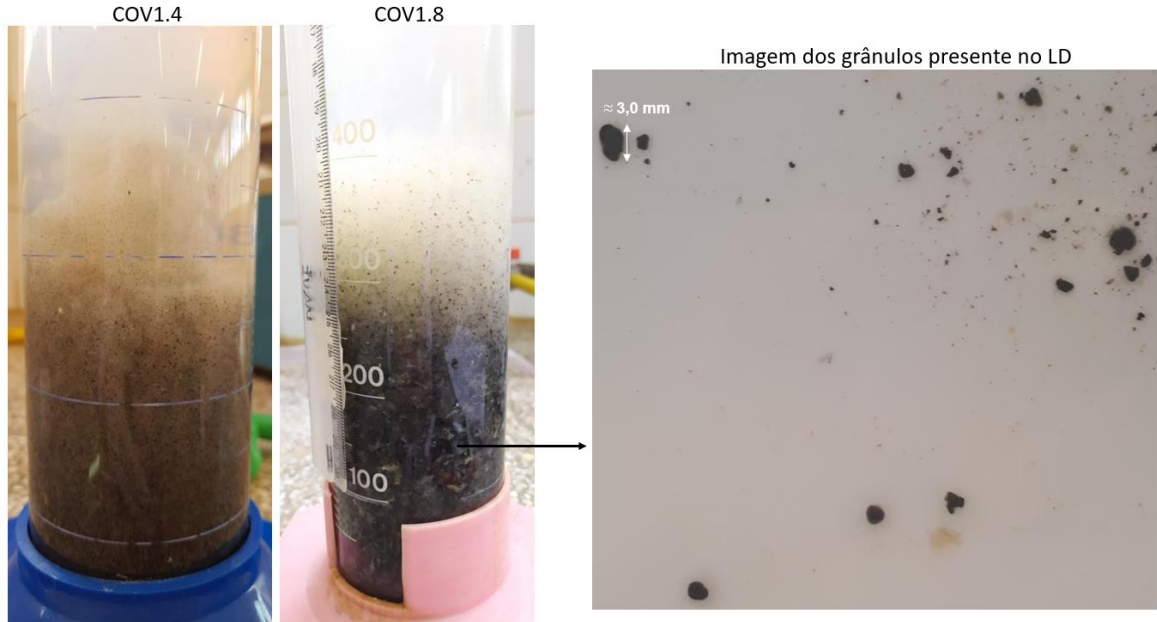
Quanto maior a idade do lodo, menor é a fração biodegradável dos sólidos, pois nesses casos podem ocorrer a predominância da respiração endógena, com maior auto-oxidação do material celular, gerando lodos mais estáveis (VON SPERLING, 2005; HABERMACHER *et al.*, 2015).

Nos descartes do LD excedente foram obtidas imagens fotográficas do LD e realizada a microscopia a fresco. A Figura 18 mostra imagens do LD coletado na COV1.4 (765<sup>o</sup> dia de operação) e COV1.8 (898<sup>o</sup> dia de operação).

Nesta, é possível verificar que houve alteração em sua cor, passando de uma escala mais clara para escura. Lodos com cores escuras são característicos de sistemas com baixa concentração de OD, anóxicos/anaeróbios.

Na microscopia a fresco realizada no LD, foi possível constatar que a microbiota sofreu alterações, não sendo mais observada a diversidade de microrganismos vista nas condições anteriores à COV1.8. Outra característica observada, foi que a partir da COV1.4, houve a formação de grânulos no lodo (Figura 18).

**Figura 18** - Imagem do Lodo (LD) coletado na COV1.4 (765<sup>o</sup> dia de operação) e COV1.8 (898<sup>o</sup> dia de operação) e dos grânulos formados a partir da COV1.4



**Fonte:** a própria autora

A granulação é favorecida em sistemas de tratamento que operam em bateladas, com alteração de cargas (intercalação entre condições com elevada concentração de matéria orgânica - abundância e carência), com forças de cisalhamento hidrodinâmica elevadas, alta relação altura/diâmetro do reator e pequeno tempo de sedimentação, o que favorece a seleção de agregados mais densos (WILÉN *et al.*, 2018).

Os microrganismos presentes no meio também podem facilitar a formação dos grânulos. De acordo com Beun *et al.* (1999), os fungos filamentosos podem auxiliar na formação da estrutura granular. Os autores apontam que esses microrganismos funcionam como matriz de imobilização, na qual as bactérias podem

crescer e se transformar em colônias. Após algum tempo, esses aglomerados fúngicos sofrem lise, porém as colônias microbianas permanecem no reator, devido ao seu tamanho, evoluindo posteriormente a grânulo.

Weber *et al.* (2007) analisaram a estrutura e desenvolvimento de diferentes tipos de grânulos. De acordo com os autores, os protozoários fixos, semelhantes ao *Epistylis* spp, podem servir como estruturas para colonização das bactérias, funcionando como espinha dorsal para formação dos grânulos. Os agregados formados são compostos por uma zona central densa, contendo células bacterianas e EPS, como também por zona externa fracamente estruturada, que contém ciliados e bactérias ou fungos e bactérias.

A formação dos grânulos favorece a NDS, bem como a remoção de fósforo no reator, devido ao gradiente de OD e nutrientes formado em sua estrutura. A agregação da biomassa em sistemas de tratamento é importante, pois permite a obtenção de baixas concentrações de sólidos em suspensão no efluente (WILÉN *et al.*, 2018).

Ao final da COV1.4B foi realizada a remoção de uma parcela da biomassa aderida do MS. Após retirada do MS do RLEAI, foi visualizada sobre sua superfície a formação de uma camada gelatinosa (Figura 19). Moura (2011) operando um reator de leito estruturado, com diferentes ciclos de AI e TDH, constatou a mesma formação. O autor aponta que essa cobertura foi observada desde a primeira etapa da pesquisa, havendo a necessidade de descartes periódicos. Entretanto, com a mudança do TDH de 12 para 8h, houve aumento em sua produção, o que segundo o autor, pode ter dificultado a difusão de OD no interior do MS, potencializando a redução da nitrificação e conseqüentemente a remoção de NT.

Antes da lavagem do MS, a concentração de STVA era de 40352 mg L<sup>-1</sup> e, posteriormente, foi reduzida para 3632 mg L<sup>-1</sup>. A limpeza favoreceu a remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no RLEAI, uma vez que após 48 horas de operação na condição COV1.4B, a remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi de 90%. Entretanto, devido a problemas operacionais e à quarentena instituída em Londrina, o sistema não foi continuamente monitorado até a fase C.

**Figura 19** - Material suporte (MS) antes e após a limpeza realizada, ao final da COV1.4B



**Fonte:** a própria autora

#### 5.1.2 Fase C: influência da relação DQO/NTK

Nesta fase a relação DQO/NTK foi reduzida para 11 (COV2.2C/N11) e posteriormente para três (COV1.2C/N3 e COV1.0C/N3), com o objetivo de estudar a influência da baixa relação C/N na remoção de matéria orgânica e NT.

##### 5.1.2.1 Remoção de matéria orgânica

A Tabela 17 mostra a  $DQO_T$ ,  $DQO_F$ , percentual de remoção desses constituintes e cargas aplicadas e removidas, nas diferentes condições trabalhadas na fase C. Na Figura 20, observa-se o perfil de distribuição dos dados ao longo desse período.

Observa-se, na Tabela 17, que houve redução no percentual de remoção de DQO na condição COV1.0C/N3, com resultado estatisticamente inferior aos demais (teste: Kruskal-Wills, nível: 95%). Dos dados apresentados, também é possível apontar que a  $DQO_{F(EF)}$  em todas as condições foi próxima de  $80 \text{ mg L}^{-1}$ , o que demonstra a estabilidade do reator na remoção de matéria orgânica biodegradável.

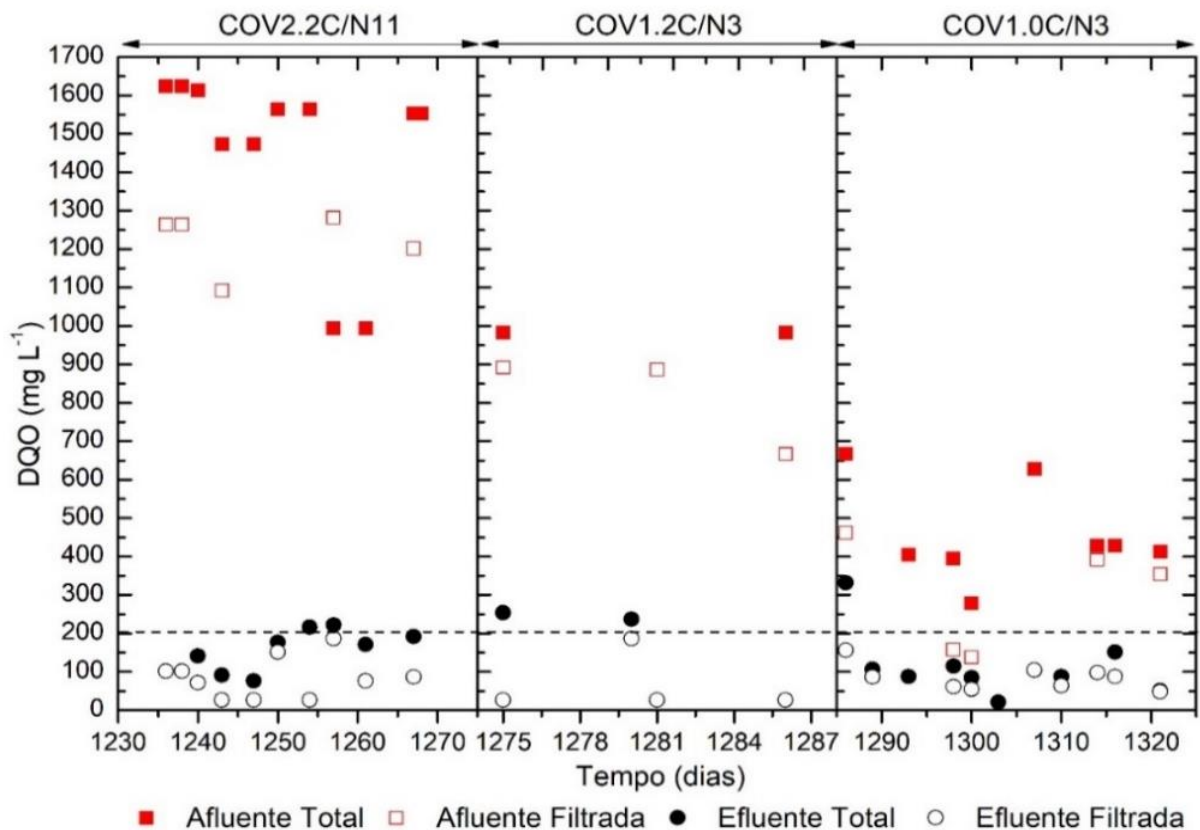
**Tabela 17** -  $DQO_T$  e  $DQO_F$  afluente (AF) e efluente (EF), COV e percentual de remoção de DQO obtidos na fase C

Condição	$DQO_T$		$DQO_F$		COV		Remoção	
	AF	EF	AF	EF	Aplicada	Removida	$DQO_T$	$DQO_F$
	$\text{mg L}^{-1}$				$\text{kgDQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$		%	
COV2.2C/N11	$1552 \pm 52$	$154 \pm 54$	$1210 \pm 86$	$84 \pm 56$	$2,2 \pm 0,3$	$2,0 \pm 0,4$	$91 \pm 3^a$	$92 \pm 5^a$
COV1.2C/N3	$936 \pm 48$	$138 \pm 124$	$779 \pm 159$	$75 \pm 74$	$1,2 \pm 0,2$	$0,8 \pm 0,6$	$88 \pm 14^a$	$98 \pm 2^a$
COV1.0C/N3	$455 \pm 128$	$112 \pm 80$	$300 \pm 145$	$84 \pm 33$	$0,7 \pm 0,2$	$0,5 \pm 0,2$	$71 \pm 11^b$	$67 \pm 7^b$

Nota: Letras iguais = valores estatisticamente iguais; Letras diferentes = valores estatisticamente diferentes ao nível de 95% - Teste: Kruskal-Wills

Fonte: a própria autora

**Figura 20** –  $DQO_T$  e  $DQO_F$  afluente (AF) e efluente (EF) estimada na fase C



Fonte: a própria autora

### 5.1.2.2 Remoção de nitrogênio

A Tabela 18 apresenta a concentração média e o desvio padrão das formas oxidadas e reduzidas de nitrogênio e seus respectivos percentuais de remoção. Da COV2.2C/N11 para COV1.2C/N3 houve redução significativa na remoção de NTK, resultado da baixa remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  no RLEAI. A remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ , pode ter sido prejudicada pela falta de alcalinidade no efluente.

Após quatro dias de operação na COV1.2C/N3 (1275<sup>0</sup>) a alcalinidade efluente medida foi de 12,2 mg  $\text{CaCO}_3$ , indicando falta de  $\text{HCO}_3^-$  para a ocorrência da nitrificação. Na data, o pH medido foi de 6,4, estando fora da faixa recomendada para a ocorrência da nitrificação (PAREDES *et al.*, 2007).

Em razão dos baixos valores de pH no meio e buscando não adicionar fonte externa de alcalinidade, no 1286<sup>0</sup> dia de operação a concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  foi reduzida de 226,8 mg  $\text{L}^{-1}$  para 148,3 mg  $\text{L}^{-1}$ . Entretanto, o pH continuou baixo, então, a partir do 1287<sup>0</sup> dia de operação (condição COV1.2C/N3), adicionou-se 0,7 g  $\text{L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  ao afluente, a fim de aumentar a alcalinidade do meio e controlar o pH. Devido à não dissociação do  $\text{CaCO}_3$  ou mesmo sua precipitação, a alcalinidade efluente continuou baixa, então, no 1298<sup>0</sup> dia, o  $\text{CaCO}_3$  foi substituído por  $\text{NaHCO}_3$ . A partir desta data, o percentual de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  passou a subir, atingindo remoção média de  $94 \pm 1\%$  do 1310<sup>0</sup> ao 1324<sup>0</sup> de operação, com concentração efluente de  $12,2 \pm 2,1$  mg  $\text{L}^{-1}$  (Figura 21).

Do resultado da fase C e B, é possível constatar que a composição da água residuária de laticínios influencia fortemente a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio. Observa-se que em relação C/N abaixo de 11, a quantidade de matéria orgânica degradada aerobiamente não foi suficiente para o tamponamento do sistema. Entretanto, em relações maiores dispensa a existência de fontes exógenas de alcalinidade.

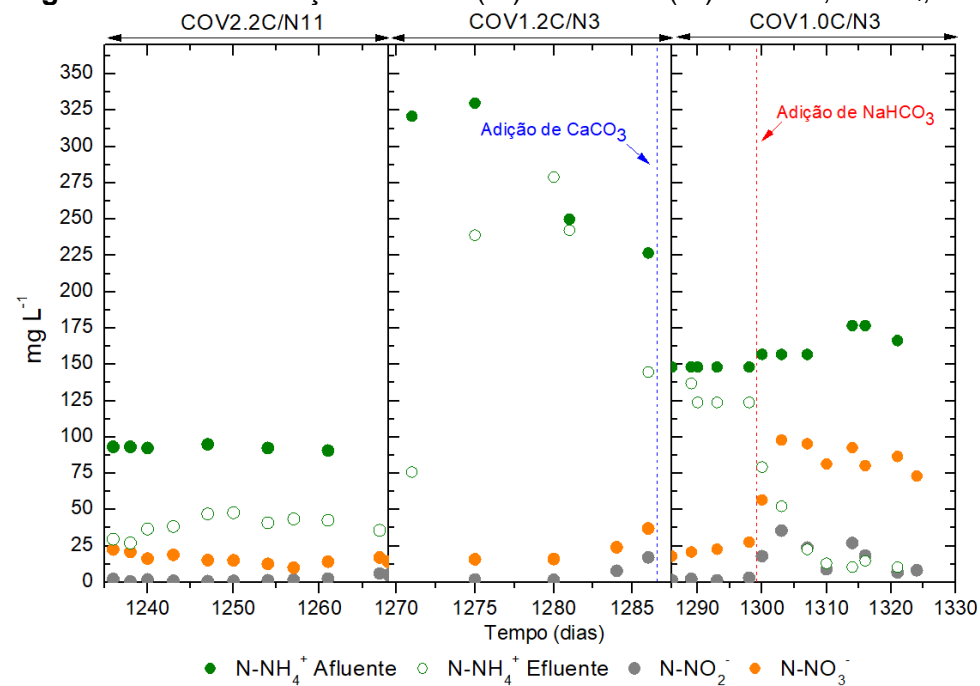
**Tabela 18** - Concentração afluente (AF) e efluente (AF) de NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e percentual de remoção de NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e desnitrificação obtidos na fase C

Condição	NTK		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		*CN		Remoção		*DN
	AF	EF	AF	EF	AF	EF	AF	EF	Aplicada	Removida	NTK	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> %	
	mg L <sup>-1</sup>								kgN m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>		%		
COV2.2C/N11	126,4±0,9	41,5±8,6	92,9±1,4	39,0±6,9	ND	2,2±1,8	ND	16,1±3,6	0,19±0,01	0,13±0,02	67±7	60±8	78±4
COV1.2C/N3	363,4±5,2	212,3±1,3	284,8±44,4	185,7±85,4	ND	7,2±7,2	ND	23,3±10,0	0,55±0,01	0,23±0,01	42±0,4	38±32	77±12
COV1.0C/N3	171,5±8,4	71,8±48,4	160,3±13,1	64,7±53,7	ND	12,9±11,4	ND	62,8±31,9	0,26±0,02	0,15±0,10	57±26	58±38	43±14

\*CN = carga de nitrogênio. \*DN = Percentual de nitrogênio desnitrificado

Fonte: a própria autora

**Figura 21** - Concentração afluente (Af) e efluente (Ef) de NTK, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (B) obtidos na fase C



Fonte: a própria autora

Com a redução da relação C/N de 11 (COV2.2C/N11) para três (COV1.2C/N3), o percentual de desnitrificação permaneceu próximo a 80%, porém as concentrações de  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  foram mais elevadas na COV1.2C/N3. Já na COV1.0C/N3 a concentração das formas oxidadas de nitrogênio subiu cerca de 2,5 vezes, havendo aumento, principalmente do  $\text{N-NO}_3^-$ , o que resultou na redução do percentual de desnitrificação (Tabela 18).

Com o objetivo de verificar se houve falta de doadores de elétrons para o processo de desnitrificação heterotrófica, foi estimada a demanda teórica de DQO, com base na concentração das frações de nitrogênio afluente e efluente. Para o cálculo considerou-se a relação DQO/ $\text{N-NO}_3^-$  igual a quatro (AKUNNA; BIZEAU; MOLETTA, 1993; FERNÁNDEZ-NAVA *et al.*, 2010).

Desta forma, estimou-se a necessidade de  $266 \pm 31$ ,  $468 \pm 89$  e  $162 \pm 74$  mg  $\text{L}^{-1}$  de DQO nas condições COV2.2C/N11, COV1.2C/N3 e COV1.0C/N3, respectivamente, para a ocorrência da desnitrificação heterotrófica. Observando os dados apresentados na Tabela 17, constata-se que foi removido, em média, cerca de 1398, 798 e 366 mg  $\text{L}^{-1}$  de  $\text{DQO}_T$  na COV2.2C/N11, COV1.2C/N3 e COV1.0C/N3 mg  $\text{L}^{-1}$ , valores superiores à demanda requerida para a desnitrificação.

Entretanto, destaca-se que a demanda teórica de matéria orgânica pode ser superior à utilizada para os cálculos, pois depende do tipo de doador de elétrons utilizado para desnitrificação (NYBERG *et al.*; 1992; AKUNNA, BIZEAU; MOLETTA, 1993; HENZE; KRISTENSEN; STRUBE, 1994; FERNÁNDEZ-NAVA *et al.*, 2010), e durante o período aerado, parte da matéria orgânica foi utilizada pelos organismos aeróbios como aceptor final de elétrons.

Pela estimativa feita baseada na concentração média de OD, vazão de  $\text{O}_2$  e tempo de aeração no ciclo de AI, porcentagem acima de 90% da  $\text{DQO}_T$ , pode ter sido removida pela oxidação aeróbia no RLEAI, o que teria resultado na falta de doadores de elétrons para desnitrificação, referentes as duas últimas condições operadas na fase C.

Embora seja pouco provável, outras vias de remoção de nitrogênio, como a anammox, podem ter ocorrido no reator na fase C e auxiliado a

remoção de NT. O metabolismo autotrófico anaeróbio de remoção de amônia pode acontecer em condições com reduzida disponibilidade de elétrons para a desnitrificação heterotrófica, elevados TRC ou existência de microrganismos sintróficos (BARANA *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2016; ALMEIDA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018). Nessa rota o  $\text{N-NO}_2^-$  atua como aceptor de elétrons e o  $\text{N-NH}_4^+$  como doador, o que resulta na produção de  $\text{N}_2$  e  $\text{N-NO}_3^-$ . Várias pesquisas utilizando o reator de leito estruturado apontam a existência do processo como responsável por parte do nitrogênio removido no meio (BARANA *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2016; ALMEIDA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018).

Mesmo tendo sido levantada a hipótese da existência de outra rota para remoção de nitrogênio, a NDS continuou sendo a principal forma de remoção deste macronutriente, já que é um processo característico nos RLEAI (MOURA; DAMIANOVIC; FORESTI, 2012; BARANA *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2016; CORREA *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2018; AZEVEDO *et al.*, 2021).

Na Tabela 19, são apresentados os percentuais médios de remoção de NT, já na Figura 22, encontra-se o gráfico dos valores analisados.

**Tabela 19** - Percentual de remoção de NT calculados na fase C

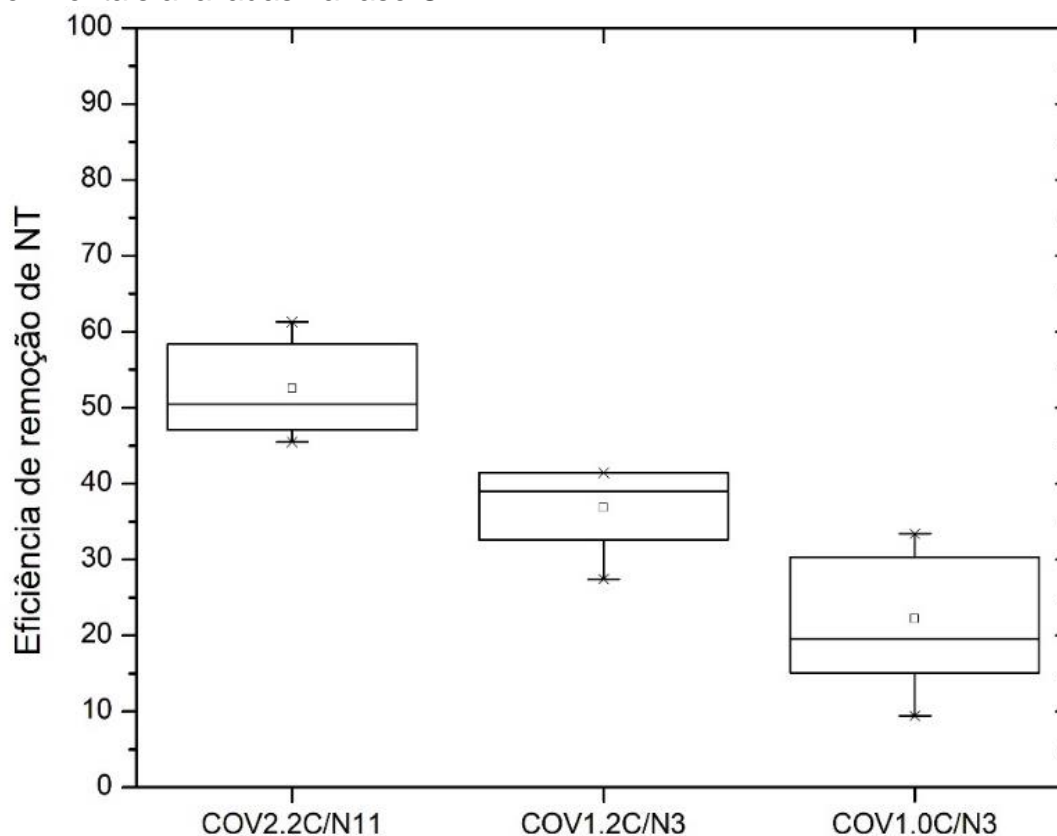
Condição	Remoção de NT (%)
COV2.2C/N11	53±6 <sup>a</sup>
COV1.2C/N3	37±6 <sup>b</sup>
COV1.0C/N3	22±9 <sup>c</sup>

Nota: Letras iguais = valores estatisticamente iguais; Letras diferentes = valores estatisticamente diferentes ao nível de 95% - Teste: Kruskal-Wallis

Fonte: a própria autora

A redução no percentual de remoção de NT da condição COV2.2C/N11 para COV1.2C/N3, é explicada pela baixa remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ , ocasionada pela falta de alcalinidade no meio. Já na COV1.0C/N3, observa-se que a remoção de NT foi afetada pela redução na desnitrificação, que foi prejudicada pela baixa disponibilidade de matéria orgânica no meio.

**Figura 22** - Gráfico Box-plot da eficiência de remoção de NT obtida nas condições experimentais avaliadas na fase C



**Fonte:** a própria autora

### 5.1.2.3 pH e alcalinidade

Na Tabela 20 são mostradas as médias e desvios padrões do pH e alcalinidade das condições COV2.2C/N11 à COV1.0C/N3.

Nas condições em que a relação C/N foi 3 o pH efluente foi menor do que o afluente, atingindo valor mínimo de 5,33 no 1286<sup>o</sup> dia de operação. A atividade das bactérias nitrificantes é fortemente influenciada pelo pH do meio, uma vez que sob os valores de 6,5 a atividade desses organismos é reduzida (COSTA; FERREIRA; HAANDEL, 2007). Segundo Jimenez *et al.* (2011), os valores indicados para a atividade dessas bactérias situam-se na faixa de 7,50 a 9,95.

**Tabela 20** - Média e desvio padrão do pH e alcalinidade do Afluente (AF) e do Efluente (EF) obtidos na fase C

Condição	pH		Alcalinidade	
	-		mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	
	AF	EF	AF	EF
COV2.2C/N11	6,3±0,3	7,5±0,3	184,6±37,2	49,6±17,6
COV1.2C/N3	7,2±0,7	6,8±0,4	255,4±25,8	25,8±18,2
COV1.0C/N3	7,6±0,2	7,0±0,8	1023,1±254,7	60,9±58,9

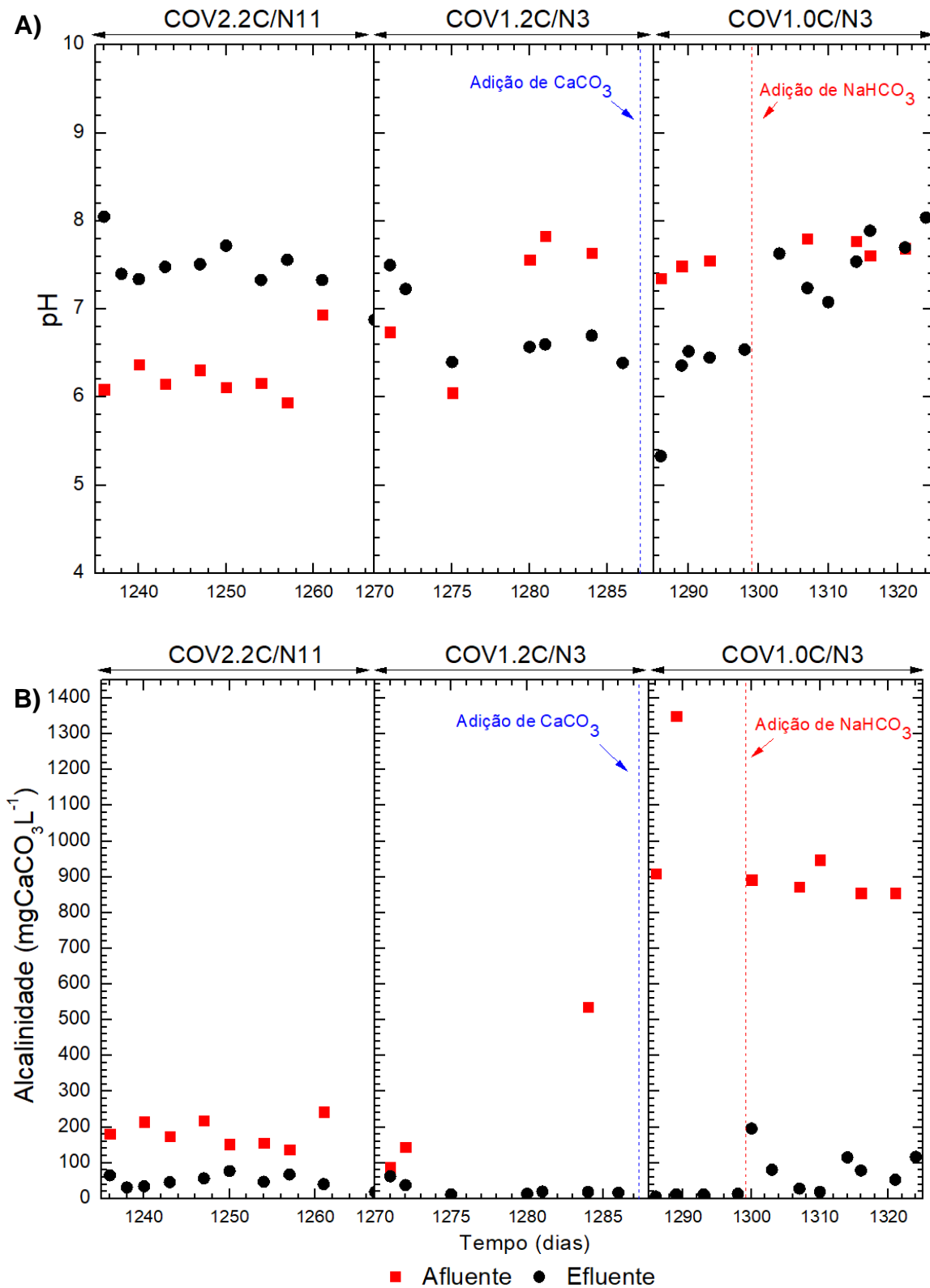
**Fonte:** a própria autora

Silva Filho *et al.* (2007), ao estudarem a atividade metabólica das bactérias nitrificantes em sistema de Lodos Ativados tratando águas residuárias domésticas, em diferentes valores de pH (4,0; 5,0; 6,0; 7,0 e 8,0), verificaram que em pH abaixo de 5,0, os dois grupos (BOA e BON) de bactérias nitrificantes não exibem atividade biológica, enquanto em pH em torno de 8,0, notaram o aumento na capacidade metabólica de ambos.

Em relação à alcalinidade, na Figura 23, é possível observar variações em sua concentração afluente. O resultado apresentado relaciona-se à adição pontual de alcalinidade externa (CaCO<sub>3</sub> – COV1.2C/N3 e NaHCO<sub>3</sub> – COV1.0C/N3) como já citado, buscando manter o pH próximo a neutralidade, a fim de que o processo de nitrificação não fosse comprometido.

Constata-se que, em ambas as condições operadas na fase C, houve consumo de alcalinidade e que, no RLEAI, não foi produzida ou que havia disponibilidade suficiente para este gasto, o que refletiu na redução do pH efluente. Considerando que todo o nitrogênio foi removido pela via convencional, ou seja, foi amonificado, nitrificado pela via autotrófica aeróbia e desnitrificado pelos microrganismos heterotróficos, mesmo com a adição de fonte de alcalinidade externa, haveria um *déficit* de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> para que o processo de nitrificação ocorresse.

**Figura 23** - Valores de pH (A) e alcalinidade ( $\text{mgCaCO}_3 \text{L}^{-1}$ )(B) obtidos ao longo da fase C



Fonte: a própria autora

De acordo com os resultados, pode-se indicar que parte do nitrogênio tenha sido assimilado pela biomassa presente no reator e/ou removido por outras vias, o que resultou em um consumo menor de alcalinidade. Outra explicação é que parte da alcalinidade foi produzida pelo processo de degradação da matéria orgânica, como possivelmente ocorreu na fase B.

#### 5.1.2.4 Série de sólidos

A concentração de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV), obtidos na fase C, são apresentados na Tabela 21 e os resultados da série de sólidos em suspensão (SS) na Tabela 22.

**Tabela 21** - Concentração de sólidos totais (ST), totais fixos (STF) e totais voláteis (STV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos da COV2.2C/N11 à COV1.0C/N3

Condição	ST		STF		STV	
	AF	EF	AF	EF	AF	EF
	<b>mg L<sup>-1</sup></b>					
COV2.2C/N11	1846±183	1544±61	1314±65	1355±45	565±134	188±40
COV1.2C/N3	1260±470	1777±46	974±416	1563±50	286±54	215±88
COV1.0C/N3	1726±485	1535±502	1488±560	1200±205	404±147	314±79

Fonte: a própria autora

**Tabela 22** - Concentração de sólidos em suspensão totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV) afluente (AF) e efluente (EF) obtidos da COV2.2C/N11 à COV1.0C/N3

Condição	SST		SSF		SSV	
	AF	EF	AF	EF	AF	EF
	<b>mg L<sup>-1</sup></b>					
COV2.2C/N11	101±65	35±13	15±14	4±5	86±52	31±13
COV1.2C/N3	142±14	49±47	28±11	11±12	114±3	38±36
COV1.0C/N3	63±54	48±35	8±6	24±23	84±40	25±20

Fonte: a própria autora

As concentrações de ST afluente e efluente estão relacionadas às características da água residuária tratada e ao tipo de tratamento utilizado, visto que o tratamento biológico não é utilizado para a remoção de sólidos inorgânicos.

Como na fase anterior, os resultados encontrados na fase C,

demonstram que o RLEAI pode ser utilizado como unidade tratamento secundária e dispensa decantadores secundários para retenção da biomassa (MOURA, 2014; SILVA *et al.*, 2018).

### 5.1.3 Choque de carga orgânica e hidráulica

#### 5.1.3.1 Choque de carga orgânica (COV4.9)

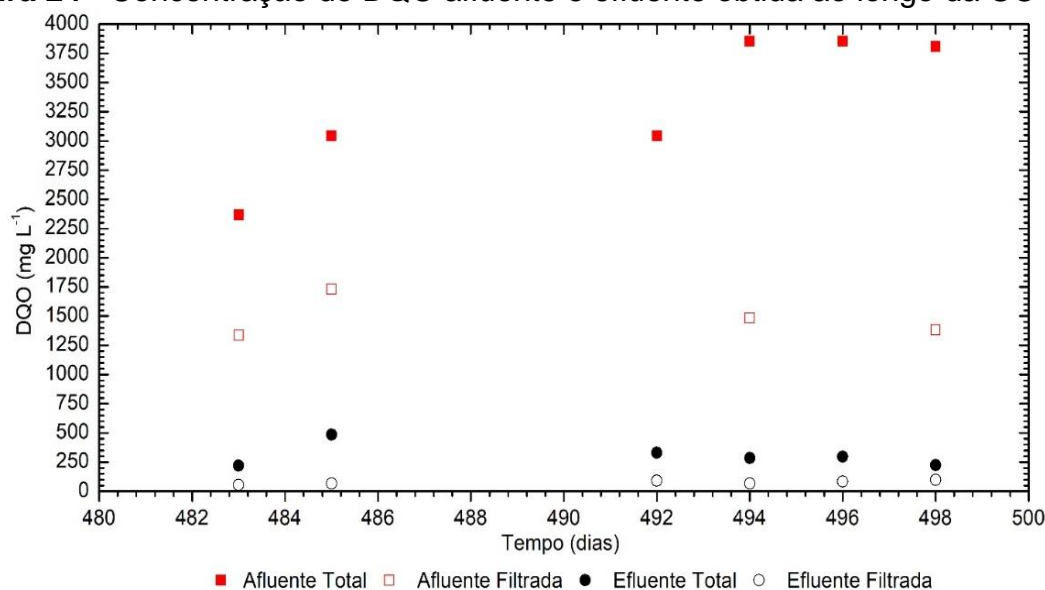
Na Tabela 21 encontra-se a média e o desvio padrão da DQO (afluente e efluente), bem como a eficiência de remoção obtida ao longo do choque de carga orgânica (COV4.9 – duração de 15 dias) aplicado no RLEAI, após 43 dias de operação na condição COV1.0 (fase B). A Figura 24 demonstra a variação dos dados ao longo do monitoramento.

**Tabela 23** - DQO afluente (AF) e efluente (EF), carga orgânica volumétrica (aplicada e removida) e percentual de remoção de DQO obtidos ao longo da COV4.9

DQO <sub>T</sub>		DQO <sub>F</sub>		COV		Remoção	
AF	EF	AF	EF	Aplicada	Removida	DQO <sub>T</sub>	DQO <sub>F</sub>
mg L <sup>-1</sup>				Kg DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>		%	
3327±611	307±98	1483±177	77±17	4,90±1,06	4,45±1,09	90±4	95±2

Fonte: a própria autora

**Figura 24** - Concentração de DQO afluente e efluente obtida ao longo da COV4.9



Fonte: a própria autora

A concentração mínima de  $DQO_T$  efluente foi de  $218 \text{ mg L}^{-1}$  (483<sup>o</sup> dia) e a máxima de  $486 \text{ mg L}^{-1}$  (485<sup>o</sup> dia). Após o pico de  $DQO_T$  efluente obtido no 485<sup>o</sup> dia, houve estabilidade no seu percentual de remoção, ficando acima dos 89%, o que resultou em uma parcela média de DQO removida de  $3020 \text{ mg L}^{-1}$ .

Como pode ser observado na Tabela 23 e na Figura 24, a concentração de  $DQO_F$  efluente ficou abaixo de  $100 \text{ mg L}^{-1}$ , o que demonstra que o material particulado, especificamente a biomassa em suspensão ( $SST = 123 \pm 72 \text{ mg L}^{-1}$  e  $SSV = 103 \pm 77 \text{ mg L}^{-1}$ ), contribuiu com mais de 50% da matéria orgânica efluente.

Na Tabela 24, são apresentados os dados obtidos para a série de nitrogênio ao longo da COV4.9 e a Figura 25 mostra a variação da concentração do NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  afluente (AF) e efluente (EF) na condição estudada. A concentração de  $N-NH_4^+$  ficou abaixo de  $8,9 \text{ mg L}^{-1}$  e não houve acúmulo das formas oxidadas de nitrogênio, o que indica que a remoção de NT foi prejudicada pela redução da amonificação e/ou a perda de biomassa.

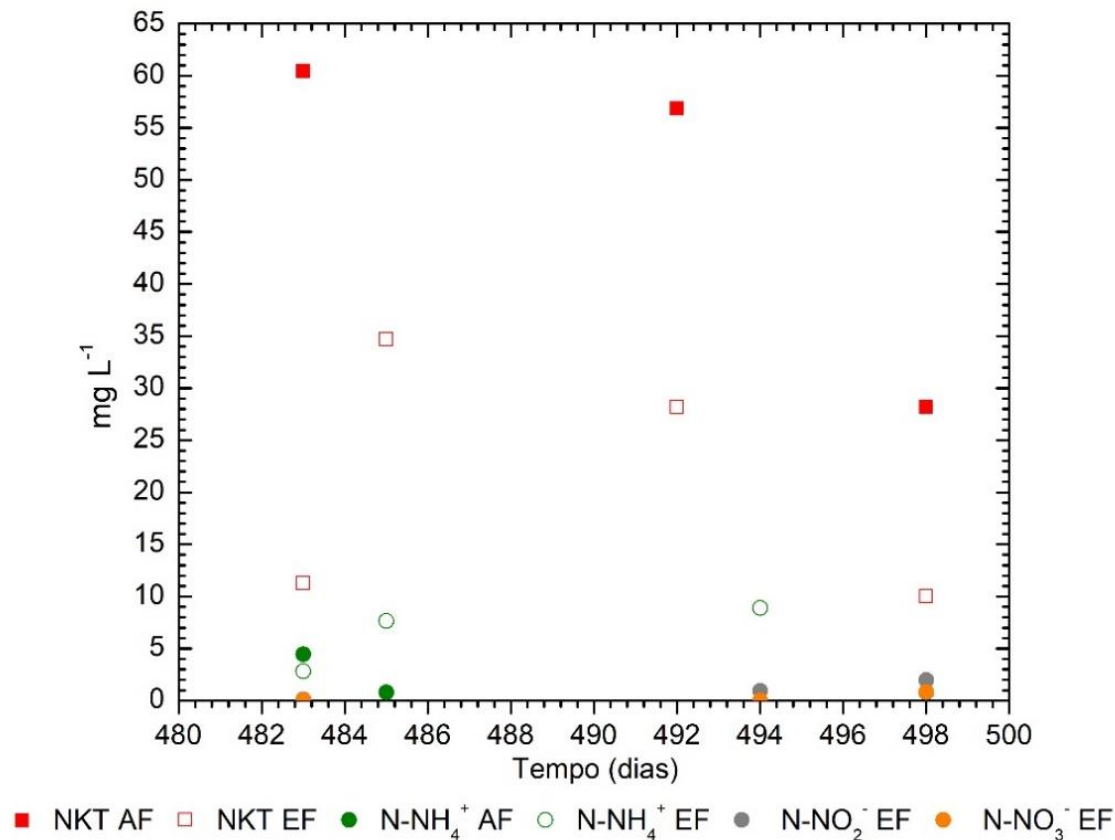
**Tabela 24** - Concentração média de NTK,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NO_3^-$  afluente (AF) e efluente (EF), percentual de remoção de NTK e desnitrificação obtidos na COV4.9

NTK		$N-NH_4^+$		$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	CN		Remoção		
AF	EF	AF	EF	EF	Aplicada	Removida	NTK	DN*	NT	
		$\text{mg L}^{-1}$			$\text{kgN m}^{-3}\text{d}^{-1}$		%			
53,3±12,4	23,4±10,2	1,5±2,0	6,5±3,2	1,0±0,9	0,3±0,5	0,07±0,03	0,04±0,02	57±14	97±6	55±1

\*DN= desnitrificação

Fonte: a própria autora

**Figura 25** – Variação da concentração do NTK,  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$  afluente (AF) e efluente (EF) medido ao longo do monitoramento da COV4.9



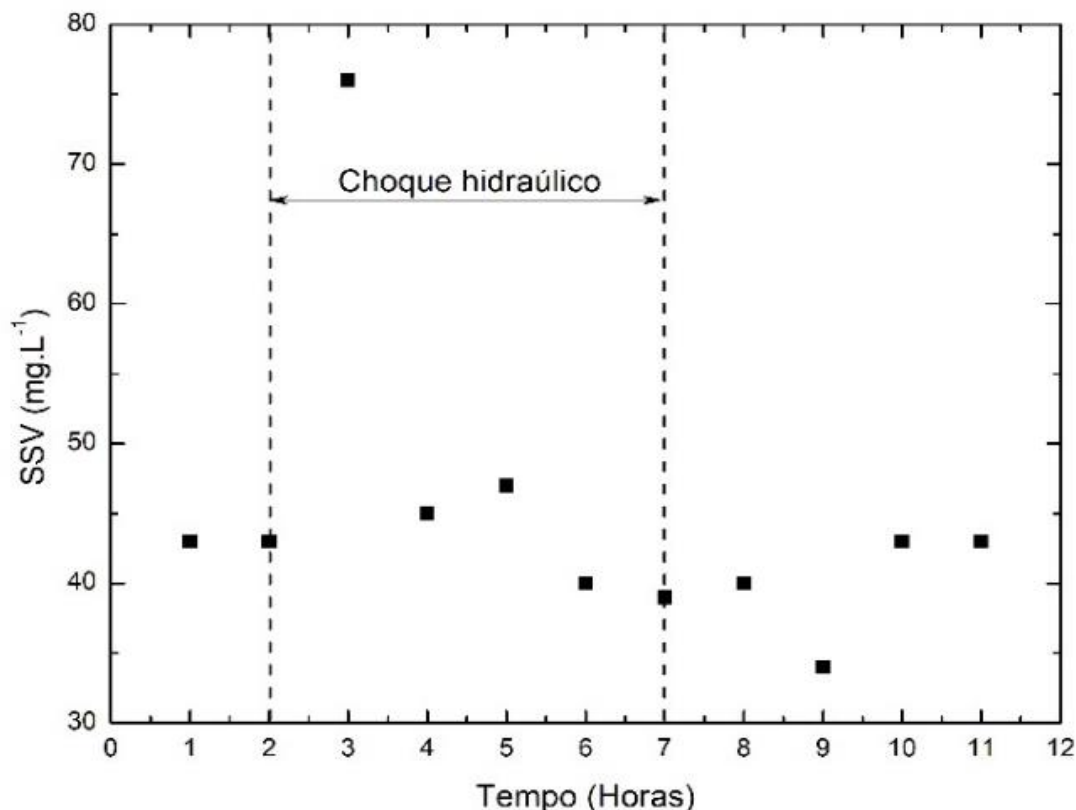
**Fonte:** a própria autora

Os resultados encontrados neste estudo, somados aos obtidos na fase B, demonstram o potencial do RLEAI na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, quando empregado no tratamento de efluentes de laticínios, com cargas orgânicas variadas e elevadas.

### 5.1.3.2 Choque de carga hidráulica

A Figura 26 mostra as concentrações de Sólidos em Suspensão Voláteis ( $\text{SSV L}^{-1}$ ) monitoradas no efluente antes, durante e depois do choque hidráulico. Observa-se que uma hora após o aumento da vazão, houve aumento da perda de SSV do reator. Porém, uma hora após, a concentração de SSV decresceu, ficando próxima ao valor obtido ao final da COV1.4B ( $\approx 44 \text{ mg L}^{-1}$ ).

**Figura 26** - Concentração de sólidos em suspensão voláteis (SSV) obtidos antes, durante e após o choque hidráulico (CH)



**Fonte:** a própria autora

Após 24 horas do choque de carga hidráulica, foram feitas todas as análises físico-químicas realizadas para o monitoramento da eficiência do sistema de tratamento. Os resultados mostraram que o sistema voltou a fase estacionária, com valores próximos aos obtidos na condição anterior ao choque (pH = 8,5; Alcalinidade = 490 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>; DQO<sub>T(EF)</sub> = 110 mg L<sup>-1</sup>; NTK<sub>(EF)</sub> = 22 mg L<sup>-1</sup>; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sub>(EF)</sub> = 21 mg L<sup>-1</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> = 1,0 mg L<sup>-1</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = 2 mg L<sup>-1</sup>), o que demonstra que o aumento da velocidade do fluxo não prejudicou significativamente a biomassa ativa e não auxiliou na remoção do excesso de biomassa aderida..

Satwat (2018) relata que quando aplicou o choque hidráulico em um reator de leito móvel de biomassa aderida, com inserção de microrganismos eficientes (EM), não constatou a diminuição na eficiência de remoção de NT em

seu sistema. O autor explica que mesmo ocorrendo a lavagem de parte do material aderido ao material suporte, essa não foi significativa, visto que o biofilme era inicialmente espesso.

#### 5.1.4 Análise cinética: determinação da velocidade específica de remoção de nitrogênio

##### 5.1.4.1 Velocidade específica de nitrificação e nitratação

A Figura 27 apresenta os perfis temporais de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^-$  ao final da COV1.0, COV1.2 e COV1.4.

Os dados obtidos no perfil temporal de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^-$  assemelham-se às reações de ordem 0, na qual a velocidade da reação não é afetada pela concentração dos substratos. Os valores da ordem de reação ( $n$ ) calculados pelo método integral no Excel®, confirmam esta hipótese, ficando os mesmos abaixo de 0,5 em todas as análises. Assim, os dados apresentados na Tabela 25 foram calculados admitindo reações de ordem 0.

**Tabela 25** – Velocidades específicas ou constantes cinéticas específicas ( $k_0$ ) obtidas para os ensaios de nitrificação via  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^-$  para reações de ordem zero

Condição	$\text{mgN-NH}_4^+ \text{ gSTV}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$R^2$	$\text{mgN-NO}_2^- \text{ gSTV}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$R^2$
COV1.0	0,12	0,93	0,03	0,95
COV1.2	0,03	0,75	0,02	0,97
COV1.4	0,07	0,95	0,02	0,76

**Fonte:** a própria autora

A velocidade de nitrificação via  $\text{N-NH}_4^+$  foi de 2,06, 1,18 e 1,87  $\text{mg L}^{-1} \text{ h}^{-1}$  na COV1.0, COV1.2 e COV1.4, respectivamente. Dos resultados, constata-se que houve diminuição da velocidade de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  da primeira para a segunda condição e, posteriormente, um aumento.

A concentração de STV presente no ensaio de nitrificação via  $\text{N-NH}_4^+$  foi de 35,7  $\text{g L}^{-1}$  na COV1.2, resultado duas vezes maior que o obtido na COV1.0 e 1,4 superior ao calculado na COV1.4. A elevação da concentração dos

STV na COV1.2 interferiu negativamente na remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ , visto que não foi obtido aumento na concentração dos organismos nitrificantes autotróficos, o que indica que o resultado está associado ao desenvolvimento dos organismos heterotróficos ou/e a elevação da biomassa não ativa no reator.

Observou-se que, ao longo dos ensaios de nitrificação, não ocorreu aumento das formas oxidadas de nitrogênio (Figura 27), mesmo sendo mantida a concentração de  $4.5 \text{ mg L}^{-1}$  de OD, ao longo de todo o período analisado.

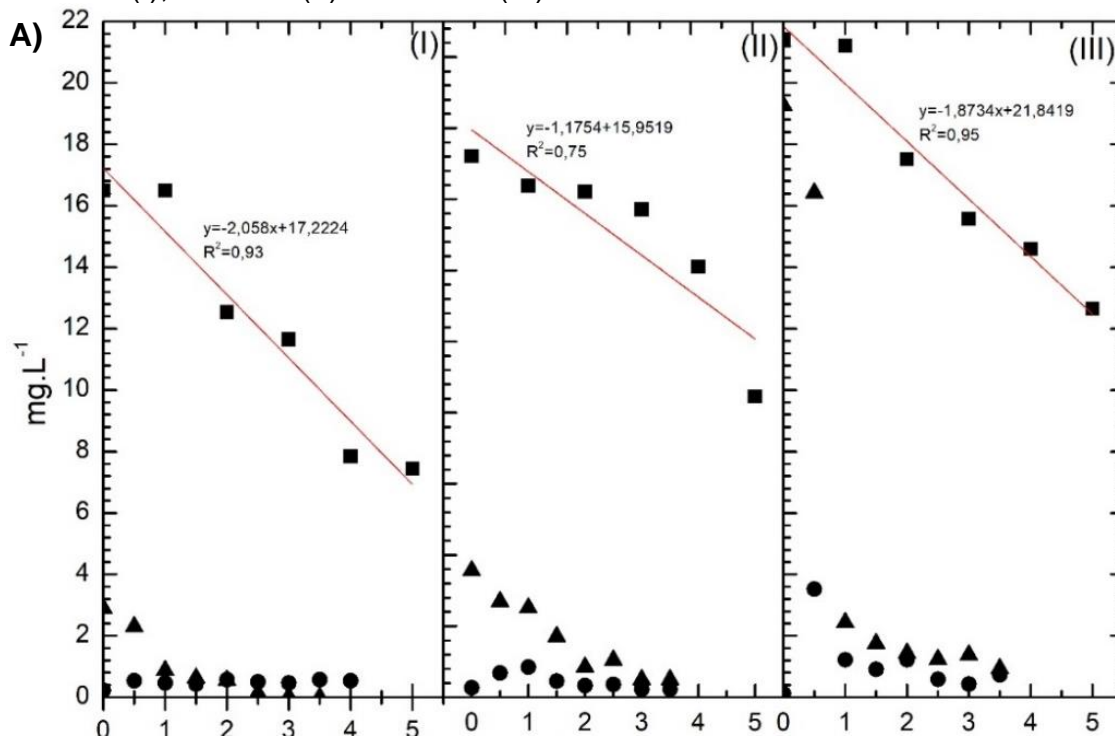
O resultado sinaliza que o processo de NDS foi a principal via de remoção de nitrogênio no RLEAI.

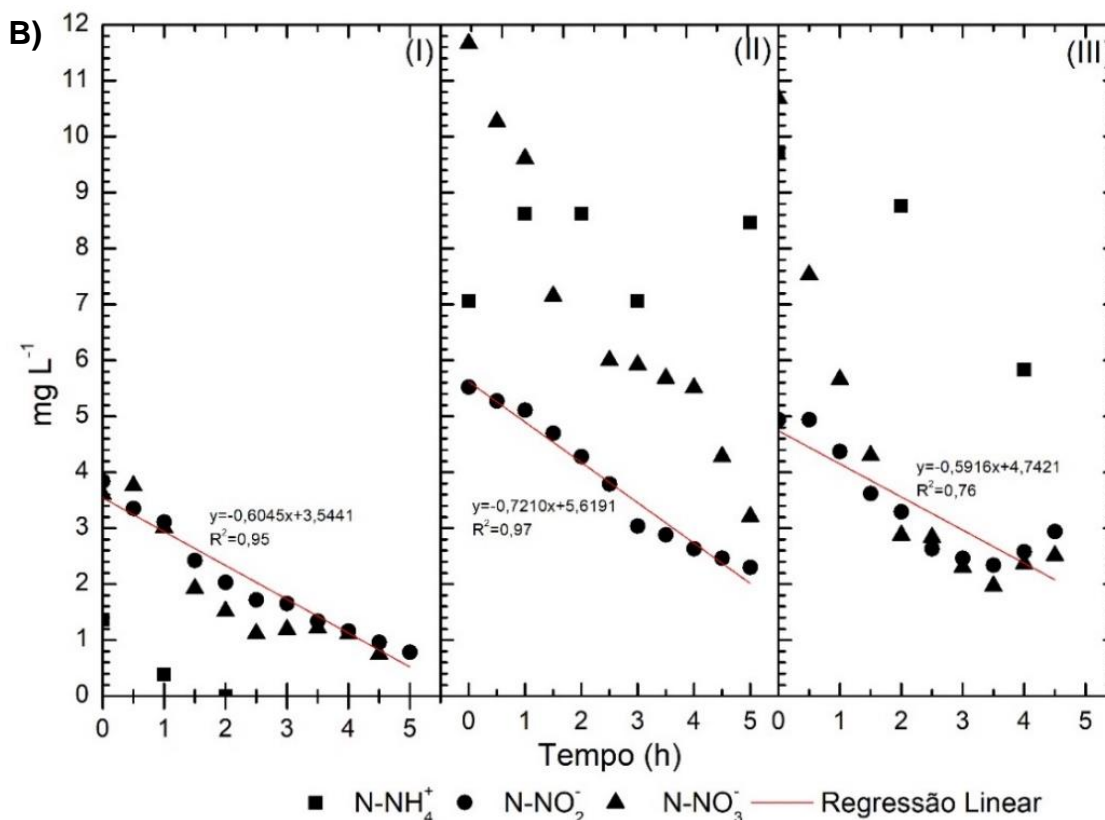
No MS e no LD, foram obtidas elevadas concentrações PST (Item 5.1.5), demonstrando que o biofilme formado no MS, bem como a estrutura dos flocos e dos grânulos, era espessa, o que permitiu a formação de gradiente de nutrientes e OD, viabilizando a via de remoção.

Ao aumentar a concentração da matéria orgânica afluyente, o crescimento dos microrganismos heterotróficos foi favorecido, interferindo na velocidade de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^-$  no reator. Bassin *et al.* (2016) operaram um reator de leito móvel com biomassa em suspensão e aderida, e constataram que com o aumento gradual da carga orgânica afluyente, houve diminuição significativa da taxa específica de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Dos resultados ilustrados na Tabela 25 nota-se que, na COV1.0 a velocidade de nitratação foi três vezes menor que a de nitrificação. Este resultado pode ter colaborado para o processo de desnitrificação pela via curta, o que contribuiu para que não houvesse acúmulo das formas oxidadas de nitrogênio no reator.

**Figura 27** - Perfis temporais de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  (A) e  $\text{N-NO}_2^-$  (B) ao final da COV1.0 (I), COV1.2 (II) e COV1.4 (III).





Fonte: a própria autora

Na Tabela 24 são apresentados os valores de  $k$  em diferentes configurações de reatores. Observa-se que os valores obtidos neste trabalho foram muito inferiores aos relatados na literatura. A diferença pode ser explicada pelas condições de realização do ensaio, visto que nesta pesquisa foi utilizado efluente real, que apresenta maior complexidade do que os sintéticos. Além disso, a biomassa utilizada nos ensaios cinéticos foi coletada direto do RLEAI. Sendo assim, era formada por uma comunidade de microrganismos de diferentes grupos (bactérias, fungos e protozoários), não representando apenas os microrganismos nitrificantes presentes em suspensão e aderidos.

Eckenfelder (1989) propôs que a taxa específica de nitrificação máxima seria de 1,04 mgN-NH<sub>3</sub> oxidado por mg de microrganismos nitrificantes por dia. Desta relação, e com base na quantidade de nitrogênio nitrificado, é possível apontar que, na COV1.0, cerca de 2,5% da biomassa presente no reator era nitrificante. Nas COV1.2 e COV1.4 os percentuais seriam ainda menores, cerca de 0,3% e 0,5%, respectivamente.

É importante ressaltar que o cálculo acima levou em consideração apenas microrganismos nitrificantes autotróficos aeróbios, pois seriam os responsáveis pela remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ . Porém, os microrganismos heterotróficos, como os fungos filamentosos, também podem ter contribuído para a remoção de nitrogênio no sistema.

**Tabela 26** - Velocidade específica de nitrificação e nitratação em diferentes sistemas de tratamento

Origem da biomassa	Biomassa utilizada no ensaio	Efluente utilizado no ensaio	Temperatura (°C)	mgN L <sup>-1</sup> (teste)	k – via N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN gSSV <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	k – via N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mgN gSSV <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	Referência
<sup>1</sup> Reator de leito estruturado	Biomassa aderida	Esgoto sanitário	30	30	1,8	2,8	Moura, 2014
<sup>2</sup> Reator de leito estruturado	Biomassa aderida	Esgoto sanitário	30	30	2,7	2,2	Moura, 2014
<sup>3</sup> Reator de leito estruturado	Biomassa aderida	Esgoto sanitário	30	30	1,7	2,6	Moura, 2014
RBS	Biomassa imobilizada	Sintético	18	50	2,4	-	Shin; Yoon; Park, 2019
<sup>4</sup> Reator de leito móvel (MBR)	Híbrido	Sintético	22	100	1,2-2,3	-	Bassin <i>et al.</i> , 2016
<sup>5</sup> MBR	Aderida	Sintético	25	44	1,7	-	Zhang <i>et al.</i> , 2017
<sup>6</sup> MBR	Aderida	Sintético	25	44	2,2	-	Zhang <i>et al.</i> , 2017
<sup>7</sup> Lodos ativados	Lodo	Industrial	35	50	5,0	-	Kim <i>et al.</i> , 2011
Reator operado com membranas	Biomassa imobilizada	Esgoto sanitário	17-23	21	1,2	-	Lim <i>et al.</i> , 2007

<sup>1</sup>Reator operado com TDH de 12 horas e ciclos de AI de 2 horas com aeração ligada/ 1 hora

<sup>2</sup>Reator operado com TDH de 8 horas e ciclos de AI de 2 horas com aeração ligada/ 1 hora

<sup>3</sup>Reator operado com TDH de 8 horas e ciclos de AI de 3 horas com aeração ligada/ 1 hora

<sup>4</sup>COVa de 3,2 kgDQO.m<sup>3</sup>d

<sup>5</sup>Biomassa advinda do reator preenchido com 20% de MS.

<sup>6</sup>Biomassa advinda do reator preenchido com 30% de MS.

<sup>7</sup>A biomassa utilizada para determinação da taxa de nitrificação foi coleta do tanque aeróbio do sistema de tratamento de efluentes industriais, porém os testes em batelada foram realizados com efluente sintético. O valor de k apresentado na Tabela são das 3 primeiras semanas de análise do sistema.

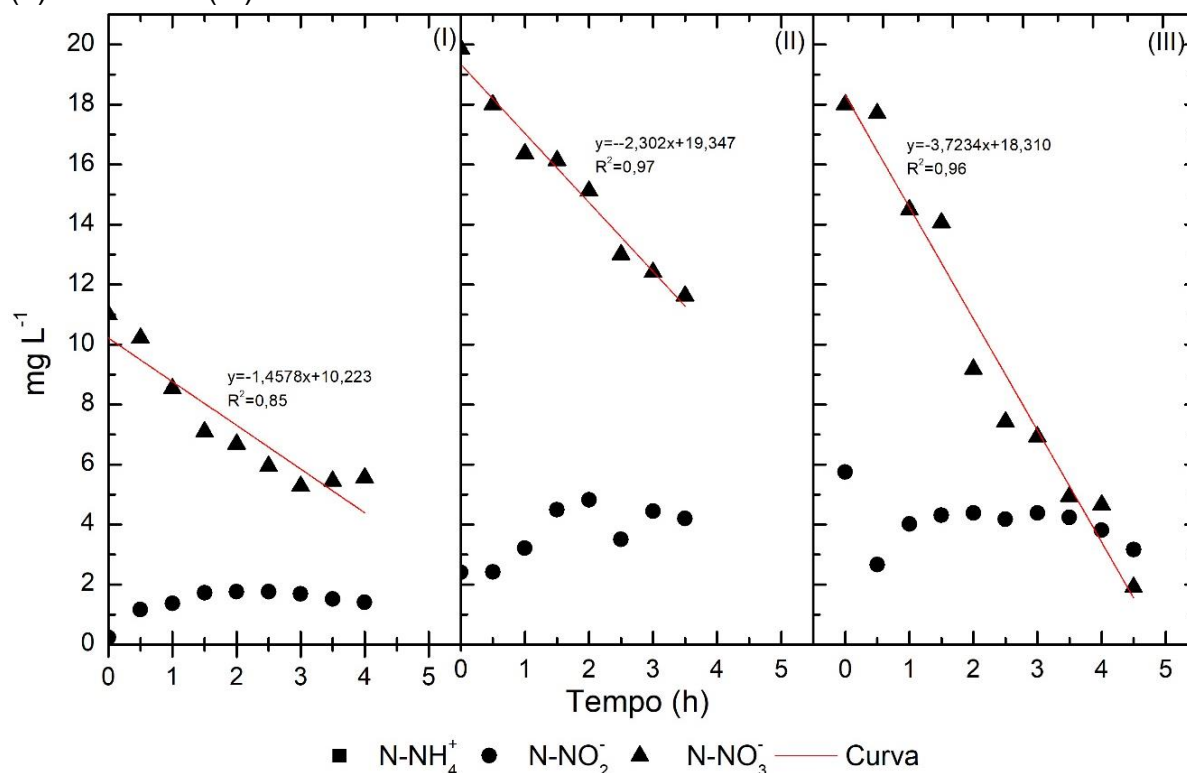
Visualiza-se, na Tabela 27, as constantes cinéticas específicas obtidas nos ensaios de desnitrificação via  $\text{N-NO}_3^-$  e na Figura 28, os perfis de concentração dos compostos nitrogenados analisados.

**Tabela 27** - Constantes cinéticas específicas obtidas para os ensaios de desnitrificação via  $\text{N-NO}_3^-$  para reações de ordem 0

Condição	$\text{mgN-NO}_3^- \text{ gSTV}^{-1} \text{ h}^{-1}$	$R^2$
COV1.0	0,08	0,85
COV1.2	0,07	0,97
COV1.4	0,14	0,96

Fonte: a própria autora

**Figura 28** - Perfis temporais de remoção de  $\text{N-NO}_3^-$  ao final da COV1.0 (I), COV1.2 (II) e COV1.4 (III)



Fonte: a própria autora

Como no ensaio de nitrificação, os dados do perfil temporal de remoção de  $\text{N-NO}_3^-$  (Figura 28) assemelham-se a reações de ordem 0. Os valores de  $n$  calculado no Excel também foram inferiores a 1, sendo assim foi admitida reação de ordem 0 para o cálculo da velocidade de remoção desse composto.

A taxa de remoção de  $\text{N-NO}_3^-$  foi de  $1,4 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ,  $2,3 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$  e  $3,7 \text{ mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$  na COV1.0, COV1.2 e COV1.4, respectivamente, sendo esses valores duas vezes superiores aos obtidos para taxa de nitrificação.

Na Tabela 28, encontram-se os valores da taxa de desnitrificação específica ( $k$ ) via  $\text{N-NO}_3^-$  para desnitrificação heterotrófica, relatados em diferentes configurações de reatores. Como na nitrificação, constata-se que os valores obtidos neste trabalho foram muito inferiores aos apontados na literatura.

O resultado obtido nesta análise pode estar associado ao fato desta pesquisa ter utilizado efluente real. De acordo com EPA (1993), a taxa de desnitrificação específica pode variar de acordo com a fonte de carbono utilizada. No manual, os ensaios que utilizam metanol como fonte de carbono apresentam a taxa de desnitrificação específica variadas em  $8,8\text{-}13,3 \text{ mgN-NO}_3^- \text{ gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$  ( $25^\circ\text{C}$ ). Já utilizando esgoto, esta taxa caiu para  $1,3\text{-}4,6 \text{ mgN-NO}_3^- \text{ gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$  ( $15\text{-}27^\circ\text{C}$ ). Shin, Yoon e Park (2019) utilizam como fonte de carbono a glicose e obtiveram taxa de desnitrificação específica de  $5,2 \text{ mgN-NO}_3^- \text{ gSSV}^{-1}.\text{h}^{-1}$  ( $18^\circ\text{C}$ ). Os resultados mostram que quanto mais complexa a fonte de carbono, mais lenta será a taxa de desnitrificação.

**Tabela 28** - Taxa de desnitrificação específica via N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em diferentes sistemas de tratamento

Origem da biomassa	Biomassa utilizada no ensaio	Efluente utilizado no ensaio	Temperatura (°C)	Concentração N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (teste)	DQO (teste)	C/N	k – via desnitrificação (mgN gSSV <sup>-1</sup> .h <sup>-1</sup> )	Referência
<sup>1</sup> Reator de leito estruturado	Aderida	Esgoto sanitário	30	30	-	10	6,0	Moura, 2014
<sup>2</sup> Reator de leito estruturado	Aderida	Esgoto sanitário	30	30	-	10	3,8	Moura, 2014
<sup>3</sup> Reator de leito estruturado	Aderida	Esgoto sanitário	30	30	-	10	3,6	Moura, 2014
RBS	Aderida	Sintético	18	50	300	-	5,2	Shin <i>et al.</i> , 2019
<sup>4</sup> MBR	Aderida	Sintético	25	46	1000	-	4,6	Zhang <i>et al.</i> , 2017
<sup>5</sup> MBR	Aderida	Sintético	25	46	1000	-	5,0	Zhang <i>et al.</i> , 2017
<sup>6</sup> MBR	Aderida	Sintético	20	12–15	330 – 370	20	10,41	Chen <i>et al.</i> , 2018
<sup>7</sup> Lodos ativados	Lodo	Sintético	35	50	-	-	2,8-4,8	Kim <i>et al.</i> , 2011

<sup>1</sup>Reator operado com TDH de 12 horas e ciclos de AI de 2 horas com aeração ligada/ 1 hora

<sup>2</sup>Reator operado com TDH de 8 horas e ciclos de AI de 2 horas com aeração ligada/ 1 hora

<sup>3</sup>Reator operado com TDH de 8 horas e ciclos de AI de 3 horas com aeração ligada/ 1 hora

<sup>4</sup>Biomassa com reator preenchido com 20% de MS.

<sup>5</sup>Biomassa com reator preenchido com 30% de MS

<sup>6</sup>Ensaio realizada com a biomassa aeróbia ligada ao material suporte na relação C/N = 20.

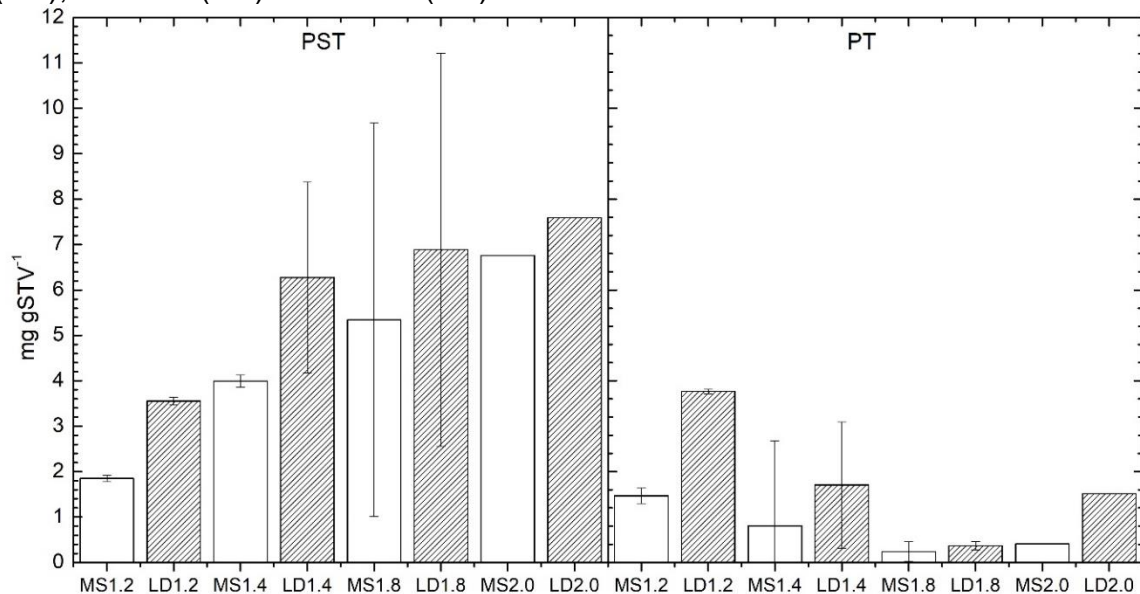
<sup>7</sup>A biomassa utilizada para determinação da taxa de desnitrificação foi coleta do tanque anóxico do sistema de tratamento de efluentes industriais, porém os testes em batelada foram realizados com efluente sintético. O valor de k apresentado na Tabela são das 3 primeiras semanas de análise do sistema.

### 5.1.5 Concentração de Polissacarídeos (PST) e Proteínas (PT) totais presentes no LD e MS

A Figura 29 ilustra as concentrações médias específicas de PST e PT, presente no MS e no LD, nas condições avaliadas na fase B. Na Figura é possível observar a elevação na concentração de PST durante a operação do RLEAI, o que sugere aumento na espessura do biofilme e dos flocos ou grânulos.

Este resultado, possivelmente, foi consequência das concentrações de matéria orgânica aplicadas ao reator (BASSIN *et al.*, 2012; BASSIN *et al.*, 2016), a composição da biomassa presente no MS (GUTIÉRREZ; PRIETO; MARTÍNEZ, 1996; FUKUDA *et al.*, 2009) e das características do efluente de laticínios (HIGGINS; NOVAK, 1997; DURMAZ; SANIN, 2001).

**Figura 29** - Concentração de polissacarídeos totais (PST) e proteínas totais (PT) presente no material suporte (MS) e Lodo (LD) nas condições COV1.2 (1.2), COV1.4 (1.4), COV1.8 (1.8) e COV2.0 (2.0)



**Fonte:** a própria autora

Bassin *et al.* (2016) avaliaram o efeito de diferentes taxas de carregamento orgânico no desempenho de reatores de leito móvel, preenchidos com diferentes materiais suportes e observaram que conforme a DQO afluente aumentava, o biofilme ficava cada vez mais espesso, o que contribuiu para o desprendimento da biomassa e, conseqüentemente, aumento dos sólidos no efluente.

De acordo com Gutiérrez; Prieto e Martínez (1996) e Fukuda *et al.* (2009) nos fungos, os polissacarídeos constituem um percentual relevante da biomassa, sendo que a parede da hifa é formada por mais de 75% dessas moléculas. Considerando o crescimento expressivo dos microrganismos no reator, é provável que tenham influenciado na concentração de PST.

As características do efluente de laticínios também podem ter influenciado na composição do EPS. Durmaz e Sanin (2001) avaliaram o efeito da relação C/N na composição do EPS presente no lodo de reatores semi-contínuos, e relataram que, à medida que a relação C/N foi modificada de cinco para 17,5 e posteriormente para 40, a concentração de carboidratos aumentava significativamente, enquanto a concentração de proteínas diminuía. Os autores concluíram que com o aumento da concentração de matéria orgânica, os microrganismos podem utilizar o excesso de carbono na síntese de novas células e na produção extracelular de polissacarídeos.

Higgins e Novak (1997) apontam que elevadas concentrações de Na<sup>+</sup> no meio levam a menores teores de proteínas no EPS do lodo, resultado similar ao obtido nesta pesquisa.

A relação PT/PST média obtida para o MS foi de 0,80±0,12; 0,30±0,20; 0,04±0,03 e 0,06 nas condições COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0, respectivamente. Já no LD estas relações foram de 1,06±0,04; 0,43±0,27; 0,06±0,03 e 0,20 na COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0, respectivamente.

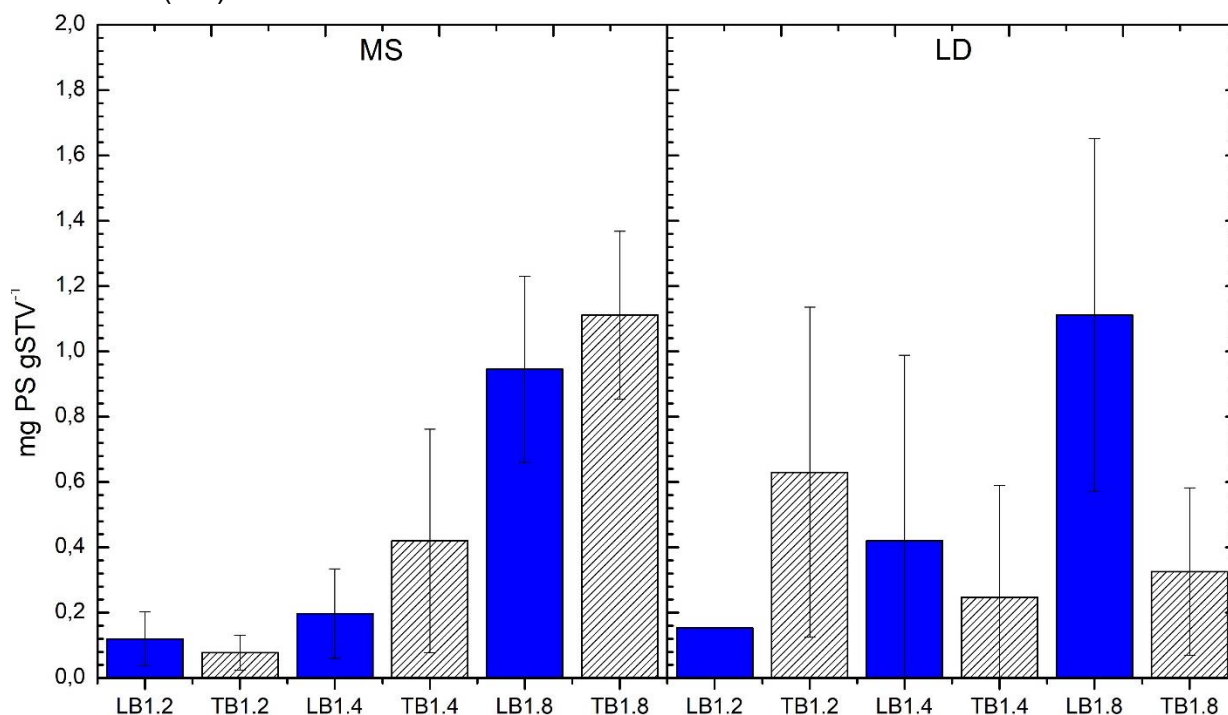
Observa-se diminuição na relação PT/PST no MS e no LD ao longo do experimento. Considerando que quanto maior a relação PT/PST, mais compacto e resistente é o biofilme (HUANG *et al.*, 2019), conclui-se que o biofilme e os flocos ou grânulos presentes no RLEAI, tornaram-se menos resistente com o aumento da COV ao longo da fase B.

Na Figura 30, podem ser observadas as concentrações de PST-LB e PST-TB, estimadas ao longo da fase B. Nota-se que, com a mudança da COV de 1,2 para 1,8 kgDQO m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>, houve elevação da fração de PST-LB, tanto no MS quanto no LD. Este resultado é consistente com os apresentados na Figura 29, pois indica que ao longo do tempo, o biofilme presente no MS e os flocos ou grânulos no LD se tornaram mais espessos.

O aumento da concentração de PST-LB no LD, acarreta efeito negativo sobre sua sedimentação, pois as partículas de PST-LB apresentam

estrutura altamente porosa e com altos percentuais de água ligada a estrutura (ZHANG *et al.*, 2018), o que resulta em flocos porosos (menos densos), sendo levados facilmente do sistema (YANG; LI, 2009; WEN *et al.* 2015).

**Figura 30** - Concentração de polissacarídeos totais fracamente (LB) e fortemente (TB) ligados ao material suporte (MS) e ao lodo (LD) na COV1.2 (1.2), COV1.4 (1.4) e COV1.8 (1.8)



**Fonte:** a própria autora

No MS, ambas as concentrações de PST aumentaram com a mudança da COV, o que demonstra crescimento do biofilme, tanto em espessura quanto em quantidade de microrganismos.

Da COV1.2 para COV1.8, foi calculado um incremento de 87% na concentração do PST-LB e de 93% na concentração de PST-TB. Comparando este resultado aos obtidos para concentração de microrganismos nitrificantes (Item 5.2.1), pode-se inferir que a mudança na estrutura do biofilme pode estar associada à aderência e desenvolvimento dos microrganismos heterotróficos no biofilme, o que contribuiu para redução na eficiência de remoção de nitrogênio, uma vez que as bactérias nitrificantes podem ter sido suprimidas pela fixação e desenvolvimento dos organismos heterotróficos.

A presença dos polissacarídeos no EPS contribui para adesão superficial de novos organismos no biofilme, aumentando sua camada celular

externa (ZHANG *et al.* 2014, MIAO *et al.* 2016).

Levando em consideração os resultados de eficiência de remoção de NT obtidos na fase B, verificou-se que o aumento na espessura do biofilme pode ter colaborado para diminuição da transferência de massa entre o substrato e os microrganismos. Isso ocorre pois o EPS cobre a superfície ou preenche o interior dos agregados microbianos (SHENG; YU; LI, 2010). Isso sugere que o substrato deve passar pela camada de EPS para transferência às células e quanto maior a camada formada, maior a dificuldade na transferência de massa (YIN *et al.* 2015).

Em sistemas biológicos que tratam efluentes com disponibilidade de nitrogênio e matéria orgânica, é comum a aderência de organismos aeróbios nas camadas externas do biofilme, enquanto nas camadas internas, prevalecem os organismos desnitrificantes (WANG *et al.*, 2017). No caso deste estudo, a adesão superficial de microrganismos na camada externa pode ter diminuído o gradiente de difusão de OD no meio, suprimindo o metabolismo dos microrganismos nitrificantes, o que diminuiu a remoção de NT, principalmente nas últimas condições operadas na fase B.

## 5.2 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

### 5.2.1 Estimativa da concentração de bactérias nitrificantes e desnitrificantes presente no reator

A Tabela 29 apresenta os resultados de análise estatística para os NMP gSTV<sup>-1</sup> das bactérias nitrificantes e desnitrificantes presentes no MS, EF e LD. Os efeitos dos grupos, meios e condições operacionais sobre as médias NMP gSTV<sup>-1</sup> das bactérias no presente estudo, revelaram que houve efeitos isolados significativos entre os grupos e os meios, bem como interação par a par. Portanto, as diferenças entre as médias dos NMP detectadas entre os grupos e os meios dependem de quais fatores estejam sendo considerados.

Houve diferença significativa ( $F= 27,5$ ;  $p < 0,01$ ) entre a concentração dos organismos analisados, com destaque para o elevado número de bactéria desnitrificantes (Figura 31). A maior concentração desses microrganismos pode ser explicada pela diferença na taxa de crescimento entre bactérias autotróficas e heterotróficas. A taxa média de crescimento das BOA e BON é de 0,76 e 0,84 d<sup>-1</sup>,

respectivamente, enquanto para as bactérias aeróbias heterotróficas essa taxa chega a  $4,8 \text{ d}^{-1}$  (WATANABE; MASUDA; ISHIGURO, 1992).

**Tabela 29** - Resultados da Análise de Variância Fatorial para as estimativas dos Números Mais Prováveis (NMP  $\text{gSVT}^{-1}$ ) das bactérias nos diferentes grupos (BOA, BON e DESN), meios (MS, EF e LD) e condições (COV1.0, COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0)

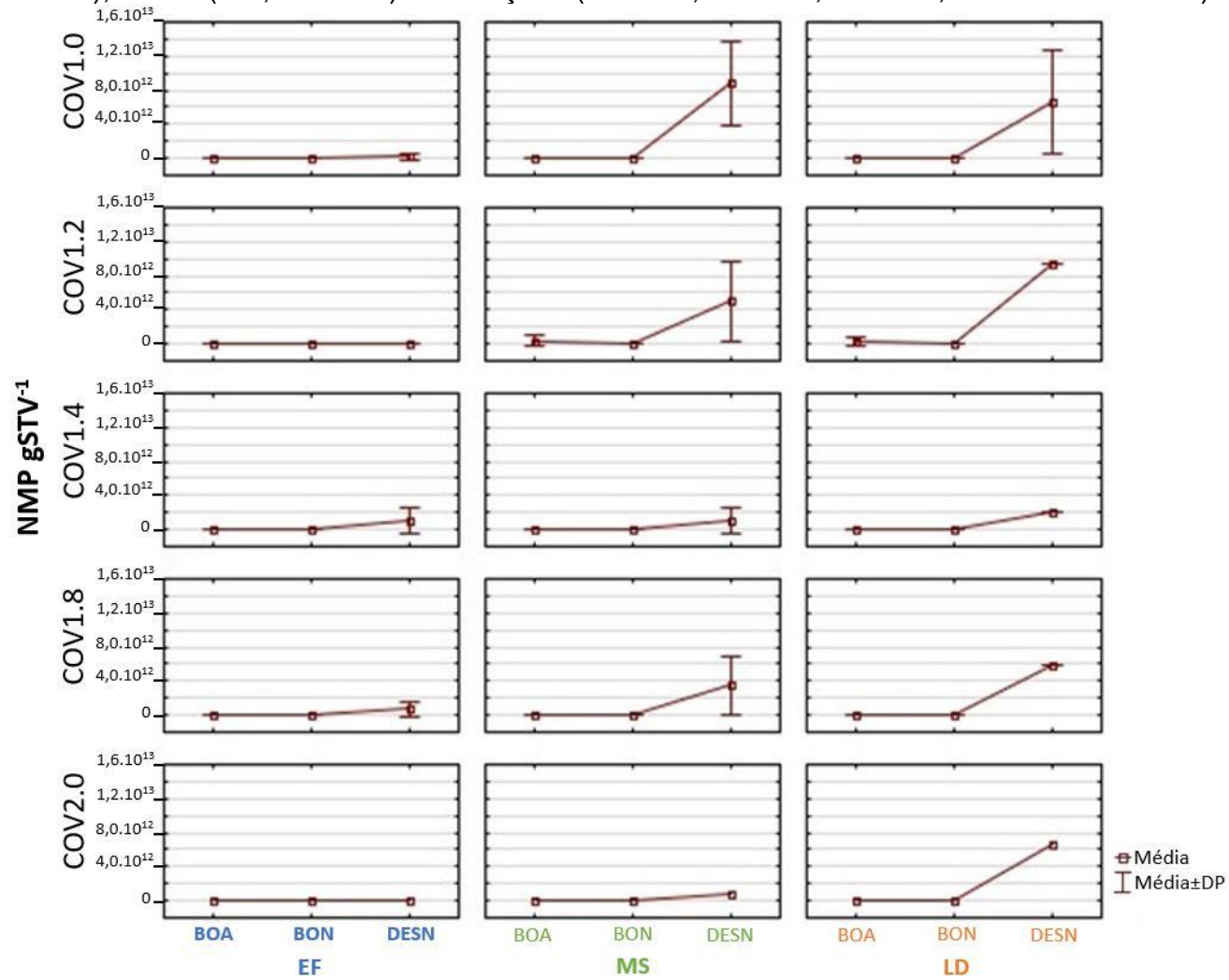
Parâmetros	NMP $\text{gSVT}^{-1}$	
	F	p-valor
Grupos	27,5	<0,01
Meios	6,7	<0,01
Condições	1,6	>0,01
Grupos*Meios	6,4	<0,01
Grupos* Condições	1,5	>0,01
Meios* Condições	1,2	>0,01
Grupos*Meios*Condições	1,1	>0,01

**Fonte:** a própria autora

Em relação aos meios, a maior concentração de microrganismos foi obtida no LD, cujas bactérias desnitrificantes são predominantes. Zhang *et al.* (2015) estudaram a diversidade de morfologias, comunidades microbianas, proteínas extracelulares e polissacarídeos presentes no biofilme e no lodo, formado em um reator de leito móvel operado por mais de dois anos com efluente sintético. Os autores constataram que as bactérias desnitrificantes estavam presentes em ambos os meios, porém eram mais abundantes no lodo, onde ficavam em suspensão, por isso poderiam movimentar-se no sistema, com a vantagem de ter maior disponibilidade de alimento.

Em sistemas de tratamento biológico com disponibilidade de OD, a desnitrificação heterotrófica pode ocorrer nas camadas internas do biofilme, flocos ou grânulos, onde são formados ambientes anóxico/anaeróbio (MENOUD *et al.*, 1999; HE, XUE; WANG, 2009; KHAN *et al.*, 2009; GUADIE *et al.*, 2014; FU *et al.*, 2014; WILÉN *et al.*, 2018). A formação desses ambientes, permitem a ocorrência da desnitrificação em sistemas que operam com concentrações de OD acima ou próxima de  $4 \text{ mg L}^{-1}$  (YILMAZ *et al.*, 2008; GUO *et al.*, 2013; FU *et al.*, 2014; CORREA *et al.*, 2018).

**Figura 31** – Média e desvio padrão dos Números Mais Prováveis (NMP  $gSTV^{-1}$ ) das bactérias nos diferentes grupos (BOA, BON e DESN), meios (MS, EF e LD) e condições (COV1.0, COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0) estudadas.



Fonte: a própria autora

Embora seja difícil visualizar os valores do NMP gSTV<sup>-1</sup> dos organismos nitrificantes no RLEAI (Figura 31), é importante ressaltar que a concentração das BOA e BON, em todos os meios e condições, variaram entre 10<sup>4</sup> a 10<sup>11</sup> NPM gSTV<sup>-1</sup> (APÊNDICE A). O resultado mostra que esses microrganismos estiveram presentes em todas os meios e em todas as condições ao longo do tempo de operação do reator.

Hu *et al.* (2009) avaliaram o efeito da relação C/N no processo de nitrificação e na composição da comunidade de microrganismos presentes no biofilme formado em espumas de poliuretano. A análise do sequenciamento genético revelou que a população dominante passou de nitrificante para desnitrificante, com o aumento da relação C/N (0,5 para 16). Entretanto, embora nas elevadas relações C/N as bactérias desnitrificantes fossem o grupo predominante, as nitrificantes cresceram simultaneamente, permitindo que os processos de nitrificação e desnitrificação acontecessem no mesmo ambiente.

Com o objetivo de verificar se houve diferença significativa entre a concentração das BOA e BON, foi aplicado aos resultados do NMP gSTV<sup>-1</sup> a ANOVA, um critério. A análise estatística apontou que não houve diferença significativa entre a concentração dos grupos analisados ( $F = 0,9565$ ;  $p\text{-valor} > 0,05$ ), porém analisando os resultados foi possível observar que a média do NMP gSTV<sup>-1</sup> das BOA ( $5 \cdot 10^{10}$ ) foi superior ao estimado para as BON ( $2 \cdot 10^9$ ), resultado similar ao encontrado em outras pesquisas (MENDONÇA, 2002; SPÍNOLA, 2009; MOURA, 2014; CORREA *et al.*, 2018).

As BOA obtêm mais energia na oxidação do nitrogênio do que as BON, o que resulta na geração de maior concentração desses microrganismos. Liu e Wang (2012) relataram coeficiente de crescimento de 0,18 gSSV gN-NH<sub>3</sub><sup>-1</sup> para as BOA e de 0,06 gSSV gN-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> para as BON, o que evidencia o maior crescimento das BOA em relação as BON.

Dos percentuais de nitrificação e desnitrificação calculados e das concentrações estimadas para a biomassa nitrificante e desnitrificante, conclui-se que o processo de NDS ocorreu no RLEAI.

Santos (2014), com o uso de micro sensores no MS, presente em um reator de leito estruturado, diferenciou dois ambientes: um aeróbio e outro anóxico. A estratificação constatada pode viabilizar o desenvolvimento de diferentes vias de degradação biológica de nitrogênio, como a nitrificação autotrófica, a

desnitrificação heterotrófica e o processo anammox no reator.

Cao *et al.* (2017) utilizaram microeletrodos para avaliar o perfil da concentração de OD em materiais suportes (espuma de poliuretano), presentes em um MBR. Os resultados mostraram que o OD penetrava do líquido no biofilme e diminuía gradualmente a zero até o centro do MS, o que permitiu o desenvolvimento de diferentes gêneros de microrganismos ao longo do biofilme. Os autores apontam que a porosidade da espuma de poliuretano fornece elevada área superficial para a aderência e desenvolvimento dos microrganismos, o que favorece a sua permanência no reator.

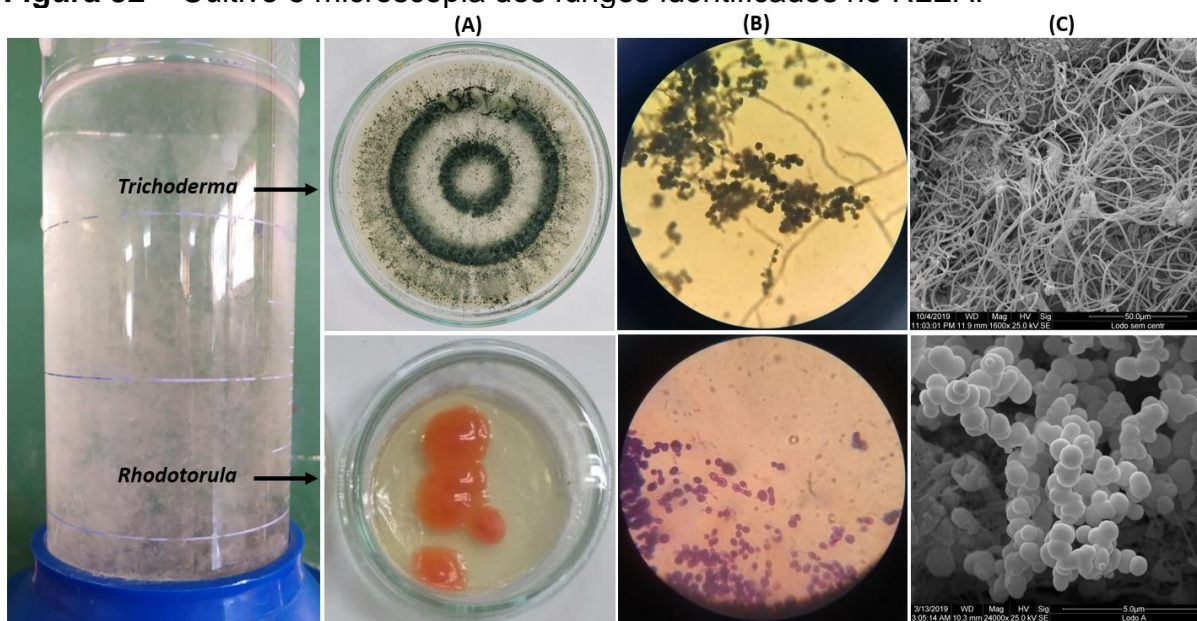
Ressalta-se que a discussão acima, a respeito da formação do gradiente de OD, pode ser aplicada tanto ao biofilme formado no MS quanto aos flocos ou grânulos presentes no LD, pois ambos são formados por polímeros expelidos pelos microrganismos presentes no meio.

#### 5.2.2 Isolamento e identificação das linhagens fúngicas presente no efluente

Nas amostras coletadas no efluente na COV1.8 foram isoladas espécies pertencentes aos gêneros *Trichoderma* e *Rhodotorula* (Figura 32). Os fungos pertencentes ao gênero *Trichoderma* são cosmopolitas e podem ser encontrados em uma gama de habitats diferentes (BONONI *et al.*, 2020). São fungos filamentosos e colonizadores altamente eficientes no que diz respeito a utilização de matéria orgânica para o seu crescimento, assim como na maquinaria enzimática proveniente do seu mecanismo metabólico (SCHUSTER; SCHMOLL, 2010).

O seu crescimento em diferentes habitats está baseado nas suas baixas necessidades nutricionais (DRUZHININA *et al.*, 2011). De acordo com o ambiente inserido, o *Trichoderma* responde através da regulação de crescimento, conidiação e produção de enzimas, ajustando o seu estilo de vida às condições encontradas no habitat presente (HARMAN, 2006).

**Figura 32** – Cultivo e microscopia dos fungos identificados no RLEAI



**Legenda:** Coluna (A) Cultivo em placa dos gêneros *Trichoderma* e *Rhodotorula*; (B) Observação em microscópio óptico (40x); (C) MEV com magnitude de 1600x para os fungos filamentosos e 24000x para as leveduras.

**Fonte:** a própria autora

Os metabólitos secundários dos *Trichoderma* apresentam ainda ação antimicrobiana, impedindo o crescimento de alguns microrganismos ao seu redor, o que reduz a competição por nutrientes, espaço e luz (DRUZHININA *et al.*, 2011; SCHUSTER; SCHMOLL, 2010). Os fungos desse gênero exibem crescimento favorável em ampla faixa de pH, que abrange pH 4,0 a 7,6 (ZEHRRA; DUBEY; MEENA; UPADHYAY, 2017) e a temperatura adequada para o desenvolvimento desse ascomiceto é entre 25 e 35 °C (KUMAR, 2013), classificado como mesófilo, segundo a classificação proposta por Morgenstern *et al.* (2012).

O gênero *Rhodotorula* é formado por leveduras e engloba microrganismos saprófitos (WIRTH; GOLDANI, 2012) que apresentam crescimento rápido e baixas necessidades nutricionais (GIENKA *et al.*, 2016). As espécies pertencentes a esse gênero podem ser encontradas em locais variados, como ar, solo, lagos e oceanos (CAPOOR *et al.*, 2014); ou até mesmo aderidos a materiais plásticos, como dispositivos médicos (KITAZAWA *et al.*, 2018) e odontológicos (DAMASCENO *et al.*, 2017), onde crescem na forma de biofilme (NUNES *et al.*, 2012). São caracterizados pela produção de blastoconídios unicelulares, porém não se observa a geração de pseudohifas ou hifas (HOF, 2019). O pH favorável ao crescimento de *Rhodotorula* é em torno de 7,0 (AKSU; EREN, 2005) e a temperatura

ideal de crescimento desses microrganismos varia entre 18 e 22 °C (HOF, 2019), sendo também classificados como mesófilos (MORGENSTERN *et al.*, 2012).

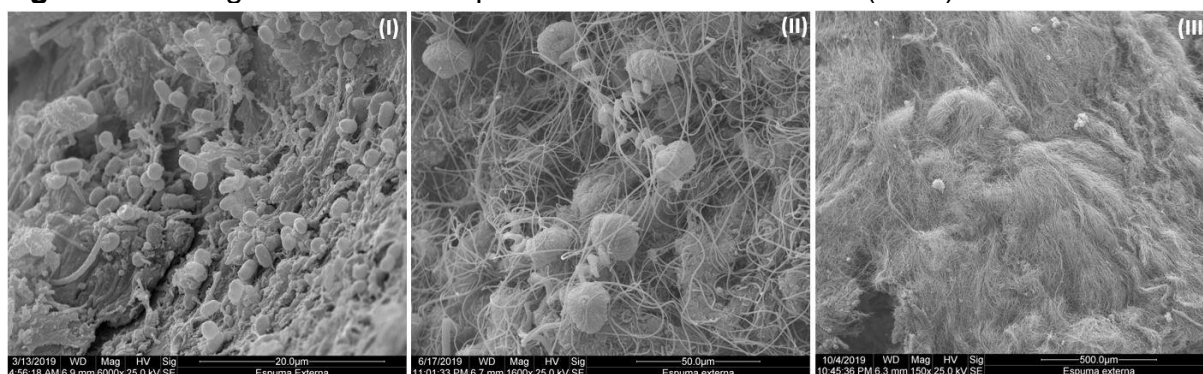
Várias causas são apontadas e sugeridas para o crescimento excessivo dos fungos em sistemas de tratamento biológico, dentre eles têm-se: elevada disponibilidade de OD, alta relação C/N e alta taxa de carga orgânica (SHARAG; GUO; LIU, 2019).

A faixa de pH e temperatura utilizadas nessa pesquisa, além do substrato rico em matéria orgânica e alta relação C/N favoreceram o crescimento não apenas das bactérias desnitrificantes heterotróficas, mas, sobretudo das linhagens de fungos mencionadas, que se desenvolveram rapidamente no reator.

### 5.2.3 Microscopia

O aumento da cobertura superficial no MS foi confirmado a partir da realização da MEV (Figura 33). Ao final da COV1.0 e COV1.2, foi possível identificar microrganismos com estruturas semelhantes aos das bactérias, dos protozoários e da superfície do MS. Já na COV1.4, houve aumento da cobertura superficial com estruturas semelhantes a protozoários fixos e principalmente de fungos filamentosos, enquanto na COV2.0, observa-se que a quantidade de fungos filamentosos aumentou, não sendo mais possível identificar outras estruturas.

**Figura 33** - Imagens da microscopia eletrônica de varredura (MEV) realizada no MS



Legenda: I – COV1.2, II – COV1.4 e III – COV2.0

Fonte: a própria autora

A análise da Figura 33 corrobora com a hipótese levantada nos itens anteriores, visto que o aumento da cobertura superficial do MS, relacionado à presença dos fungos filamentosos, pode ter suprimido os microrganismos

responsáveis pela nitrificação autotrófica após a COV1.4, o que resultou em redução na eficiência de remoção de NT. Além disso, com o aumento excessivo desses microrganismos no RLEAI, houve perda de biomassa, o que contribuiu com a elevação da concentração de SSV no efluente, que chegou a  $147 \text{ mg L}^{-1}$  na COV1.8.

Na microscopia a fresco realizada no LD, na COV1.0 e COV1.2, observou-se a elevada diversidade de microrganismos que foram identificados com frequência como nematóides, rotíferos e protozoários livres e fixos. A existência desses organismos sugere que o sistema operou com boas condições de depuração, com ocorrência de nitrificação (FIGUEIREDO; DOMINGUES, 1997; BENTO *et al.*, 2005).

A partir da COV1.4 essa diversidade diminuiu, sendo visto com frequência bactérias e fungos filamentosos, rotíferos e ciliados fixos. Estes organismos demonstram que o reator estava operando com baixa relação F/M e elevados TRC (BENTO *et al.*, 2005).

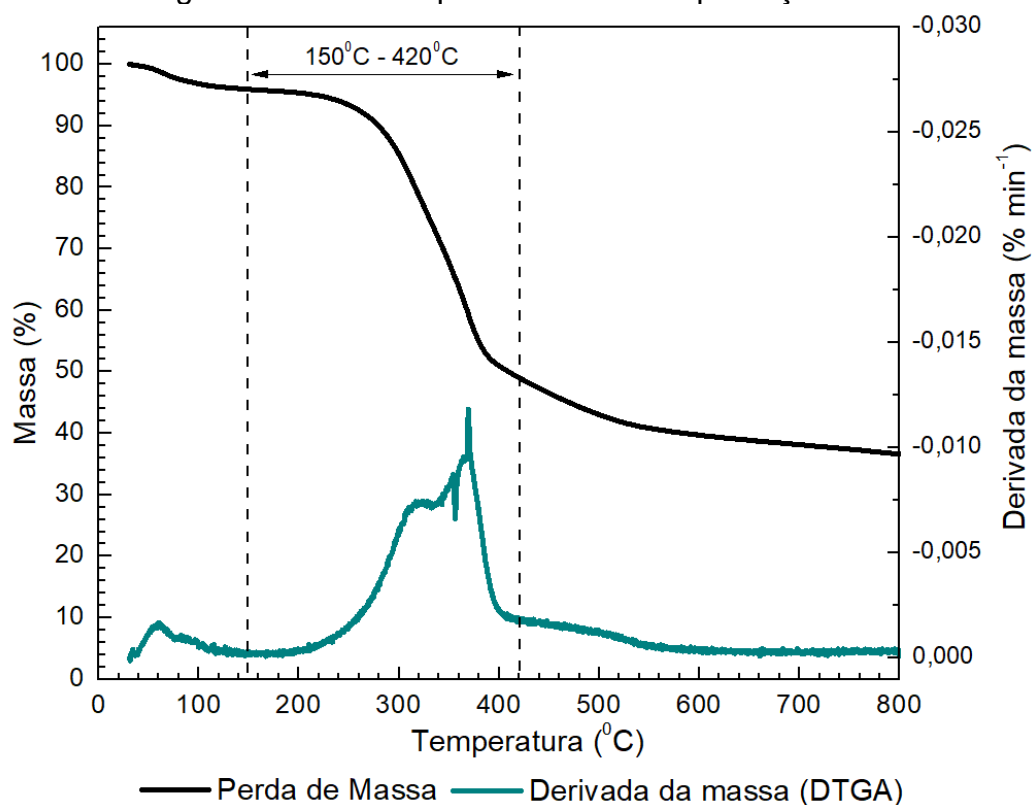
#### 5.2.4 Biocarvão

##### 5.2.4.1 Análise Termogravimétrica (TGA)

O resultado da TGA da matéria-prima usada na produção do biocarvão encontra-se apresentado na Figura 34. Nessa verifica-se o perfil de três eventos principais de decomposição térmica.

O primeiro evento ocorre entre  $150^{\circ}\text{C}$  e  $300^{\circ}\text{C}$  e corresponde ao processo de desidratação do material. O segundo acontece entre  $150^{\circ}\text{C}$  e  $420^{\circ}\text{C}$ , etapa caracterizada pela perda de componentes voláteis. Ao analisar o gráfico da derivada da massa (DTG) é possível verificar a existência de pelo menos três picos nessa faixa ( $319^{\circ}\text{C}$ ,  $351^{\circ}\text{C}$  e  $371^{\circ}\text{C}$ ), tais picos indicam etapas no processo de combustão dos compostos orgânicos (VIANA, 2012).

O terceiro evento situa-se acima dos  $420^{\circ}\text{C}$ , onde possivelmente ocorre a decomposição da matéria inorgânica, como o carbonato de cálcio e magnésio (NAQVI *et al.*, 2021).

**Figura 34** - Termograma da matéria-prima utilizada na produção do biocarvão

**Fonte:** a própria autora

Na Figura 34, observa-se também que após 600°C praticamente estabilizou-se a perda de massa da matéria-prima, restando apenas carbono fixo e cinzas, que representam percentuais próximos a 40% do total de massa.

A análise dos resultados evidencia que a maior parte dos componentes da biomassa foram decompostos a temperaturas inferiores a 420°C. De acordo com Guilhen (2018), o aquecimento progressivo do precursor utilizado para produção do biocarvão faz com que ocorra a liberação de compostos semivoláteis e a degradação de compostos orgânicos fixos, o que resulta no rearranjo térmico interno no material, fornecendo camadas pseudográficas com poros microscópicos que podem ser trabalhados no processo de ativação química ou física do biocarvão.

Dos resultados apresentados é possível apontar que a matéria-prima utilizada possui em sua constituição, aproximadamente, 4% de água e 40% de carbono fixo e cinzas em base seca. Verifica-se, também, que a partir de 600°C a perda de massa é menos expressiva, o que permite indicá-la como temperatura mínima para a pirólise dessa matéria-prima.

#### 5.2.4.2 Estimativa do rendimento de produção dos biocarvões e pH do biocarvão não ativado (BC)

O rendimento obtido na etapa de pirólise foi de 44% e na etapa de ativação de 70%. Vários parâmetros podem influenciar diretamente no rendimento biocarvão. Dentre eles têm-se a temperatura e o tempo de pirólise (LU *et al.*, 1995; INGUANZO *et al.*, 2002; ONAY, 2007; VIANA, 2012; TAN *et al.*, 2014; NAQVI *et al.*, 2021). O aumento da temperatura e tempo de pirólise são fatores que, normalmente, reduzem o rendimento do biocarvão, resultado associado a maior decomposição primária da matéria-prima ou as reações secundárias do resíduo sólido (INGUANZO *et al.*, 2002; ONAY, 2007; VIANA, 2012; TAN *et al.*, 2014).

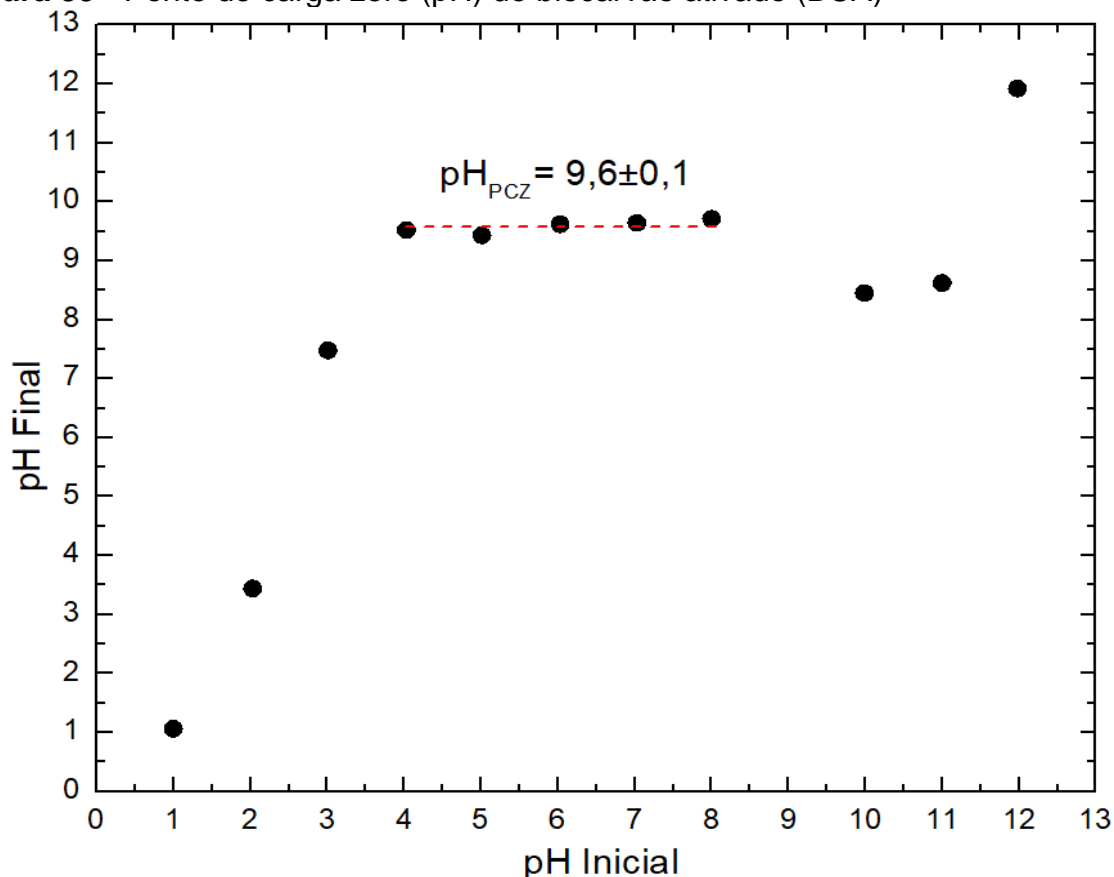
Com o aumento da temperatura de pirólise, a matéria orgânica e, portanto, o percentual de C é reduzido, com conseqüente aumento no teor de cinzas. O conhecimento detalhado da matéria-prima e o comportamento dos estágios da pirólise auxiliam na identificação do tempo e temperatura adequada para o processamento do biocarvão, sendo possível minimizar gastos energéticos desnecessário (NAQVI *et al.*, 2021).

Em relação ao pH, o valor medido para o BC foi de  $8,5 \pm 0,5$ . Após a pirólise o pH do biocarvão, independente do seu precursor, comumente aumenta. Esta mudança ocorre como resultado da redução na quantidade de grupos ácidos em temperaturas mais altas, bem como a quebra de sais de metais alcalinos da matriz orgânica da matéria-prima (GOPINATH *et al.*, 2021). Essa característica é favorável para aumentar o pH do solo, corrigindo sua acidez (AAMER *et al.*, 2020; KANNAN *et al.*, 2021).

#### 5.2.4.3 Ponto isoelétrico ( $pH_{PCZ}$ )

A Figura 35 apresenta a relação entre o pH inicial e final das soluções utilizadas para obtenção do  $pH_{PCZ}$  do BCA. Como descrito na metodologia, nesta tese serão apresentados apenas os resultados obtidos para o BCA, visto que os ensaios de adsorção só foram realizados utilizando esse material.

A determinação deste parâmetro é importante, visto que o pH da solução influencia na capacidade de adsorção do biocarvão.

**Figura 35** - Ponto de carga zero (pH) do biocarvão ativado (BCA)

**Fonte:** a própria autora

Observa-se que o  $\text{pH}_{\text{PCZ}}$  do BCA se encontra acima de nove. Possivelmente este resultado é devido a presença de óxidos metálicos e minerais no meio (TAN *et al.*, 2014). Outro fator contribuinte, pode ter sido a diminuição dos grupos ácidos (oxigenados) na superfície do material, devido ao processo de volatilização (INGUANZO *et al.*, 2002).

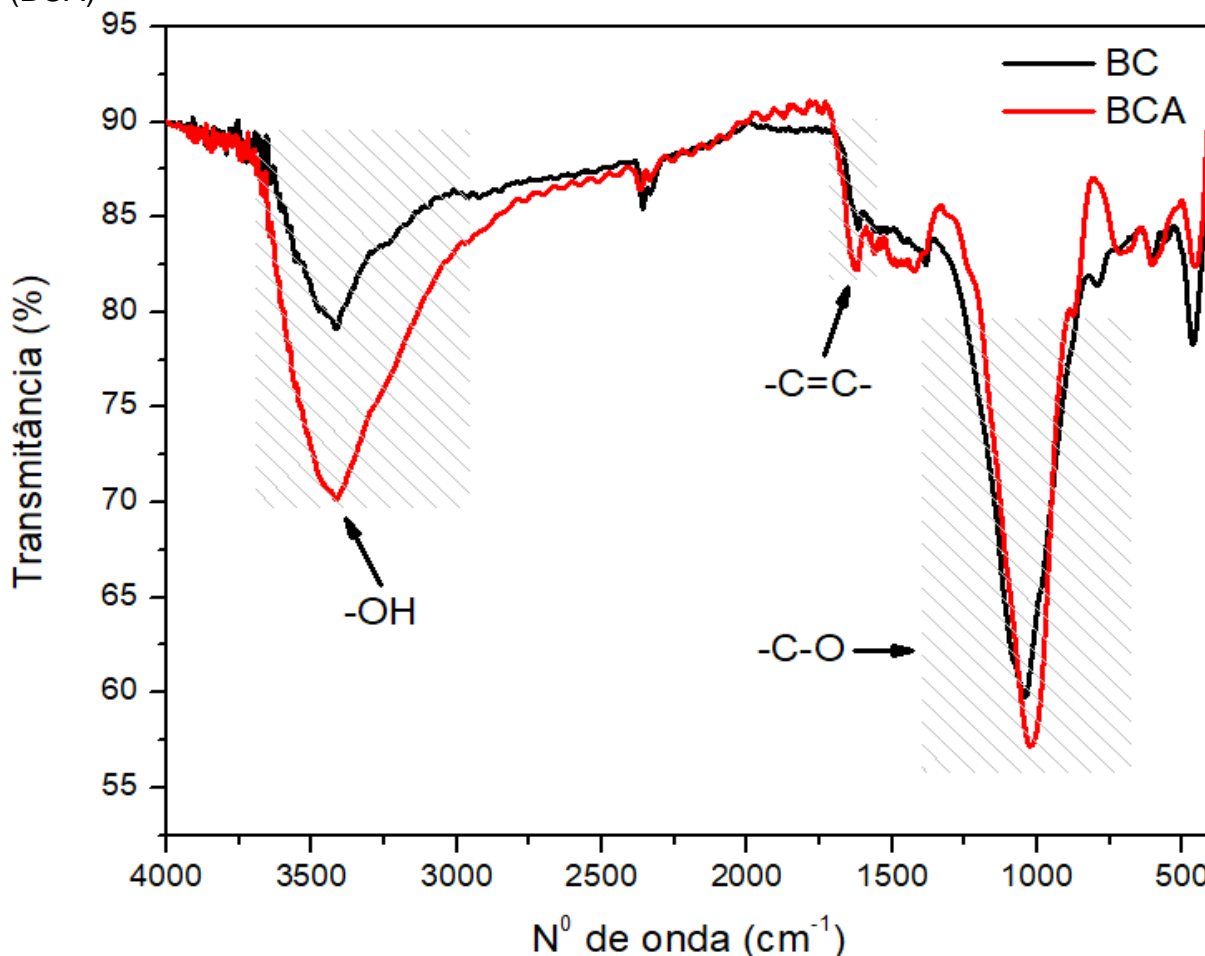
Com base no valor de  $\text{pH}_{\text{PCZ}}$ , indica-se que a superfície do biocarvão é carregada positivamente quando a solução é ácida, neutra ou mesmo fracamente alcalina, e que excluirá cátions nestas condições, favorecendo a adsorção de ânions em solução. Já quando está acima de dez será favorecida a adsorção de cátions (NASCIMENTO *et al.*, 2014).

Por meio do resultado, pode-se determinar que a faixa adequada de pH para os ensaios de adsorção do  $\text{N-NO}_3^-$  deve ser inferior ao pH de  $9,6 \pm 0,1$ .

## 5.2.4.4 FTIR

Os espectros de infravermelho obtidos para o BC e BCA são apresentados na Figura 36.

**Figura 36** - Espectro de infravermelho do biocarvão não ativado (BC) e ativado (BCA)



Fonte: a própria autora.

Avaliando os espectros de FTIR, observa-se que os biocarvões apresentaram bandas na região de  $3600\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ , que podem ser atribuídos as vibrações de grupos hidroxila (-OH) na estrutura. Além disso, na região de  $1650\text{-}1520\text{ cm}^{-1}$  é observado uma banda tipicamente característica ao estiramento  $\text{-C=C-}$  e na região de  $1300\text{-}1000\text{ cm}^{-1}$ , pode-se atribuir ao estiramento  $\text{-C-O}$  de ésteres com grupos insaturados, hidroxila terciária, secundária e primária (PAVIA; LAMPMAN; KRIZ, 2001; FERRAMENTAS ESPECTROSCÓPICAS, 2021).

Visivelmente, as bandas presentes em  $3600\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$  e próxima de

1300-1000  $\text{cm}^{-1}$  foram mais intensas para o BCA. O resultado sugere que o tratamento com KOH aumentou os grupos funcionais contendo oxigênio e diminuiu a hidrofobicidade do biocarvão. Resultados similares foram obtidos por Wongrod *et al.* (2018); Jin *et al.*, (2014), Luo *et al.* (2018) e Herath *et al.* (2021), após o tratamento alcalino do biocarvão com KOH.

A presença de grupos funcionais contendo oxigênio, como por exemplo, carboxilas (R-COOH) e hidroxilas (R-OH), pode favorecer o processo de sorção de metais no biocarvão. Estes contaminantes podem interagir com o adsorvente por meio de atração eletrostática, troca-iônica e complexação de superfície (GUILHEN, 2018). Com base nos resultados, sugere-se que os adsorventes obtidos nesta pesquisa podem ser bons materiais a serem utilizados na sorção de metais em soluções aquosas e no solo.

#### 5.2.4.5 Análise textural

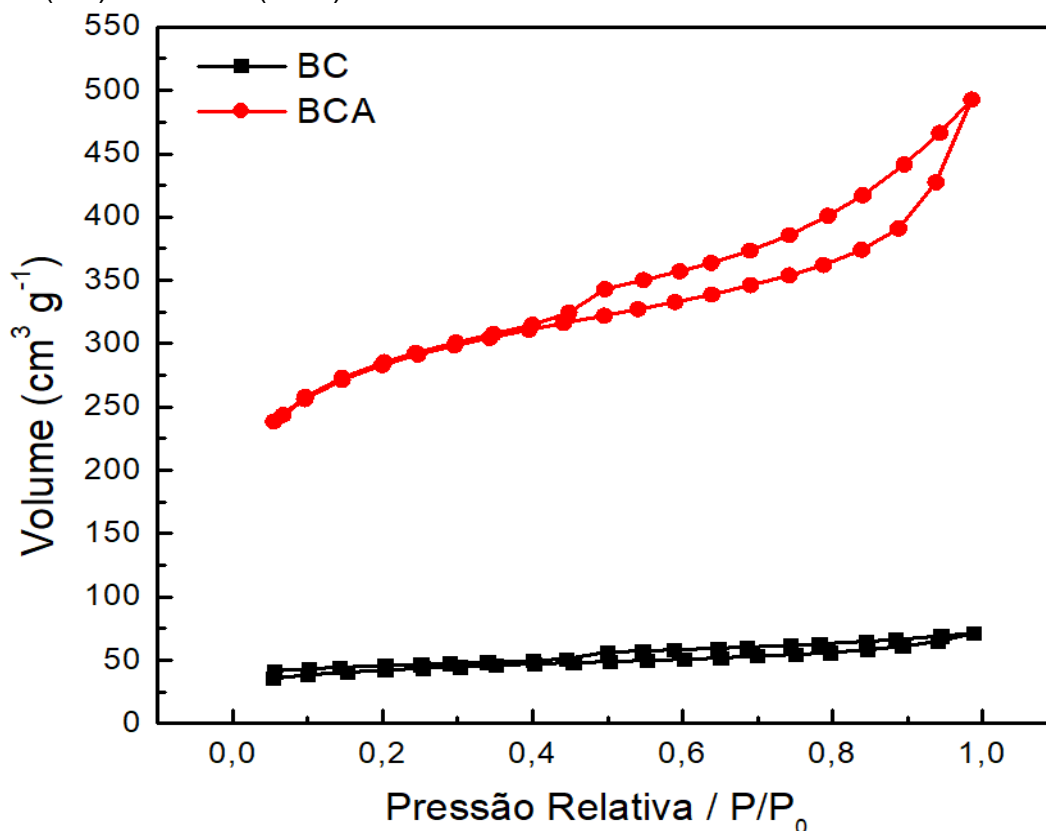
As isotermas de fisissorção de  $\text{N}_2$  (adsorção e dessorção) obtidas para o BC e BCA são apresentadas na Figura 37. Por meio da análise dos gráficos constata-se que o processo de ativação química favoreceu o aumento da área de superfície específica ( $S_{\text{BET}}$ ) do biocarvão.

É comum que o biocarvão não ativado apresente baixa área de superfície e, se comparado ao ativado, não seja considerado como um bom adsorvente. Isto ocorre, pois, este material possui muitos espaços intermoleculares, devido à quebra de ligações entre os componentes orgânicos, além de apresentar poros obstruídos e muitas vezes pequenos, o que resulta em poucas áreas disponíveis para ligação dos contaminantes (ANTO *et al.*, 2021).

A capacidade de adsorção do biocarvão é, muitas vezes, relacionada com a sua área, sendo que, quanto maior  $S_{\text{BET}}$ , espera-se que maior seja sua capacidade de sorção.

Na Tabela 30 são apresentadas as propriedades texturais obtidas para o BC e BCA, utilizando os métodos de Brunauer-Emmett-Teller (BET), Barrett-Joiner-Halenda (BJH) e o método-t de Halsey.

**Figura 37** - Isotermas de adsorção e dessorção de N<sub>2</sub> obtidas para o biocarvão não ativado (BC) e ativado (BCA)



**Fonte:** a própria autora

**Tabela 30** - Propriedades texturais do biocarvão

Biocarvão	$S_{BET}$ ( $m^2 g^{-1}$ )	$S_{\mu}$ ( $m^2 g^{-1}$ )	$V_T$ ( $cm^3 g^{-1}$ )	$V_{\mu}$ ( $cm^3 g^{-1}$ )	$V_M$ ( $cm^3 g^{-1}$ )	Mesoporos (%)	Microporos (%)
BC	136,6	78,7	0,11	0,04	0,07	63,6	36,4
BCA	912,3	622,5	0,76	0,32	0,44	57,9	42,1

Legenda: BC = biocarvão não ativado; BCA = biocarvão ativado;  $S_{BET}$  = área de superfície;  $S_{\mu}$  = área dos microporos,  $V_T$  = volume total de poros;  $V_{\mu}$  = volume de microporos;  $V_M$  = volume de mesoporos

**Fonte:** a própria autora

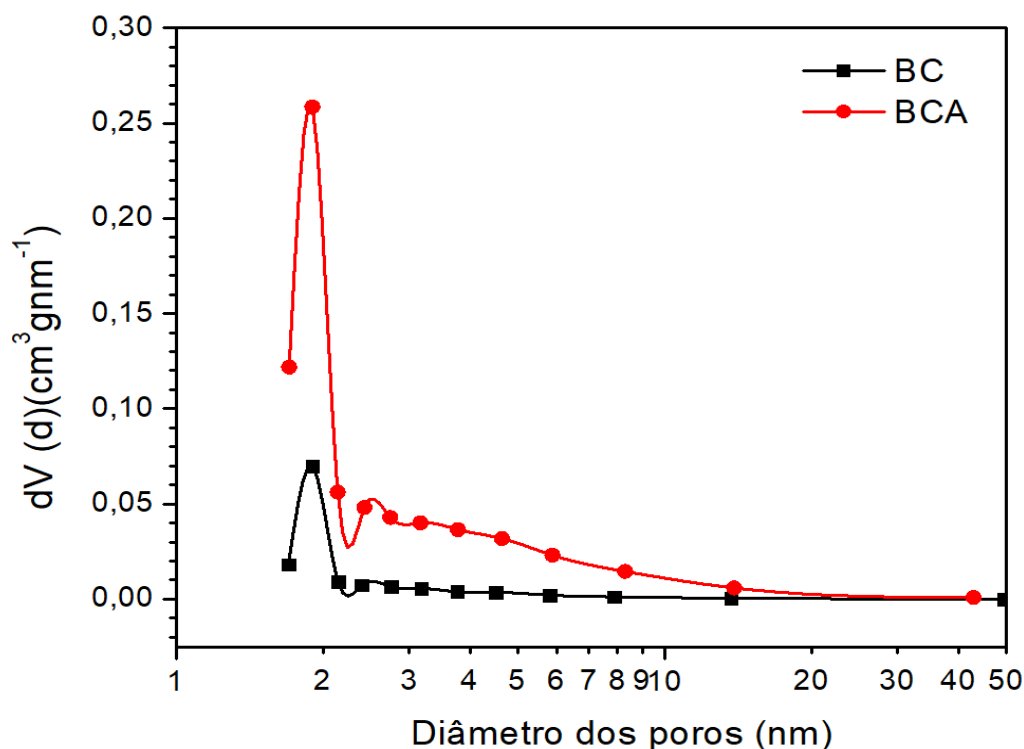
Verifica-se que após a ativação a  $S_{BET}$  do biocarvão aumentou cerca de 6,7 vezes. Este resultado está de acordo com o apresentado em outras pesquisas, que relatam que com a ativação química, utilizando KOH, houve aumento da área de superfície (JIN *et al.*, 2014; LUO *et al.*, 2018; WONGROD *et al.*, 2018; HERATH *et al.*, 2021) e do volume de microporos no biocarvão (JIN *et al.*, 2014; LUO *et al.*, 2018; WONGROD *et al.*, 2018).

Na Figura 37, além do aumento do volume de poros, também é possível observar que as isotermas obtidas para o BC e BCA apresentam formas de

uma histerese tipo IV, a qual é característica de materiais sólidos microporosos com superfícies externas relativamente pequenas (THOMES *et al.*, 2015).

A Figura 38 apresenta as curvas de distribuição de tamanho dos poros obtidas pelo método BJH para cada um dos materiais pirolisados (BA e BCA). Observa-se que a maior parte da adsorção das moléculas de N<sub>2</sub> ocorreu em diâmetros de poros inferior a 2nm, o que caracteriza os adsorventes como microporosos (THOMES *et al.*, 2015). Nota-se que, após a ativação química, o volume total de poros aumentou cerca de sete vezes, indicando a eficiência do agente ativante utilizado.

**Figura 38** - Distribuição do tamanho dos poros do biocarvão não ativado (BC) e ativado (BCA)



**Fonte:** a própria autora

A transformação do KOH em K<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, no processo de ativação química, faz com que aconteça o colapso da rede de carbono presente no biocarvão. As espécies gasosas produzidas durante a ativação (CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O e H<sub>2</sub>) saem do sólido e ocasionam a formação de poros ou mesmo poros mais dilatados, enquanto o K pode ser difundido na estrutura interna, gerando pontos de troca iônica (HERATH *et al.*, 2021).

Segundo Gao *et al.* (2015), quanto maior o potencial de desidratação e despolimerização do agente químico utilizado na ativação, maior será o volume de poros no material pirolisado, entretanto, menor será o seu rendimento. De acordo com Peng *et al.* (2015), o uso de soluções químicas alcalinas na ativação permite a limpeza dos poros bloqueados e a remoção de materiais inorgânicos.

Com base nas propriedades texturais apresentadas na Tabela 30, é possível apontar que os biocarvões obtidos nesta pesquisa, têm potencial para serem utilizados em estudos relacionados a adsorção de contaminantes orgânicos, como corantes e alguns hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e contaminantes inorgânicos, como metais pesados (MOHAN *et al.*, 2014). Além desta aplicação, o BC ainda pode ser utilizado em estudos envolvendo a degradação anaeróbia de efluentes, condicionamento do solo e sequestro de carbono.

#### 5.2.4.6 Isoterma de adsorção

Buscando compreender o mecanismo de adsorção do  $\text{N-NO}_3^-$  e a capacidade máxima de adsorção do BCA produzido, as isotermas de adsorção foram avaliadas. Na Tabela 31 são apresentados as constantes e os coeficientes de correlação ( $R^2$ ) para os modelos de Langmuir e Freundlich, obtidos para o íon  $\text{N-NO}_3^-$  em pH 2, utilizando o BCA.

**Tabela 31** – Parâmetros das isotermas de Langmuir e Freundlich para o íon  $\text{N-NO}_3^-$ , utilizando como adsorvente o biocarvão ativado (BCA), em pH 2

$\text{N-NO}_3^-$	Langmuir			Freundlich		
	$q_{\max} (\text{mg g}^{-1})$	$K_L (\text{L mg}^{-1})$	$R^2$	$K_F (\text{mg g}^{-1})$	$n$	$R^2$
pH 2	2500,00	$5,87 \cdot 10^{-5}$	0,99	19,05	1,67	0,94

Fonte: a própria autora

O modelo de Langmuir foi o que melhor se ajustou aos dados trabalhados, como pode ser observado na Tabela 31. O resultado sugere que o processo de adsorção ocorre em monocamada, em superfície homogênea e em sítios ativos específicos na superfície do adsorvente (RUTHVEN, 1984; DABROWSKI, 2001; ATKINS; PAULA; KEELER, 2018). Neste caso, as energias de adsorção de cada sítio ativo são iguais e cada um possui a capacidade de adsorver apenas uma molécula. Outra característica importante é que, as moléculas já adsorvidas não interagem entre si, e, no equilíbrio, a velocidade de adsorção é igual

a de dessorção (RUTHVEN, 1984; DABROWSKI, 2001; ATKINS; PAULA; KEELER, 2018).

De acordo com o modelo de Langmuir, no que tange a avaliação do quanto a adsorção é favorável, utiliza-se um fator adimensional, denominado: parâmetro de equilíbrio ou fator de separação ( $R_L$ ). Nesta pesquisa o valor de  $R_L$  foi de 1, o que indica uma isoterma linear em que a quantidade de adsorvato adsorvida é proporcional à concentração do adsorvato em solução (NASCIMENTO *et al.*, 2014).

O valor de  $n$ , determinado pelo modelo de Freundlich, informa sobre a afinidade entre o adsorvente e o adsorvato. Quanto maior o valor de  $n$ , mais forte será a interação entre eles. Neste trabalho, o valor de  $n$  indica que o adsorvente tem maior afinidade pelo solvente, sugerindo que há forte atração intermolecular entre os dois (NASCIMENTO *et al.*, 2014), entretanto, vale ressaltar que esse modelo não foi o mais adequado para os dados obtidos nesta pesquisa.

Comparando os dados de capacidade de adsorção máxima apresentados na Tabela 6 (Revisão bibliográfica, Item 3.5.1) e o obtido nesta pesquisa, verifica-se que o BCA apresentou elevado potencial de adsorção de  $N-NO_3$ , nas condições estudadas, o que demonstra o seu potencial como adsorvente de poluentes aniônicos.

Vários mecanismos podem ser responsáveis por governar a adsorção de poluentes no biocarvão em soluções aquosas. Dentre eles, pode-se citar os seguintes: a complexação, a troca catiônica, a precipitação, as interações eletrostáticas e a redução química. Nesta pesquisa, devido às características do material adsorvente e do meio, possivelmente, a atração eletrostática e/ou ligação iônica com os cátions trocáveis presentes na estrutura do biocarvão, como o K, tenha sido um dos principais mecanismos responsáveis pela remoção deste poluente da solução (VIGLAŠOVÁ *et al.*, 2018).

## 6 CONCLUSÕES

Com base na operação do RLEAI, escala de laboratório, foi possível concluir que o sistema foi capaz de remover matéria orgânica e nitrogênio na mesma unidade operacional. Os dados indicam que esta configuração de reator e o modo de operação, com Aeração Intermitente (AI) e recirculação interna, é uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes produzidos em laticínios. Entretanto, com o aumento do tempo de operação do reator, estratégias adicionais devem ser previstas para a remoção do excesso de biomassa em suspensão e aderida ao material suporte (MS), com objetivo de manter o equilíbrio da comunidade microbiana para remoção de C e N.

O sistema foi estável em termos de remoção de matéria orgânica, com percentuais de remoção de  $DQO_T$  superior a 89% na fase B. A remoção de NT ficou acima dos  $66 \pm 18\%$  para a 1,0 (COV1.0); 1,2 (COV1.2) e 1,4  $kgDQO\ m^{-3}d^{-1}$  (COV1.4). Porém, quando submetido a valores de 1,8 (COV1.8); 2,0 e novamente a 1,4  $kgDQO\ m^{-3}d^{-1}$  (COV1.4B), sua remoção foi fortemente afetada, com resultados inferiores a  $47 \pm 27\%$ .

Na COV1.8 o decréscimo na remoção de NT foi atribuído, principalmente, a deficiência na amonificação do efluente. Já na COV2.0 e COV1.4B ocorreram em razão da diminuição na remoção de  $N-NH_4^+$ , causada pela competição entre os organismos autotróficos aeróbios com os heterótrofos no meio.

Na fase C, em que foi avaliada a influência da relação C/N na eficiência de remoção de matéria orgânica e NT, constatou-se que com a diminuição da relação C/N de 11 para 3, a eficiência média de remoção de NT diminuiu. Esse decréscimo foi associado a falta de alcalinidade no meio para a relação C/N = 3 e  $COV_a$  de 1,2  $kgDQO\ m^{-3}d^{-1}$  (COV1.2C/N3) e a redução no percentual de desnitrificação para relação C/N = 3 e  $COV_a$  de 1,0  $kgDQO\ m^{-3}d^{-1}$  (COV1.0C/N3). Ao longo de toda operação não ocorreu acúmulo das formas oxidadas de nitrogênio no RLEAI, o que indica a ocorrência da NDS.

O choque de carga orgânica aplicado ao reator, com valor médio de 4,9  $kgDQO\ m^{-3}d^{-1}$ , demonstrou a robustez do sistema operado em termos de remoção de  $DQO_T$  e  $N-NH_4^+$ .

O choque de carga hidráulica (TDH = 1,6 h) não foi uma estratégia adequada para a remoção do excesso de biomassa aderida no MS.

A partir dos ensaios cinético de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{N-NO}_2^-$ , conclui-se que o aumento da  $\text{COV}_a$  reduziu a velocidade de nitrificação.

A concentração de PST e PT sugere que a espessura do biofilme, flocos e grânulos formados no reator aumentou com a elevação  $\text{COV}_a$ , o que pode ter impactado negativamente a remoção de NT.

As condições testadas permitiram a manutenção das populações nitrificantes e desnitrificantes e, as bactérias desnitrificantes foram dominantes, especialmente no lodo em suspensão

Foi possível produzir o BCA a partir do lodo biológico suplementado com esterco bovino. Com a ativação química obteve-se aumento de 6,7 vezes em sua área de superfície ( $S_{\text{BET}}$ ) e 7 vezes em seu volume de microporos. O modelo de Langmuir foi o que se ajustou melhor aos dados de adsorção de  $\text{N-NO}_3^-$ , com  $q_{\text{max}} = 2500,00 \text{ mg g}^{-1}$ .

A partir dos resultados conclui-se que o biocarvão ativado obtido nesta pesquisa, tem potencial para ser utilizado em estudos relacionados à adsorção de contaminantes orgânicos, como corantes e alguns hidrocarbonetos policíclicos aromático e inorgânicos, como metais pesados.

## REFERÊNCIAS

- AAMER, M.; SHAABAN, M.; HASSAN, M. U.; GUOQIN, H.; YING, L.; YING, T. H.; RASUL, F.; QIAOYING, M.; ZHUANLING, L.; RASHEED, A.; PENG, Z. Biochar mitigates the N<sub>2</sub>O emissions from acidic soil by increasing the nosZ and nirK gene abundance and soil pH. **Journal of Environmental Management**, v. 255, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109891>
- ADESEMUYI, M.; ADEBAYO, M. A.; AKINOLA, A. O.; OLASEHINDE, E. F.; ADEWOLE, K. A.; LAJIDE, L. Preparation and characterisation of biochars from elephant grass and their utilisation for aqueous nitrate removal: Effect of pyrolysis temperature. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, dez. 2020, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104507>
- AFONSO, M.L.C.; PAWLOWSKY, U.; PATZA, M. da G. Tratabilidade dos despejos de laticínios por lodos ativados em batelada. *In*: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Porto Alegre. **Anais [...]** Rio de Janeiro: ABES, 2000.
- AGRAFIOTI, E.; BOURAS, G.; KALDERIS, D.; DIAMADOPOULOS, E. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 101, p. 72-78, mai. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2013.02.010>
- AHMAD, M., RAJAPAKSHA, A. U., LIM, J. E., ZHANG, M., BOLAN, N., MOHAN, D., VITHANAGE, M., LEE, S. S., OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19–33, mar. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- AHMAD, M.; LIU, S.; MAHMOOD, N.; MAHMOOD, A.; ALI, M.; ZHENG, M.; NI, J. Effects of porous carrier size on biofilm development, microbial distribution and nitrogen removal in microaerobic bioreactors. **Bioresource Technology**, v. 234, p. 360-369, jun. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.076>
- AHMAD, M.; RAJAPAKSHA, A. U.; LIM, J. E.; ZHANG, M.; BOLAN, N.; MOHAN, D.; VITHANAGE, M.; LEE, S. S.; OK, Y. S. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19-33, mar. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- AHMAD, T.; AADIL, R. M.; AHMED, H., RAHMAN, U.; SOARES, B. C. V.; SOUZA, S. L. Q. ;CRUZ, A. G. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**, v. 88, p. 361-372, jun. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.04.003>
- AHN, Y-H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process biochemistr**, v. 41, p. 1709–1721, ago. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.03.033>
- AKSU, Z.; EREN, A. T. Carotenoids production by the yeast *Rhodotorula mucilaginosa*: use of agricultural wastes as a carbon source. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 2985-2991, set. 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2005.01.011>.

AKUNNA, J. C.; BIZEAU, C.; MOLETTA, R. Nitrate and nitrite reductions with anaerobic sludge using various carbon sources: Glucose, glycerol, acetic acid, lactic acid and methanol. **Water Research**, v. 27, p. 1303-1312, ago. 1993. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90217-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90217-6)

ALIBERTI, E. A. **Tratamento de efluente de laticínios em reator de leito estruturado submetido a diferentes condições operacionais**. 2017. 51 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

ALMEIDA, R. G. B.; SANTOS, C. E. D. dos; LÜDERS, T. C.; DEL NERY, V.; LEAL, C. D.; PEREIRA, A. D.; ARAÚJO, J. C.; DAVENPORT, R. J.; BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. Nitrogen removal by simultaneous partial nitrification, anammox and denitrification (SNAD) in a structured-bed reactor treating animal feed processing wastewater: Inhibitory effects and bacterial community. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 133, p.108-115, set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.06.019>

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater. Washington, D.C; 2012.

AN, Q.; JIANG, Y-Q.; NAN, H-Y.; YU, Y.; JIANG, J-N. Unraveling sorption of nickel from aqueous solution by KMnO<sub>4</sub> and KOH-modified peanut shell biochar: Implicit mechanism. **Chemosphere**, v. 214, p. 846-854, jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.007>

ANDRADE, L.H.; MENDES, F.D.S.; ESPINDOLA, J.C.; AMARAL, M.C.S. Nanofiltration as tertiary treatment for the reuse of dairy wastewater treated by membrane bioreactor. **Separation and Purification Technology**, v. 126, p. 21-29, abr. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.01.056>

ANTO, S.; SUDHAKAR, M. P.; AHAMED, T. S.; SAMUEL, M. S.; MATHIMANI, T.; BRINDHADEVI, K.; PUGAZHENDHI, A. Activation strategies for biochar to use as an efficient catalyst in various applications. **Fuel**, v. 285, fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119205>

ANTONIOU, P.; HAMILTON, J.; KOOPMAN, B.; JAIN, R.; HOLLOWAY, B.; LYBERATOS, G.; SVORONOS, S. A. Effect of temperature and ph on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. **Water Research**, v. 24, p. 97-101, jan. 1990. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(90\)90070-M](https://doi.org/10.1016/0043-1354(90)90070-M)

ARIKAN, E. B.; ISIK, Z.; BOURAS, H. D., DIZGE, N. Investigation of immobilized filamentous fungi for treatment of real textile industry wastewater using up flow packed bed bioreactor. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100197>

ATKINS, P.; PAULA, J. de.; KEELER, J. **Atkins' PHYSICAL CHEMISTRY**. 11 ed. Nova York: OXFORD UNIVERSITY PRESS, 2018.

AZEVEDO, C. S.; CORREA, C. Z.; LOPES, D.D.; PESCIM, R. R.; PRATES, K. V. M.C.; BARANA, A.C. Aeration and non-aeration cycles (AE/NA) time: influence in combined organic matter and nitrogen removal and features of biofilm.

**Environmental Technology**, fev. 2021.

<https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1882583>

BANU, J. R.; ANANDAN, S.; KALIAPPAN, S.; YEOM, I-T. Treatment of dairy wastewater using anaerobic and solar photocatalytic methods. **Solar Energy**, v. 82, p. 812-819, set. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2008.02.015>

BARANA, A.C., LOPES, D.D., MARTINS, T.H., POZZI, E., DAMIANOVIC, M.H.R.Z., DEL NERY, V., FORESTI, E. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, p. 453-459, set. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.06.015>

BASSIN, J.P.; DIAS, I.N.; CAO, S.M.S.; SENRA, E.; LARANJEIRA, Y.; DEZOTTI, M. Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with different support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 100, p. 131-141, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.01.007>

BASSIN, J.P.; KLEEREBEZEM, R.; ROSADO, A. S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; DEZOTTI, M. Effect of Different Operational Conditions on Biofilm Development, Nitrification, and Nitrifying Microbial Population in Moving-Bed Biofilm Reactors.

**Environmental Science & Technology**, v. 46, p.1546–1555, jan. 2012.

<https://doi.org/10.1021/es203356z>

BENSADOK, K.; HANAFI, N. E.; LAPICQUE, F. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system. **Desalination**, v. 280, p. 244-251, out. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.006>

BENTO, A. P., SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L. S., REGINATTO, V., LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 4, p. 329-338, 2005.

BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. Uso de reator de leito fluidizado trifásico no tratamento dos resíduos de laticínios. **Revista UNIMAR**, v. 19, n. 4, p.1087-1097, 1997.

BEUN, J.J.; HENDRIKS, A.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; MORGENROTH, E.; WILDERER, P.A.; HEIJNEN, J.J. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, p. 2283-2290, jul. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00463-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00463-1)

BHATNAGAR, A.; SILLANPÄÄ, M. A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, p. 493-504, abr. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.103>.

BHOLE, A.G; RAO, M. Removal of organic matter from dairy industry wastewater using low-cost adsorbents. **Indian Chemical Engineer**, v. 44, p. 25-28, jan. 2002.

BLANCO, V.M. C.; FUESS, L. T.; ZAIAT, M. Calcium dosing for the simultaneous control of biomass retention and the enhancement of fermentative biohydrogen production in an innovative fixed-film bioreactor. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, p. 12181-12196, abr. 2017.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.02.180>

BOER, W. DE; FOLMAN, L. B.; SUMMERBELL, R. C.; BODDY, L. Living in a fungal world: impact of fungi on solo bacterial niche development. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 29, p. 795-811, set. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.femsre.2004.11.005>

BOLAN, N.; ADRIANO, D.; MAHIMAIRAJA, S. Distribution and Bioavailability of Trace Elements in Livestock and Poultry Manure By-Products. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 34, p. 291-338, ago. 2010.  
<https://doi.org/10.1080/10643380490434128>

BOLIGON, J. **Produção e caracterização de carvão ativado a partir da borra de café solúvel**. 2015. 79 p. Dissertação (Mestrado Profissional em Tecnologia de Alimentos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

BONONI, L.; CHIARAMONTE, J. B.; PANSA, C. C.; MOITINHO, M. A.; MELO, I. S. Phosphorus-solubilizing *Trichoderma* spp. from Amazon soils improve soybean plant growth. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 18 fev. 2020.  
<http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-59793-8>.

BOOSTANI, H. R.; HARDIE, A. G.; NAJAFI-GHIRI, M.; KHALILI, D. The effect of soil moisture regime and biochar application on lead (Pb) stabilization in a contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 208, jan. 2021.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111626>

BORJA, R.; BANKS, C. J. Response of an anaerobic fluidized bed reactor treating ice-cream wastewater to organic, hydraulic, temperature and pH shocks. **Journal of Biotechnology**, v. 39, p. 251-259, mai. 1995. [https://doi.org/10.1016/0168-1656\(95\)00021-H](https://doi.org/10.1016/0168-1656(95)00021-H)

BORTOLUZZI, A. C.; FAITÃO, J. A. DI LUCCIO, M.; DALLAGO, R. M.; STEFFENS, J.; ZABOT, G. L.; TRES, M. V. Dairy wastewater treatment using integrated membrane systems. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 4819-4827, out. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.09.018>

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding. **Analytical Biochemistry**, v. 72, p. 248-254, 1976.

BRASIL. Conselho Nacional De Recursos Hídricos-CNRH. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F, 09 de mar. 2006. Disponível em:

<http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2054.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional De Recursos Hídricos-CNRH. Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH no 54, de 28 de novembro de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F, 16 dez. 2010. Disponível em: <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%20121.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2019.

BRASIL. Portaria de Consolidação nº 5, de 3 de outubro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, Brasília, D.F, 03 de outubro de 2017. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-vegetal/legislacao-1/biblioteca-de-normas-vinhos-e-bebidas/portaria-de-consolidacao-no-5-de-3-de-outubro-de-2017.pdf/view>. Acesso em: 05 jan. 2021.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**: nº 92, Brasília, D.F, p. 89, 16 mai. 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 30 nov. 2019.

BUNTNER, D.; SÁNCHEZ, A.; GARRIDO, J.M. Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. **Chemical Engineering Journal**, v. 230, p. 475-481, ago. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.06.043>

CALLI, B.; YUKSELEN, M. A. Anaerobic Treatment by a Hybrid Reactor. **Environmental Engineering Science**, v. 19, n. 3, jul. 2004. <https://doi.org/10.1089/109287502760079160>

CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, p. 831-849, ago. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>.

CAMMAROTA, M. C. **Produção de exopolímeros e adesão microbiana**. Tese de D.Sc, IQ/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 1998.

CAMPOS, C. M. M.; LUIZ, F. A. R. de; BOTELHO, C. G.; DAMASCENO, L. H. S. Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n.6, p.1376-1384, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542004000600021>

CAO, Y.; ZHANG, C.; RONG, H.; ZHENG, G.; ZHAO, L. The effect of dissolved oxygen concentration (DO) on oxygen diffusion and bacterial community structure in moving bed sequencing batch reactor (MBSBR). **Water Research**, v. 108, p. 86-94,

jan. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.063>

CAPOOR, M.; AGGARWAL, S.; RAGHVAN, C.; GUPTA, D.; JAIN, A.; CHAUDHARY, R. Clinical and microbiological characteristics of *Rhodotorula mucilaginosa* infections in a tertiary-Care facility. **Indian Journal Of Medical Microbiology**, v. 32, n. 3, p. 304, jul. 2014. <http://dx.doi.org/10.4103/0255-0857.136576>.

CARAWAN, R. E.; JONES, V. A.; HANSEN, A. P. Wastewater characterization in a multiproduct dairy. **Journal of Dairy Science**, v. 62, n. 8, p. 1243-1251, ago. 1979. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(79\)83407-4](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(79)83407-4)

CARVALHO, F.; PRAZERES, A.R.; RIVAS, J. Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. **Science of the Total Environment**, v. 445-446, p. 385-396. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.038>

CARVALHO, G. R., ROCHA, D. T. da. Oferta e demanda de leite no Brasil de 1990 a 2019. *In: Anuário do leite 2020*. EMPRAPA. Brasília, DF: EMPRAPA GADO LEITE, 2020. p. 15.

CASTRO, V. C. de. **Diagnóstico do consumo de água, da geração de efluentes e de resíduos sólidos em um laticínio de pequeno porte**. 52 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.

CHA, J. S.; PARK, S. H.; JUNG, S-C.; RYU, C.; JEON, J-K.; SHIN, M-C.; PARK, Y-K. Production and utilization of biochar: A review. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 40, p. 1-15, ago. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2016.06.002>

CHANG, Y. J.; TSENG, S. K. A novel double-membrane system for simultaneous nitrification and denitrification in a single tank. **Letters in Applied Microbiology**, v. 28, n. 6, p. 453-6, jun. 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.1999.00546.x>

CHATZIPASCHALI, A.A.; STAMATIS, A.G. Biotechnological utilization with a focus on anaerobic treatment of cheese whey: current status and prospects. **Energies**, v.5, n.9, p. 3492–525, 2012. DOI: 10.3390/en5093492

CHEN, C.; GUO, W.S.; NGO, H.H.; CHANG, S.W.; NGUYEN, D.D.; ZHANG, J.; LIANG, S.; GUO, J.B.; ZHANG, X.B. Effects of C/N ratio on the performance of a hybrid sponge-assisted aerobic moving bed-anaerobic granular membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 340-346, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.062>

CHEN, G. Q.; TALEBI, S.; GRAS, S. L.; WEEKS, M.; KENTISH, S.E. A review of salty waste stream management in the Australian dairy industry. **Journal of Environmental Management**, v. 224, p. 406-413, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.056>

CHEN, J.; HAN, Y.; WANG, Y.; GONG, B.; ZHOU, J.; QING, X. Start-up and

microbial communities of a simultaneous nitrogen removal system for high salinity and high nitrogen organic wastewater via heterotrophic nitrification. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 196-202, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.064>

CHEN, Q., NI, J., MA, T., LIU, T., ZHENG, M. Bioaugmentation treatment of municipal wastewater with heterotrophic-aerobic nitrogen removal bacteria in a pilot-scale SBR. **Bioresource Technology**, v. 183, p. 25–32, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.02.022>

CHEN, Y-D.; WANG, R.; DUAN, X.; WANG, S.; REN, N-Q.; HO, S-H. Production, properties, and catalytic applications of sludge derived biochar for environmental remediation. **Water Research**, v. 187, dez 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116390>

CHEN, Z.; LUO, J.; HANG, X.; WAN, Y. Physicochemical characterization of tight nanofiltration membranes for dairy wastewater treatment. **Journal of Membrane Science**, v. 547, p. 51-63, fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2017.10.037>

CHIU, H-F.; TSAI, S-S; YANG, C-Y. Nitrate in Drinking Water and Risk of Death from Bladder Cancer: An Ecological Case-Control Study in Taiwan. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 70, p. 1000-1004, mai. 2007. <https://doi.org/10.1080/15287390601171801>

CHIU, Y.; LEE, L.; CHANG, C.; CHAO, A.C. Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 59, p. 1-7, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.08.001>

CHO, C.; LEE, J.; LEE, K.; KIM, M. The effects on operation conditions of sludge retention time and carbon/nitrogen ratio in an intermittently aerated membrane bioreactor (IAMBR). **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5397-5401, set. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.016>

COHN, S.; HAYES, A.; RENAULT K. **The Effect of Substrate Variation on Biofilm Growth for Use in Wastewater Treatment**. 2010. 113f. Bacharelado em Ciências - WORCESTER POLYTECHNIC INSTITUTE, 2010. Disponível em: <<http://www.wpi.edu/Pubs/E-project/Available/E-project-040810-131800/unrestricted/SCohnAHayesKRenaultMQP.pdf>>. Acesso em: 18 Jan. 2021.

COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G. Simultaneous nitrification-denitrification processes in activated sludge plants: Performance and applicability. **Water Science and Technology**, v. 40, p. 187-194, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00575-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00575-2)

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. **Brasil é responsável por cerca de 7% do leite produzido no mundo**. 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/ultimas-noticias/2634-brasil-e-responsavel-por-cerca-de-7-do-leite-produzido-no-mundo>. Acesso em: 22 out. 2020.

CORREA, C.Z.; FRANCISCO, F.; LOPES, D. D.; ALIBERTI, E.; PRATES, K. V. M. C.

Reator de leito fixo operado com aeração intermitente (ai) no tratamento de efluente de indústria de laticínio. *In: VII SIMPÓSIO DE BIOQUÍMICA E BIOTECNOLOGIA*, 2019, Londrina. **Anais** [...] Londrina, 2019.

CORREA, Z.C.; PRATES, K.V.M.C; OLIVEIRA, E. F. de.; LOPES, D. D.; BARANA, A. C. Nitrification/denitrification of real municipal wastewater in an intermittently aerated structured bed reactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 23, p. 134–141, jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.03.013>

COSTA, A. G.; FERREIRA, A. F.; HAANDEL, A. V. Monitoramento da atividade bacteriana de um sistema de lodos ativados Bardenpho por meio da respirometria. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 17-23, mar. 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522007000100003>

CRAGGS, R. J.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; DAVIES-COLLEY, R. J. Dairy farm wastewater treatment by an advanced pond system. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 291–297, fev. 2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0133>

DA SILVA, D. J. P. **Diagnóstico do consumo de água e da geração de efluentes em uma indústria de laticínios e desenvolvimento de um sistema multimídia de apoio**. 2006. 104f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2006. Disponível em: <http://livros01.livrosgratis.com.br/cp013582.pdf> . Acesso em: 07 out. 2019.

DABROWSKI, A. Adsorption — from theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 93, p. 135-2243, out. 2001, [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00082-8](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8)

DAMASCENO, J. L.; SANTOS, R. A. dos; BARBOSA, A. H.; CASEMIRO, L. A.; PIRES, R. H.; MARTINS, C. H. G. Risk of Fungal Infection to Dental Patients. **The Scientific World Journal**, v. 2017, n. 8, p. 1-8, jun. 2017. <http://dx.doi.org/10.1155/2017/2982478>.

DANALEWICH, J.R.; PAPAGIANNIS, T.G.; BELYEA, R.L.; TUMBLESÓN, M.E.; RASKIN, L. Characterization of dairy waste streams, current treatment practices, and potential for biological nutrient removal. **Water Research**, v. 32, p. 3555–3568, dez. 1998. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00160-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00160-2)

DEMIRAL, H.; GÜNDÜZOĞLU, G. Removal of nitrate from aqueous solutions by activated carbon prepared from sugar beet bagasse. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 1675-1680, mar. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.087>.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 2583–2595, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.12.015>

DEPARTAMENTO DE ECONOMIA RURAL – DERAL. **Pecuária de leite** – 15 de janeiro de 2020. Disponível em: [http://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-](http://www.agricultura.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2020-)

01/leite\_2020\_0.pdf. Acesso em: 15 out. 2020.

DI BELLA, G.; MANNINA, G. Intermittent Aeration in a Hybrid Moving Bed Biofilm Reactor for Carbon and Nutrient Biological Removal. **Water**, v.12, p. 1-12, fev. 2020. <https://doi.org/10.3390/w12020492>

DING, Z., HU, X., WAN, Y., WANG, S., AND GAO, B. Removal of lead, copper, cadmium, zinc, and nickel from aqueous solutions by alkali-modified biochar: Batch and column tests. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 33, p. 239–245, jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.10.007>

DJELAL, H.; AMRARE, A. Biodegradation by bioaugmentation of dairy wastewater by fungal consortium on a bioreactor lab-scale and on a pilot-scale. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, p. 1906-1912, set. 2013. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60239-3](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60239-3)

DONLAN, R. M.; COSTERTON, J. W. Biofilms: survival mechanisms of clinically relevant microorganisms. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 15, n. 2, p. 167-193, abr. 2002. <https://doi.org/10.1128/CMR.15.2.167-193.2002>

DORLAN, R. M. Biofilms: Microbial Life on Surfaces. **Emerging Infectious Diseases**, v. 8, n. 9, p. 881 – 890, 2002. <https://doi.org/10.3201/eid0809.020063>

DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K. ET AL. Colorimetric method for determination of sugars and substances. **Analytical Chemistry**. v.28, n.3, p.350-356, 1956.

DRTIL, M.; TÖLGYESSYI, J.; BODIK, I. Simultaneous Nitrification - Denitrification in Activated Sludge Process Combined With Biofilm Cultivation. **Studies in Environmental Science**, v. 42, p. 65-69, 1991. [https://doi.org/10.1016/S0166-1116\(08\)70315-7](https://doi.org/10.1016/S0166-1116(08)70315-7)

DRUZHININA, I. S.; SEIDL-SEIBOTH, V.; HERRERA-ESTRELLA, A.; HORWITZ, B. A.; KENERLEY, C. M.; MONTE, E.; MUKHERJEE, P. K.; ZEILINGER, S.; GRIGORIEV, I. V.; KUBICEK, C. P.. *Trichoderma*: the genomics of opportunistic success. **Nature Reviews Microbiology**, v. 9, n. 10, p. 749-759, set. 2011. <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro2637>.

DURMAZ, B.; SANIN, F.D. Effect of carbon to nitrogen ratio on the composition of microbial extracellular polymers in activated sludge. **Water Science Technology**, v.44, n.10, p. 221–229, 2001. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0626>

ECKENFELDER W. W. **Industrial Water Pollution Control**. McGraw-Hill: New York, 1989

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Anuário do leite 2019**. Brasília, DF: EMPRAPA GADO DE LEITE, 2019. 104 p.

EPA. **Manual: Nitrogen Control**. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1993.

FAN, Y.; WANG, B.; YUAN, S.; WU, X.; CHEN, J.; WANG, L. Adsorptive removal of chloramphenicol from wastewater by NaOH modified bamboo charcoal. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 7661–7664, out. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.04.046>

FAVARETTO, D. P. C.; BRIÃO, V. B.; COLLA, L. M.; HEMKEMEIE, M. Análise técnica do processo de tratamento de efluentes de empresa de laticínios da região de Passo Fundo/RS. **Revista CIATEC – UPF**, v.7, n. 2, p.18-30, 2015. <https://doi.org/10.5335/ciatec.v7i2.3945>

FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; MARAÑÓN, E.; SOONS, J.; CASTRILLÓN, L. Denitrification of high nitrate concentration wastewater using alternative carbon sources. **Journal of Hazardous Materials**, v. 173, p. 682-688, jan. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.140>

FEWTRELL, L. Drinking-Water Nitrate, Methemoglobinemia, and Global Burden of Disease: A Discussion. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 14, out. 2004. <https://doi.org/10.1289/ehp.7216>

FIGUEIREDO, M. G., DOMINGUES, V. B. **Microbiologia de Lodos Ativado**. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: CETESB, 1993.

FLEMMING, H.; WINGENDER, J. The biofilm matrix. **Nature Reviews Microbiology**, v. 8, p. 623-633 ago. 2010. <https://doi.org/10.1038/nrmicro2415>

FLORÊNCIO, T. de M. **Degradação anaeróbia de efluente têxtil simulado com corante azo Direct Black 22 na presença de íons sulfato em reator anaeróbio de leito estruturado com fluxo ascendente**. 2018. 175f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

FONSECA, J. C. J. da. **Análise de ecoeficiência do consumo de água e energia na indústria de laticínios no licenciamento ambiental no estado da Bahia**. 2017. 80 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 2017.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: Campos, J. R. (Coordenador). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 29-52.

FRAGA, F. A.; GARCÍA, H. A.; HOOIJMANS, C. M.; MÍGUEZ, D.; BRDJANOVIC, B. Evaluation of a membrane bioreactor on dairy wastewater treatment and reuse in Uruguay. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 119, p. 552-564, abr. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.11.025>

FRANCISCO, K. **Avaliação de um reator de leito estruturado operado com e sem recirculação aplicado à remoção de matéria orgânica e nitrogênio de**

**efluentes de laticínios.** 2020. 57f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2020.

FRANCISCO, K.; AZEVEDO, C. S.; LOPES, D. D. Cinética da remoção de nitrogênio de efluente de laticínios em reator de leito estruturado. *In: Encontro Anual de Iniciação científica (EIAC)*, set. 2018, Londrina. **Anais [...]** Londrina, 2018.

FU, B.; LIAO, X.; DING, L.; REN, H. Characterization of microbial community in an aerobic moving bed biofilm reactor applied for simultaneous nitrification and denitrification. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 26, p. 1981-1990, mar. 2010. <https://doi.org/10.1007/s11274-010-0382-y>

FU, Z; YANG, F.; ZHOU, F.; XUE, Y. Control of COD/N ratio nutrient removal in modified membrane bioreactor (MBR) treating high strength wastewater. **Bioresource Technology**, v.100, n. 1, p. 136-141, jan. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.06.006>

FUESS, L. T.; KIYUNA, L. S. M.; FERRAZ, A. D. N.; PERSINOTI, G. F.; SQUINA, F. M.; GARCIA, M. L.; ZAIAT, M. Thermophilic two-phase anaerobic digestion using an innovative fixed-bed reactor for enhanced organic matter removal and bioenergy recovery from sugarcane vinasse. **Applied Energy**, v. 189, p. 480–491, mar. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.12.071>

FUKUDA, E. K.; VASCONCELOS, A. F. D.; MATIAS, A. C.; BARBOSA, A. DE M.; DEKKER, R. F. H.; SILVA, M. de L. C. da. Polissacarídeos de parede celular fúngica: purificação e caracterização. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 30, n. 1, p. 117-134, 2009.

FYFE, J.; HAGARE, D.; SIVAKUMAR, M. Dairy shed effluent treatment and recycling: Effluent characteristics and performance. **Journal of Environmental Management**, v. 180 p. 133-146, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.058>

FYNN, G. H.; WHITMORE, T. N. Retention of methanogens in colonised reticulated polyurethane foam biomass support particle. **Biotechnology Letters**, v. 6, n. 2, p 81-86, fev. 1984. <https://doi.org/10.1007/BF00127294>

GADELHA, D. de A. C. **Desempenho de reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, para a remoção de nitrogênio de efluente de UASB tratando águas residuárias domésticas.** 2013. 57f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

GANNOUN, H.; KHELIFI, E.; BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; HAMDÍ, M. Ecological clarification of cheese whey prior to anaerobic digestion in upflow anaerobic filter. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6105-6111, set. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.037>

GARCIA, G. G. **Reator termofílico acidogênico/sulfetogênico seguido de reator**

**metanogênico para tratamento de água residuária rica em sulfato.** 2018. 118f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

GARCIA, M. L. **Avaliação do suporte no desempenho de reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais com agitação, contendo biomassa imobilizada no tratamento de esgoto sanitário.** 2005. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, 2005.

GARCIA, M. L.; LAPA, K. R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Effects of bed materials on the performance of an anaerobic sequencing batch biofilm reactor treating domestic sewage. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 1471-1477, set. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.07.015>

GAVALA, H. N.; KOPSINIS, H.; SKIADAS, I.V. STAMATELATOU, K.; LYBERATOS, G. Treatment of Dairy Wastewater Using an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 73, p. 59-63, mai. 1999. <https://doi.org/10.1006/jaer.1998.0391>

GIENTKA, I.; GADASZEWSKA, M.; BIAŚEJAK, S.; KIELISZEK, M.; BZDUCHA-WRÓBEL, A.; STASIAK-RÓŜAŃSKA, L.; KOT, A. M.. Evaluation of lipid biosynthesis ability by *Rhodotorula* and *Sporobolomyces* strains in medium with glycerol. **European Food Research And Technology**, v. 243, n. 2, p. 275-286, jul. 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s00217-016-2742-9>.

GODOI, L. A. G. de.; FORESTI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z. Down-flow fixed-structured bed reactor: An innovative reactor configuration applied to acid mine drainage treatment and metal recovery. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 597-604, jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.027>

GONÇALVES, B. Z. **Tratamento de efluentes de laticínios em reator de leito estruturado aeróbio.** 2017. 51f. Monografia (Graduação) – Curso Superior em Bacharelado de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

GOPINATH, A.; DIVYAPRIYA, G.; SRIVASTAVA, V.; LAIJU, A.R.; NIDHEESH, P.V.; KUMAR, M. S. Conversion of sewage sludge into biochar: A potential resource in water and wastewater treatment. **Environmental Research**, v. 194, mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110656>.

GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v. 29, p. 154-163, fev. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.004>

GUADIE, A.; XIA, S.; ZHANG, Z.; ZELEKE, J.; GUO, W.; NGO, H. H.; HERMANOWICZ, S. W. Effect of intermittent aeration cycle on nutrient removal and microbial community in a fluidized bed reactor-membrane bioreactor combo system. **Bioresource Technology**, v. 156, p. 195-205, mar. 2014.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.008>

GUIA TÉCNICO AMBIENTAL DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS. Minas Gerais. 2014. p. 68.

GUILHEN, N. **Síntese e caracterização de biocarvão obtido a partir do resíduo de coco de macaúba para remoção de urânio de soluções aquosas**. 2018. 324f. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear – Instituto de Pesquisas energéticas e nucleares), São Paulo, 2018.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHENG, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. 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, abr. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.01.026>

GUTIÉRREZ, A.; PRIETO, A.; MARTÍNEZ, A.T. Structural characterization of extracellular polysaccharides produced by fungi from the genus *Pleurotus*. **Carbohydrate Research**, v. 281, n.1, p.143-54, fev. 1996. [https://doi.org/10.1016/0008-6215\(95\)00342-8](https://doi.org/10.1016/0008-6215(95)00342-8)

HABERMACHER, J.; BENETTI, A. D.; DERLON, N.; MORGENROTH, E. The effect of different aeration conditions in activated sludge – Side-stream system on sludge production, sludge degradation rates, active biomass and extracellular polymeric substances. **Water Research**, v. 85, p. 46-56, nov. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.002>

HADJIEV, D.; DIMITROV, D.; MARTINOV, M.; SIRE, O. Enhancement of the biofilm formation on polymeric supports by surface conditioning. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 40, p. 840-848, mar. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2006.06.022>

HAFSHEJANI, L. D.; HOOSHMAND, A.; NASERI, A. A.; MOHAMMADI, A. S.; ABBASI, F.; BHATNAGAR, A. Removal of nitrate from aqueous solution by modified sugarcane bagasse biochar. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 101-111, out. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.035>

HARMAN, G. E. Overview of Mechanisms and Uses of *Trichoderma* spp. **Phytopathology**®, v. 96, n. 2, p. 190-194, fev. 2006. <http://dx.doi.org/10.1094/phyto-96-0190>.

HE, S-B; XUE, G.; WANG, B-Z. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, p. 704–710, set. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.099>

HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 2268-2281, set. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.036>

HEAVEN, M. W.; WILD, K.; SOUZA, D. DE.; NAHID, A.; TULL, D.; WATKINS, M.;

HANNAH, M.; NAHS, D. Physicochemical properties and trace organic compounds in a dairy processor's aerobic bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 124, p. 119-128, nov. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.005>

HEAVEN M. W.; WILD, K.; VERHEYEN, V.; CRUICKSHANK, A.; WATKINS, M.; NASH, D. Seasonal and wastewater stream variation of trace organic compounds in a dairy processing plant aerobic bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 7727-7736, set. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.002>

HELMER, C.; KUNST, S. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. **Water Science and Technology**, v. 37, p. 183-187, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00102-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00102-4)

HEM, L. J.; RUSTEM, B.; ODEGAARD, H. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. **Water Research**, v. 28, p. 1425-1433, 1994. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90310-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90310-7)

HENZE, M.; KRISTENSEN, G.H.; STRUBE, R. Rate-capacity characterization of wastewater for nutrient removal processes. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 7, p. 101–107, abr. 1994. <https://doi.org/10.2166/wst.1994.0318>

HERATH, A.; LAYNE, C. A.; PEREZ, F.; HASSAN, E. B.; PITTMAN, C. U.; MLSNA, T. E. KOH-activated high surface area Douglas Fir biochar for adsorbing aqueous Cr(VI), Pb(II) and Cd(II). **Chemosphere**, v. 269, abr. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128409>

HIGGINS, M. J; NOVAK, J.T. Characterization of exocellular protein and its role in bioflocculation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 123, p. 479–85, 1997.

HOF, H. *Rhodotorula* spp. in the gut – foe or friend. **Gms Infect Dis**, v. 7, n. 2, p. 16, set. 2019. <http://dx.doi.org/10.3205/id000042>.

HOLMAN, J. B.; WAREHAM, D. G. COD, ammonia and dissolved oxygen time profiles in the simultaneous nitrification/denitrification process. **Biochemical Engineering Journal**, v. 22, p. 125-133, jan. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2004.09.001>

HOOG, G.S.; GENE, H.; FIGUERAS, M.J. **Atlas of Clinical Fungi**. 2 ed. Holanda: Centraalbureau voor Schimmelcultures (CBS), 2000.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N-amoniaco por stripping**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) –Universidade Estadual de Londrina. Centro de Tecnologia e Urbanismo. Londrina, 2008.

HU, B.; WHEATLEY, A.; ISHTCHENKO, V.; HUDDERSMAN, K. The effect of shock loads on SAF bioreactors for sewage treatment works. **Chemical Engineering Journal**, v.166, p. 73–80, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.10.005>

HU, J.; LI, D.; LIU, Q.; TAO, Y.; HE, X.; WANG, X.; LI, X.; GAO, P. Effect of organic carbon on nitrification efficiency and community composition of nitrifying biofilms. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 387-394, 2009. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62281-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62281-0)

HUANG, C.; SHI, Y.; XUE, J.; ZHANG, Y.; EL-DIN, M. G.; LIU, Y. Comparison of biomass from integrated fixed-film activated sludge (IFAS), moving bed biofilm reactor (MBBR) and membrane bioreactor (MBR) treating recalcitrant organics: Importance of attached biomass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 326, p. 120-129, mar. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.12.015>

HUANG, J.; XU, C. C.; RIDOUTT, B. G.; LIU, J. J.; ZHANG, H. L.; CHEN, F. LI, Y. Water availability footprint of milk and milk products from large-scale dairy production systems in Northeast China. **Journal of Cleaner Production**, v. 79, p. 91-97, set. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.043>

HUANG, X. P; HUANG, L. M.; YUE, W. Z. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 47, p. 30-36, jan-jun. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00474-5](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00474-5).

HUANG, W.; SHE, Z.; GAO, M.; WANG, Q.; JIN, C.; ZHAO, Y.; GUO, L. Effect of anaerobic/aerobic duration on nitrogen removal and microbial community in a simultaneous partial nitrification and denitrification system under low salinity. **Science of the Total Environment**. v. 651, p. 859-870, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.218>

HUANG, W-H.; LEE, D-J; HUANG C. Modification on biochars for applications: A research update. **Bioresource Technology**, v. 319, jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124100>

IBRAHIM, M. M.; HU, K.; TONG, C.; XING, S.; ZOU, S.; MAO, Y. De-ashed biochar enhances nitrogen retention in manured soil and changes soil microbial dynamics. **Geoderma**, v. 378, nov. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114589>

IFTHKAR, J.; WANG, J.; WANG, Q.; WANG, T.; WANG, H.; KHAN, A.; JAWAD, A.; SUN, T.; JIAO, X.; CHEN, Z. Highly Efficient Lead Distribution by Magnetic Sewage Sludge Biochar: Sorption Mechanisms and Bench Applications. **Bioresource Technology**, v 238, p. 399-406, ago. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.133>

INCE, O. Potential energy production from anaerobic digestion of dairy wastewater. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 33, dec. 1998. <https://doi.org/10.1080/10934529809376784>

INGUANZO, M.; DOMÍNGUEZ, A.; MENÉNDEZ, J. A.; PIS, C.G.B. On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 63, p. 209-222, mar. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(01\)00155-3](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(01)00155-3)

INSEL, G.; HOCAOGLU, S.M.; COKGOR, E.U.; ORHON, D. Modelling the effect of

biomass induced oxygen transfer limitations on the nitrogen removal performance of membrane bioreactor. **Journal of Membrane Science**, v. 368, p.54-63, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.11.003>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa Trimestral do Leite. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Pesquisa Trimestral do Leite. 2020.

INYANG, M. I.; GAO, B.; YAO, Y.; XUE, Y.; ZIMMERMAN, A.; MOSA, A., PULLAMMANAPPALLIL, P.; OK, Y.S.; CAO, X. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, p. 406-433, dec. 2015. DOI: 10.1080 / 10643389.2015.1096880

INYANG, M.; GAO, B.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; DING, W.; ZIMMERMAN, A. R. Biochar from anaerobically digested sugarcane bagasse. **Bioresource Technology** v.101; p. 8868-8872, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.088>

JACOBS, A. C. P.; CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C. Formação de biofilme em diferentes materiais suporte no tratamento biológico de esgoto sanitário. **XI Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 11, n. 8, p. 95-109, 2015. <http://dx.doi.org/10.17271/1980082711820151201>

JANCZUKOWICZ, W.; ZIELIŃSKI, M.; DEBOWSKI, M. Biodegradability evaluation of dairy effluents originated in selected sections of dairy production. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 10, p. 4199-4205, out. 2007. doi: 10.1016/j.biortech.2007.08.077

JENKINSON, H.; F.; LAPPIN-SCOTT, H. M. Biofilms adhere to stay. **Trends in Microbiology**, v. 9, n. 1, p. 9-10, jan. 2001. doi: 10.1016/s0966-842x(00)01891-6.

JENZURA, N. T.; WENDLING, A. C.; ZIELINSKI, A.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; BARANA, A. C. Prediction of total nitrogen removal in a structured bed reactor for secondary and tertiary treatment of sanitary sewage. **Desalination and Water Treatment**, v. 126, p. 144–150, set. 2018. <https://doi.org/10.5004/dwt.2018.22909>

JI, S.; MA, W.; WEI, Q.; ZHANG, W.; JIANG, F.; CHEN, J. Integrated ABR and UASB system for dairy wastewater treatment: Engineering design and practice. **Science of The Total Environment**, v 749, dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142267>

JIMÉNEZ, E., J.B. GIMÉNEZ, M.V. RUANO, J. FERRER AND J. SERRALTA. Effect of pH and nitrite concentration on nitrite oxidation rate. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 8741-8747, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.092>

JIN, H.; CAPAREDA, S.; CHANG, Z.; GAO, J.; XU, Y.; ZHANG, J. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As(V) removal: Adsorption property and its improvement with KOH activation. **Bioresource**

**Technology**, v. 169, p. 622-629, out. 2014.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.06.103>.

JUSTINA, M. D.; MUNIZ, B. R. B.; BRORING, M. M.; COSTA, V. J.; SKORONSKI, E. Using vegetable tannin and polyaluminium chloride as coagulants for dairy wastewater treatment: A comparative study. **Journal of Water Process Engineering**, v 25, p. 173-181, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.08.001>

KANNAN, P.; PARAMASIVAN, M.; MARIMUTHU, S.; SWAMINATHAN, C.; JAYAKUMAR, B. Applying both biochar and phosphobacteria enhances *Vigna mungo* L. growth and yield in acid soils by increasing soil pH, moisture content, microbial growth and P availability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 308, mar. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107258>.

KARADAG, D.; KÖROĞLU, O. E.; OZKAYA, B.; ÇAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**, v. 50, p. 262-271, fev. 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2014.11.005>

KARGI, F.; UYGUR, A. Effect of carbon source on biological nutrient removal in a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v 89, p. 89-93, 2003.  
[https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00031-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00031-2)

KHAN, S. J.; ILYAS, S.; JAVID, S.; VISVANATHAN, C.; JEGATHEESAN, V. Performance of suspended and attached growth MBR systems in treating high strength synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5331-5336, mai. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.100>

KIM, Y. M.; CHO, H.U.; LEE, D.S.; PARK, D.; PARK, J.M. Influence of operational parameters on nitrogen removal efficiency and microbial communities in a full-scale activated sludge process. **Water Research**, v. 45, i. 17, p. 5785-5795, 2011.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.063>

KITAZAWA, T.; ISHIGAKI, S.; SEO, K.; YOSHINO, Y.; OTA, Y. Catheter-related bloodstream infection due to *Rhodotorula mucilaginosa* with normal serum (1→3)-β-D-glucan level. **Journal of Mycologie Médicale**, v. 28, n. 2, p. 393-395, jun. 2018.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.mycmed.2018.04.001>.

KOKARE, C. R.; CHAKRABORTY, S.; KHOPADE, A.; MAHADIK, K. Biofilm: Importance and applications. **Indian Journal of Biotechnology**, v. 8, p. 159-168, abr. 2009.

KOROGLU, E. O.; OZDEMIR, O. K.; OZKAYA, B.; DEMIR, A. An integrated system development including PEM fuel cell/biogas purification during acidogenic biohydrogen production from dairy wastewater. **International Journal of Hydrogen Energy**, v 44, p. 17297-17303, jun. 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.01.291>

KUMAR, V. Optimal Physical Parameters for Growth of *Trichoderma* Species at Varying pH, Temperature and Agitation. **Virology & Mycology**, v. 03, n. 01, p. 1-7,

2013. <http://dx.doi.org/10.4172/2161-0517.1000127>.

KUNG, C-C.; KONG, F.; CHOI, Y. Pyrolysis and biochar potential using crop residues and agricultural wastes in China. **Ecological Indicators**, v. 51, p. 139-145, abr. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.043>

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Organics removal from dairy wastewater by electrochemical treatment and residue disposal. **Separation and Purification Technology**, v. 76, p. 198-205, dez 2010. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2010.10.008>

\_\_\_\_\_. Treatment of dairy wastewater by commercial activated carbon and bagasse fly ash: Parametric, kinetic and equilibrium modelling, disposal studies. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 3474-3483, maio 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.002>

LAYER, M.; VOLLODRES, M. G.; HERNANDEZ, A.; REYNAERT, E.; MORGENROTH, E.; DERLON, N. Limited simultaneous nitrification-denitrification (SND) in aerobic granular sludge systems treating municipal wastewater: Mechanisms and practical implications. **Water Research X**, v. 7, mai. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100048>

LAZAROVA, N.R.; MANEM, J.; MELO, L. Influence of dissolved oxygen on nitrification kinetics in a circulating bed reactor. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 4, p. 189-193, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00103-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00103-6)

LEE, Y.; PARK, J.; RYO, C.; GANG, K. S.; YANG, W.; PARK, Y-Y.; JUNG, J.; HYUN, S. Comparison of biochar properties from biomass residues produced by slow pyrolysis at 500 °C. **Bioresource Technology**, v. 148, p. 196-201, nov. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.135>

LEICK, S. A.; OLIVEIRA, J. G. B. de.; TAVARES, K. A.; LOPES, D. D.; BARANA, A. C. Effect of aeration and recirculation in the removal of nitrogen and chemical oxygen demand from sanitary sewage in a structured bed reactor. **Engenharia Agrícola**, v.37, n. 6, Jaboticabal, nov./dec. 2017. <https://doi.org/10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n6p1236-1243/2017>

LI, J-H.; LV, G-H.; BAI, W-B.; LIU, Q.; ZHANG, Y-C.; SONG, J-Q. Modification and use of biochar from wheat straw (*Triticum aestivum* L.) for nitrate and phosphate removal from water. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, p. 4681-4693, dec. 2014. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.994104>

LIM, B.S.; CHOI, B.C.; YU, S.W.; LEE, C.G. Effects of operational parameters on aeration on/off time in an intermittent aeration membrane bioreactor. **Desalination**, v. 202, p. 77-82, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.12.041>

LIN, J.; ZHANG, P.; YIN, J.; LI J. Nitrogen removal performances of a polyvinylidene fluoride membrane-aerated biofilm reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 102, 2015, p. 49-55. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.01.013>

LIU, G.; WANG, J. Probing the stoichiometry of the nitrification process using the respirometric approach. **Water Research**, v. 46, p. 5954-5962, nov. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.006>

LIU, J.; ZHOU, J.; XU, N.; HE, A.; XIN, F.; MA, J.; FANG, Y.; ZHANG, W.; LIU, S.; JIANG, M.; DONG, W. Performance evaluation of a lab-scale moving bed biofilm reactor (MBBR) using polyethylene as support material in the treatment of wastewater contaminated with terephthalic acid. **Chemosphere**, v. 227, p. 117-123, jul. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.186>

LIU, Y.; SHI, H.; XIA, L.; SHI, H.; SHEN, T. WANG, T. WANG, G. WANG, Y. Study of operation conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.101, p. 901-906, fev. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.09.015>

LOPES, J. C. **Desempenho de reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente, na remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário utilizando glicerol fermentado como fonte de carbono**. 2017. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

LU, G. Q.; LOW, J. C. F.; LIU, C. Y.; LUA, A.C. Surface area development of sewage sludge during pyrolysis. **Fuel**, v. 74, n. 3, p. 344-348, mar.1995. [https://doi.org/10.1016/0016-2361\(95\)93465-P](https://doi.org/10.1016/0016-2361(95)93465-P)

LU, H.; CHANDRAN, K.; STENSEL, D. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. **Water Resource.**, v. 64, nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.042>

LUO, J.; DING, L.; QI, B.; JAFFRIN, M. Y.; WAN, Y. A two-stage ultrafiltration and nanofiltration process for recycling dairy wastewater. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 7437-7442, ago. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.012>

LUO, J.; LI, X.; GE, C.; MÜLLER, K.; YU, H.; HUANG, P.; LI, J.; C.W. D.; TSANG, N. S. B.; RINKLEBE, J, WANG, H. Sorption of norfloxacin, sulfamerazine and oxytetracycline by KOH-modified biochar under single and ternary systems. **Bioresource Technology**, v. 263, p. 385-392, set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.022>

LUO, L.; XU, C.; CHEN, Z.; ZHANG, S. Properties of biomass-derived biochars: Combined effects of operating conditions and biomass types. **Bioresource Technology**, v. 192, p. 83-89, set. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.054>

MACÊDO, W. V.; SAKAMOTO, I. K.; AZEVEDO, E. B.; DAMIANOVIC, M. H. R.Z. The effect of cations (Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, and Ca<sup>2+</sup>) on the activity and structure of nitrifying and denitrifying bacterial communities. **Science of the Total Environment**, v. 679, p. 279–287, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.397>

MACHADO, L. M.M.; LÜTKE, S. F.; PERONDI, D., GODINHO, M. OLIVEIRA, M.

L.S.; COLLAZZO, G. C.; DOTTO, G. L. Treatment of effluents containing 2-chlorophenol by adsorption onto chemically and physically activated biochars. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, dez. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104473>

MACHADO, R.M.G.; FREIRE, V.H.; SILVA, P.C.; FIGUERÊDO, D.V.; FERREIRA, P.E. **Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. Projeto Minas Ambiente**, Belo Horizonte, p. 224, 2002.

MACIEIRINHA, V. R. **Quantificação de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas em reator de leito estruturado utilizado no tratamento de efluente de laticínios**. 2017. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

MAGANHA, M. F. B. **Guia técnico ambiental de produtos lácteos: série P+L**. São Paulo: CETESB, 2008. 95p.

MAGASSY, T. B.; FAGUNDES, J. V.; ARAÚJO, A. S.; NETTO, A. P. de o. Utilização da bucha vegetal de curcubitácea como material suporte em reator anaeróbio de leito fixo. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, v. 11, n. 2, p. 142-153, 2017. <http://dx.doi.org/10.18011/bioeng2017v11n2>

MAGNO, P. S. DO L.; OLIVEIRA, J. R. de. Tratamento de efluentes através de lagoas de estabilização: comparação entre eficiência teórica e eficiência real. *In*: XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2008, Natal.. **Anais [...]**. Natal, 2008.

MAINTINGUERI, S. I.; SAKAMOTO, I. K.; ADORNO, M. A.T.; VARESCHE, M.B.A. Evaluation of the microbial diversity of denitrifying bacteria in batch reactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.30, n. 3 São Paulo, jul/set. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-66322013000300004>

MAJEWSKY, M.; GALLÉ, T.; YARGEAU, V.; FISCHER, K. Active heterotrophic biomass and sludge retention time (SRT) as determining factors for biodegradation kinetics of pharmaceuticals in activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 7415-7421, ago 2011. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.05.032>

MANNINA, G., EKAMA, G., CAPODICI, M., COSENZA, A., TRAPANI, D.D., & ØDEGAARD, H. Moving bed membrane bioreactors for carbon and nutrient removal: The effect of C/N variation. **Biochemical Engineering Journal**, v. 125, p. 31-40, 2017. <https://doi.org/10.1016/J.BEJ.2017.05.005>

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; MONACO, P. A. V. L. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola**, v..32, n..6, Jaboticabal, nov./dec. 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162012000600016>

MCATEER, P. G.; TREGO, A. C.; THORN, C.; MAHONY, T.; ABRAM, F.; O'FLAHERTY, V. Reactor configuration influences microbial community structure during high-rate, low-temperature anaerobic treatment of dairy wastewater.

**Bioresource Technology**, v. 307, jul. 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123221>

MENDONÇA, L.C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico de leito expandido**. 2002, 184f. Tese (Doutorado)- Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

MENG, Q.; YANG, F.; LIU, L.; MENG, F. Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, p. 933-939, 2008. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62189-0](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62189-0)

MENOUD, P.; WONG, C. H.; ROBINSON, H.A.; FARQUHAR, A.; BARFORD, J.P.; BARTON, G. W. Simultaneous nitrification and denitrification using Siporax™ packing. **Water Science and Technology**, v. 40, p. 153-160, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00497-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00497-7)

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4 ed. McGraw-Hill Education, 2002. p.1848

MIAO, L.; WANG, S.; CAO, T.; PENG, Y.; ZHANG, M.; LIU, Z. Advanced nitrogen removal from landfill leachate via Anammox system based on Sequencing Biofilm Batch Reactor (SBBR): Effective protection of biofilm. **Bioresource Technology**, v.220, p. 8–16, nov. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.131>

MISSAGIA, B de S. **Estudos das Comunidades Bacterianas em Filtros Biológicos Percoladores Utilizados para pós-tratamento de efluentes de um reator UASB**. 2010. 113 f. Tese (Doutorado em Saneamento) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

MOCKAITIS, G.; PANTOJA, J.L.R.; RODRIGUES, J.A.D.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. Continuous anaerobic bioreactor with a fixed-structure bed (ABFSB) for wastewater treatment with low solids and low applied organic loading content. **Bioprocess Biosyst Eng**, v. 37, p. 1361–1368, jan. 2014. <https://doi.org/10.1007/s00449-013-1108-y>

MOCKAITIS, G.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUES, J. A. D.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Anaerobic whey treatment by a stirred sequencing batch reactor (ASBR): effects of organic loading and supplemented alkalinity. **Journal of Environmental Management**, v. 79, p. 198-206, abr. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.07.001>

MOHAN, D., SARSWAT, A., OK, Y. S., AND PITTMAN JR, C. U. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent—A critical review. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 191–202, mai. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.120>

MOHAN, D.; SARSWAT, A.; OK, Y. S.; PITTMAN, C. U. Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent – A critical review. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 191-

202, mai. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.120>.

MOLINA, A. DA C. ; PRATES, K. V. M. C. ; CORREA, C. Z. ; LOPES, D. D. ; ALIBERTI, E. A. ; DA SILVA, J. R. C. Concentração de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas durante o tratamento de efluente de laticínio submetido a aeração contínua e intermitente. *In: XXIII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica*, 2018, Apucarana. **Anais: XXIII Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica**, 2018.

MONTEIRO, J. I. Z.; MONTEIRO, A. S.C.; GONTIJO, E. S.J.; BUENO, C. C.; MINÉIA, A. de M.; ROSA, A. H. High efficiency removal of As(III) from waters using a new and friendly adsorbent based on sugarcane bagasse and corncob husk Fe-coated biochars. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 162, p. 616-624, out. 2018.

MORETTO, C. **Remoção de matéria orgânica e nitrogenada de efluente de indústria de ração animal em reatores de leito estruturado e móvel**. 2014. 86f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2014.

MORGENSTERN, I.; POWLOWSKI, J.; ISHMAEL, N.; DARMOND, C.; MARQUETEAU, S.; MOISAN, M-C.; QUENNEVILLE, G.; TSANG, A. A molecular phylogeny of thermophilic fungi. **Fungal Biology**, v. 116, n. 4, p. 489-502, abr. 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.funbio.2012.01.010>.

MOURA, R. B. de. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação do efluente**. 2014. 132f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, v. 98, p. 163-167, mai. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.009>

MOURA, R. B.; SANTOS, C. E. D.; OKADA, T. H. M.; FERRAZ JÚNIOR, A. D. N. F.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Carbon-nitrogen removal in a structured-bed reactor (SBRRIA) treating sewage: Operating conditions and metabolic perspectives. **Journal of Environmental Management**., v. 224, p. 19-28, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.014>

MUNIZ, G. L.; SILVA, T. C. F.; BORGES, A. C. Assessment and optimization of the use of a novel natural coagulant (*Guazuma ulmifolia*) for dairy wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 744, nov. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140864>

NABIZADEH, R.; NADDAFI, K.; MESDAGHINIA, A.; NAFEZ, A. H. Feasibility study of organic matter and Ammonium removal using loofa sponge as a supporting medium in an aerated submerged fixed-film reactor (ASFFR). **Electronic Journal of**

**Biotechnology**, v. 11, n. 4, out. 2008. <https://doi.org/10.2225/vol11-issue4-fulltext-8>

NAQVI, A. R.; TARIQ, R.; SHAHBAZ, M.; NAQVI, M.; ASLAM, M.; KHAN, Z.; MACKEY, H.; MCKAY, G., AL-ANSARI, T. Recent developments on sewage sludge pyrolysis and its kinetics: Resources recovery, thermogravimetric platforms, and innovative prospects. **Computers & Chemical Engineering**, v. 150, jul. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2021.107325>

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A. C. A. de.; VIDAL, C. B.; MELO, D. de Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014. 256 p.

NIELSEN, P.H.; JAHN, A. Extraction of EPS. In: Wingender J., Neu TR, Flemming HC. (eds) *Microbial Extracellular Polymeric Substances*. Springer, Berlim, Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-60147-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-642-60147-7_3)

NUAGAH, M. B.; BOAKYE P.; SAMPSON, P. B.; ODURO-KWARTENG, S.; SOKAMA-NEUYAM, Y. A. Valorization of faecal and sewage sludge via pyrolysis for application as crop organic fertilizer. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 151, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2020.104903>.

NUNES, J. M.; BIZERRA, F. C.; FERREIRA, R. C.; COLOMBO, A. L. Molecular Identification, Antifungal Susceptibility Profile, and Biofilm Formation of Clinical and Environmental *Rhodotorula* Species Isolates. **Antimicrobial Agents And Chemotherapy**, v. 57, n. 1, p. 382-389, 31 out. 2012. <http://dx.doi.org/10.1128/aac.01647-12>.

NYBERG, U.; ASPEGREN, H.; ANDERSSON, B.; JANSEN, J. Ia. C.; VILLADSEN, I.S. Full-Scale Application of Nitrogen Removal with Methanol as Carbon Source. **Water Science & Technology**, v. 26, n.5-6, p. 1077–1086, set. 1992. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0549>

OHASHI, A.; VIRAJ DE SILVA, D.G.; MOBARRY, B.; MANEN, J. A.; STAHL, D.; RITTMANN, B. E. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. **Water Science and Technology**, v. 32, p. 75–84, 1995. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00010-8](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00010-8)

OLIVEIRA, E. P.; SOUZA, T. S. O.; OKADA, D. Y.; DAMASCENO, L. H. S.; MOURA, R. B. Effect of air flow, intermittent aeration time and recirculation ratio in the hydrodynamic behavior of a structured bed reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 394, ago. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124988>

OLIVEIRA, J. G. B. de. **Reator de leito estruturado com aeração intermitente para tratamento combinado de esgoto sanitário e pós tratamento de efluente de Ralf**. 2016. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2016.

OMIL, F; GARRIDO, J. M.; ARROJO, B.; MÉNDEZ, R. Anaerobic filter reactor performance for the treatment of complex dairy wastewater at industrial scale. **Water Research**, v. 37, p. 4099-4108, out. 2003. <https://doi.org/10.1016/S0043->

1354(03)00346-4

Organização Mundial da Saúde (OMS). **Diretrizes para a qualidade da água potável**. 4 ed. Genebra, Suíça, 2011.

ONAY, O. Influence of pyrolysis temperature and heating rate on the production of bio-oil and char from safflower seed by pyrolysis, using a well-swept fixed-bed reactor. **Fuel Processing Technology**, v. 88, mai. 2007, p. 523-531.  
<https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2007.01.001>

OZBAY, A.;DEMIRER, G. N. Cleaner Production opportunity assessment for a milk processing facility. **Journal of Environmental Management**, v. 84, n. 4, p. 484- 493, set. 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.021>.

PALANSOORIYA, K. N.; YANG, Y.; TSANG, Y. F.; SARKAR, B.; HOU, D.; CAO, X.; MEERS, E.; RINKLEBE, J.; KIM, K-H.; OK, Y. S. Occurrence of contaminants in drinking water sources and the potential of biochar for water quality improvement: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 50, p. 549-611, jun. 2019. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1629803>

PARANÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente – CEMA. Resolução nº 70, de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais. Disponível em:  
[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao\\_ambiental/Legislacao\\_estadual/RE\\_SOLUCOES/resolucao\\_cema\\_70\\_2009.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RE_SOLUCOES/resolucao_cema_70_2009.pdf). Acesso em: 30 nov. 2019.

PAREDES, D., KUCHK, P., MBWETTE, T.S.A., STANGE, F., MULLER, R.A., KOSER, H. New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. **Engineering in Life Sciences**, v.7, p.13–25, fev. 2007. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620170>

PARK, J.J.; BYUN, I.G.; YU, J.C.; PARK, S.R; JU, D.J; HUR, S.H.; PARK, T.J. Analysis of nitrifying bacterial communities in aerobic biofilm reactors with different DO conditions using molecular techniques. **Water Science and Technology**, v. 57, n. 12, p. 1889 – 1899, 2008. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.622>

PARK, S.; BAE, W.; CHUNG, J.; BAEK, S. Empirical model of the pH dependence of the maximum specific nitrification rate. **Process Biochemistry**, v. 42, 2007.  
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2007.09.010>

PEREIRA, M. S.; BORGES, A. C.; HELENO, F. F.; SQUILLACE, F. A.; FARONI, L. R. D. Treatment of synthetic milk industry wastewater using batch dissolved air flotation. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 729-73710, jul. 2018.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.065>

PERNA V, CASTELLO E, WENZEL J, ZAMPOL C, LIMA DMF, BORZACCONI L, *et al*. Hydrogen production in an upflow anaerobic packed bed reactor used to treat cheese whey. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 38, p.54–62, 2013.  
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.10.022>

PICANÇO, A. P.; VALERRO, M. V.; GIANOTTI, E. P.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C. E. Influence of porosity and composition of supports on the methanogenic biofilm characteristics developed in a fixed bed anaerobic reactor. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 4, p.197-204, 2001. PMID: 11575085.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, v. 39, p. 61-68, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00123-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00123-7)

POCHANA, K.; KELLER, J.; LANT, P. Model development for simultaneous nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 39, p. 235-243, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(98\)00789-6](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(98)00789-6)

POKRYWIECKI, T. S.; GUMY, M. P., TONIA, I. B., POKRYWIECKI, J. C. Avaliação do processo de tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Acadêmica, Ciência Agrária Ambiental**, Curitiba, v. 11, p. S155-S161, 2013. <http://dx.doi.org/10.7213/academica.10.S01.AO18>

PORWAL, H. J.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, v. 9, p. 1-15, mar. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2014.11.002>

PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F.; RIVAS, J. Cheese whey management: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p. 48-68, nov. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.018>

PUZNAVA, N.; PAYRAUDEAU, M.; THORNBERG, D. Simultaneous nitrification and denitrification in biofilters with real time aeration control. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 1, p.: 269–276, jan. 2001. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0057>

RAMASAMY, E.V.; GAJALAKSHMI, S.; SANJEEVI, R.; JITHESH, M.N.; ABBASI, S.A. Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. **Bioresource Technology**, v. 93, p. 209-212, jun. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.11.001>

RAO, E.; PUTTANNA, K. Nitrates, agriculture and environment. **Current Science**, v. 79, n; 9, p. 1163-1168, nov. 2000. <http://www.jstor.org/stable/24105267>

RAO, M.; BHOLE, A.G. Removal of organic matter from dairy industry waste water using low-cost adsorbents. **Indian Chemical Engineer**, v. 44, p. 25-28, mai. 2003.

REGALBUTO, J.R., ROBLES, J. **The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation**. University of Illinois, Chicago, 2004.

RUTHVEN, D. M. **Principles of adsorption and adsorption processes**. New York: Wiley, 1984.

SAEED, A.; IQDAL, M. Loofa (*Luffa cylindrica*) sponge: review of development of the biomatrix as a tool for biotechnological applications. **Biotechnology Progress**, v. 29,

n. 3, p.:573-600, mai/jun 2013. <https://doi.org/10.1002/btpr.1702>

SAFWAT, S. M. Performance of moving bed biofilm reactor using effective Microorganisms. **Journal of Cleaner Production**, v. 185, p. 723-731, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.041>

SAGE, M.; DAUFIN, G.; GÉSAN-GUIZIOU, G. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system. **Water Research**, v. 40, p. 2747-2755, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.04.005>

SANTOS, C. E. D. dos. **Remoção de nitrogênio de efluente de reator anaeróbio via processo NDS utilizando sulfeto como doador de elétrons na desnitrificação autotrófica**. 2019. 193f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.

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

SANTOS, C. E. D.; MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Journal of Environmental Management**, v.166, p.519-52415, jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.054>

SANTOS, F. F.; QUEIROZ, R. de C. S. de.; NETO, J. A. de A. Avaliação da aplicação das técnicas da Produção Mais Limpa em um laticínio no Sul da Bahia. **Gestão & Produção**, São Carlos, v. 25, n. 1, p. 117-131, 2018.

SANTOS, I. A. dos.; NOGUEIRA, L. A. H. Estudo energético do esterco bovino: seu valor de substituição e impacto da biodigestão anaeróbia. **Revista Agroambiental**, abr. 2012.

SARAIVA; C. B.Z; MENDONÇA, R. C. S.; SANTOS; A. DE L; PEREIRA; D. A. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. **Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes**, v. 64, nº 367/368, mar/jun 2009.

SARETTO, R. **Associação de reatores anaeróbio e aeróbio no tratamento de efluente agroindustrial submetido a diferentes cargas orgânicas volumétricas**. 2017. 83f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

SARKAR, B.; CHAKRABARTI, P. P.; VIJAYKUMAR, A.; KALE, V. Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse. **Desalination**, v. 195, p. 141-1525. ago 2006. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.11.015>

SATOH, H. OKABE., S.; NORIMATSU, N.; WATANABE, Y. Significance of substrate

C/N ratio on structure and activity of nitrifying biofilms determined by in situ hybridization and the use of microelectrodes. **Water Science and Technology**, v. 41, p. 317-321, 2000. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0461>

SCHMIDT, E. L. E BELSER, L. W. Nitrifying Bacteria, **In: Methodos of Soil Analysis – Chemical and Microbiological Properties**, Wisconsin, Estados Unidos, 1984.

SCHOENINGER, F. **Estudo da biodegradabilidade de efluentes de laticínios**. 2005. 115f. Dissertação ((Mestrado em engenharia de alimentos) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SCHUSTER, A.; SCHMOLL, M. Biology and biotechnology of *Trichoderma*. **Applied Microbiology And Biotechnology**, v. 87, n. 3, p. 787-799, 12 maio 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s00253-010-2632-1>.

SENGIL, I. A.; ÖZACAR, M. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, p. 1197-1205, set. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.04.009>

SHARAF, A., GUO, B.; LIU, Y. Impact of the filamentous fungi overgrowth on the aerobic granular sludge process. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100272>

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and nitrogen removal. **Water Research**, v. 10, p. 897- 925, jul. 1976.

SHENG, G.P.; YU, H.Q.; LI, X.Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review. **Biotechnology Advances**, v. 28, p. 882–894, nov-dez. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.08.001>

SHENG, G-P.; YU, H-Q. Formation of extracellular polymeric substances from acidogenic sludge in H<sub>2</sub>-producing process. **Applied Microbiology and Biotechnology volume**, v.74, p. 208–214, fev. 2007. <https://doi.org/10.1007/s00253-006-0634-9>

SHETE, B. S.; SHINKAR, N.P. Dairy Industry Wastewater Sources, Characteristics & its Effects on Environment. **International Journal of Current Engineering and Technology**, v. 3, n.5, p. 1611-1615, dez. 2013.

SHIN, D.; YOON, S.; PARK, C. Biological characteristics of microorganism immobilization media for nitrogen removal. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100979>

SILVA, B. G.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluent. **Bioprocess and Biosystems Engineering**, v. 41, p. 1115-11120, ago. 2018. <https://doi.org/10.1007/s00449-018-1940-1>

SILVA, J. dos S. **Remoção de matéria orgânica em tanque séptico com**

**biomassa aderida**. 2018. 59f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2018. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/3078>. Acesso em: 18 dez. 2019.

SILVA FILHO, H.A.; Y.M. DERKS, A.L.; PORTO, P.F.F.; CAVALCANTI AND A.C.; VAN HAANDEL Comportamento da atividade metabólica das bactérias nitrificantes de sistemas de Lodos Ativados sob diferentes valores de pH. 2007. Proceedings of the 13th SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, (ESA' 07).

SIMÕES, M.; SIMÕES, L. C.; VIEIRA, M. J. A review of current and emergent biofilm control strategies. **LWT – Food Science and Technology**, v. 43, p. 573-583, mai. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2009.12.008>

SIVAPRAKASAN, S.; BALAJI, K. Biodegradation performance of UASFF reactor in treating Dairy wastewater under various organic Loading rate. **MaterialsToday Proeedings**, out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.08.610>

SOARES, B. C. V. QUITÉRIO, S. L.; VENDRAMEL, S. M. R. **Tratamento de efluentes na indústria de laticínios**. MilkPoint, 2018. Disponível em: [https://www.milkpoint.com.br/artigos/industria-de-laticinios/tratamento-de-efluentes-na-industria-de-laticinios-211719/#:~:text=Os%20efluentes%20gerados%20na%20ind%C3%BAria,descarte%20C%20vazamentos%20e%20derramamentos%20\(HUANG&text=O%20tratamento%20prim%C3%A1rio%20de%20efluentes,s%C3%A3o%20separados%20os%20s%C3%B3lidos%20suspensos..](https://www.milkpoint.com.br/artigos/industria-de-laticinios/tratamento-de-efluentes-na-industria-de-laticinios-211719/#:~:text=Os%20efluentes%20gerados%20na%20ind%C3%BAria,descarte%20C%20vazamentos%20e%20derramamentos%20(HUANG&text=O%20tratamento%20prim%C3%A1rio%20de%20efluentes,s%C3%A3o%20separados%20os%20s%C3%B3lidos%20suspensos..) Acesso em: 20 jun. 2020.

SONG, M.; YU, L.; SONG, B; MENG, F.; TANG, X. Alkali promoted the adsorption of toluene by adjusting the surface properties of lignin-derived carbon fibers. **Environmental Science and Pollution Research**,v.26, p. 22284–22294, mai 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05456-9>

SPECTROSCOPIC TOOLS. Disponível em: <http://www.science-and-fun.de/tools/> . Acesso em: 01 mar. 2021.

SPÍNOLA, A. L. G. **Biofilmes aeróbios para a remoção de nitrogênio em células de fluxo submetidos a diferentes velocidades superficiais e taxas de carregamento**. 2009. 80f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

STAMPER, D. M.; WALCH, M.; JACOBS, R. N. Bacterial Population Changes in a Membrane Bioreactor for Graywater Treatment Monitored by Denaturing Gradient Gel Electrophoretic Analysis of 16S rRNA Gene Fragments. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n.2, p. 852- 860, fev. 2003. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.2.852-860.2003>

STENSTROM, M. K.; PODUSKA, R. A. The effect of dissolved oxygen Concentration on nitrification. **Water Research**, v. t4, p. 643-649, out. 1979.

STEVANATO, A.; MURATI, E. M. N.; HASHIMOTO, E. M.; SILVA, C. DA.; VIERA, D. DO C.; BERZOTTI, J. Produção de carvão ativado a partir da casca de sementes de pinhão da Araucária *angustifolia*. In: AMÉRICO, J. N. DA S.; VIEIRA, A. R. L. **Ciências Tecnológicas, exatas e da terra e seu alto grau de aplicabilidade**. Ponta Grossa: Atena, 2020. p. 123-140. DOI 10.22533/at.ed.770201407

SUGIARTO, Y; SUNYOTO, N. M.S., ZHU, M.; JONES, I.; ZHANG, D. Effect of biochar in enhancing hydrogen production by mesophilic anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals. **International Journal of Hydrogen Energy**, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2020.10.256>

SUN, H.; YANG, Z.; YANG, F.; WU, W.; WANG, J. Enhanced simultaneous nitrification and denitrification performance in a fixed-bed system packed with PHBV/PLA blends. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 146, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104810>

SUN, K.; TANG, J.; GONG, Y.; AND ZHANG, H. Characterization of potassium hydroxide (KOH) modified hydrochars from different feedstocks for enhanced removal of heavy metals from water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 16640–16651, nov. 2015. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4849-0>

TAHERZADEH, D.; PICIOREANU, C.; HORN, H. Mass Transfer Enhancement in Moving Biofilm Structures. **Biophysical Journal**, v. 102, p. 1483-1492, abr. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.bpj.2012.02.033>

TAN, C.; YAXIN, Z.; HONGTAO, W.; WENJING, L.; ZEYU, Z. YUANCHENG, Z.; LULU, R. Influence of pyrolysis temperature on characteristics and heavy metal adsorptive performance of biochar derived from municipal sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 164, p. 47-54, jul. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.048>

TANG, H. L.; CHEN, H. Nitrification at full-scale municipal wastewater treatment plants: Evaluation of inhibition and bioaugmentation of nitrifiers. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 76-81, ago. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.063>

TANG, L.; YU, J.; PANG, Y.; ZENG, G.; DENG, Y.; WANG, J.; REN, X.; YE, S.; PENG, B.; FENG, H. Sustainable efficient adsorbent: Alkali-acid modified magnetic biochar derived from sewage sludge for aqueous organic contaminant removal. **Chemical Engineering Journal**, v. 336, p. 160-169, mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.048>

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWEY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). **Desalination**, v. 227, p. 167-177, jul. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.06.023>

THIRD, K. A.; GIBBS, B.; NEULAND, M.; CORD-RUWISCH, R. Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor. **Water**

**Research**, v. 39, p. 3523-3530, set. 2005.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.014>

THOMMES, M.; KANEKO, K.; NEIMARK, A. V.; OLIVIER, J. P.; REINOZO, F. R-.;  
POUQUEROL, J.; SING, K. S. W. Physisorption of gases, with special reference to  
the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report).  
**Pure and Applied Chemistry**, v. 87, n. 9-10, p. 1051–1069, 2015.

TIAN, W.; SUN, H.; DUAN, X.; ZHANG, H.; REN, Y.; WANG, S. Biomass-derived  
functional porous carbons for adsorption and catalytic degradation of binary  
micropollutants in water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 389, mai. 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121881>

TIEDJE, J. DENITRIFICATION. **In: Methods of soil Analysis- Chemical and  
Microbiological Properties**. Wisconsin, Estados Unidos, 1984.

TOCCHI, C.; FEDERICO, E.; FIDATI, L.; MANZI, R.; VINCIGURERRA, V.;  
PETRICCIOLI, M. Aerobic treatment of dairy wastewater in an industrial three-reactor  
plant: Effect of aeration regime on performances and on protozoan and bacterial  
communities. **Water Research**, v. 46, p. 3334-3344, jun. 2012.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.032>

TORRESTI, E.; POLESEL, F.; BESTER, K.; CHRISTENSSON, M.; SMETS, B. F.;  
TRAPP, S.; ANDERSEN, H. R.; PLÓSZ, B. G. Diffusion and sorption of organic  
micropollutants in biofilms with varying thicknesses. **Water Research**, v. 123, p. 388-  
400, out. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.027>

VAN POUCKE, R.; ALLAERT, S.; OK, Y. S.; PALA, M.; RONSSE, F.; TACK, F.M.G.;  
MEERS, E. Metal sorption by biochars: A trade-off between phosphate and  
carbonate concentration as governed by pyrolysis conditions. **Journal of  
Environmental Management**, v. 246, p. 496-504, set. 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.112>

VAN POUCKE, R.; MEERS, E.; TACK, F. M. G. Leaching behavior of Cd, Zn and  
nutrients (K, P, S) from a contaminated soil as affected by amendment with biochar.  
**Chemosphere**, v. 245, abr.2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125561>

VARESCHE, M.B. ZAIAT, M., VIEIRA, L. G. T., VAZOLLER, R.F., FORESTI, E.  
Microbial Colonization of polyurethane Foam Matrices in horizontal – flow Anaerobic  
Immobilized-sludge Reactor. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 48, p. 534-536,  
1997.

VIANA, M. M. **Obtenção e utilização de produtos de pirólise do lodo de esgoto  
para adsorção de poluentes em meio aquoso**. 2013. 219f. Tese (Doutorado em  
Engenharia Química) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São  
Paulo, 2013.

VIDAL, G.; CARVALHO, A.; MENDEZ, R.; LEMA, J.M. Influence of the content in fats  
and proteins on the anaerobic biodegradability of dairy wastewaters. **Bioresource**

**Technology**, v. 74, p. 231-9, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00015-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00015-8)

VIGLAŠOVÁ, E.; GALAMBOŠ, M.; DANKOVÁ, Z.; KRIVOSUDSKÝ, L.; LENGAUER, C. L.; HOOD-NOWOTNY, R.; SOJA, G.; ROMPEL, A.; MATÍK, M.; BRIANČIN, J. Production, characterization and adsorption studies of bamboo-based biochar/montmorillonite composite for nitrate removal. **Waste Management**, v. 79, p. 385-394, set. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.005>.

VIJAYARAGHAVAN, K.; BALASUBRAMANIAN, R. Application of pinewood waste-derived biochar for the removal of nitrate and phosphate from single and binary solutions. **Chemosphere**, v. 278, set. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130361>.

VILLAIN, M.; MARROT, B. Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions. **Bioresource Technology**, v. 128, p. 134–144, jan. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.108>

VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P.A.; & FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 31, p. 1180-1186, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00376-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00376-4)

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- UFMG. 456 p. 2005.

VOURCH, M., BALANNEC, B., CHAUFER, B., DORANGE, G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, v. 219, p. 190-2020, jan. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.05.013>

\_\_\_\_\_. Nanofiltration and reverse osmosis of model process waters from the dairy industry to produce water for reuse. **Desalination**, v. 172, p. 245-256, fev. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2004.07.038>

WANG, B.; GAO, B.; FANG, J. Recent advances in engineered biochar productions and applications. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 22, p. 2158-2207, 2017. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1418580>

WANG, B.; WANG, W.; HAN, H.; HU, H.; ZHUANG, H. Nitrogen removal and simultaneous nitrification and denitrification in a fluidized bed step-feed process. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, p. 303-308, fev. 2012. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(11\)60767-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(11)60767-5)

WANG, G.; LI, Q.; LI, Y.; XING, Y.; YAO, G.; LIU, Y.; CHEN, R.; WANG, X. C. Redox-active biochar facilitates potential electron transfer between syntrophic partners to enhance anaerobic digestion under high organic loading rate. **Bioresource Technology**, v. 298, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122524>

WANG, H.; GAO, B.; WANG, S.; FANG, J.; XUE, Y.; YANG, K. Removal of Pb(II), Cu(II), and Cd(II) from aqueous solutions by biochar derived from KMnO<sub>4</sub> treated

hickory wood. **Bioresource Technology**, dez. 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.132>

WANG, J.; GONG, B.; WANG, Y.; WEN, Y.; ZHOU, J.; HE, Q. The potential multiple mechanisms and microbial communities in simultaneous nitrification and denitrification process treating high carbon and nitrogen concentration saline wastewater. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 708-715, 2017.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.131>

WANG, T.; ZHANG, D.; FANG, K.; ZHU, W.; PENG, Q.; XIE, Z. Enhanced nitrate removal by physical activation and Mg/Al layered double hydroxide modified biochar derived from wood waste: Adsorption characteristics and mechanisms. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, fev 2021.  
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105184>

WANG, Z.; GUO, H.; SHEN, F.; YANG, G.; ZHANG, Y.; ZENG, Y.; WANG, L.; XIAO, H.; DENG, S. Biochar produced from oak sawdust by Lanthanum (La)-involved pyrolysis for adsorption of ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), and phosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). **Chemosphere**, v. 119, p. 646-653, jan. 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.084>

WANNER, J.; KUCMAN, K.; GRAU, P. Activated sludge process combined with biofilm cultivation. **Water Research**, v. 22, p. 207-215, fev. 1988.  
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(88\)90080-2](https://doi.org/10.1016/0043-1354(88)90080-2)

WATANABE, Y.; MASUDA, S.; ISHIGURO, M. Simultaneous nitrification and denitrification in microaerobic biofilms. **Water Science & Technology**, v. 26, p. 511-522, ago. 1992. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0431>

WEBER, S. D.; LUDWING, W.; SCHLEIFER, K-H.; FRIED, J. Microbial composition and structure of aerobic granular sewage biofilms. **Applied Environmental Microbiology**, v. 73, n. 19, p. 6233-6240, out. 2007.  
<https://doi.org/10.1128/AEM.01002-07>

WEN, Y.; ZHANG, W.; YANG, Y.; CAO, A.; ZHOU, Q. Influence of Al<sup>3+</sup> addition on the flocculation and sedimentation of activated sludge: comparison of single and multiple dosing patterns. **Water Research**, 75, 201-209, mai. 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.053>

WENDLING, A. C. **Remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio total em reator de leito estruturado com aeração intermitente tratando efluente composto por esgoto bruto e efluente de ralf**. 2017. 64f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, 2017.

WILDBRETT, G. **Dairy Plant Effluents**. Technical University of Munich, Weihenstephan, Germany. 2011.

WILÉN B.M.; LIÉBANA, R.; PERSSON, F.; MODIN, O.; HERMANSSON, M. The mechanisms of granulation of activated sludge in wastewater treatment, its

optimization, and impact on effluent quality. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 102, n.12, p. 5005-5020, abr. 2018.  
<https://doi.org/10.1007/s00253-018-8990-9>

WILKINSON, K.; ISSA, G. J.; MEEHAN, B.; SURAPANENI, A. Characterisation of selected dairy processing waste streams from Victoria, Australia. **Australian Journal of Dairy Technology**, v. 62, n. 3, p. 159-165, 2007.

WINGENDER, J.; NEU, T.R.; FLEMMING, H.C. **Microbial extracellular polymeric substances: characterization, structures and function**. Springer: Berlin Heidelberg New York, 1999.

WIRTH, F.; GOLDANI, L. Z. Epidemiology of *Rhodotorula*: an emerging pathogen. **Interdisciplinary Perspectives On Infectious Diseases**, v. 2012, n. 7, p. 1-7, out. 2012. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/465717>

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. da. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.15, n.2, p.149-154, abr/jun 2010.

WOSIACK, P. A.; LOPES, D. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E.; GRANATO, D.; BARANA, A. C. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p. 145-150, mai. 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.02.026>

WU, Y-J.; WHANG, L-M., CHANG, M-Y.; FUKUSHIMA, T., LEE, Y-C.; CHENG, S-S.; HSU, S-F.; CHANG, C-H.; SHEN, W.; YANG, C-Y.; FU, R. Impact of food to microorganism (F/M) ratio and colloidal chemical oxygen demand on nitrification performance of a full-scale membrane bioreactor treating thin film transistor liquid crystal display wastewater. **Bioresource Technology**, v. 141, p. 35–40, ago. 2013.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.108>

XIANG, W.; ZHANG, X.; CHEN, J.; ZOU, W.; HE, F.; HU, X.; TSANG, D.C.W.; OK, Y.S., GAO, B. Biochar technology in wastewater treatment: A critical review. **Chemosphere**, v. 252, ago. 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126539>

XIANG, Y.; SHAO, Z.; CHAI, H.; JI, F.; HE, Q. Functional microorganisms and enzymes related nitrogen cycle in the biofilm performing simultaneous nitrification and denitrification. **Bioresource Technology**, v. 314, 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123697>

XING, C-H.; TARDIEU, E.; QIAN, Y.; WEN, X-H. Ultrafiltration membrane bioreactor for urban wastewater reclamation. **Journal of Membrane Science**, v. 177, p. 73-82, ago. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(00\)00452-X](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(00)00452-X)

XIONG, X.; YU, I. K. M.; TSANG, D. C. W.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S.; IGALAVITHANA, A. D. I.; KIRKHAM, M. B.; KIM, K-H.; VIKRANT, K. Value-added

chemicals from food supply chain wastes: State-of-the-art review and future prospects. **Chemical Engineering Journal**, v. 375, nov. 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.121983>

XU, X.; CAO, X.; ZHAO, L. Comparison of rice husk- and dairy manure-derived biochars for simultaneously removing heavy metals from aqueous solutions: Role of mineral components in biochars. **Chemosphere**, v. 92, p. 955-961, ago. 2013.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.009>

XUE, L.; GAO, B.; WAN, Y.; FANG, J.; WANG, S.; LI, Y.; Muñoz-Carpena, R.; Yang, L. High efficiency and selectivity of MgFe-LDH modified wheat-straw biochar in the removal of nitrate from aqueous solutions. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 63, p. 312-317, jun. 2016.  
<https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.03.021>

YANG, S.F, LI, X.Y. Influences of extracellular polymeric substances (EPS) on the characteristics of activated sludge under non-steady-state conditions. **Process Biochemistry**, v. 44, p. 91-96, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2008.09.010>

YANG, X.; WAN, Y.; ZHENG, Y.; HE, F.; YU, Z.; HUANG, J.; WANG, H.; OK, Y. S.; JIANG, Y.; GAO, B. Surface functional groups of carbon-based adsorbents and their roles in the removal of heavy metals from aqueous solutions: A critical review. **Chemical Engineering Journal**, v. 366, p. 608-621, jun. 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.02.119>

YILMAZ, G.; LEMAIRE, R.; KELLER, J.; YAUA, Z. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 100, p. 529-41, jun. 2008.  
<https://doi.org/10.1002/bit.21774>

YIN, C.; MENG, F.; CHEN, G.H. Spectroscopic characterization of extracellular polymeric substances from a mixed culture dominated by ammonia-oxidizing bacteria. **Water Research**, v. 68, p.740-749, jan. 2015.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.046>

YING, C.; UMETSU, K.; IHARA, I.; SAKAI, Y.; YAMASHIRO, T. Simultaneous removal of organic matter and nitrogen from milking parlor wastewater by a magnetic activated sludge (MAS) process. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4349-4353, jun. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.087>

YNYANG, M. I.; GAO, B.; YAO, Y.; XUE, Y.; ZIMMERMAN, A.; MOSA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; OK, Y. S.; CAO, X. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, p. 406-433, dez. 2016.  
<https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1096880>

YOON, K.; CHO, D-W.; TSANG, D. C.W.; BOLAN, N.; RINKLEBE, J.; SONG, H. Fabrication of engineered biochar from paper mill sludge and its application into removal of arsenic and cadmium in acidic water. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 69-75, dez. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.020>

YU, T.; QI, R.; LI, D.; ZHANG, Y.; YANG, M. Nitrifier characteristics in submerged membrane bioreactors under different sludge retention times. **Water Research**, v. 44, p. 2823-2830, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.021>

YUE, Y.; LIN, Q.; XU, Y.; LI, G.; ZHAO, X. Slow pyrolysis as a measure for rapidly treating cow manure and the biochar characteristics. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 124, p. 355-361, mar. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2017.01.008>

YUE, Y.; SHEN, C.; GE, Y. Biochar accelerates the removal of tetracyclines and their intermediates by altering soil properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 380, dez. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120821>

ZEHRA, A.; DUBEY, M. K.; MEENA, M.; UPADHYAY, R. Effect of different environmental conditions on growth and sporulation of some *Trichoderma* species. **Journal Of Environmental Biology**, v. 38, n. 2, p. 197-203, mar. 2017.

ZHANG, B.; SUN, B.; JI, M.; LIU, H. Population dynamic succession and quantification of ammonia-oxidizing bacteria in a membrane bioreactor treating municipal wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 165, p. 796–803, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.116>

ZHANG, H.; CHEN, C.; GRAY, E. M.; BOYD, S. E. Effect of feedstock and pyrolysis temperature on properties of biochar governing end use efficacy. **Biomass and Bioenergy**, v. 105, p. 136-146, out. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.024>

ZHANG, L.; SUN, K.; HU, N. Degradation of organic matter from domestic wastewater with loofah sponge biofilm reactor. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 1, p.:190-195, 2012. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.846>

ZHANG, P., QI, Z. Nitrificação e desnitrificação simultâneas em sistema de lodo ativado sob baixa concentração de oxigênio. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, v. 1, p. 49–52, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11783-007-0009-1>

ZHANG, P.; FANG, F.; CHEN, Y.P.; SHEN, Y.; ZHANG, W.; YANG, J.X.; LI, C.; GUO, J.S.; LIU, S.Y.; HUANG, Y.; LI, S.; GAO, X.; YAN, P. Composition of EPS fractions from suspended sludge and biofilm and their roles in microbial cell aggregation. **Chemosphere**, v.117, p. 59–65, dez. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.05.070>

ZHANG, P.; GUO, J-S.; SHEN, Y.; YAN, P.; CHEN, Y-P.; WANG, H.; YANG, J-X.; FANG, F.; LI, C. Microbial communities, extracellular proteomics and polysaccharides: A comparative investigation on biofilm and suspended sludge. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 21-28, ago. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.058>

ZHANG, P.; LI, Y.CAO, Y.; HAN, L. Characteristics of tetracycline adsorption by cow

manure biochar prepared at different pyrolysis temperatures. **Bioresource Technology**, v. 285, ago. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121348>.

ZHANG, P.; ZHANG, X.; LI, Y.; HAN, L. Influence of pyrolysis temperature on chemical speciation, leaching ability, and environmental risk of heavy metals in biochar derived from cow manure. **Bioresource Technology**, v. 302, abri. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122850>

ZHANG, P.; ZHOU, Q. Simultaneous nitrification and denitrification in activated sludge system under low oxygen concentration. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, p. 49–52, 2007. <https://doi.org/10.1007/s11783-007-0009-1>

ZHANG, X.; BISHOP, P. L.; KINKLE, B. K. Comparison of extraction methods for quantifying extracellular polymers in biofilms. **Water Science & Technology**, v. 39, n. 7, p. 211-218, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00170-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00170-5)

ZHANG, X.; GAO, B.; CREAMER, A. E.; CAO, C.; LI, Y. Adsorption of VOCs onto engineered carbon materials: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 338, p. 102-123, set. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.013>

ZHANG, X.; SONG, Z.; GUO, W.; LU, Y.; QI, L.; WEN, H.; NGO, H.H. Behavior of nitrogen removal in an aerobic sponge based moving bed biofilm reactor. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 1282-1285, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.106>

ZHAO, J.; FENG, L.; YANG, G.; DAI, J.; MU, J. Development of simultaneous nitrification-denitrification (SND) in biofilm reactors with partially coupled a novel biodegradable carrier for nitrogen-rich water purification. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 800-809, nov. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.127>

ZHAO, L.; CAO, X.; MASEK, O.; ZIMMERMAN, A. Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. **Journal of Hazardous Materials**, v. 256–257, p. 1-915, jul. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>

ZHAO, Y.; CAO, D.; LIU, L.; JIN, W. Municipal wastewater treatment by moving – bed biofilm reactor with Diatomaceous earth as carriers. **Water Environment Research**, v. 78, n. 4, abr. 2006. <https://doi.org/10.2175/106143006x98796>

ZHENG, H.; WANG, Z.; DENG, X.; HERBERT, S.; XING, B. Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil, **Geoderma**, v. 206, p. 32-39, set. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.018>

ZHOU, Y.; KIELY, P. D.; KIBBEE, R.; ORMECI, B. Effect of polymeric support material on biofilm development, bacterial population, and wastewater treatment performance in anaerobic fixed-film systems. **Chemosphere**, v. 264, Parte 1, fev. de 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128477>

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação

simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.21, n.1, p.29-42, 2016.  
<https://doi.org/10.1590/S1413-41520201600100134682>

ZOTTOLA, E. A; SASAHARA, K. C. Microbial biofilms in the food processing industry - Should they be a concern. **International Journal of Food Microbiology**, v. 23, p. 125-148, 1994. [https://doi.org/10.1016/0168-1605\(94\)90047-7](https://doi.org/10.1016/0168-1605(94)90047-7)

## APÊNDICES

**APÊNDICE A – Tabela com média e desvio padrão dos Números Mais Prováveis (NMP gSTV<sup>-1</sup>) das bactérias nos diferentes grupos (BOA, BON e DESN), meios (MS, EF e LD) e condições (COV1.0, COV1.2, COV1.4, COV1.8 e COV2.0) estudadas**

CONDIÇÕES	BOA			BON			DESN		
	EF	MS	LD	EF	MS	LD	EF	MS	LD
COV1.0	$6.10^7 \pm 6.10^7$	$3.10^8 \pm 2.10^8$	$4.10^9 \pm 6.10^9$	$8.10^8 \pm 2.10^9$	$5.10^9 \pm 5.10^9$	$9.10^9 \pm 3.10^9$	$2.10^{11} \pm 2.10^{11}$	$9.10^{12} \pm 5.10^{12}$	$7.10^{12} \pm 6.10^{12}$
COV1.2	$3.10^8 \pm 5.10^8$	$4.10^{11} \pm 5.10^{11}$	$3.10^{11} \pm 5.10^{11}$	$3.10^8 \pm 6.10^8$	$9.10^9 \pm 7.10^9$	$5.10^9 \pm 5.10^9$	$4.10^{10} \pm 7.10^{10}$	$5.10^{12} \pm 5.10^{12}$	$10.10^{12} \pm 0$
COV1.4	$5.10^6 \pm 7.10^6$	$1.10^9 \pm 1.10^9$	$2.10^9 \pm 6.10^8$	$1.10^9 \pm 1.10^9$	$8.10^5 \pm 8.10^9$	$2.10^8 \pm 7.10^7$	$1.10^{12} \pm 1.10^{12}$	$1.10^{12} \pm 1.10^{12}$	$2.10^{12} \pm 0$
COV1.8	$7.10^6 \pm 9.10^6$	$3.10^8 \pm 3.10^8$	$1.10^9 \pm 2.10^8$	$7.10^4 \pm 9.10^4$	$7.10^5 \pm 8.10^9$	$1.10^6 \pm 1.10^6$	$7.10^{11} \pm 7.10^{11}$	$4.10^{12} \pm 3.10^{12}$	$6.10^{12} \pm 0$
COV2.0	$5.10^5$	$7.10^7$	$7.10^8$	$7.10^4$	$2.10^5$	$2.10^6$	$7.10^9$	$8.10^{11}$	$7.10^{12}$

**Legenda:** BOA = Bactérias Oxidadoras de Amônia; BON = Bactérias Oxidadoras de Nitrito; DESN = desnitrificantes; EF = efluente; MS = material suporte (espuma de poliuretano); LD = lodo.