

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
ENGENHARIA AMBIENTAL**

VICTÓRIA ROMUALDO MACIEIRINHA

**QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS NITRIFICANTES,
DESNITRIFICANTES E HETEROTRÓFICAS EM REATOR DE LEITO
ESTRUTURADO UTILIZADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
LATICÍNIOS**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2017

VICTÓRIA ROMUALDO MACIEIRINHA

**QUANTIFICAÇÃO DE BACTÉRIAS NITRIFICANTES,
DESNITRIFICANTES E HETEROTRÓFICAS EM REATOR DE LEITO
ESTRUTURADO UTILIZADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
LATICÍNIOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à disciplina de TCC 2 como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel, em Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientadora: Prof^a. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Co-orientadora: Prof^a. Msc. Camila Zoe Correa

LONDRINA

2017



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná



Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental

TERMO DE APROVAÇÃO

**Quantificação de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas
em reator de leito estruturado utilizado no tratamento de efluentes de
laticínios**

por

Victória Romualdo Macieirinha

**Monografia apresentada no dia 07 de dezembro de 2017 ao Curso Superior
de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus
Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos
professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o
trabalho**

(aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. MsC. Isabela Bruna de Tavares Machado Bolonhesi
(UTFPR)

Prof. MsC. Adriana Zemiani
(UTFPR)

Profa. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates
(UTFPR)
Orientadora

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

Dedico este trabalho primeiramente a
Deus por ser essencial em minha vida,
autor do meu destino, meu guia,
acolhedor nos momentos de angústia e
aos meus pais e aos meus irmãos.

AGRADECIMENTOS

A todos que estão nesses agradecimentos, eu queria dizer que eu não tenho palavras para agradecer e nem meios de retribuir todo o carinho, amor, dedicação e atenção que recebi. Saiba que cada um que está aqui é muito especial e foi fundamental no meu caminho para eu chegar onde estou.

Agradeço aos meus pais, Maura e Francisco, pela determinação e luta na minha formação e dos meus irmãos, vocês são exemplos de honestidade, amor, bondade e gratidão. Não tenho como agradecer tudo o que vocês já fizeram por mim.

Agradeço aos meus irmãos, Bárbara e Francisco, que por mais difícil que fossem as distâncias e as circunstâncias, sempre tiveram paciência e confiança em mim.

Agradeço a meu namorado, meu melhor amigo e meu grande amor, Alfredo Machado, por estar comigo desde o início da faculdade até os dias de hoje e sempre me apoiar nos melhores momentos e nos mais difíceis, quando minha família não estava presente.

Agradeço aos professores que desempenharam com dedicação as aulas ministradas.

Agradeço à minha querida orientadora, Prof^a. Dr^a Kátia Valéria Marques Cardoso Prates e minha co-orientadora Camila Zoe Correa, que com paciência, conseguiram corrigir os meus textos com muita dedicação e paciência e por serem exemplos de profissionais.

Agradeço ao Prof. Dr. Ajadir Fazolo por ceder o Laboratório de Hidráulica, situado no Câmpus Londrina para a realização deste Trabalho de Conclusão de Curso.

Agradeço aos meus companheiros de laboratório, Jaque, Edgar, Bianca e Eduardo por sempre estarem dispostos e bem-humorados para realizar as análises e procedimentos no laboratório.

E para encerrar, agradeço a Deus, por proporcionar estes agradecimentos a todos que tornaram minha vida mais afetuosa, além de ter me dado uma família maravilhosa. Deus, que a mim atribuiu alma e missões pelas quais já sabia que eu iria

batalhar e vencer, agradecer é pouco. Por isso espero viver muito e fazer o meu melhor, este é o meu modo de agradecer sempre.

Somewhere over the rainbow,
Blue birds fly,
And the dreams that you dreamed of
Dreams really do come true.

(Israel Kamakawiwo'ole)

MACIEIRINHA, Victória Romualdo. **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 (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

RESUMO

O efluente das indústrias de laticínio em decorrência da concentração de matéria orgânica e nitrogênio deve receber tratamento antes de ser lançado aos corpos hídricos, minimizando desta forma a contaminação das suas águas. Nos sistemas de tratamento biológico, as bactérias heterotróficas removem matéria orgânica e parte do nitrogênio. As bactérias oxidadoras de amônia (autotróficas), bactérias oxidadoras de nitrito (autotróficas) e as desnitrificantes (heterotróficas) são responsáveis pela transformação do nitrogênio amoniacal em formas mais oxidadas (nitrificação) e posterior liberação do nitrogênio gasoso (desnitrificação). Desta forma, o objetivo deste trabalho foi estimar a concentração de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas em um reator de leito estruturado tratando efluente de laticínios, submetido a duas condições operacionais, Fase I com aeração contínua e Fase II com aeração intermitente. Para a realização deste trabalho foi utilizado um reator de leito estruturado com volume útil de 2,125 L com material suporte (MS) de espuma de poliuretano. Foram avaliadas duas fases operacionais: Fase I (aeração contínua) e Fase II (aeração intermitente - 2 h de aeração(AE) /1h sem aeração (AN), com Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) de 16 horas. Foram coletadas amostras de MS, efluente (EF) e lodo (LD) em diferentes tempos de funcionamento do reator para determinação da concentração de BOA, BON e desnitrificantes utilizando a técnica de número Mais Provável (NMP) e de bactérias heterotróficas utilizando a técnica de contagem padrão em placas. O resultado da quantificação das bactérias foi comparado aos parâmetros físico químicos de: pH, alcalinidade total, DQO_T, Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), N-amoniacal – N-NH₄⁺, nitrito- N-NO₂⁻ e nitrato- N-NO₃. Em relação aos dados microbiológicos, na Fase I, pela condição operacional do sistema estar fornecendo oxigênio constantemente, o processo de nitrificação foi favorecido, porém o processo de desnitrificação, que ocorre na ausência de oxigênio, foi desfavorecido por esta fase. Na Fase II, o sistema estava operando com aeração intermitente, possibilitando o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, o que é confirmado pela melhor eficiência de remoção de nitrogênio do sistema (76%). Na Fase II é possível observar que houve o aumento da quantidade de UFC/mL das bactérias heterotróficas indicando que este grupo pode ter se adaptado melhor as condições de operação, além de apresentar maior abundância e diversidade de bactérias heterotróficas nas placas de Petri analisadas. Com base nos resultados, é possível concluir que o reator se mostrou eficiente na remoção de nitrogênio e matéria orgânica em decorrência das bactérias presentes no reator.

Palavras chave: laticínio, remoção de matéria orgânica, remoção de nitrogênio, tratamento biológico.

MACIEIRINHA, Victória Romualdo. **Quantification of nitrifying, denitrifying and heterotrophic bacteria in a structured bed reactor used in the treating of dairy effluent.** 2017. 62 f. Course Completion Work (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná, Londrina, 2017.

ABSTRACT

The effluent from the dairy industries as result to the concentration of organic matter and nitrogen must receive treatment before being released to the water bodies, thus minimizing the contamination of their waters. In biological treatment systems, heterotrophic bacteria remove organic matter and part of the nitrogen. Oxidizing bacteria ammonia, oxidizing bacteria nitrite and denitrifying bacteria (heterotrophic) are responsible for the transformation of ammoniacal nitrogen into more oxidized forms (nitrification) and subsequent release of gaseous nitrogen (denitrification). Thus, the objective of this work was to estimate the concentration of nitrifying, denitrifying and heterotrophic bacteria in a structured bed reactor treating dairy effluent, submitted to two operational conditions, Phase I with continuous aeration and Phase II with intermittent aeration. For this study, a structured bed reactor with a useful volume of 2.125 L with polyurethane foam support material (MS) was used. Two operational phases were evaluated: Phase I (continuous aeration) and Phase II (intermittent aeration - 2 h of aeration (AE) / 1h without aeration (AN), with Hydraulic Holding Time (TDH) of 16 hours. Samples of MS, effluent (EF) and sludge (LD) were collected at different reactor operating times to determination the concentration of BOA, BON and denitrifiers using the Most Probable Number (MPN) technique and heterotrophic bacteria using the standard counting technique in plates. The results of the quantification of the bacteria were compared to the chemical parameters of pH, total alkalinity, DQOT, Nitrogen Kjeldahl Total (NKT), N-ammoniacal-N-NH₄⁺, nitrite- N-NO₂⁻ and nitrate- N-NO₃⁻. Comparing the microbiological data, in Phase I, due to the operational condition of the system being constantly supplying oxygen, the nitrification process was favored, but the denitrification process, which occurs in the absence of oxygen, was disadvantaged by this phase. In phase II, the system was operating with intermittent aeration, allowing the simultaneous nitrification and denitrification process, which is confirmed by the better nitrogen removal efficiency of the system (76%). In Phase II it is possible to observe that there was an increase in the amount of UFC / mL of the heterotrophic bacteria indicating that this group can be better adapted to the operating conditions, besides showing greater abundance and diversity of heterotrophic bacteria in the Petri dishes analyzed. Based on the results, it is possible to conclude that the reactor was efficient in the removal of nitrogen and organic matter due to the bacteria present in the reactor.

Keywords: dairy, remove of organic matter, remove of nitrogen, biological treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Estágios da formação do biofilme: construção, metabólico e adsorção, metabólico e despreendimento ou remoção.....	24
Figura 2 - Apresentação do funcionamento do reator de leito estruturado.....	26
Figura 3 - Ciclo simplificado do nitrogênio (Nitrificação, desnitrificação e ANAMMOX)	29
Figura 4 - Representação do biofilme com as regiões aeróbias e anóxicas.....	30
Figura 5 - Instalação experimental	32
Figura 6 - Fluxograma das análises microbiológicas.....	35
Figura 7 - Preparação das amostras para o efluente	36
Figura 8 - Preparação das amostras para o material suporte	37
Figura 9 - Preparação das amostras para o lodo	38
Figura 10 - Contagem de Bactérias Oxidadoras de Amônia (BOA) durante a Fase I e II no Material suporte (MS), Efluente (EF), Lodo (LD) durante o período de operação do reator.....	45
Figura 11 - Contagem de Bactérias Oxidadoras de Nitrito (BON) durante a Fase I e II	46
Figura 12 - Contagem de Bactérias Desnitrificantes durante a Fase I e II	47
Figura 13 - Contagem de Bactérias Heterotróficas durante a operação da Fase I e II	49
Figura 14 - Placas de contagem em amostras diluídas de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} coletadas no 62° (Fase I) e no 105° (Fase II) para o MS.....	49
Figura 15 - Placas de contagem com amostras diluídas de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} coletadas no 62° (Fase I) e no 105° (Fase II) para o EF.....	51
Figura 16 - Placas de contagem com amostras diluídas de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} coletadas no 62° (Fase I) e no 105° (Fase II) para o LD.....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - As fases operadas no reator e as variações na aeração.....	33
Tabela 2 - Meio de cultura para bactérias oxidadoras de amônia.....	38
Tabela 3 - Meio de cultura para as bactérias oxidadoras de nitrito.....	40
Tabela 4 - Médias do NMP.100mL ⁻¹ das BOA, BON e DESNITRIFICANTE nos três meios analisados (MS, EF e LD) e nas duas fases operadas (Fase I e II).....	44
Tabela 5 - Médias do UFC.mL ⁻¹ de Bactérias Heterotróficas nos três meios analisados (MS, EF e LD) e nas duas fases operadas (Fase I e II)	48

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Fatores que interferem na formação do biofilme	25
Quadro 2 - Parâmetros e frequências das análises realizadas para monitoramento do reator	34
Quadro 3 - Frequência e métodos das análises microbiológicas no EF, MS e LD...	35

ABREVIATURAS E SIGLAS

AE	Aeração
AC	Aeração Contínua
AD	Digestão Anaeróbia
AI	Aeração Intermitente
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
BON	Bactérias Oxidadoras de Nitrogênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EF	Efluente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LD	Lodo
MS	Material Suporte
NA	Não Aeração
NT	Nitrogênio Total
NKT	Nitrogênio Kjeldhl Total
NMP	Número mais provável
NDS	Nitrificação e Desnitrificação Simultânea
pH	Potencial Hidrogeniônico
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UFC	Unidade Formadora de Colônias

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3 REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS	19
3.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO (AERÓBIO E ANAERÓBIO)	20
3.3 BIOFILMES	22
3.4 REATORES DE LEITO ESTRUTURADO COM BIOMASSA ADERIDA	25
3.5 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA	28
3.6 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO	28
3.6.1 Nitrificação e Desnitrificação Convencional	28
3.6.2 Nitrificação e Desnitrificação Simultânea	29
4 MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL	31
4.2 EFLUENTE DE LATICÍNIO	32
4.3 INÓCULO	32
4.4 FASES EXPERIMENTAIS	33
4.5 ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	33
4.6 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	34
4.5.1 Preparo das amostras para determinação do NMP. 100 mL ⁻¹ das bactérias nitrificantes e desnitrificantes	36
4.5.2 Bactérias Oxidadoras de Amônia - BOA	38
4.5.3 Bactérias Oxidadoras de Nitrito - BON	39
4.5.4 Bactérias Desnitrificantes	41
4.5.5 Bactérias Heterotróficas	42
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	44
5.1 BACTÉRIAS NITRIFICANTES E DESNITRIFICANTES PRESENTES NO REATOR DE LEITO ESTRUTURADO	44
5.2 BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS PRESENTES NO REATOR DE LEITO ESTRUTURADO	48
6 CONCLUSÃO	52

REFERÊNCIAS.....	53
ANEXO A – PH E ALCALINIDADE.....	60
ANEXO B – REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA.....	61
ANEXO C – REMOÇÃO DE NITROGÊNIO.....	62

1 INTRODUÇÃO

As atividades industriais podem ser vistas como as principais responsáveis pela contaminação das águas em decorrência do lançamento de seus efluentes sem o correto tratamento. O efluente industrial, em geral, é resultante de diferentes unidades do processo produtivo, sendo sua vazão e suas características variáveis ao longo do tempo, em função das mudanças dos processos, do produto fabricado e das atividades de higienização das fábricas.

Dependendo da atividade industrial o efluente gerado pode conter elevadas concentrações de substâncias contaminantes, como matéria orgânica e nutrientes, que quando lançados em corpos hídricos em elevadas concentrações, podem ser considerados como agentes de degradação da qualidade da água (CAVALCANTI, 2009).

Dentre as atividades industriais que geram efluentes com concentrações de contaminantes, as indústrias alimentícias são as mais citadas, devido a concentração de matéria orgânica e nitrogênio presente no efluente gerado. No ramo destas indústrias as que realizam o processamento de leite, ainda enfrentam problemas quanto ao tratamento do efluente gerado na sua linha de produção por produzirem um efluente com alta carga orgânica e concentração de nutrientes, como nitrogênio e o fósforo (TENEDINI, 2016).

A indústria de laticínios produz a cada litro de leite processado, cerca de 0,2 a 10 L de efluente, sendo este altamente poluidor, em razão da sua constituição com elevadas concentrações de matéria orgânica, acima de 3.000 mg.L^{-1} e valores de nitrogênio total que variam de 26,5 a $86,2 \text{ mg.L}^{-1}$ (KARADAG et al., 2015; CETESB, 1990; ABRAHÃO, 2006). Devido ao seu potencial de contaminação, os efluentes gerados nestas indústrias devem ser tratados, antes do seu lançamento em corpos hídricos.

Os efluentes com altas concentrações de nutrientes podem gerar danos ao meio aquático e a saúde humana. Com o excesso de nutrientes pode ocorrer o processo de eutrofização dos corpos hídricos, facilitando o crescimento de fitoplâncton que alteram a diversidade de espécies, modificam o pH, produzem toxinas, entre outros fatores (EPA, 1993; CALIJURI et al, 2006). Em relação a saúde humana, o

excesso de nitrato nas águas pode causar doenças como meta-hemoglobinemia e câncer no estômago (SHUVAL e GRUNER, 1977; GULIS et al.; 2002).

No Brasil, dentre os diferentes tratamentos convencionalmente aplicados para remoção dos poluentes dos efluentes, a remoção de matéria orgânica ocorre de forma satisfatória, porém na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) nestes sistemas são mais ineficientes.

Com o intuito de unir a remoção de matéria orgânica e nitrogênio, sistemas compactos vêm sendo estudados. Os reatores de leito estruturado e fluxo contínuo apresentam-se como exemplo destes sistemas. O processo de remoção de matéria orgânica e nutrientes para este tipo de reator é o biológico, onde diversos grupos de microrganismos estão envolvidos. Nestes processos biológicos, a remoção de matéria orgânica é realizada principalmente pelas bactérias heterotróficas, podendo ser aeróbias, anaeróbicas ou facultativas. A remoção de nitrogênio ocorre pela ação das bactérias nitrificantes e desnitrificantes (aeróbias e anaeróbias obrigatórias ou facultativas, respectivamente) (CORREA, 2015).

Com vistas a aumentar o percentual de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada em sistemas de tratamento, algumas técnicas podem ser utilizadas, dentre elas a utilização de biomassa aderida, na forma de biofilme.

O uso de biomassa imobilizada em reatores permite que o sistema de tratamento possa operar com cargas mais elevadas, do que aqueles operados apenas com biomassa em suspensão, porém as alterações nas condições do meio podem influenciar na formação do biofilme, o que conseqüentemente afetará a eficiência do tratamento do sistema. Aliado à biomassa imobilizada a utilização de aeração intermitente é uma alternativa para promover a coexistência de organismos aeróbios e anaeróbios em um mesmo sistema (MOURA, 2011).

Neste contexto, o trabalho teve como objetivo, determinar a concentração de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas em um reator de leito estruturado no tratamento de efluente de laticínios, submetido a duas condições operacionais.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estimar a concentração de bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas presentes em um reator de leito estruturado no tratamento de efluente de laticínios submetido a duas condições operacionais diferentes, aeração contínua e aeração intermitente.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar as bactérias nitrificantes, desnitrificantes e heterotróficas presentes no reator submetido a aeração contínua e intermitente;
- Comparar os resultados das análises microbiológicas com os parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade, DQO e nitrogênio) e as condições operacionais do sistema com o intuito de avaliar a sua influência no desempenho do reator de leito estruturado;
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio pelas bactérias.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIOS

O Brasil, é um país de grande consumo de leite e seus derivados. A produção nacional de leite em 2015, foi estimada em 34 bilhões de litros, colocando o Brasil em quarto lugar no ranking mundial de países produtores. No ano de 2015 o valor bruto da produção foi de 28,9 bilhões de reais considerando um preço médio de R\$ 1,20 por litro de leite que foi captado e processado nas indústrias. Estudos apontam, que estes números se tornarão ainda mais relevantes nos próximos 10 anos (IBGE, 2016).

De forma geral, qualquer indústria de laticínios gera resíduos, podendo ser sólidos, líquidos e emissões atmosféricas. Estes resíduos, possuem grande possibilidade de causar impactos significativos no meio ambiente. Desta forma, as leis ambientais exigem que as indústrias poluidoras, tratem de forma adequada seus efluentes e resíduos (SILVA, 2011).

De acordo com Henares:

A composição dos efluentes dessas indústrias consiste, principalmente, de quantidades variáveis de leite diluído, materiais sólidos flutuantes de uma variedade de fontes (principalmente substâncias graxas), detergentes, desinfetantes lubrificantes e esgoto doméstico. No processamento do leite, as operações geradoras de despejos significativamente poluentes são: lavagem e desinfecção de equipamentos (tanques, dornas, centrífugas, pasteurizador-homogeneizador, tubulações, etc.), quebra de embalagens contendo leite, perdas nas enchedeiras e lubrificação de transportadores (2015, pág 18).

Devido à carga poluidora composta de matéria orgânica e nutrientes (principalmente nitrogênio), o consumo excessivo de água e a composição final do efluente das indústrias de laticínio, é fundamental o tratamento deste. O efluente tratado deve se enquadrar dentro dos padrões de qualidade estabelecidos na resolução CONAMA 357/2005 e em sua complementação e alteração CONAMA 430/2011, que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores.

O tratamento do efluente gerado nas indústrias de laticínios é frequentemente realizado por tratamentos físicos, químicos ou biológicos. Os processos físicos podem ser gradeamento, peneiramento, decantação, filtração, osmose reversa, entre tantos

outros. Os processos químicos envolvem a utilização de produtos químicos ou reações químicas, alguns exemplos deste tipo de processo são a coagulação, precipitação, oxidação, redução, adsorção, troca iônica e desinfecção. Já o processo de tratamento biológico prevê o uso de atividades biológicas ou bioquímicas dos microrganismos presentes no meio (METCALF; EDDY, 2014).

No efluente de laticínios, alguns compostos encontrados como as proteínas e produtos de limpeza (detergentes e desinfetantes) são constituintes biológicos e químicos que colaboram com uma parte da fração nitrogenada presente neste efluente (DEMIREL et al., 2005).

Frequentemente, o tratamento secundário que é feito para efluentes de indústrias de laticínios é do tipo biológico, porém existe um tratamento físico químico que o precede, a utilização do tratamento biológico ocorre devido à grande quantidade de matéria orgânica biodegradável presente neste efluente. O tratamento biológico tem a finalidade de remover matéria orgânica por metabolismo de oxidação e síntese de células, este tipo de processo ocorre pelo contato da matéria orgânica com os microrganismos na ausência ou presença do oxigênio molecular. Alguns exemplos de tratamento biológico podem ser destacados para a remoção da matéria orgânica como, os sistemas de lodos ativados, lagoas de estabilização, lagoas aeradas, filtros biológicos, biodiscos e reatores anaeróbios (NUNES, 2012).

3.2 SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO (AERÓBIO E ANAERÓBIO)

O tratamento biológico aeróbio é a representação da biodegradação, mecanismo que ocorre de forma natural nos rios na presença de oxigênio. O processo é feito com a estabilização biológica da matéria orgânica. Em condições aeróbias o mecanismo de biodegradação acontece pela respiração celular, promovendo a oxidação de compostos orgânicos com a diminuição do tamanho das moléculas complexas, transformando-as em moléculas mais simples e estáveis. Durante o metabolismo respiratório há a liberação de energia necessária para a manutenção e desenvolvimento das células bacterianas (CORDI et al., 2008).

De acordo com Pereira (2001) os sistemas biológicos aerados possuem áreas reduzidas para instalação, alta mecanização e maior gasto de energia quando comparada aos outros tratamentos biológicos. A matéria orgânica biodegradável fica

dispersa no tanque e é colocado em constante contato com os microrganismos por meio dos aeradores, aumentando assim a taxa de consumo do substrato. Isto faz com que o processo seja bastante eficiente na remoção de matéria orgânica.

Por outro lado, a digestão anaeróbia (AD) é um processo complexo que envolve a decomposição de produtos orgânicos na ausência de oxigênio que transforma cadeias complexas em mais simples, como gás metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). O processo de degradação acontece pela ação de diferentes tipos de bactérias anaeróbias e arqueas. Esses processos de degradação incluem a hidrólise, a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese (WONG et al., 2013).

Segundo Jo, Kim e Lee (2016) o tratamento anaeróbio tem sido muito utilizado para tratar resíduos orgânicos e águas residuárias. A AD tem sido amplamente utilizada para tratar efluentes devido ao seu potencial de recuperar energia e a baixa produção de lodo. Uma particularidade dos sistemas anaeróbios é o crescimento lento dos microrganismos anaeróbios envolvidos, de forma que é necessária uma sequência de etapas para aclimatização e funcionamento do sistema.

De acordo com Fagundes (2010) os processos anaeróbios possuem algumas vantagens em relação aos reatores aeróbios, sendo algumas delas:

- Baixo gasto de energia;
- Redução de custos para operação e manutenção;
- Menor produção de lodo;
- Minimização da necessidade de atenção operacional;
- Geram efluentes menos poluidores e com baixo teor de sólidos;
- Bom funcionamento após períodos de paralização.

Porém, os processos anaeróbios também possuem aspectos negativos que são importantes de serem destacados sendo eles:

- Sensível a mudanças das condições ambientais como pH, temperatura, sobrecargas orgânicas e hidráulicas;
- Emissão de odores;
- Longo período de partida do sistema.

Com a finalidade de promover equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos sistemas aeróbios e anaeróbios, pesquisas recentes combinam esses processos (aeração intermitente), em especial com uma primeira etapa anaeróbia seguida de um tratamento aeróbio complementar (RAMIREZ et al., 2003). Desta forma, determina-se

um período de tempo sem aeração seguido de um período com aeração. O objetivo da combinação dos processos anaeróbios e aeróbios é aumentar a remoção de matéria orgânica, e também a remoção biológica do nitrogênio e fósforo, especialmente para águas residuárias (SANCHEZ et al. 2005).

3.3 BIOFILMES

O desenvolvimento da atividade microbiana na natureza pode ocorrer com células individuais crescendo de forma livre, em suspensão, ou com os microrganismos estruturados de forma organizada, em comunidades com diferentes graus de complexidade, que podem estar localizados em diferentes superfícies, geralmente compondo um biofilme (IST, 2008). Das diferentes espécies encontradas no biofilme, como fungos, bactérias e protozoários, as bactérias se apresentam em maioria por possuírem altas taxas de reprodução, grande capacidade de adaptação e de produção de substâncias e estruturas extracelulares (NITSCHKE, 2006).

O biofilme pode ser formado por células aderidas a uma superfície, sendo ela biótica ou abiótica, umidificadas numa matriz de exopolissacárideo. A combinação dos organismos em biofilmes é considerada uma forma de proteção, estruturando relações simbióticas e oportunizando a sobrevivência em ambientes hostis (IST, 2008).

A composição dos biofilmes é geralmente formada de água, microrganismos, substâncias poliméricas extracelulares (EPS), partículas retidas e substâncias adsorvidas (PEREIRA, 2001). Porém, esta composição pode variar dependendo das condições ambientais de crescimento, dos tipos de organismos, da sua situação fisiológica e do tipo de material suporte (MISSAGIA, 2010; DORLAN, 2002).

Os biofilmes mais comuns na natureza possuem elevada heterogeneidade, onde são encontradas associações positivas entre uma ou mais espécies, podendo os produtos do metabolismo de uma espécie facilitar o desenvolvimento das outras e também a adesão. De maneira contrária, a competição entre nutrientes e a acumulação de metabolitos tóxicos produzidos pelas espécies colonizadoras pode ser uma interação negativa entre organismos que comprometem a diversidade de espécies num biofilme (LUCCHESI, 2006; CAIXETA, 2008).

De acordo com Machado (2005) estima-se que mais do que 90% dos microrganismos vivem na forma de biofilmes e praticamente não existe nenhuma superfície que não possa ser ou vir a ser colonizada por bactérias.

3.4.1 Formação dos biofilmes

Os principais estágios de formação de biofilme, resumidamente são (MACHADO, 2007):

- Primeiro estágio (construção): É a construção de uma pequena espessura formada por moléculas orgânicas e íons que em geral não revestem toda a superfície de contato. Os microrganismos presentes na matriz crescem em condições semelhantes. Nesta fase, a rugosidade da superfície é muito importante porque facilita positivamente a formação e desenvolvimento primário do biofilme. Operam principalmente as ações eletrostáticas e hidrofóbicas entre os microrganismos e a superfície sólida.

- Segundo estágio (metabólico e de adsorção): Ocorre a adsorção aleatória de matéria orgânica, junto com microrganismos e partículas abióticas na matriz primária. Nesse estágio, o desenvolvimento dos microrganismos ainda é constante, de forma que os requisitos nutricionais são concedidos com equidade. Durante o desenvolvimento do biofilme a comunidade microbiana se modifica tanto em termos de abundância quanto em diversidade.

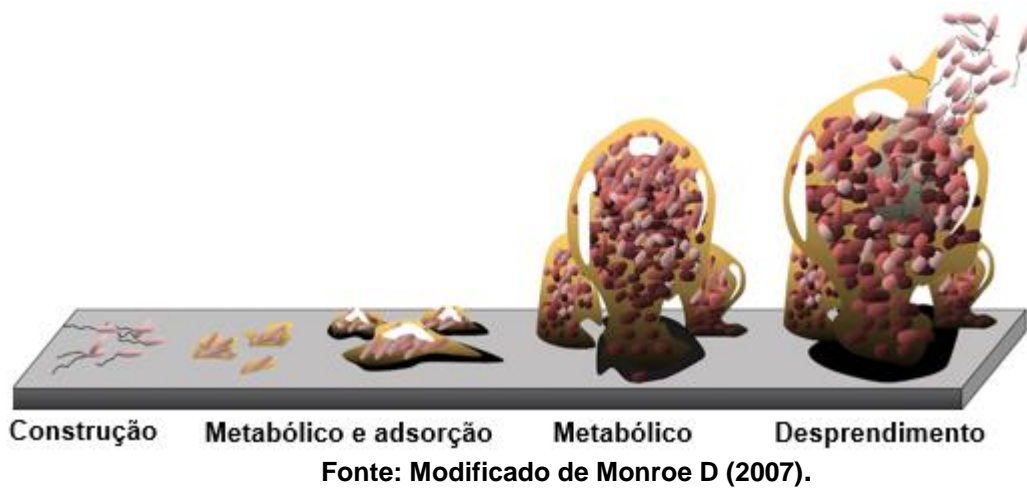
- Terceiro estágio (metabólico): É consolidado a fixação dos microrganismos e as sucessões ecológicas crescem de forma adaptada as condições já existentes no meio. Os substratos encaminham-se a distintas profundidades da matriz biológica (biofilme) por técnicas de difusão molecular e por movimentos convectivos do líquido pelos canais formados no biofilme. A produção celular e de exopolímeros é continuada simultaneamente com a geração de subprodutos do metabolismo microbiano. Esses subprodutos são retornados à fase líquida mantida em interface com o biofilme.

- Quarto estágio (desprendimento ou remoção): O crescimento de microrganismos gera o aumento na espessura do biofilme de forma que a produção de substâncias poliméricas e adsorção de partículas, são equilibradas pela influência da respiração endógena, quebra de cadeias alimentares (com conseqüente geração

de zonas inativas) e tensões de cisalhamento causadas pelo efeito hidrodinâmico do líquido em interface com o biofilme.

Na figura 1 são apresentados os estágios de formação do biofilme.

Figura 1 - Estágios da formação do biofilme: construção, metabólico e adsorção, metabólico e desprendimento ou remoção.



3.4.2 Fatores que afetam a formação de um biofilme

Existem inúmeros fatores que podem interferir na formação do biofilme e estes podem ser classificados em biológicos, físicos e químicos. No Quadro 1 pode-se visualizar os principais fatores intervenientes na formação e nas condições de estabilidade do biofilme.

Fator de interferência	Característica	Aspectos recorrentes
Espécie e fisiologia microbiana	Biológica	Alguns microrganismos produzem maior quantidade de polímeros extracelulares, de forma que facilita a aderência em superfícies sólidas.
		Compatibilidade hidrofílica ou hidrofóbica do microrganismo com a superfície sólida.
Rugosidade da superfície sólida	Física	Age no desenvolvimento primário do biofilme porque dificulta o arraste de partículas e microrganismos.
Condições hidrodinâmicas (velocidade e turbulência)		<p><i>Velocidades baixas:</i> quando ocorre elevadas concentrações, o biofilme torna-se espesso induzindo o surgimento de zonas sem atividade devido à dificuldade da transferência de massa.</p> <p><i>Velocidades altas:</i> Prejudica a formação primária do biofilme por tensões tangenciais. Caso, o biofilme já esteja formado, as elevadas velocidades estimulam o crescimento da biomassa em decorrência do aumento do fluxo do substrato.</p>
Constituintes presentes, pH e temperatura do líquido em contato com o biofilme	Química	A temperatura modifica a atividade metabólica dos microrganismos que interfere no tempo de crescimento os microrganismos.
		O pH do líquido modifica a ação eletrostática entre os microrganismos e a superfície de contato. Pode limitar o desenvolvimento de espécies predominantes como as bactérias e os fungos.
		A composição do substrato seleciona os microrganismos presentes no biofilme.
		De acordo com a concentração do substrato, o biofilme pode variar de espessura. Maiores concentrações, geram biofilmes mais espessos.

Fonte: Adaptado de Almeida, 2007.

3.4 REATORES DE LEITO ESTRUTURADO COM BIOMASSA ADERIDA

Os reatores com biomassa aderida são caracterizados pela junção dos microrganismos a um material suporte possibilitando, desta forma, a sua permanência no interior do reator formando um biofilme. Nestes reatores, o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) pode ser menor que o tempo da geração celular. Os microrganismos

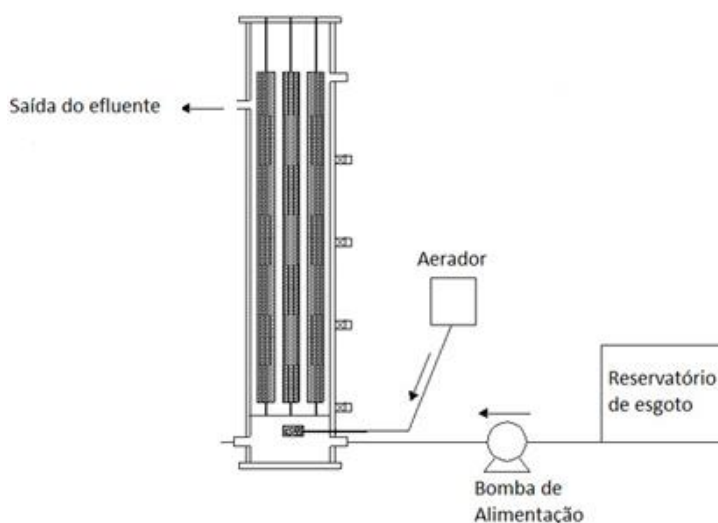
são reutilizados no sistema e existe a possibilidade de se adotar volumes menores de reator (VON SPERLING, 2005).

Em busca de seguir os padrões ambientais alinhado a eficiência dos tratamentos busca-se cada vez mais reduzir os custos no tratamento de efluentes, e uma das formas encontradas para alcançar estes objetivos foi o desenvolvimento de sistemas de tratamentos compactos, que unificam diferentes processos de remoção de nitrogênio e matéria orgânica em uma mesma unidade (MOURA, 2014).

O reator de leito estruturado apresenta remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio total, isso ocorre devido a presença de biomassa nitrificante e desnitrificantes aderida à ao material suporte (LEICK, 2016).

O reator de leito estruturado é demonstrado no estudo de Moura et al. (2012). O funcionamento do reator consiste no efluente sendo colocado no reservatório para ser bombeado para o reator pela bomba de alimentação, o processo se inicia com as bactérias nitrificantes oxidando as moléculas de nitrogênio presentes no efluente e as transformando em nitratos. Nesta fase, há a necessidade de aeração no reator que é controlado pelo aerador. Então o reator não é mais oxigenado e acontece a segunda fase do processo que é a desnitrificação. A utilização de material suporte internamente produz um gradiente de concentração de oxigênio dissolvido. O efluente permanece dentro do reator segundo seu TDH e então é encaminhado para o reservatório de saída. A Figura 2 esquematiza o funcionamento do reator.

Figura 2 - Apresentação do funcionamento do reator de leito estruturado.



Fonte: Modificado de Moura et al., 2012.

Este sistema é uma alternativa interessante para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, por se tratar de um efluente de características que facilitam uma maior concentração de biomassa, que quando aderida ao material suporte, possibilita maior retenção celular e estabilidade, de forma que não aumenta significativamente os sólidos contidos no efluente (MOCKAITIS et al., 2014).

Conforme o estudo de Correa (2015), que teve como objetivo o tratamento de efluente de esgoto sanitário com a utilização de um reator nas mesmas configurações que o trabalho supracitado, obteve a remoção de 80% de NKT, 86% de N-NH^{4+} e 68% de remoção de NT, para a série de nitrogênio e alcançou eficiências de remoção de DQO de no mínimo 73% e máximo de 92%.

Moura et al. (2012) utilizaram um reator de leito estruturado para tratar esgoto sintético com DQO de 364 mg.L^{-1} e NKT de 25 mg.L^{-1} . O reator foi operado sobre aeração intermitente, fluxo contínuo e recirculação do efluente tratado de 5 vezes a vazão inicial. Os autores obtiveram, utilizando um TDH de 12 h e ciclo de aeração e não aeração respectivamente de 2h/1h, eficiência de remoção de 89% de DQO e de 82% de remoção de NT.

3.5.1 Materiais suportes para a formação de biofilme em reatores

Os reatores possuem material suporte com a finalidade de retenção e fixação dos microrganismos de forma que pode ocorrer maior tempo de retenção celular e compacidade (OLIVEIRA, 2012).

Existem vários tipos de materiais que podem ser usados como material suporte nos reatores de biomassa imobilizada como pedregulhos, cascalhos e materiais plásticos (JORDÃO & PESSOA, 2005). Podem ser usados também poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico (CORREA, 2015).

A espuma de poliuretano, é um material suporte muito usado em sistemas de tratamento biológico com biomassa aderida, pois fornece condições ambientais adequadas para o desenvolvimento e fixação da biomassa microbiana (GARCIA et al., 2007; WOSIACK et al., 2015). Segundo Alves et al., (1999), as superfícies que possuem poros, como as espumas de poliuretano oportunizam a formação do biofilme por causa do número de poros e o tamanho destes.

O meio suporte tem como principal função aumentar a concentração de microrganismos de forma que proporcione um contato maior entre os constituintes do efluente e os microrganismos presentes no reator. Sendo assim, o reator pode alcançar uma maior capacidade de tratamento, seguido do aumento da velocidade global de conversão de substrato (OLIVEIRA, 2012).

3.5 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Os processos de remoção de matéria orgânica em reatores de leito estruturado envolvem uma série de organismos. As bactérias heterotróficas são responsáveis pela remoção de matéria orgânica, elas podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas (CORREA, 2015).

A decomposição do composto orgânico pelas bactérias se inicia com a hidrólise dos carboidratos em açúcar solúvel, das proteínas em aminoácidos e de gorduras em ácidos graxos de cadeia curta. Na presença de oxigênio, o composto orgânico é convertido em gás carbônico e água, em contrapartida, na ausência de oxigênio, os produtos finais são ácidos orgânicos, álcoois, gás carbônico, metano e gás sulfídrico (FERREIRA; CORAIOLA, 2008).

Os microrganismos realizam a decomposição da matéria orgânica por meio de enzimas, que agem como catalisadores (extracelular ou intracelular). As enzimas podem ser afetadas por condições ambientais como o pH, a concentração do substrato e a temperatura (QASIM, 1985).

Estimar a concentração de bactérias heterotróficas neste reator é de extrema importância para compreender como o processo de consumo de matéria orgânica ocorre nas diferentes fases de operação.

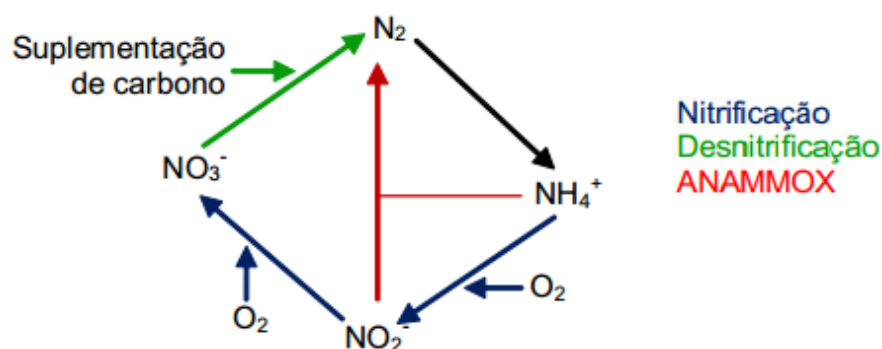
3.6 PROCESSOS BIOLÓGICOS DE REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

3.6.1 Nitrificação e Desnitrificação Convencional

Nos sistemas convencionais, a remoção biológica de nitrogênio de efluentes ocorre pelo processo de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação acontece estritamente em condições aeróbias, sendo o nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato

(NO_3^-) com formação intermediária de nitrito (NO_2^-) (MOURA, 2014). As principais bactérias envolvidas no processo de nitrificação são do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, obrigatoriamente aeróbias e autotróficas. O processo de nitrificação não promove a remoção do nitrogênio do sistema, apenas o converte em formas mais oxidadas (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). A desnitrificação acontece na ausência de oxigênio, na qual o nitrato é reduzido a NO , N_2O e N_2 . Essa conversão pode ser realizada por vários gêneros de bactérias heterotróficas anaeróbias e facultativas, que utilizam matéria orgânica como fonte de carbono e energia (WOSIACK, 2013). Estas reações constituem o ciclo do nitrogênio (Figura 3).

Figura 3 – Ciclo simplificado do nitrogênio (Nitrificação, desnitrificação e ANAMMOX).



Fonte: Scheeren et al., 2011.

Os sistemas convencionais que promovem a remoção de nitrogênio são geralmente compostos de duas unidades. Uma unidade para o processo de nitrificação e outra para a desnitrificação. Em vista da complexidade dos sistemas, novas tecnologias vêm surgindo com o intuito de redução dos custos de implantação e operação dos sistemas com remoção de nitrogênio, conforme será discutido nos próximos itens (MOURA, 2014).

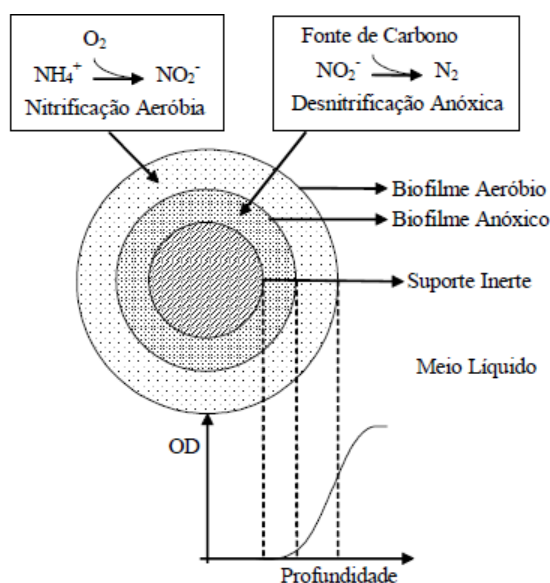
3.6.2 Nitrificação e Desnitrificação Simultânea

Dentre os novos processos para a remoção de nitrogênio em uma única unidade de tratamento, no mesmo reator ocorre o processo de nitrificação e desnitrificação e este fenômeno é chamado de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) (MOURA, 2014).

A NDS ocorre com a oxidação de nitrogênio amoniacal em fase aeróbia e pela redução de compostos oxidados de nitrogênio mesmo estando em condições de

aeração possibilitam a formação de regiões onde há pouco oxigênio dissolvido (BUENO, 2011). Desta forma, as bactérias nitrificantes ficaram nas regiões onde há altas concentrações de oxigênio e as desnitrificantes em locais onde o as concentrações de oxigênio são baixas. É possível observar na Figura 4 as regiões do biofilme e os gradientes de oxigênio dissolvido (SANT'ANNA JUNIOR, 2010).

Figura 4 – Representação do biofilme com as regiões aeróbias e anóxicas.



Fonte: ONO, 2007.

O processo de NDS apresenta algumas vantagens como redução do consumo de energia e a manutenção do pH próximo da neutralidade pois uma parte da alcalinidade consumida no processo de nitrificação é recomposta ao meio no processo de desnitrificação, resultando em menor demanda de alcalinidade externa e economia de carbono orgânico (CORREA, 2015).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O sistema de tratamento foi montado dentro do Laboratório de Hidráulica.

4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

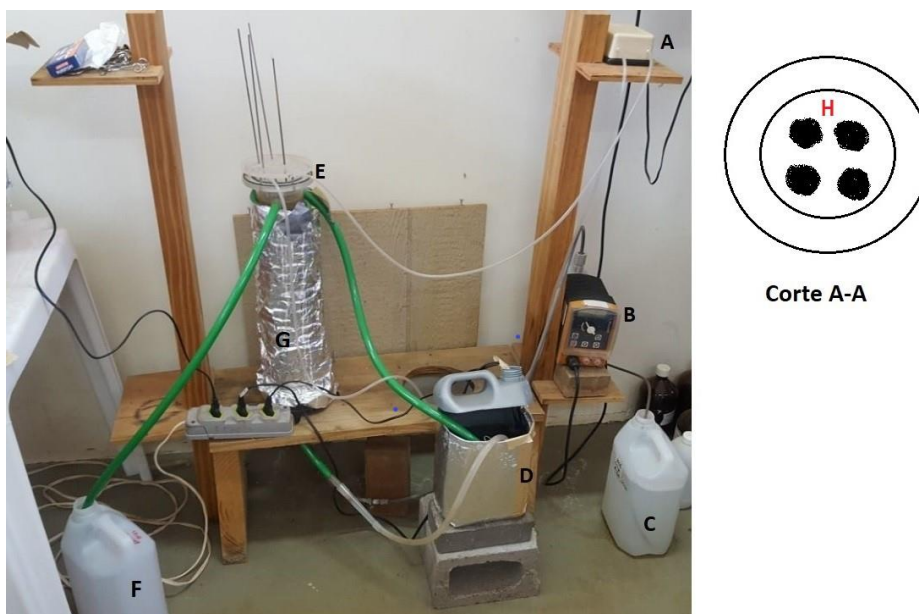
O experimento foi realizado em um reator de leito estruturado de fluxo contínuo, sendo constituído de material em acrílico, com um volume total de 2,650 L, volume útil de 2,125 L, diâmetro externo de 13,5 cm, diâmetro interno de 10 cm e altura de 52 cm.

O reator foi preenchido com espumas de poliuretano com um diâmetro aproximado de 1,5 cm e 48 cm de altura, cortadas de forma cilíndrica, totalizando 4 estruturas internas no reator. A fixação das estruturas cilíndricas do reator foi realizada com hastes de ferro que foram presas as extremidades do sistema.

O reator foi alimentado por meio de uma bomba (ProMinent modelo GALA) com uma vazão de 0,13 L.h⁻¹, responsável por levar o efluente da entrada até a saída. Para aeração foi utilizada um compressor de ar da marca Panther II com vazão de ar 6 L.min⁻¹ e potência de 3,5 Watt.

O sistema foi operado durante 105 dias com TDH de 16 horas e houve o controle da temperatura desde o início do experimento com um sistema de recirculação de água e manta que envolvia o reator, para que fosse possível manter a temperatura constante (26°C), desta forma os microrganismos ficariam em sua faixa ótima de crescimento. A instalação experimental é apresentada na Figura 5.

Figura 5 – Instalação experimental.



Legenda: A- Bomba de aerção; B- Bomba de alimentação; C- Reservatório do efluente de laticínio (entrada do sistema); D- Sistema de aquecimento; E- Reator de leite estruturado; F- Reservatório do efluente (saída do sistema); G- Manta; H- Corte A-A do reator com material suporte.

Fonte: Autoria própria, 2017.

4.2 EFLUENTE DE LATICÍNIO

O reator foi alimentado com o efluente proveniente de uma indústria localizada no norte do Paraná que produz bebidas lácteas, creme de leite, iogurtes, leite em pó, pasteurizado e integral e também compostos lácteos. A coleta desse efluente foi realizada após o tratamento por flotor, uma vez por semana, e ficou armazenado em geladeira para manutenção de suas características até o momento de ser utilizado para alimentação do reator.

4.3 INÓCULO

O início do sistema foi realizado com um inóculo (lodo) proveniente de um sistema de tratamento aeróbio (lodos ativados) da própria indústria de laticínios. Depois da coleta do inóculo, o lodo então foi colocado em contato com o material suporte por 12 horas. Passado este tempo, o material suporte foi transferido para

dentro do reator. O reator foi alimentado com o efluente coletado na indústria de laticínios inicialmente diluído a uma proporção de 1/2, posteriormente, o efluente foi colocado sem ser diluído, somente foi feita a correção do pH (em torno de 7,0).

O período de adaptação do sistema foi de 2 meses, até que o sistema fosse estabilizado, após este tempo, foi iniciado as fases experimentais deste estudo.

4.4 FASES EXPERIMENTAIS

Foram analisadas 2 fases durante todo o experimento, sendo que a fase I com a aeração contínua (AC) e a fase II com aeração intermitente (AI). O TDH para as duas fases foi 16 horas. Em nenhuma das fases houve recirculação do efluente. O tempo de duração da fase I foi 64 dias e da fase II de 41 dias, como apresentado na Tabela 1. Em ambas as fases foram feitas as análises físico químicas (Item 4.5) e microbiológicas (Item 4.6). Os trabalhos de Moura et al. (2012) e Correa (2015) serviram de base para estipular o ciclo de aeração intermitente.

Tabela 1- As fases operadas no reator e as variações na aeração.

Fase	TDH (h)	Aeração	Tempo de operação estimado (dias)
I	16	AC = 24h	64
II	16	AI = 2 h AE e 1 h AN	41

Legenda: TDH- Tempo de detenção hidráulico; AC – Aeração contínua; AI – Aeração Intermitente; AE-Aeração; NA- Não aeração.

Fonte: Autoria própria.

4.5 ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Hidráulica da UTFPR – Câmpus Londrina e no Laboratório de Hidráulica e Saneamento da UEL com a ajuda do discente Edgar Aliberti graduando do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, que fez suas análises para o Trabalho de Conclusão de Curso ao mesmo tempo que este estudo. As análises dos parâmetros físico-químicos foram realizadas no afluente e efluente, sendo elas: pH, alcalinidade, série de nitrogênio e demanda química de oxigênio total (DQO total)

(Quadro 2). As análises foram feitas de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Quadro 2- Parâmetros e frequências das análises realizadas para monitoramento do reator.

Parâmetro/Unidade	Nome	Método	Frequência
pH	Potenciométrico (APHA, 2012)	4500-H B	3 vezes por semana
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico (APHA, 2012)	2320 B	3 vezes por semana
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Colorimétrico (APHA, 2012)	5220 D	3 vezes por semana
NTK	Kjeldahl (APHA, 2012)	4500-N _{org} / 4500-NH ₃ C	2 vezes por semana
N-NH ₃ (mg.L ⁻¹)	Titulométrico (APHA, 2012)	4500-NH ₃ B/C	2 vezes por semana
N-NO ₂ ⁻ (mg.N.L ⁻¹)	Colorimétrico (FIA) (APHA, 2012)	4500-NO ₂ ⁻ B	3 vezes por semana
N-NO ₃ ⁻ (mg.N.L ⁻¹)	Colorimétrico (FIA) (APHA, 2012)	4500-NO ₃	3 vezes por semana

Fonte: Autoria própria.

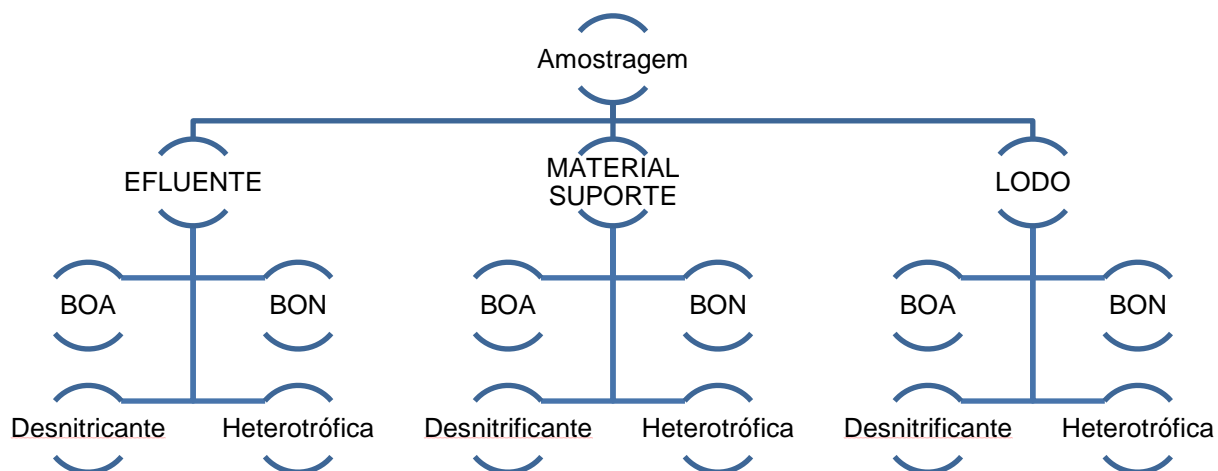
Os dados físico-químicos foram comparados aos dados microbiológicos para que fosse avaliado se a condição operacional do sistema estava favorecendo ou não o crescimento dos microrganismos no meio suporte, efluente e lodo e se os microrganismos foram eficientes na remoção da matéria orgânica e nitrogenada presente no efluente de laticínios.

4.6 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

As análises microbiológicas realizadas nas Fases I e II foram feitas no Laboratório de Microbiologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. Estas análises microbiológicas possuíram a finalidade de caracterizar quantitativamente as bactérias presentes no efluente (EF), material suporte (MS) e lodo (LD). Desta forma, foi feito o levantamento da concentração de bactérias nitrificantes (Oxidadoras de Amônia – BOA) e (Oxidadoras de Nitrito – BON), desnitrificantes e heterotróficas, como mostra o fluxograma da Figura 6.

Foram realizadas as análises para quantificar a biomassa aderida ao MS, na formação do biofilme, sendo elas as análises de NMP (número mais provável) para quantificar as bactérias nitrificantes, desnitrificantes e contagem padrão em placas para quantificar as bactérias heterotróficas.

Figura 6 – Fluxograma das análises microbiológicas.



Fonte: Autoria própria.

A frequência das análises microbiológicas e a metodologia utilizada são dispostas no Quadro 3. A frequência das análises ocorreu de acordo com as fases operacionais do sistema e com o tempo necessário de incubação das bactérias, que permaneciam 3 dias incubadas para as bactérias heterotróficas, 15 dias incubadas para as bactérias desnitrificantes e 20 dias incubadas para as BOA e BON.

Quadro 3 - Frequência e métodos das análises microbiológicas no EF, MS e LD.

Análise	Dias de operação			Método
	EF	MS	LD	
BOA, BON e DESNITRIFICANTE	1°, 20°, 62°,83°e 105°	1°, 20°, 62°,83°e 105°	1°, 62°e 105°	Número mais provável
HETEROTRÓFICA	1°, 20°, 62°,83°e 105°	1°, 20°, 62°,83°e 105°	1°, 62°e 105°	Contagem Padrão em Placas

Legenda: BOA -Bactéria Oxidadora de Amônia; BON - Bactéria Oxidadora de Nitrito, EF – Efluente; MS - Material Suporte e LD - Lodo

Fonte: Autoria própria.

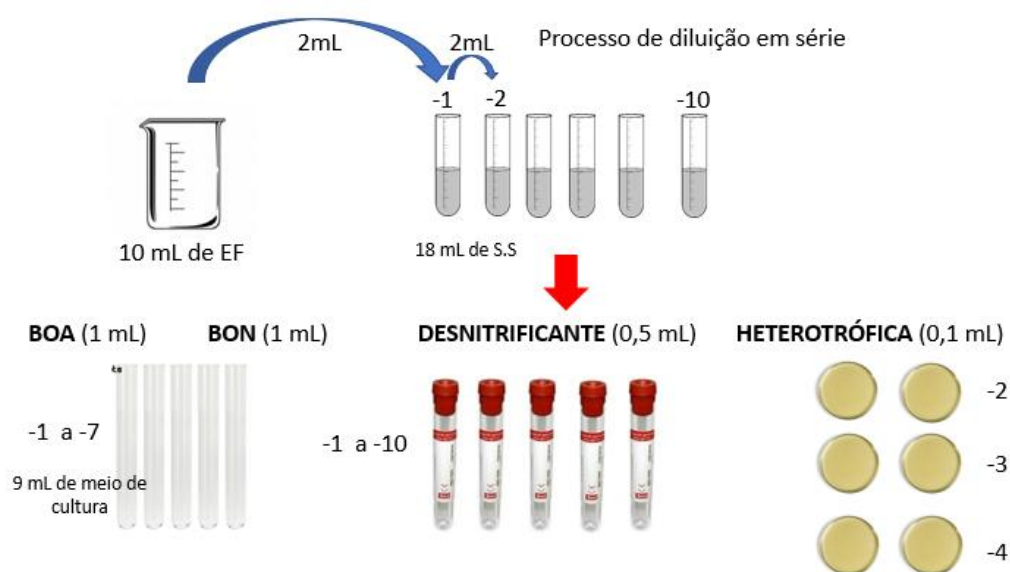
4.5.1 Preparo das amostras para determinação do NMP.100 mL⁻¹ das bactérias nitrificantes e desnitrificantes

As amostras (EF, MS e LD) foram preparadas segundo os procedimentos descritos no trabalho de Correa (2016).

Todos os materiais coletados para análise (EF, MS e LD) passaram por um processo de diluição em série em solução salina, para então seguir as metodologias propostas para determinação de NMP.100 mL⁻¹. Para cada material foi feito a diluição em série até 10⁻¹⁰.

Para as análises microbiológicas do EF foi coletado de dentro do reator uma amostra de 10 mL de efluente. Deste volume coletado, 2 mL foram usados no processo de diluição em série. A figura 7 exemplifica o esquema para a preparação das amostras.

Figura 7 – Preparação das amostras para o efluente.



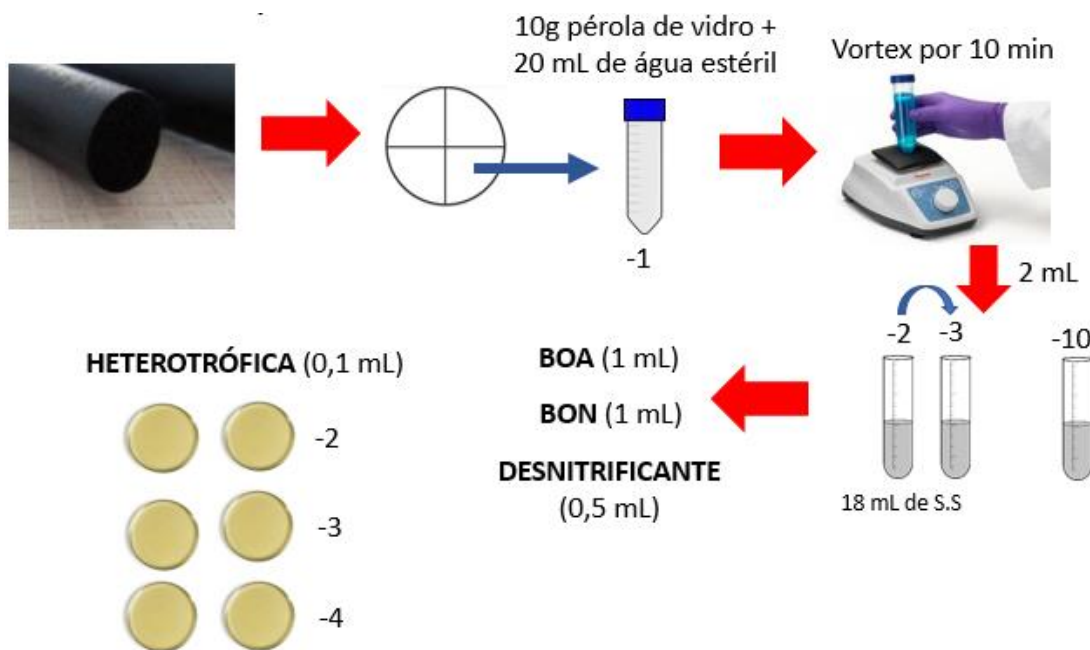
Fonte: Autoria própria.

Para o MS foi coletado de dentro do reator uma amostra de 3 cm de diâmetro e 2,5 cm de altura, sendo cortados com uma tesoura estéril de partes aleatórias das espumas. Sendo assim, a amostra foi cortada em 4 partes, sendo uma delas utilizada para o processo de diluição em série.

A parte recortada do MS que foi utilizada na diluição em série foi inserida em um tubo Falcon de 100 mL com 10 gramas de pérolas de vidro autoclavadas e mais 20 mL de água destilada estéril. O tubo Falcon foi levado ao Vortex para ser agitado

por 10 minutos para que todo o material fosse despreendido. O resultado desta agitação era considerado como a primeira diluição do MS, a Figura 8 ilustra o decorrer da preparação da coleta de amostra para o material suporte.

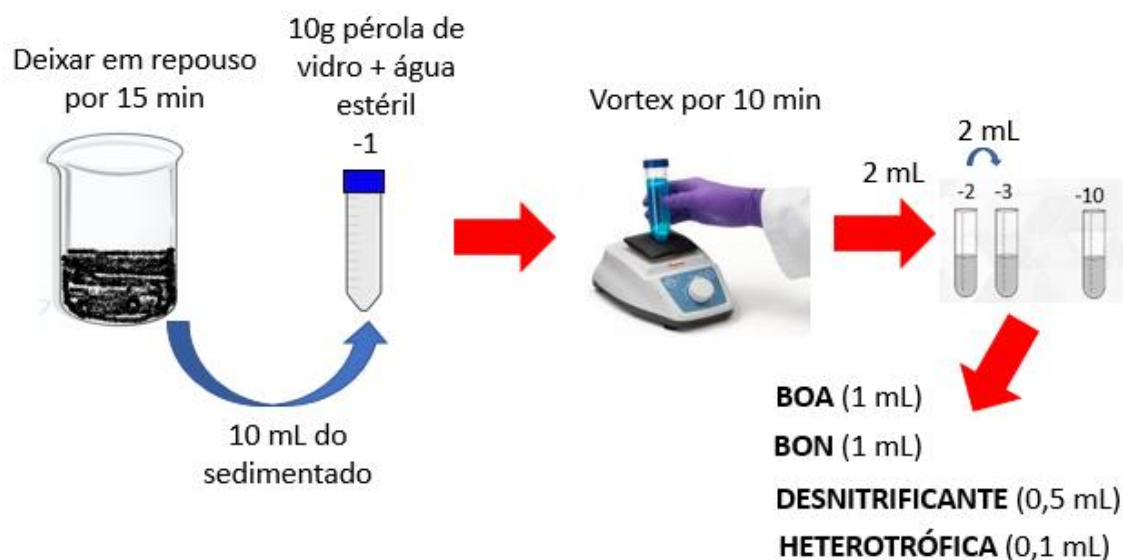
Figura 8 – Preparação das amostras para o material suporte.



Fonte: Autoria própria.

Para as análises microbiológicas referentes ao LD, coletou-se uma amostra na entrada inferior do reator. A amostra após coletada ficou em repouso por 30 minutos e então procedeu-se a coleta de 10 mL do conteúdo sedimentado. A amostra coletada foi adicionada em um tubo Falcon de 45 mL com 10 gramas de pérola de vidro estéril e agitada por 10 minutos no Vortex, para permitir a lise dos flocos. Do material resultante dos processos anteriores foi coletado 2 mL para proceder com a diluição em série em tubos de ensaio, obtendo então diluições de 10^{-1} a 10^{-10} . A Figura 9 apresenta o processo descrito acima.

Figura 9 – Preparação das amostras para o Iodo.



Fonte: Autoria própria.

4.5.2 Bactérias Oxidadoras de Amônia - BOA

O Número Mais Provável (NMP) de BOA foi estimado seguindo o método descrito por Mendonça (2002) e lamamoto (2006).

Meio de cultura: Foram incorporados os compostos químicos descritos na Tabela 2 em um balão volumétrico de 1L e o volume completado com água destilada. Em seguida, foi corrigido o pH para que ficasse em torno de 7,5 com a solução de Na_2CO_3 3%.

Tabela 2 - Meio de cultura para bactérias oxidadoras de amônia.

Composto químico	Meio de Cultivo (mL sol.Est./L)
$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$	10 mL
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1 mL
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1 mL
Azul de bromotimol	5 mL
KH_2PO_4 (0,2M)	7,5 mL
Ferro Quelado	1 mL
Micronutrientes	1 mL

Fonte: Mendonça (2002) e lamamoto (2006).

Procedimento:

- i. Foram adicionados 9 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio, sendo utilizados 5 tubos para cada diluição;
- ii. Os tubos foram tampados com rolhas de algodão envolto por gaze;
- iii. Foi realizada a esterilização dos tubos na autoclave por 15 minutos sob pressão de 1 atm e temperatura média de 120°C;
- iv. Foi adicionado 1 mL de amostra diluída, sob zona estéril, em cada tubo de ensaio contendo o meio de cultura. Este procedimento foi realizado para EF, MS e LD, nas diluições de 10⁻¹ a 10⁻⁷;
- v. Após a finalização da inoculação, os tubos foram levados a estufa incubadora (BOD) por 20 dias, a uma temperatura de 27°C.

Solução-teste: Solução 1 (A), foi dissolvido 0,5g de sulfanilamida em 100 mL de ácido clorídrico (HCL) 2,4N. Solução 2 (B), foi dissolvido 0,3g de N-naftil-etilenodiamina hidrocloreto em 100mL de ácido clorídrico (HCL) 0,12N. As soluções foram armazenadas em frasco escuro, sob refrigeração.

Resultados: Passado o tempo de incubação, os tubos foram submetidos ao teste. Com a aplicação da solução teste, a mudança de coloração no meio determinou se o teste foi positivo ou negativo, confirmando a ausência ou presença de nitrito. O cálculo do NMP foi realizado de acordo com a combinação dos tubos positivos, usando a Tabela Padrão de Probabilidade encontrada em APHA (2012). A equação 1 representa como calcular o NMP.

$$\text{NMP} = \frac{\text{valor NMP (tabela)} * 10}{\text{maior diluição da combinação de tubos positivos}} \quad (1)$$

Onde:

NMP = número mais provável.

4.5.3 Bactérias Oxidadoras de Nitrito - BON

O Número Mais Provável (NMP) de BON foi estimado seguindo o método descrito por Mendonça (2002) e lamamoto (2006).

Meio de cultura: Foram incorporados os compostos químicos descritos na Tabela 3 em um balão volumétrico de 1L e o volume completado com água destilada. Em

seguida, foi corrigido o pH para que ficasse em torno de 7,5 com a solução de Na_2CO_3 3%.

Tabela 3 - Meio de cultura para bactérias oxidadoras de nitrito.

Composto químico	Meio de Cultivo (mL sol.Est./L)
NaNO_2	1 mL
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1 mL
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5 mL
K_2HPO_4 (0,2M)	4 mL
KH_2PO_4 (0,2M)	1 mL
Ferro Quelado	1 mL
Micronutrientes	1 mL

Fonte: Mendonça (2002) e Iamamoto (2006).

Procedimento:

- i. Foram adicionados 9 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio, sendo utilizados 5 tubos para cada diluição;
- ii. Os tubos foram tampados com rolhas de algodão envolto por gaze;
- iii. Foi realizada a esterilização dos tubos na autoclave por 15 minutos sob pressão de 1 atm e temperatura média de 120°C;
- iv. Foi adicionado 1 mL de amostra diluída, sob zona estéril, em cada tubo de ensaio contendo o meio de cultura. Este procedimento foi realizado para EF, MS e LD, nas diluições de 10^{-1} a 10^{-7} ;
- v. Após a finalização da inoculação, os tubos foram levados a estufa incubadora (BOD) por 20 dias, a uma temperatura de 27°C.

Solução-teste: Mesmas soluções utilizadas para as bactérias oxidadoras de nitrato.

Resultados: Decorrido o tempo de incubação de 20 dias, foi aplicado a solução teste nos tubos respectivo a cada diluição, a mudança de coloração no meio determinou se o teste foi positivo e negativo, confirmando a ausência ou presença de nitrito. O cálculo do NMP foi realizado de acordo com a combinação dos tubos positivos, de acordo com a equação 1, usando a Tabela Padrão de Probabilidade encontrada em APHA (2012).

$$NMP = \frac{\text{valor NMP (tabela)} * 10}{\text{maior diluição da combinação de tubos positivos}} \quad (1)$$

Onde:

NMP = número mais provável.

4.5.4 Bactérias Desnitrificantes

Para estimar o número mais provável de bactérias desnitrificantes, foi feito a incubação em tubos de ensaio com meios de cultura específico seguindo a metodologia descrita por Mendonça (2002) e lamamoto (2006).

Meio de cultura: Para este meio foi necessário 6 g de meio *nutriente broth*, 0,321g de NaNO₃ e 750 mL de água destilada.

Procedimento:

- i. Foram adicionados 4,5 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio, sendo utilizados 5 tubos para cada diluição;
- ii. Os tubos foram tampados com rolhas de algodão envolto por gaze;
- iii. Foi realizada a esterilização dos tubos na autoclave por 15 minutos sob pressão de 1 atm e temperatura média de 120°C.
- iv. Foi adicionado 0,5 mL de amostra diluída, sob zona estéril, em cada tubo de ensaio contendo o meio de cultura. Este procedimento foi realizado para EF, MS e LD, nas diluições de 10⁻¹ a 10⁻¹⁰.
- v. Após a finalização da inoculação, os tubos foram levados a estufa incubadora (BOD) por 15 dias, a uma temperatura de 27°C.

Solução-teste: Em um erlenmeyer foi dissolvido 0,2g de difenilamina [(C₆H₅)₂NH] em 100 mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado. Depois de homogeneizada a solução, ela foi armazenada em frasco com conta gota, envolto por papel alumínio e armazenado na geladeira.

Resultados: Após a retirada do material incubado, foram feitos teste para verificar se o nitrato tinha sido consumido. Foi coletado 0,5 mL da solução incubada de cada tubo respectivo a uma diluição e este volume foi transferido para tubos limpos, desta forma após a adição da solução teste, a mudança de coloração no meio determinasse se o teste foi positivo e negativo. O cálculo do NMP foi realizado com a combinação dos

tubos positivos com o auxílio da Tabela Padrão de Probabilidade encontrada em APHA (2012).

4.5.5 Bactérias Heterotróficas

Para a quantificação das bactérias heterotróficas foi utilizado o método de contagem padrão em placas (UFC.mL⁻¹).

Meio de cultura: Para este grupo de bactérias foi utilizado o meio de cultura sólido Plate Count Agar (PCA). Seguindo as especificações do fabricante, para cada 1L de água destilada, utilizou-se 22,5g de PCA.

Procedimento:

- i. As placas de Petri limpas foram embaladas em papel Kraft para serem autoclavadas por 15 minutos sob pressão de 1 atm e temperatura de 120°C.
- ii. O meio sólido (PCA Ágar) foi pesado e então dissolvido em água destilada dentro do erlenmeyer. Após sua completa dissolução, a solução foi levada ao micro-ondas até ocorresse a modificação da coloração da solução de opaca para transparente.
- iii. O erlenmeyer foi tampado com rolhas de algodão envolto por gaze e levado a autoclave.
- iv. Decorrido o processo de esterilização, o meio de cultura foi despejado nas placas de Petri previamente autoclavadas. Cada placa continha em torno de 20 mL.
- v. As placas depois de endurecidas foram levadas a refrigeração até o seu uso.
- vi. Para a inoculação utilizou-se 0,1 mL de amostra diluída em cada placa de Petri, então foi feito o processo de espalhamento com o uso do swab. Este procedimento foi realizado para o EF, nas diluições de 10⁻², 10⁻³ e 10⁻⁴, para o MS, nas diluições de 10⁻², 10⁻³ e 10⁻⁴ e para o LD, nas diluições de 10⁻⁴, 10⁻⁵ e 10⁻⁷.
- vii. Após a finalização da inoculação, as placas foram levadas a estufa bacteriológica por 3 dias, a uma temperatura de 35°C.

Resultados: Decorrido o tempo de incubação de 3 dias, as placas foram retiradas da estufa para o processo de contagem do número de colônias com o auxílio do contador de colônias.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O estudo microbiológico do sistema de leito estruturado no tratamento de efluentes de laticínio foi feito nas duas fases de operação do sistema com aeração contínua (Fase I) e aeração intermitente (Fase II). Foi realizado o levantamento das bactérias nitrificantes e desnitrificantes pela técnica do número mais provável e heterotróficas, pela técnica da contagem padrão em placas.

O resultado referente a microbiota presente no reator foi correlacionado com os parâmetros físico-químicos de pH e alcalinidade, remoção de matéria orgânica (DQO) e concentrações de NKT, N-amoniaco, NO_2^- , NO_3^- . Os resultados dos dados físico-químicos são apresentados no Anexo A, B e C, respectivamente para os parâmetros destacados acima.

5.1 BACTÉRIAS NITRIFICANTES E DENITRIFICANTES PRESENTES NO REATOR DE LEITO ESTRUTURADO

Os resultados de NMP das BOA, BON e desnitrificantes em cada uma das condições operacionais estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Médias do NMP.100mL⁻¹ das BOA, BON e DENITRIFICANTE nos três meios analisados (MS, EF e LD) e nas duas fases operadas (Fase I e II)

FASES	NMP.100mL ⁻¹								
	BOA			BON			DENITRIFICANTES		
	MS	EF	LD	MS	EF	LD	MS	EF	LD
I	2.10 ⁹	2.10 ⁷	8.10 ¹⁰	1.10 ⁹	2.10 ⁹	8.10 ¹⁰	3.10 ¹²	3.10 ¹²	2.10 ¹⁴
II	1.10 ¹¹	3.10 ⁷	2.10 ¹⁰	1.10 ⁹	3.10 ⁹	9.10 ⁸	9.10 ¹¹	5.10 ⁹	3.10 ¹²

Legenda: BOA -Bactéria Oxidadora de Amônia; BON - Bactéria Oxidadora de Nitrito, EF – Efluente; MS - Material Suporte e LD – Lodo.

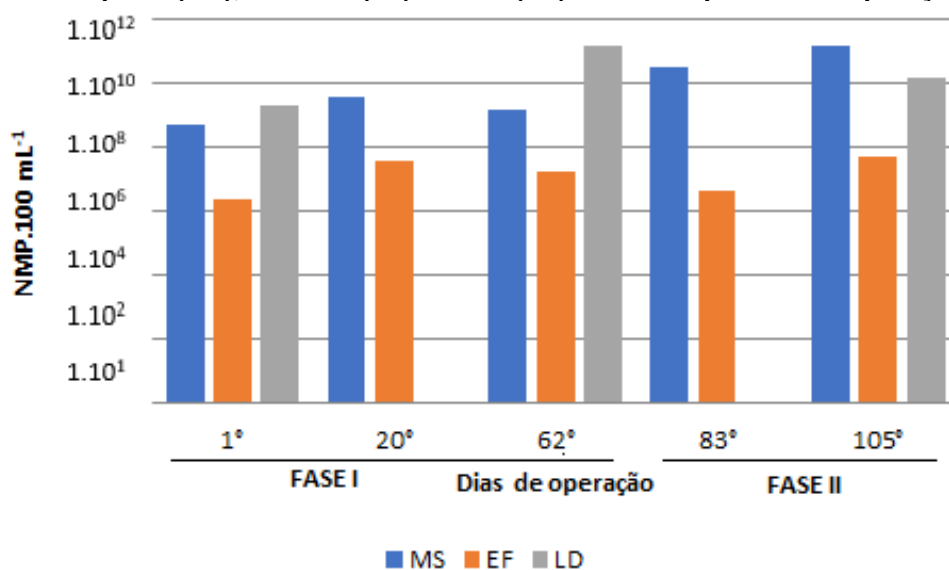
Fonte: Autoria própria.

Na Fase I, o sistema estava na condição de aeração contínua, mesmo com o controle do pH, houve significativas variações (Anexo A) ocasionando um rendimento de remoção nitrogênio total de 61 ± 9 % (Anexo B) e remoção de DQO de $93 \pm 0,04$ % (Anexo C). Nesta fase, a maior concentração média das BOA (8.10^{10} NMP.100mL⁻¹), das BON (8.10^{10} NMP.100mL⁻¹) e das bactérias desnitrificantes (2.10^{14} NMP.100mL⁻¹) foi verificada nas amostras provenientes do lodo.

Na Fase II com a troca da aeração contínua, o sistema se manteve com pH mais estável e próximo da neutralidade (Anexo A), o que se caracteriza em uma faixa favorável de 7,5 a 9,0 para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes e de 6,5 a 8,0 para as bactérias desnitrificantes, podendo ser confirmado com o aumento da remoção de nitrogênio total ($76 \pm 15\%$ - Anexo B). Neste estágio, a maior concentração média das BOA ($1 \cdot 10^{11}$ NMP. 100mL^{-1}) foi encontrada no material suporte do reator, para as BON foi no efluente ($3 \cdot 10^9$ NMP. 100mL^{-1}) e para as bactérias desnitrificantes o local de maior concentração foi no lodo ($3 \cdot 10^{12}$ NMP. 100mL^{-1}).

Nas Figuras 10, 11 e 12 é possível observar a comparação da quantidade de BOA, BON e desnitrificantes, respectivamente de acordo com cada fase operada e tipo de amostra analisada (MS, EF e LD) durante o período de operação do reator.

Figura 10 - Contagem de Bactérias Oxidadoras de Amônia (BOA) durante a Fase I e II no Material suporte (MS), Efluente (EF) e Lodo (LD) durante o período de operação do reator.

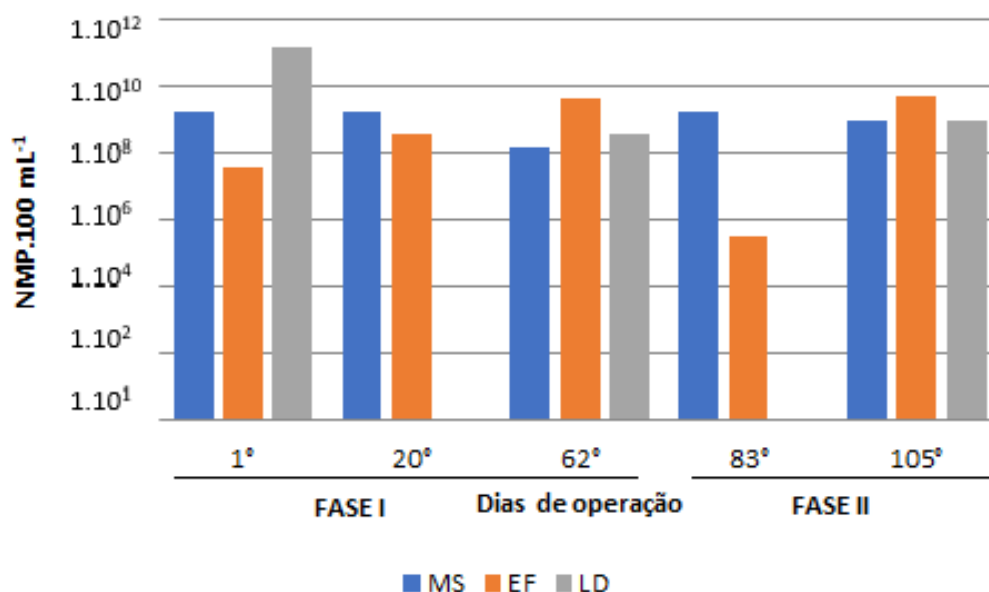


Fonte: Autoria própria.

Na Figura 10, notou-se para as BOA que a quantidade de bactérias aumentou na Fase I para a Fase II no MS. Para o EF, este grupo de bactérias apresentou-se com aumentos e diminuições dentro das duas fases, significando que estas bactérias passaram por adaptações ao longo das fases. As análises de contagem de BOA no LD foram feitas no intervalo de uma inoculação para outra. Analisando as duas fases operadas e para os três meios, é possível observar que a melhor fase para este tipo de bactérias foi a Fase II.

Estudos apontam que geralmente as bactérias oxidadoras de amônia ocorrem em microcolônias, desta forma essas colônias não podem ser facilmente dispersas, o que pode contribuir para os resultados encontrados neste trabalho (BELSER et al. 1982).

Figura 11 - Contagem de Bactérias Oxidadoras de Nitrito (BON) durante a Fase I e II.



Fonte: Autoria própria.

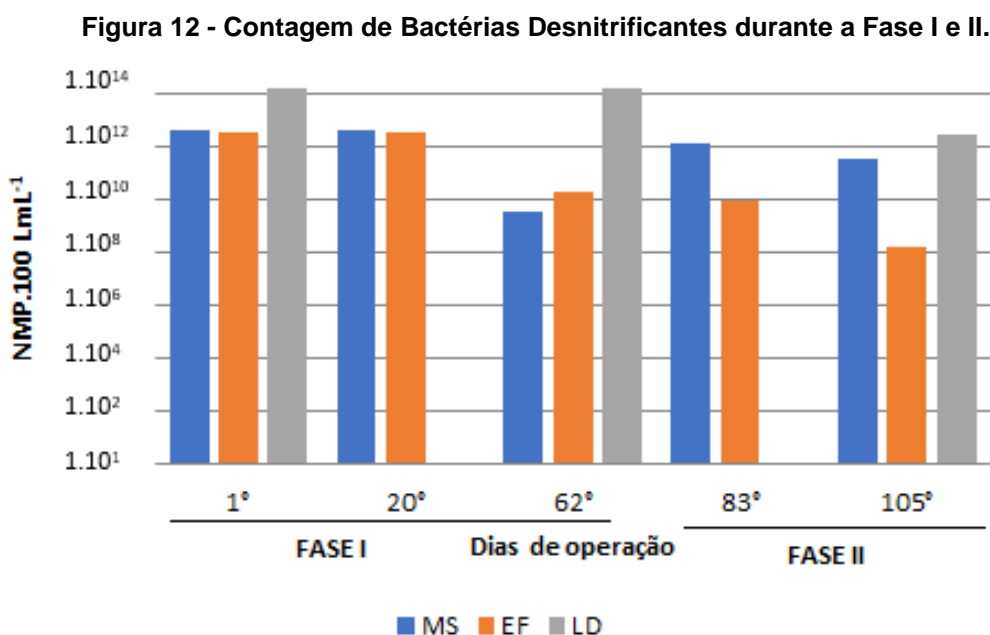
A Figura 11 representa a contagem de BON durante as duas fases operadas para todas as inoculações realizadas. O número de bactérias para o MS se manteve próximo para as duas fases. Na Fase I, as bactérias oxidadoras de nitrito no EF foram aumentando ao longo dos dias de operação, assim como ocorreu na Fase II. No 83º obteve-se o melhor número de BON para o EF, dentre todas as inoculações. Em relação ao lodo, na Fase I alcançou-se a maior quantidade de bactérias para este grupo na primeira inoculação (1º) e nos outros dias de inoculação (62º) e (105º) as quantidades mantiveram-se próximas.

Segundo Verstraete e Philips (1998), as BON podem possuir taxas de crescimento específico menores quando comparadas as bactérias oxidadoras de amônia, então as BOA podem se tornar o grupo dominante no meio, prejudicando o desenvolvimento das bactérias oxidadoras de nitrito, como é confirmado pelos resultados obtidos.

De acordo com Oliveira (2012) que avaliou as bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio em lixiviado de aterro sanitário operando em reator de leito móvel, verificou que as alterações de pH interferiram nas

condições de crescimento e manutenção das BON, que se apresentaram inferiores as concentrações das BOA. Os valores de bactérias oxidadoras de nitrito encontradas no estudo citado, foram de 10^6 NMP.mL⁻¹ para o meio líquido, valor este abaixo dos valores médios encontrados neste estudo para as duas fases operadas; em relação as bactérias oxidadoras de amônia, o estudo citado apresentou concentrações de 10^8 NMP.mL⁻¹ para o meio líquido valores estes que foram maiores que os obtidos neste trabalho.

No desenvolvimento deste estudo em questão, buscou-se o controle do pH para que as bactérias sensíveis as alterações de pH e alcalinidade não fossem prejudicadas, pois estudos como o de Silva Filho et al. (2007) observaram a atividade metabólica das bactérias nitrificantes em sistemas de Lodos Ativos no tratamento de águas residuárias domésticas para diferentes valores de pH (4,0 a 8,0) e foi verificado que os dois grupos de bactérias (BOA e BON) em pH abaixo de 5,0 não exibem atividade biológica e pH próximos de 8,0 observou-se o aumento da capacidade metabólica.



Fonte: Autoria própria.

A contagem do grupo de bactérias desnitrificantes é demonstrada na Figura 12. A Fase I foi marcada por quantidades próximas de bactérias para este grupo no MS, EF e LD. Na Fase II, os valores estimados de NMP.100 mL⁻¹ para o MS, EF e LD

foram diferentes e apresentaram diminuição ao longo dos dias de operação, porém nesta fase ocorreu o aumento da remoção de nitrogênio total.

De acordo com Correa (2015), os sistemas que apresentam elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, como na Fase I do desenvolvimento deste trabalho, a desnitrificação pode ocorrer no material suporte, em suas camadas inferiores ou até mesmo no lodo, o que pode ser confirmado pela maior concentração deste grupo de bactérias no reator. Os flocos formados no biofilme propiciam o desenvolvimento de zonas aeróbias e anóxicas.

Missagia (2010) avalia que a diversidade e abundância de bactérias nitrificantes podem variar em relação a profundidade do material suporte no reator, isso ocorre porque no reator ao longo de sua extensão ocorrem diferentes condições ambientais.

Comparando-se a concentração dos microrganismos desnitrificantes presentes nas duas fases operadas, a concentração diminuiu, porém, a remoção de nitrogênio total apresentou-se maior que na Fase I.

5.2 BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS PRESENTES NO REATOR DE LEITO ESTRUTURADO

Foram feitas as contagens das colônias das bactérias heterotróficas nas placas e a estimativa da quantidade de unidades formadoras de colônias (UFC.mL⁻¹) para a Fase I e Fase II podem ser visualizadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Médias do UFC.mL⁻¹ de Bactérias Heterotróficas nos três meios analisados (MS, EF e LD) e nas duas fases operadas (Fase I e II).

Fase	UFC.mL ⁻¹		
	MS	EF	LD
I	6.10 ⁵	2.10 ⁵	4.10 ⁷
II	4.10 ⁶	1.10 ⁶	2.10 ⁸

Fonte: Autoria própria.

As bactérias heterotróficas são responsáveis pela degradação da matéria orgânica, elas captam do ambiente o alimento que precisam, podem ser aeróbias ou

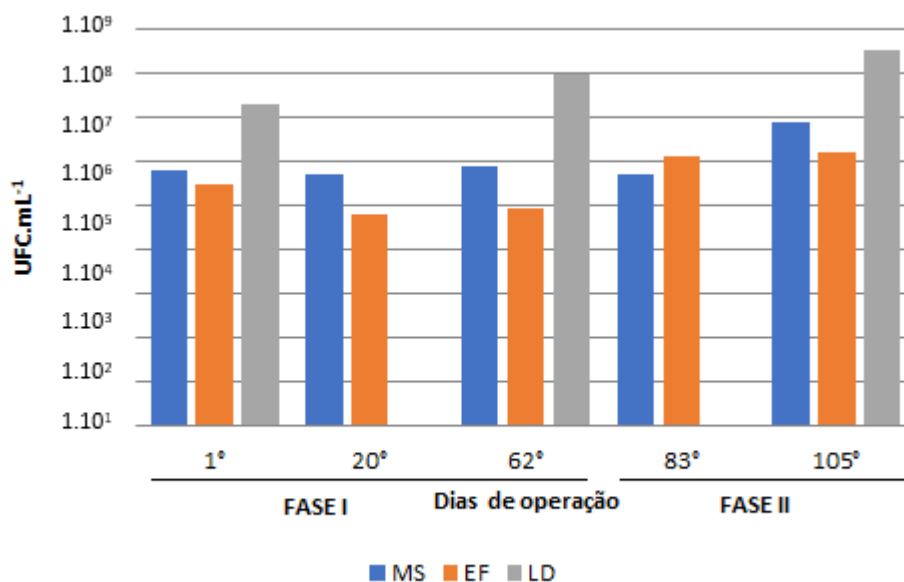
facultativas pois se desenvolvem em condições de nutrientes e pH oferecidos pelo meio de cultura usado, na temperatura e tempo de incubação considerados.

A Figura 13 ilustra o comportamento das concentrações das bactérias heterotróficas ao longo do período de operação do reator, ainda que pode-se observar que as concentrações das bactérias heterotróficas para os 3 meios (MS, EF e LD) foram semelhantes para as duas fases, apresentando valores maiores de concentração na última análise (105°).

Na Fase I foi realizado microscopia óptica e foi notório a presença de inúmeros protozoários, estes protozoários podem ser possíveis consumidores das bactérias heterotróficas, prejudicando assim a quantidade de bactérias heterotróficas presentes na Fase I. Na Fase II, através da microscopia óptica verificou-se a ausência de protozoários, isto pode ter ocorrido pela mudança na aeração do sistema e estes organismos foram sendo eliminados.

Na Fase II é possível observar que houve o aumento da quantidade de UFC.mL⁻¹ das bactérias heterotróficas indicando que este grupo pode ter se adaptado melhor as condições de operação da Fase II.

Figura 13 - Contagem de Bactérias Heterotróficas durante a operação da Fase I e II.



Fonte: Autoria própria.

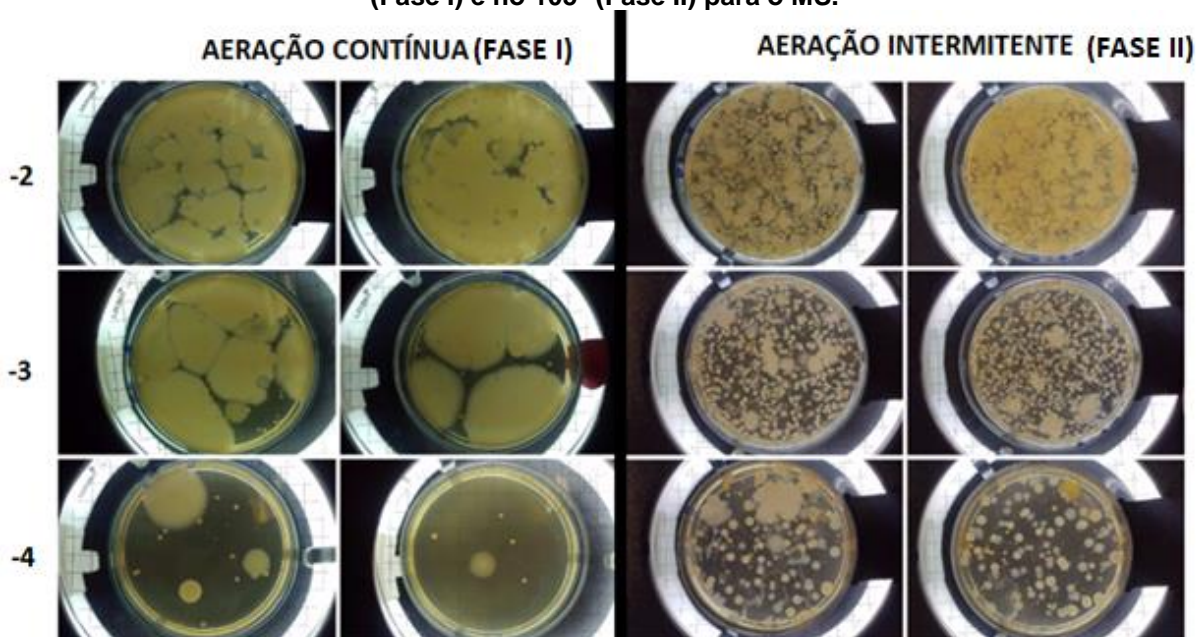
Nas Figuras 14, 15 e 16 são apresentadas fotos de placas obtidas ao longo do trabalho sendo referentes ao MS, EF e LD, respectivamente. Para a Fase I

(aeração contínua) as fotos representam o resultado do 62º dia e para a Fase II (aeração intermitente) representam o resultado do 105º dia.

Identifica-se a olho nú que as características dos microrganismos das duas fases operacionais são diferentes. A Fase II apresentou maior abundância e diversidade de bactérias heterotróficas, porém a caracterização cultural não era o objetivo deste trabalho.

Na Figura 14, as imagens nela contida mostram a diferença nas características das bactérias heterotróficas aeróbias para a fase de aeração contínua (Fase I) e para a fase de aeração intermitente (Fase II) para o MS, é notório pelas imagens que a diversidade a abundância na Fase II foi maior, as colônias nesta fase se apresentam com colorações variadas, em contrapartida do que é visto na Fase I, na qual a coloração das colônias é homogênea e não há abundância.

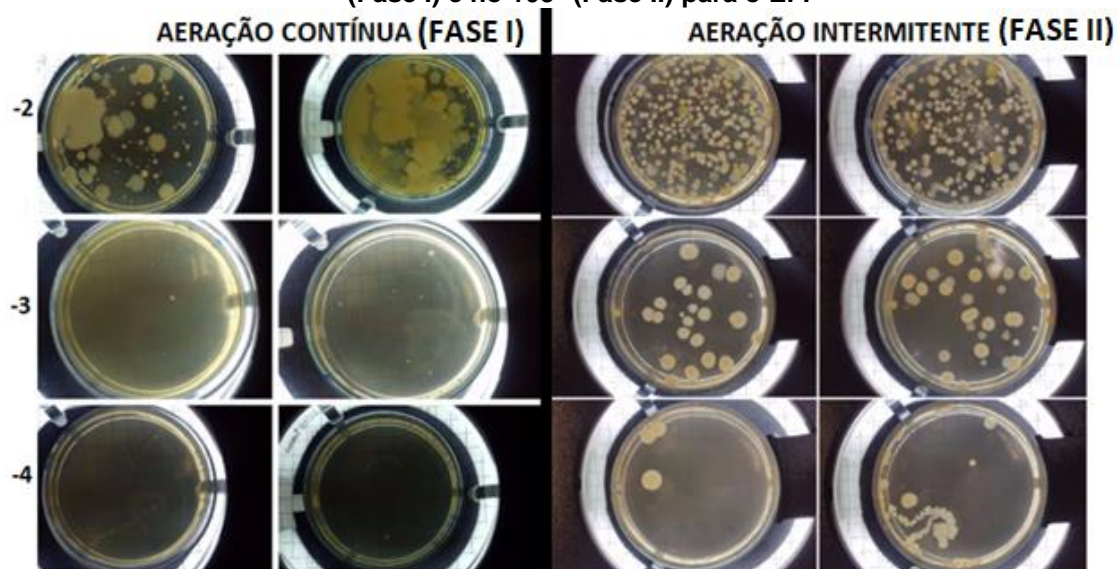
Figura 14 - Placas de contagem com amostras diluídas de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} coletadas no 62º (Fase I) e no 105º (Fase II) para o MS.



Fonte: Autoria própria.

Na Figura 15, as placas ilustradas na contagem das bactérias heterotróficas para o EF, mostram-se diferentes em cada fase. Na Fase I, para as diluições 10^{-3} e 10^{-4} quase não ocorreu o crescimento de colônias bacterianas, porém, na Fase II nas as diluições 10^{-3} e 10^{-4} verificou-se o desenvolvimento de colônias, é provável que este grupo de bactérias se adaptou melhor nesta fase.

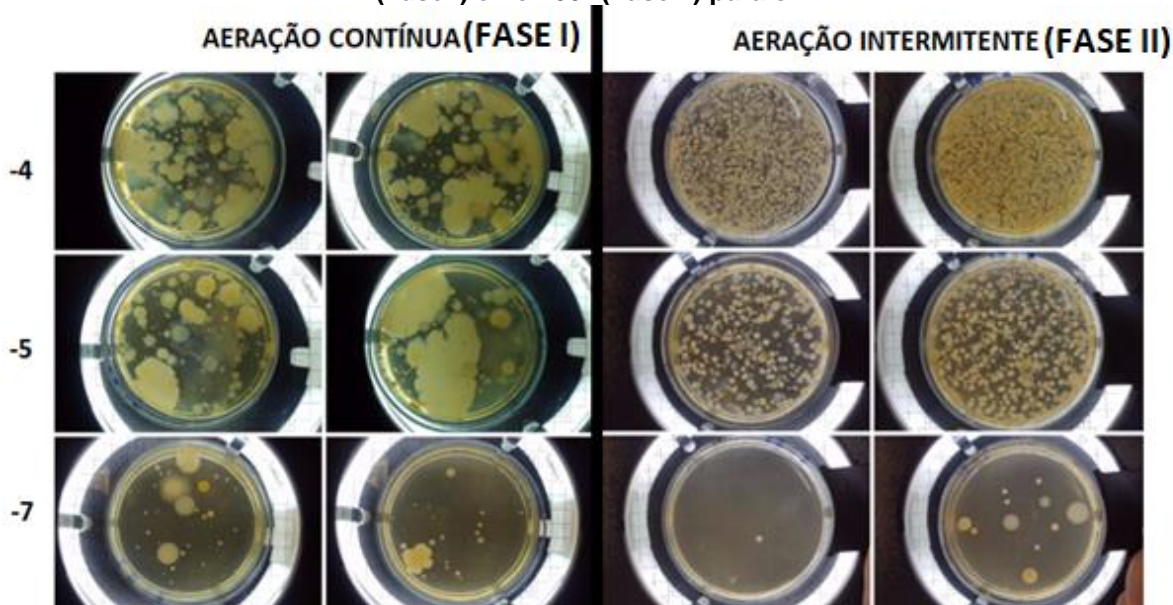
Figura 15 - Placas de contagem com amostras diluídas de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} coletadas no 62° (Fase I) e no 105° (Fase II) para o EF.



Fonte: Autoria própria.

Na Figura 16, as placas de contagem de bactérias heterotróficas para o LD no dia 62° (Fase I) e 105° (Fase II) demonstram diferença nas características das bactérias, na Fase I as bactérias apresentaram-se em menor abundância, com colônias de diâmetros maiores e maior diversidade de bactérias quando comparada a Fase II, na qual, as bactérias apresentaram-se com ampla abundância, com colônias de diâmetros menores e aparentaram ser em sua maioria uniforme.

Figura 16 - Placas de contagem com amostras diluídas de 10^{-2} , 10^{-3} e 10^{-4} coletadas no 62° (Fase I) e no 105° (Fase II) para o LD.



Fonte: Autoria própria.

6 CONCLUSÃO

O estudo realizado, utilizando reator de leito estruturado com biomassa aderida (espuma de poliuretano) com TDH de 16 horas, para o tratamento de efluente de laticínios, proporciona a conclusão que:

- Na Fase I, pela condição operacional do sistema estar fornecendo oxigênio constantemente, o processo de nitrificação foi favorecido não sendo observado o mesmo no processo de desnitrificação. A quantidade de bactérias oxidadoras de amônia estimada foi de $2 \cdot 10^7$ a $8 \cdot 10^{10}$ NMP.100mL⁻¹, de bactérias oxidadoras de nitrito foi de $1 \cdot 10^9$ a $8 \cdot 10^{10}$ NMP.100mL⁻¹ e de desnitrificantes variou entre $3 \cdot 10^{12}$ a $2 \cdot 10^{14}$ NMP.100mL⁻¹. A remoção de nitrogênio total e DQO nesta fase foi de 61% e 93%, respectivamente. Durante esta fase, a estimativa de bactérias heterotróficas com maior valor foi obtida no lodo ($4 \cdot 10^7$ UFC.mL⁻¹).
- Na Fase II, o sistema estava operando com aeração intermitente, possibilitando o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea, o que é confirmado pela melhor eficiência de remoção de nitrogênio do sistema (76%). Nesta fase, a quantidade estimada de microrganismos foi na faixa de $3 \cdot 10^7$ a $1 \cdot 10^{11}$ NMP.100mL⁻¹ para BOA, $9 \cdot 10^8$ a $3 \cdot 10^9$ NMP.100mL⁻¹ para BON e para as bactérias desnitrificantes foi de $5 \cdot 10^9$ a $3 \cdot 10^{12}$ NMP.100mL⁻¹. As bactérias heterotróficas estimadas nesta fase com maior valor foram encontradas no lodo ($2 \cdot 10^8$ UFC.mL⁻¹).
- A estimativa do NMP e UFC das bactérias deste reator, responsáveis pela remoção de matéria orgânica e nitrogênio indicou que as condições ambientais e operacionais influenciaram positivamente o desenvolvimento destas. A Fase I foi caracterizada pela satisfatória eficiência de remoção de DQO, a aeração contínua proporcionou o favorecimento da degradação da matéria orgânica. A Fase II foi destacada pelo aumento da remoção de nitrogênio total (76%), realizado pelas bactérias nitrificantes e desnitrificantes, a aeração intermitente proporcionou a relação concomitante destes sistemas.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. 2006. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.

ALIBERTI, Edgar Augusto. **Tratamento de efluente de laticínios em reator de leite estruturado submetido a diferentes condições operacionais**. 2017. 51 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

ALMEIDA, P. G. S. de. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores uasb, com ênfase na nitrificação**. 2007. 156 f. Tese (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

ALVES, M. Madalena, et al;. **A new device to select microcarriers for biomass immobilization: application to an anaerobic consortium. Water Environment Research**.v.2, n. 71, p. 209-217, 1999. Disponível em: <[http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/1315/1/1999-01\[1\].pdf](http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/1315/1/1999-01[1].pdf)>. Acesso em 10 novembro 2016.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

BELSER, L W; MAYS, E L. Use of Nitrifier Activity Measurements To Estimate the Efficiency of Viable Nitrifier Counts in Soils and Sediments. **Applied And Environmental Microbiology**. Cawthron Institute, Nelson, New Zealand, p. 945-948. dez. 1982.

BUENO, R. de F. **Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. 2011. 143 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Saúde Pública, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CAIXETA, D. S. **Sanificantes químicos no controle de biofilmes formados por duas espécies de Pseudomonas em superfície de aço inoxidável**. 2008. 73 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Microbiologia Agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

CALIJURI, M.C.; Alves, M.S.A. & Santos, A.C.A. 2006. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos-SP: Rima; Brasília: CNPq.

CAPODICI, M. et al. Pilot scale experiment with MBR operated in intermittent aeration condition: Analysis of biological performance. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 177, p.398-405, fev. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.075>.

CAVALCANTI, J.E.W.A. Manual de Tratamento de efluentes industriais. 4p. Editora: J.E. Cavalcanti, 2009.

CETESB - **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo**. Mortandade de Peixes. Disponível em: <http://mortandadedepeixes.cetesb.sp.gov.br/alteracoes-fisicas-e-quimicas/materia-organica-e-nutrientes/>. Acesso em 24 novembro de 2016.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Nota técnica sobre tecnologia de controle - indústria de laticínios - NT-17**. São Paulo, 1990. p. 20.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 9 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf. Acesso em: 18 nov. 2016.

CORDI, Livia et al. **Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos**. Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia., Espírito Santo do Pinhal, v. 5, p.97-115, 25 mar. 2008. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=115>. Acesso em: 02 jun. 2017.

CORREA, C. Z. **Reator de leito estruturado com recirculação submetido à aeração intermitente no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 51 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

CORREA, C. Z. **Uso de micro-organismos eficientes (EM's) na formação de biofilmes em espuma de poliuretano no tratamento de esgoto sanitário**. 2013. 94 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2013.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. **Process Biochemistry**, v. 400, p. 2583-2595, 2005.

DORLAN, R. M. Biofilms: Microbial Life on Surfaces. **Emerging Infectious Diseases**. v. 8, n. 9, p. 881 – 890, 2002. Disponível em: <http://wwwnc.cdc.gov/eid/article/8/9/pdfs/02-0063.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2016.

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

FAGUNDES, T. S. **Uso de polímeros Natural a Base de Amido com auxiliar de floculação no pós-tratamento de efluentes UASD com Flotação por Ar dissolvido.** 2010. 111 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FERREIRA, F. D.; CORAIOLA, M. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.** Curitiba, v. 6. n 2 p.259-279, abr/jun. 2008.

GARCIA, M. L. et al. 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, 2008.

GULIS G., CZOMOPOLYOVA, M., CERHAN, J.R. An ecology study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Tarnava district, Slovakia. **Environmental Research.** v.88, p.182-187, 2002.

HENARES, J. F. **Caracterização do efluente de laticínio: análise e proposta de tratamento.** 2015. 51 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia de Alimentos, Departamento Acadêmico de Alimentos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2015.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mercado produtor e consumidor de laticínio e seus derivados (2016).

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de Nitrogênio de Águas Residuárias com Elevada Concentração de Nitrogênio Amoniacal em Reator Contendo Biomassa em Suspensão Operado em Batelada Sequenciais e Sob Aeração Intermitente.** 2006. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

IST. Grupo de Ciências Biológicas do Instituto Superior Técnico. Universidade Técnica de Lisboa. Crescimento microbiano em biofilmes. Publicado em 2005, Revisto em 2008. Disponível em < <http://www.e-escola.pt/topico.asp?id=354>>. Acesso em 8 de novembro de 2016.

JO, Yeadam; KIM, Jaai; LEE, Changsoo. Continuous treatment of dairy effluent in a downflow anaerobic filter packed with slag grains: Reactor performance and kinetics. **Journal Of The Taiwan Institute Of Chemical Engineers.** Republic Of Korea, p. 147-152. 17 ago. 2016. Disponível em: <<http://www.journals.elsevier.com/journal-of-the-taiwan-institute-of-chemical-engineers>>. Acesso em: 24 nov. 2016.

JORDÃO, E.P & PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 720p, 2005.

KARADAG, D.; KÖROGLU, O. E.; OZKAYA, B.; CAKMAKCI, M. (2015). **A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater**. *Process Biochemistry*, v. 50, n. 2, p. 262-271.

LEICK, S. A.. **REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E CARBONÁCEA E NITROGENADA E ESGOTO SANITÁRIO EM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO COM AERAÇÃO INTERMIENTE**. 2016. 54 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2016.

LUCCHESI, E. G. **Desenvolvimento de sistema de obtenção de biofilmes in vitro e avaliação de sua susceptibilidade a biocidas**. 2006. 105f. Dissertação de Mestrado em Biotecnologia – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

MACHADO, S. M. de O. **Avaliação do efeito antimicrobiano do surfactante cloreto de benzalcônio no controlo da formação de biofilmes indesejáveis**. 2005, 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade do Minho. Braga, 2005. Disponível em: <
<http://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/3466/1/Tese%20Final.pdf> >. Acesso em: 10 jun. 2012.

MENDONÇA, L.C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. 2002, 184F. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and Resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw Hill, 2014.

MISSAGIA, B. **Estudos das Comunidades Bacterianas em Filtros Biológicos Percoladores Utilizados para pós-tratamento de Efluentes e um reator UASB**. 2010. 106 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Belo Horizonte, 2010. – Disponível em: <
<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/1843/ENGD-89WQGG/1/530d.pdf> >. Acesso em: 24 jun. 2017.

MOCKAITIS, G.; PANTOJA, L. J.; RODRIGUES, A. J.; 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 Biosystem Engineer*, V. 37, p.1361–1368, 2014.

MONROE, Don. Looking for Chinks in the Armor of Bacterial Biofilms. **Plos Biology**, [s.l.], v. 5, n. 11, p.307-307, 13 nov. 2007. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.0050307>.

MOURA, R. B. D. E. Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético. **Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo**, São Carlos, SP, 2011.

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**. *Jornal of Environmental Management*. n. 98, p. 163-167. 2012.

MOURA, R. B. **Remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário em reator de leito estruturado submetido à aeração intermitente e recirculação do efluente**. 2014. 132 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

NUNES, José A. Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3ª edição; Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, 2012.

OLIVEIRA, Andreliza Carolina del Grossi. **Bactérias heterotróficas e autotróficas envolvidas na remoção de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário em reator de leito móvel**. 2012. 130 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia de Edificações e Saneamento, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2012.

OLIVEIRA, Laurence. D.de. **Avaliação do processo de nitrificação em um filtro biológico aerado submerso alimentado com efluente de ralf**. 2012. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Estadual de Maringá, 2012. Disponível em: < <http://www.peu.uem.br/Discertacoes/Laurence.pdf> >. Acesso em 10 de novembro de 2016.

ONO, A. F. **Estratégias de operação de reatores aeróbio/anóxico operados em batelada sequencial para remoção de nitrogênio de água residuária industrial**. 2007. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007. doi:10.11606/D.18.2007.tde-18092007-100009. Acesso em: 2017-10-01.

PEREIRA, M.O.B.O. **Comparação de eficácia de dois biocidas (Carbamato e glutaraldeído) em sistema de biofilme**, 150f, 2001. Tese (Doutorado) – Universidade do Minho, Braga, 2001.

PEREIRA, R. de O. **Combinação de tratamento biológico aeróbio com processos oxidativos avançados visando intensificar a remoção de matéria orgânica em efluentes da indústria têxtil e de celulose kraft**. 2007. 100 f.

Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - Minas Gerais, 2007.

QASIM, S.R. **Wastewater treatment plants: planning, design, and operation.** New York: CBS College, 1985.

QUASIM, Wael; A.V.MANE. Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. **Water Resources And Industry.** Maharashtra, p. 1-12. 27 set. 2013. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212371713000425>>. Acesso em: 13 nov. 2016.

RAMIREZ, O. P.; QUADRO, M. S., ANTUNES, R. M., KOETZ, P. R. **Influência da carga orgânica volumétrica aplicada no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura por contactores biológicos rotatórios e reator anóxico.** Revista Brasileira de Agrociência, Pelotas, v.9,n. 4, p.413-420, 2003.

SANCHEZ, E. P.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MART, A.; COLMENAREJO, M. F. **Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste.** Bioresource Technology, 96, 335–344, 2005.

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2010. 418p.

SILVA, D. J. P., **Resíduos na Indústria de Laticínios.** Universidade Federal de Viçosa: Departamento de Tecnologia de Alimentos, 20 p. Viçosa, Minas Gerais, 2011. Disponível em: <<https://www2.cead.ufv.br/sgal/files/apoio/saibaMais/saibaMais2.pdf>>.

SILVA FILHO, H. A.; DERKS, Y. M. ; PORTO, A. L.; CAVALCANTI, P.F.F. ; VAN HAANDEL, A, C. **Comportamento da atividade metabólica das bactérias nitrificantes de sistemas de Lodos Ativados sob diferentes valores de pH.** In: XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. **O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental n. 12, v.15, p.1289–1297. 2011.

SHUVAL, H.; GRUNER, N. **Infant methemoglobinaemia and other health effects of nitrates in drinking water.** Prog. Water Technology. v 8, p.183-193,1977.

TENEDINI, M. V. **Avaliação da eficiência do tratamento biológico, tipo lodo ativado, de uma indústria de laticínio.** 2016. Monografia (Graduação em

Engenharia Ambiental) – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 15 dez. 2016. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10737/1403>>.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. **Environ. Pollut.**, 102 (1), 717-726, 1998.

VON SPERLING, M. (2005). **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Editora FCO. Belo Horizonte.

WONG, Yee-shian et al. Methane gas production from palm oil wastewater—An anaerobic methanogenic degradation process in continuous stirrer suspended closed anaerobic reactor. **Journal Of The Taiwan Institute Of Chemical Engineers**. Malaysia, p. 896-900. 6 set. 2013. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/jtice>. Acesso em: 24 nov. 2016.

WOSIACK, A. P., KOKI, R. C., BARANA, C. A., DOLL, R. M. M., LOPES, D. D., DAMIANOVIC, Z. R. H. M., **Avaliação da partida de reator biológico visando a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de efluente de fábrica de ração animal**. Revista de Engenharia e tecnologia, v.5, nº 3, pp. 33-43, 2013.

WOSIACK, P. A. et al. **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, 2015.

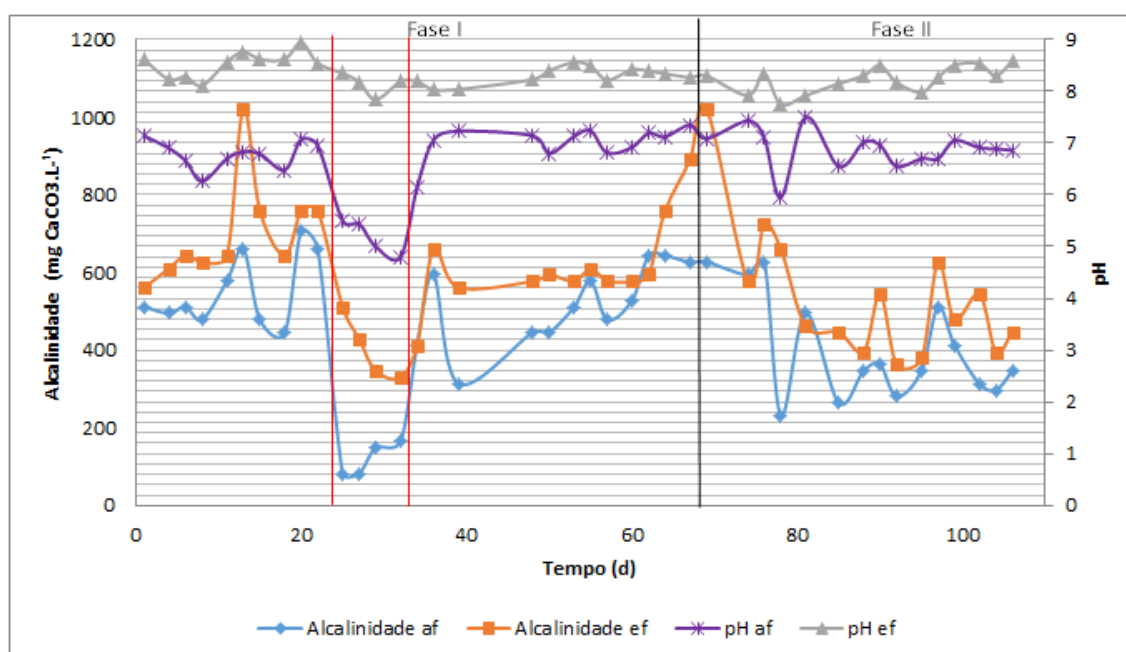
ANEXO A – pH e Alcalinidade

Tabela 1 – Valores médios e desvios para pH e alcalinidade do afluente e efluente

Fase	pH Afluente	pH Afluente com correção	pH Efluente	Alcalinidade Afluente (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Alcalinidade Efluente (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)
I	4,7±0,1	6,6±0,7	8,4±0,2	470,3±177,6	616,8±152,2
II	4,8±0,1	6,9±0,4	8,2±0,3	403,7±134,0	537,9±172,7

Fonte: Dados fornecidos pelo Graduando Edgar Augusto Aliberti, 2017.

Figura 1 – Valores encontrados de pH e alcalinidade para o afluente e efluente



Fonte: Dados fornecidos pelo Graduando Edgar Augusto Aliberti, 2017.

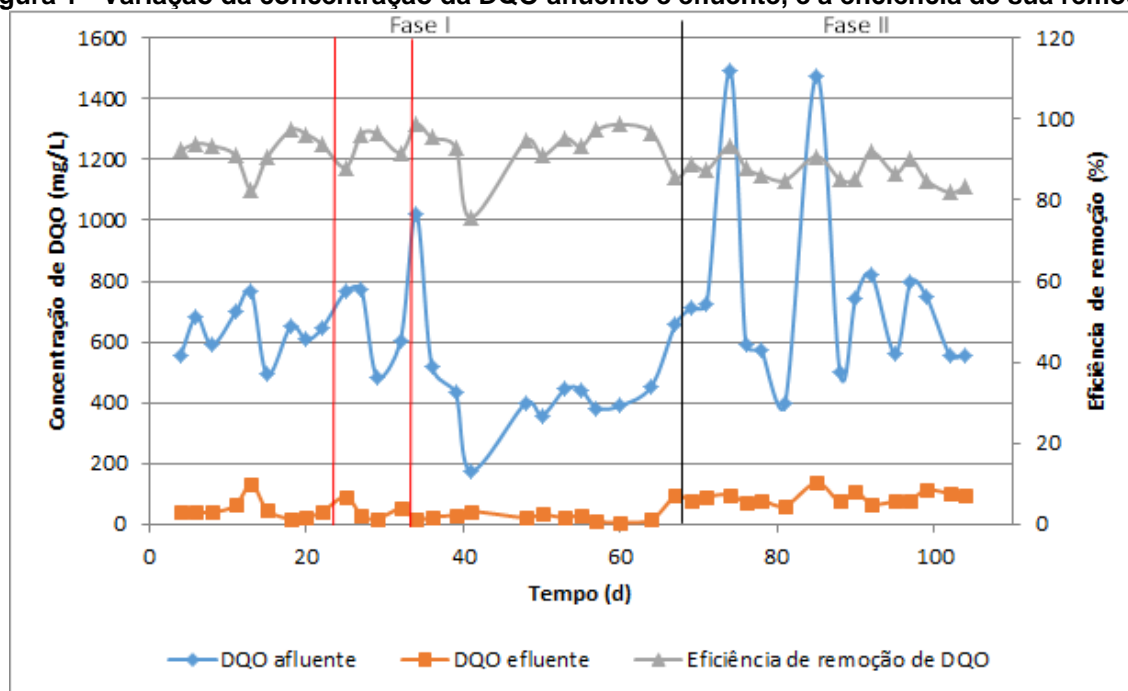
ANEXO B – Remoção de Matéria Orgânica

Tabela 1 – Valores médios e desvios para DQO afluente e efluente e eficiência de remoção de matéria orgânica.

Fase	DQO afluente (mg/L)	DQO efluente (mg/L)	Eficiência de remoção (%)
I	556±5,16	37±0,27	93±0,04
II	745±3,17	89±0,47	87±0,03

Fonte: Dados fornecidos pelo Graduando Edgar Augusto Aliberti, 2017.

Figura 1 - Variação da concentração da DQO afluente e efluente, e a eficiência de sua remoção.



Fonte: Dados fornecidos pelo Graduando Edgar Augusto Aliberti, 2017.

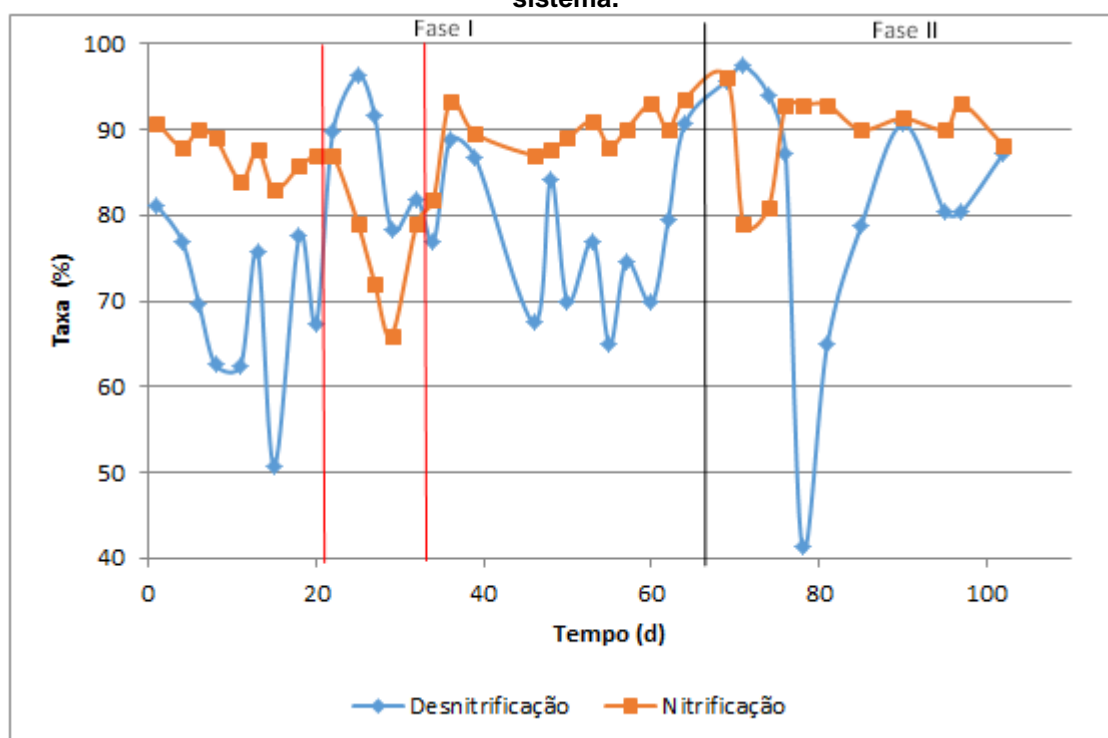
ANEXO C – Remoção de Nitrogênio

Tabela 1 - Médias das concentrações de nitrogênio afluente e efluente para as duas fases em operação

Fase	NKT (mg/L)		N-NH ₄ ⁺ (mg/L)		N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Remoção (%)	
	Af	Ef	Af	Ef	Ef	Ef	NKT	NT
I	29,9±8,0	6,3±4,9	1,6±3,7	1,1±2,7	0,4±0,3	5,0±2,5	79±16	61±9
II	36,0±2,1	2,6±3,5	0,3±1,4	1,8±6,1	0,5±0,7	5,6±4,8	86±10	76±15

Fonte: Dados fornecidos pelo Graduando Edgar Augusto Aliberti, 2017.

Figura 1 - Variação das taxas de nitrificação e desnitrificação nas duas fases de operação do sistema.



Fonte: Dados fornecidos pelo Graduando Edgar Augusto Aliberti, 2017.