

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

RAPHAEL AUGUSTO FERREIRA GATTI

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO ORGÂNICA E NITROGENADA DE
REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO PARA O
TRATAMENTO DE EFLUENTE BOVINO**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAMPO MOURÃO
2013

RAPHAEL AUGUSTO FERREIRA GATTI

**AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO ORGÂNICA E NITROGENADA DE
REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO PARA O
TRATAMENTO DE EFLUENTE BOVINO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel, em Engenharia Ambiental, da Coordenação de Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Campo Mourão.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Cristiane Kreutz

Co-orientador: Prof^a. Dr^a Karina Querne de Carvalho

CAMPO MOURÃO
2013



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Campo Mourão
Diretoria de Graduação e Educação Profissional
Coordenação de Engenharia Ambiental - COEAM
Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO ORGÂNICA E NITROGENADA DE REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE BOVINO

por

RAPHAEL AUGUSTO FERREIRA GATTI

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 12 de setembro de 2013 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Profa. Dra. Cristiane Kreutz

Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig

Profa. Dra. Morgana Suzsek Gonçalves

Profa. MSc. Diana Fátima Formentini

"O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental".

Dedico a este trabalho a Deus, aos meus amigos
e familiares, que estiveram sempre comigo.

AGRADECIMENTOS

Na conclusão deste trabalho, uma série de sentimentos se aflora. Se por um lado é gratificante concluir uma etapa dos rumos de nossas vidas, por outro permanece a sensação de despedida por sentir que nos distanciaremos de pessoas que ocuparam relevante lugar no nosso cotidiano. Trata-se, portanto, de uma grande tarefa tecer os agradecimentos sem que se omita algum nome, posto que todos têm sua importância reconhecida, e fica a esperança de que novas oportunidades nos colocarão lado a lado.

Primeiramente queria agradecer a Deus, por estar sempre ao meu lado, me amparando e me dando força durante está caminhada, sem Ele, nada disso teria acontecido a também agradecer a Nossa Senhora do Perpétuo Socorro, padroeira da minha comunidade que sempre caminhou nessa etapa da minha vida, nunca me deixando sozinho.

Gostaria de agradecer pelas as minhas orientadoras Cristiane Kreutz, que sempre me ajudou, aconselhando, corrigindo e me apoiando durante todo o tempo na confecção do TCC e Karina Querne de Carvalho pelos conselhos, pelas orientações, conversas e os apoios dados durante toda a época das análises e da realização do TCC.

Gostaria de agradecer também a Aldria Diana Belini, Rafael Rosiello e Daiane Cristina de Freitas pela ajuda no laboratório, para fazer as análises e também pelo apoio e pela amizade. Eu agradeço mais uma vez a Aldria, pela ajuda nas realizações das contas das análises e nas discussão deste trabalho.

Estendo meu agradecimento aos meus amigos da faculdade como Amanda Solarewicz, Ellen Caroline Baettker, Suellen Cristina Sachet, Amanda Takikawa, Nilessa Farineli, Maria Isabela Ono, Thais Cavalcante e Katia Miyuki Ito, por aturarem os meus estresses, me apoiarem e pela amizade que vou levar pelo resto da vida, uma amizade verdadeira, onde elas me escutavam, me davam forças nos momentos difíceis da faculdade e me animando quando mais precisava.

Agradeço também aos meus amigos do Grupo de Jovens Anjos de Resgate, Rosiane Regina Ferreira Matto, Rosiely Ferreira Matto, Ariadne Luciano Santos, Luana Passos Bertoldi, Evandro Castro, Igor Santos, Alisson Ferreira, Lucas Moretti, Kelly Vanessa Parede Barco, Bruna Parede Barco, por todo o apoio, pela grande amizade, e por terem me mostrado o caminho certo para uma vida cheia de graça e de benção de Deus.

A minha família, que esteve sempre ao meu lado me apoiando e dando força neste momento, a minha mãe que sempre me inspirou a fazer tudo certo, a minha irmã e ao meu irmão, que pela força e garra, me deram mais ânimo pra continuar e a minha avó, que nesses cinco anos, ficou sempre ou meu lado, sendo uma base nessa minha caminhada.

“Ela para e depois cruza os braços, olhando para trás, para se certificar de que ninguém a seguiu. Finalmente, parece relaxar. Então, sinto como se estivesse presenciando um milagre, como, bem devagar, ela ergue o rosto para a lua. Eu a vejo sorver a imagem a lua cheia, inundada pelas memórias libertas, não desejando nada além de fazê-la saber que estou aqui. No entanto, fico onde estou e também olho para a lua. Por um breve instante, é como se estivéssemos juntos de novo.”
Querido John – Nicholas Sparks

RESUMO

FERREIRA GATTI, Raphael Augusto. **Avaliação da Remoção Orgânica e Nitrogenada de Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo para o Tratamento de Efluente Bovino**. 2013. p. 62. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão PR, 2013.

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de um Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo (RAALF), operado em fluxo ascendente com biomassa imobilizada, para o tratamento do efluente bruto proveniente de matadouro bovino, em termos de remoção de matéria orgânica e nitrogenada. O RAALF foi operado com tempos de detenção hidráulica (TDH) de 22, 16 e 10 horas. Os seguintes parâmetros físico-químicos foram avaliados: temperatura do líquido (TL), oxigênio dissolvido (OD), pH, nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (Namon), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-), fósforo (P), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), alcalinidade à bicarbonato (AB), ácidos voláteis (AVT), demanda química de oxigênio bruta e filtrada (DQO) para cada TDH testado. As amostras foram coletadas ao longo da altura do reator. Os resultados indicaram que o TDH de 22h apresentou melhor desempenho na remoção de matéria orgânica, em termos de DQO bruta, com eficiência de 98,0% e para os TDHs de 16 e 10 h, esta eficiência foi de 95,0% e 87,0%, respectivamente. Em relação a DQO filtrada as eficiências foram de 95,0%, 94,0% e 83,0% para os TDHs de 22, 16 e 10 horas respectivamente. Quanto a remoção de matéria nitrogenada, em termos de NTK e Namon, os resultados apresentaram eficiências de 91,0% e 96,0%, respectivamente para o TDH de 22 h. O TDH de 16 h apresentou eficiência de 95,0% e 94,0% e o TDH de 10 h, indicou remoção de NTK e Namon de 80,0% e 93,0%, respectivamente. A concentração de nitrito e nitrato para os TDHs de 22, 16 e 10 horas foi de 0,1 a 0,4 mg.L^{-1} e 4,6 a 57,8 mgN.L^{-1} , 0,02 a 0,3 mg.L^{-1} e 4,9 a 35,0 mgN.L^{-1} e 0,3 a 0,7 mg.L^{-1} e 51,7 a 80,0 mgN.L^{-1} , respectivamente. O modelo cinético de degradação que melhor se ajustou aos dados de remoção de matéria orgânica foi o de primeira ordem, cujos valores de constante cinética de degradação (k) obtidos foram de 0,133 h^{-1} , 0,158 h^{-1} e 0,156 h^{-1} para o TDHs de 22, 16 e 10 h, com r^2 de 0,9544, 0,9211 e 0,7262, respectivamente. Quanto a cinética de remoção de nitrogênio, o modelo cinético de degradação que melhor se ajustou foi de ordem zero, que apresentou valores de k igual a 4,6789 h^{-1} , 9,7142 h^{-1} e 6,8275 h^{-1} para o TDHs de 22, 16 e 10 h, com r^2 de 0,985, 0,9345 e 0,9616, respectivamente.

Palavras-chave: Tratamento Anaeróbio-Aeróbio. Matéria Orgânica. Matéria Nitrogenada. Cinética.

ABSTRACT

FERREIRA GATTI, Raphael Augusto. **Evaluation of Organic and Nitrogen Removal in Anaerobic-Aerobic Fixed Bed of the Effluent Treatment for Animals. In 2013. p. 62.** Labor Course Completion (Bachelor of Environmental Engineering) - Federal Technological University of Paraná. Campo Mourao PR, 2013.

This study aimed to evaluate the performance of an Anaerobic - Aerobic Fixed -Bed (RAALF), operated in upflow with immobilized biomass for the treatment of raw wastewater from beef slaughterhouse in terms of removal of organic matter and nitrogen. The RAALF was operated with hydraulic retention time (HRT) of 22, 16 and 10 hours. The following physico-chemical parameters were evaluated: liquid temperature (LT) , dissolved oxygen (OD), pH , total Kjeldahl nitrogen (TKN) , ammonia nitrogen (Namon) , nitrite, nitrate, phosphorus (P) , total solids (TS) , total suspended solids (TSS) , alkalinity to bicarbonate (AB) , volatile fatty acids (VFA) , chemical oxygen demand and crude filtered (COD) for each HRT tested . The samples were collected along the reactor height. The results indicated that the HRT of 22h showed better performance in the removal of organic matter in terms of COD gross efficiency of 98.0 % with and 16 HRTs for 10 hr, the efficiency was 95.0 % and 87.0%, respectively. Regarding filtered COD efficiencies were 95.0%, 94.0% and 83.0 % for 22 HRTs 16 and 10 hours respectively. As for the removal of nitrogenous matter in terms of TKN and Namon and the results showed efficiencies of 90.7 % and 96.0% respectively for the HRT of 22 hours. The HRT 16 h showed an efficiency of 95.0% and 94.0 % and HRT of 10 hours, said removal and TKN and Namon 80.0% and 93.0%, respectively. The concentration of nitrite and nitrate for 22 HRTs 16 and 10 hours was from 0.1 to 0.4 mg.L⁻¹ and 4.6 to 57.8 mgN. L⁻¹, 0.02 to 0, 3 mg.L⁻¹ and from 4.9 to 35.0 mgN.L⁻¹ and from 0.3 to 0.7 mg.L⁻¹ and 51.7 to 80.0 mgN.L⁻¹, respectively. The degradation kinetic model that best fitted the data of organic matter removal was first order , the values of kinetic constant of degradation (k) obtained were 0.133 h⁻¹, 0.158 h⁻¹ and 0.156 h⁻¹ for the HRTs, 22, 16 and 10 h with r² of 0.9544 , 0.9211 and 0.7262 , respectively. As the kinetics of nitrogen removal , the degradation kinetics model best fit was zero order , which showed values of k equal to 4.6789 h⁻¹, 9.7142 and 6.8275 h⁻¹ for the TDHS , 22 , 16 and 10 h with r² 0.985 , 0.9345 and 0.9616 , respectively.

Keywords: Anaerobic-Aerobic Treatment. Organic Matter. Matter Nitrogen. Kinetics.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma de abate de bovinos.....	10
Figura 2 – Representação da via metabólica pelo processo SHARON	17
Figura 3 – Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio com ênfase no processo ANAMMOX.....	19
Figura 4 – competição bacteriana de oxigênio e nitrito em um reator CANON .	20
Figura 5 – Representação esquemática do RAALF.....	28
Figura 6 – Meios suportes utilizados para imobilização da biomassa: a) <i>Luffa cylindrica</i> (bucha vegetal); b) Matrizes cúbicas de espuma de poliuretano.....	30
Figura 7 – Variação da temperatura do líquido ao logo do RAALF	39
Figura 8 – Variação da concentração de OD ao logo do RAALF	41
Figura 9 – Variação do pH ao longo do RAALF	43
Figura 10 – Variação da concentração de alcalinidade a bicarbonato ao longo do RAALF	45
Figura 11 – Variação da concentração de ácidos voláteis ao longo do RAALF	47
Figura 12 – Variação da concentração de NTK ao longo do RAALF	49
Figura 13 – Variação da concentração de Nanom ao longo do RAALF	51
Figura 14 – Variação da concentração de nitrito ao longo do RAALF	53
Figura 15 – Variação da concentração de nitrato ao longo do RAALF	55
Figura 16 – Variação da concentração de fósforo ao longo do RAALF	57
Figura 17 – Variação da concentração de DQO bruta ao longo do RAALF.....	59
Figura 18 – Variação da concentração de DQO filtrada ao longo do RAALF.....	60
Figura 19 – Variação da concentração de ST ao longo do RAALF	62
Figura 20 – Variação da concentração de SST ao longo do RAALF.....	63
Figura 21 – Variação da DQO filtrada em relação a altura do RAALF, referente: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h ao modelo de ordem zero.	67
Figura 22 – Variação da DQO filtrada em relação a altura do RAALF, referente: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h ao modelo de primeira ordem.	68
Figura 23 – Variação do Nanom ao longo da altura do RAALF referente: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h, com ajuste de modelo de ordem zero.....	72
Figura 24 – Variação do Nanom ao longo da altura do RAALF referente: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h, com ajuste de modelo de primeira ordem.	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Concentração dos poluentes encontrados nos matadouros bovinos.	12
Tabela 2 – Resumo dos parâmetros operacionais de sistemas combinados anaeróbio-aeróbios	23
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos utilizados na avaliação do substrato e do efluente do RAALF.....	31
Tabela 4 – Resumo dos valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão da caracterização do substrato.....	34
Tabela 5 – Resultados dos perfis espaciais do RAALF com TDH de 22 h	36
Tabela 6 – Resultados dos perfis espaciais do RAALF com TDH de 16 h	37
Tabela 7 – Resultados dos perfis espaciais do RAALF com TDH de 10 h	37
Tabela 8 – Eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio, sólidos e fósforo.....	65
Tabela 9 – Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica obtidos com ajuste cinético do modelo de ordem zero e primeira ordem	69
Tabela 10 - Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação da matéria nitrogenada obtidos com ajuste cinético do modelo de ordem zero e primeira ordem	74

LISTA DE SIGLAS

DQO – Demanda Química de Oxigênio
mg.L⁻¹ – miligrama por litro
m³ – metro cúbico
TDH – Tempo de detenção hidráulica
h – Horas
DBO₅ – Demanda Biológica Oxigênio
NH₃ – Nitrato
O₂ – Oxigênio
NO₂⁻ – Nitrito
H⁺ – Hidrogênio
H₂O – Água
OD – Oxigênio dissolvido
°C – Graus centígrados
C/N – Relação carbono/nitrogênio
N₂ – Nitrogênio
MO – Matéria orgânica
L – Litros
mm – milímetros
TL – Temperatura do líquido
AB – Alcalinidade ao bicarbonato
AV – Ácidos voláteis
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NO₂⁻ – Nitrito
N-NO₃⁻ – Nitrato
P – Fósforo
ST – Sólidos totais
SST – Sólidos suspensos totais
F/M – Substrato aplicado/biomassa do reator
S – Concentração de substrato
X – Concentração de microrganismos
C – Concentração de substrato no efluente
e – Exponencial
C_o – Concentração do substrato no afluente
d/v – Relação distância/velocidade
T – Temperatura média anual do líquido
kJ – Quilo Joule
K – Constante cinética de remoção
K_T – Coeficiente de temperatura desejada
K_s – Coeficiente de saturação
K_d – Coeficiente de decaimento

LISTA DE ACRÔNOMOS

ANAMMOX – Anaerobic Ammonium Oxidation

CANON – Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite

NAMON – Nitrogênio Amoniacal

SHARON – Single Reactor High Activity Ammonium Removal Over Nitrite

OLAND – Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification

RAALF – Reator Anaeróbico Aeróbico de Leito Fixo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

LISTA DE SÍMBOLOS

ΔG° – Variação de energia de Gibbs

Θ – Coeficiente de atividade de temperatura ou respiração

K_{20} – Coeficiente a 20 °C

$\mu_{\text{máx}}$ – Taxa máxima de crescimento

Y – Coeficiente de rendimento

Θ_c – Idade do lodo (Tempo de retenção celular)

\pm – Desvio padrão

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	6
2 OBJETIVOS	8
2.1 OBJETIVO GERAL	8
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
3.1 MATADOURO BOVINO	9
3.2 ASPECTOS AMBIENTAIS	11
3.2.1 Remoção de Matéria Orgânica.....	13
3.2.2 Remoção Biológica de Nitrogênio	13
3.2.2.1 Nitrificação.....	14
3.2.2.2 Desnitrificação.....	15
3.2.3 Novos Processos de Remoção de Nitrogênio	16
3.2.3.1 Sharon.....	17
3.2.3.2 Anammox	18
3.2.3.3 Canon.....	19
3.2.3.4 Oland.....	20
3.3 SISTEMA COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO.....	21
3.4 ESTUDO DAS REAÇÕES CINÉTICAS.....	24
4 MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO	28
4.2 MATERIAL SUPORTE PARA IMOBILIZAÇÃO DE BIOMASSA	29
4.3 MONITORAMENTO DO REATOR.....	30
4.4 DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA.....	31
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO	34
5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RAALF	36
5.2.1 Temperatura do Líquido e Oxigênio Dissolvido.....	38
5.2.2 pH, Alcalinidade a Bicarbonato e Ácidos Voláteis	42
5.2.3 Série Nitrogenada e Fosfórica.....	48
5.2.4 Matéria Orgânica, Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais	58
5.3 COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DO RAALF NOS TDHS AVALIADOS	64
5.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS	66
6 CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas ambientais atuais é falta de tratamento e/ou o manejo inadequado dos resíduos gerados a partir da produção animal. Em diversos países estes efluentes provenientes da produção animal são considerados umas das principais fontes de poluição dos corpos hídricos, sendo mais prejudiciais que as indústrias, consideradas no passado grandes causadoras da degradação ambiental (CAMPOS, 2001).

Segundo Scarassati (2003), um dos grandes problemas do lançamento inadequado do efluente de matadouro, está em função de suas características, pois apresentam teores de sólidos suspensos, nitrogênio orgânico e matéria orgânica, que em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), pode variar de 800 a 32.000 mg.L⁻¹. Com isso, o efluente se torna altamente putrescível, se decompondo poucas horas depois do abate, tendo um cheiro nauseante e fétido.

Scarassati (2003), ressalta ainda que, a quantidade de efluente produzido por abatedouro pode variar com a quantidade de água consumida na planta industrial. De acordo com Jonhs (1995), o volume consumido de água por dia varia mundialmente de 1,3 a 2,5 m³/animal abatido. Já para Caixeta et al. (2002), esse consumo pode variar entre 1,0 até 8,3 m³/animal abatido de água.

Os sistemas anaeróbios apresentam uma gama de vantagens, mas o seu efluente ainda necessita de um pós-tratamento para que a remoção de materiais orgânicos e remanescentes seja mais completa (SILVA JUNIOR, 2011).

Em contra partida, umas das opções que se mostra promissora para tratamento de efluentes são os sistemas anaeróbio-aeróbio, pois há remoção de nutrientes como nitrogênio orgânico e amoniacal e redução da matéria orgânica. Uma das vantagens deste sistema: baixo requisito de aeração na fase aeróbia, menor produção de lodo e baixo custo de implantação e operação (ARAÚJO JUNIOR, 2006).

Para Sperling (1996), a combinação dos dois tratamentos (anaeróbio-aeróbio), tem mostrado resultados satisfatórios, pois além de adequar o efluente aos padrões de lançamento, essa combinação irá proporcionar ao efluente condições para que os padrões de lançamento sejam respeitados.

Segundo NETO (1999), o estudo da cinética no processo de qualquer tratamento, analisa sua evolução no tempo e relaciona a quantificação de grandezas que vão definir adequadamente esta evolução. Essas grandezas em relação ao material orgânico são o tempo, microrganismos, a concentração do substrato e a concentração do produto.

Diante do exposto, a justificativa deste trabalho de conclusão de curso está baseada na necessidade de ampliar os estudos acerca das condições operacionais de um sistema anaeróbio-aeróbio no tratamento de águas residuárias provenientes de um matadouro bovino, estudando a cinética de remoção de matéria orgânica e nitrogenada.

Este estudo teve por objetivo principal avaliar o desempenho de um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), em termos de remoção da matéria orgânica e nitrogenada e determinar suas constantes cinéticas aparentes.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica e nitrogenada de um reator anaeróbio-aeróbio, vertical, de leito fixo e fluxo ascendente, no tratamento de efluente bruto de matadouro bovino.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a degradação da matéria orgânica e nitrogenada do reator anaeróbio-aeróbio, vertical, de leito fixo, operado com TDH de 22 h, 16 h e 10 h;
- Calcular as velocidades de degradação de substrato em termos de DQO referentes a diversas concentrações do efluente ao longo da altura do reator.
- Determinar as constantes cinéticas aparentes de degradação da matéria orgânica e nitrogenada do reator anaeróbio-aeróbio.
- Identificar o modelo cinético que melhor representa a cinética de degradação da matéria orgânica e nitrogenada, pelo ajuste dos resultados experimentais aos modelos de ordem zero e primeira ordem.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 MATADOURO BOVINO – PROCESSO INDUSTRIAL

Segundo Scarassatti et al. (2003) e Arruda (2004), a carne faz parte da alimentação do homem desde suas origens, e, com o crescimento populacional, seu consumo e seus derivados passou a incorporar valores consideráveis, que resultou no acréscimo da produção nacional das indústrias do setor frigorífico, trazendo paralelamente preocupações de caráter ambiental.

O abate de bovinos é uma das atividades econômicas mais importantes no mercado brasileiro, levando-se em conta que o Brasil é um dos maiores exportadores da carne bovina no mundo (MARIA, 2008). Além disso, o Brasil possui o maior rebanho comercial de gado bovino, com mais de 160 milhões de cabeças, cerca de 750 frigoríficos e quase 100 mil pontos de vendas (açougues e supermercados), o que dificulta o controle do abate e acarreta no consumo de carne de matadouros clandestinos (BEZERRA, 2001).

Conforme destaca Fernandes (2008), o abate de bovinos e suínos é realizado por indústrias frigoríficas e abatedouros para obtenção de carne e de seus derivados, destinados ao consumo humano. A atividade de abate pode ser dividida em unidades de negócio do setor da seguinte forma:

- **Abatedouros (ou Matadouros):** realizam o abate dos animais, produzindo carcaças (carne com ossos) e vísceras comestíveis.

- **Frigoríficos:** podem ser divididos em dois tipos: os que abatem os animais gerando seus derivados e subprodutos; e aqueles que não abatem os animais, apenas compram a carne em carcaças ou cortes, para seu processamento e geração de seus derivados e subprodutos;

- **Graxarias:** processam subprodutos e/ou resíduos dos abatedouros ou frigoríficos e de casas de comercialização de carnes (açougues).

O fluxograma do processo de abate está exemplificado na Figura 1.

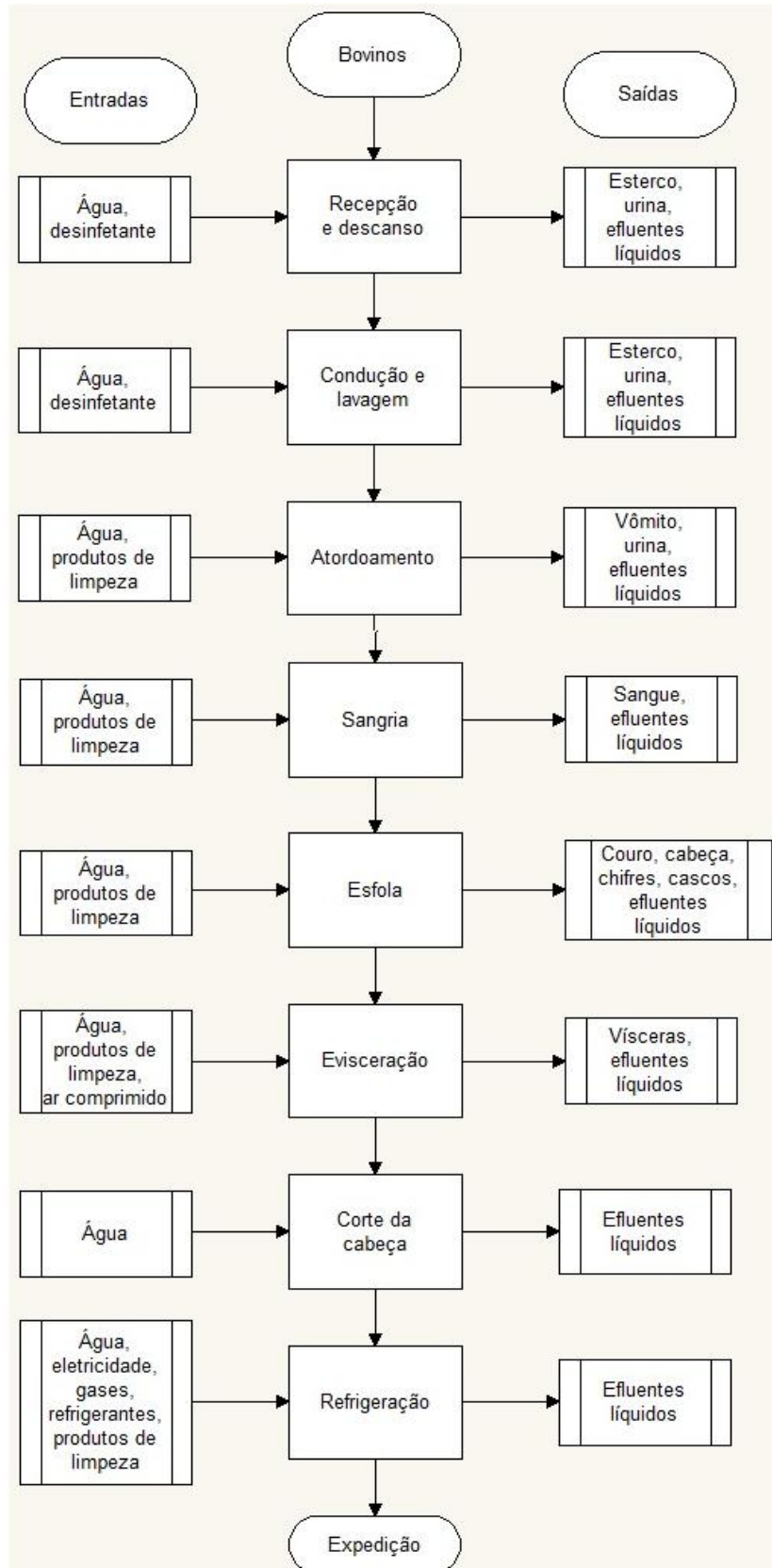


Figura 1 – Fluxograma de abate de bovinos.
Fonte: Adaptado de (Pacheco; YAMANAKA, 2008).

O abate do bovino começa com a sua chegada ainda vivo nos currais, ficando nesse lugar por um período de 24 horas sem comer, em dieta hídrica. Posteriormente, o gado é pesado e passa por inspeção para verificar se apresenta doenças ou defeitos. Após essa verificação, o boi é pendurado pelas patas traseiras em um transportador aéreo, levado para a remoção do vômito. Feito essa remoção, é feito a sangria, onde é feito um corte dos grandes vasos do pescoço. Na evisceração, a carcaça do boi é aberta com o auxílio de uma serra elétrica manual para a retirada das vísceras. Retiradas às vísceras, é feito uma lavagem com jato de água quente, que depois, as carcaças são encaminhadas para as câmeras frias (SCARASSATI, 2003).

3.2 ASPECTOS AMBIENTAIS

A conscientização sobre efeitos nocivos provocados pelo descarte de resíduos no ambiente está associada ao estabelecimento de leis ambientais mais severas e tornou o gerenciamento ambiental uma questão fundamental para frigoríficos, curtumes e outras indústrias (NAGEL, 2002).

Merten (2002), afirma que a contaminação da água por efluentes industriais é decorrente do uso das matérias-primas e dos processos industriais utilizados, podendo ser complexa, devido à natureza, concentração e volume dos resíduos produzidos.

A Resolução 430 de 2011 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) estabelece padrões mais rígidos para lançamento de efluentes industriais e a tendência é de existir um maior controle sobre esses poluentes.

E a Resolução 070 de 2009 do CEMA-PR (Conselho Estadual do Meio Ambiente) dispõe sobre critérios de licenciamento para empreendimentos industriais, o que restringe mais o lançamento dos efluentes em corpos hídricos.

Leifeld et al. (2009), afirmam que, se estes resíduos gerados pelas indústrias forem lançados no ambiente, sem tratamento, poderão causar graves impactos ambientais. Sabendo que os matadouros produzem grande quantidade de resíduos, tem se buscado pesquisar processos de tratamento mais eficazes para remoção de carga orgânica em tempo menor.

Um grande problema com o aumento do número de matadouros é a geração de efluentes que são lançados nos mananciais de água doce sem o devido tratamento. O que pode ocasionar graves problemas de saúde ao ser humano (NETO, 1999).

O efluente de matadouro se caracteriza principalmente por: alta carga orgânica (presença de sangue, gordura, esterco, conteúdo estomacal e intestinal), altos conteúdos de nitrogênio, fósforo e sal (DORNELLES, 2009).

Estes resíduos, se não forem gerenciados e tratados adequadamente, poderão ocasionar graves problemas ambientais (SENAI, 2006). Grande parte desses resíduos são putrescíveis, podendo causar odores se não forem processados com rapidez nas graxarias ou retiradas das fontes geradoras dentro do prazo de um dia, para o processamento adequado por terceiros (HENZEL et al., 2009).

Para Braile e Cavalcanti (1993), de todos os efluentes gerados pelos matadouros, o que pode ser considerado mais problemático no tratamento é o sangue, pois a presença deste no efluente impede a formação de flocos, diminuindo assim a eficiência do tratamento por coagulação e floculação.

O valor médio das concentrações de poluentes encontrados nos matadouros pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1 – Concentração dos poluentes encontrados nos matadouros bovinos.

Parâmetro	Valores
pH	7,2
DQO (mg.L ⁻¹)	4000,0
Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	1600,0
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	180,0
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	27,0
Óleos e Graxas (mg.L ⁻¹)	270,0

**Fonte: Guia Técnico Ambiental de Abate (Bovino e Suíno), 2006.
Adaptado de UNEP; DEPA; COWI, 2000.**

Os efluentes de matadouros podem acarretar aumento nos níveis de nitrogênio, fósforo, sólidos totais e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) nos corpos receptores, deixando-os parcialmente eutrofizados (DIAS, 2011).

Por causa dos resíduos presentes nos efluentes, o manejo, o armazenamento e a disposição irregular no solo, podem ocasionar graves

problemas ambientais, contaminando solos, águas superficiais e subterrâneas, tornando-os impróprio para o uso, além de poder gerar problemas de saúde (PACHECO, YAMANAKA, 2008).

3.2.1 Remoção de Matéria Orgânica

Segundo Metcalf e Eddy (2003), grande parte da matéria orgânica presente no efluente são normalmente carboidratos, gorduras e óleos e, os testes de (DQO) ou a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), são utilizados para se fazer a medida indireta. Patza (2006) ainda afirma que DQO é o principal parâmetro para ser considerado para o dimensionamento dos sistemas de tratamento.

Uma relação que indica biodegradabilidade de um efluente é a relação DBO/DQO. A faixa de biodegradabilidade variará entre 0 a 1, quanto mais próximo de 1, mais biodegradável será o efluente, em contra partida, quanto menor for essa relação, menos biodegradável será. Em prática, pode-se levar em conta uma razão de 0,5 ou mais sendo um efluente de fácil tratamento pelos meios biológicos (METCALF; EDDY, 1991).

Nas etapas aeróbias a matéria orgânica é oxidada, e em seguida, microrganismos utilizam dessa matéria oxidada para a obtenção de energia para realizar o metabolismo.

3.2.2 Remoção Biológica de Nitrogênio

O nitrogênio é um nutriente importante, pois compõe as moléculas como proteínas, ácidos nucleicos, sendo um componente limitante à vida. Nos efluentes, o nitrogênio pode ser encontrado em forma de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato (SPERLING, 1997; HAANDEL; MARAIS, 1999).

Para Filho (2011), a remoção biológica do nitrogênio acontece em duas etapas: nitrificação e desnitrificação. Essas etapas consistem na remoção do

nitrogênio através de processos biológicos que levam a formação do gás nitrogênio, que é uma forma inofensiva ao meio ambiente.

3.2.2.1 Nitrificação

A nitrificação em geral, é conhecida como a etapa da oxidação da amônia em nitrito e este em nitrato, usando oxigênio para a realização desta reação. Para que essa reação aconteça em meio aquoso, é necessário promover a nitrificação dos compostos amonificados, nas condições aeróbias (HAANDEL; MARAIS, 1999; METCALF; EDDY, 2003).

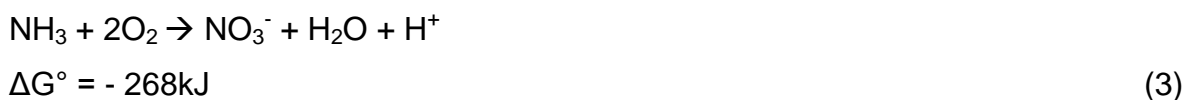
Logo, a nitrificação é realizada por microrganismos autotróficos ou mixotróficos, sendo a primeira etapa de remoção de compostos nitrogenados nos sistemas de tratamento de esgoto (FILHO, 2011).

Os grupos *Nitrossomonas* sp, *Nitrosococcus* sp, *Nitrospira* sp, e *Nitrosovibrio* sp realiza a oxidação da amônia a nitrito. *Nitrobacter* sp, *Nitrococcus* sp, *Nitrospira* sp e *Nitrospina* sp realiza a oxidação do nitrito a nitrato (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; HAGOPIAN E RILEY, 1998).

O processo de nitrificação pode ser resumido em duas equações (EQUAÇÃO 1 e EQUAÇÃO 2).



De um modo geral, tem-se a equação 3.



Alguns fatores ambientais podem interferir no processo de nitrificação, dentre eles, Surampalli et al. (1997), cita a concentração de OD que deve estar

acima de 2mg.L^{-1} , se estiver inferior que $0,5\text{ mg.L}^{-1}$, a velocidade da nitrificação é reduzida ao ponto do processo ser interrompido.

Já a temperatura para Gray (2004) e Metcalf e Eddy (2003) deve ficar entre 25 a 36 °C. Com temperaturas de 4 °C ou menores, observou-se um crescimento baixo ou nulo segundo Henze et al. (1997).

Já se a relação carbono/nitrogênio (C/N) for baixa, as bactérias heterotróficas ficam limitadas pelo carbono, disponibilizando amônio em excesso para que ocorra o processo de nitrificação. Para as altas relações C/N, o processo é interrompido pelo excesso de carbono e a concentração de nitrato diminui, podendo chegar a zero (CALLADO, 2001).

O pH também irá influenciar a nitrificação e a velocidade das reações. Segundo Metcalf e Eddy (2003), que a faixa ideal para a atividade de nitrificação realizadas pelas *Nitrosomonas* sp. e *Nitroacter* sp. deve estar entre 7,0 a 9,0. Os autores ainda ressaltam que com pH menor que 6,8, há uma queda de até 30% na taxa de nitrificação, se comparado com pH em 7,0.

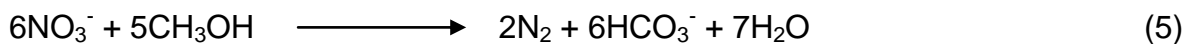
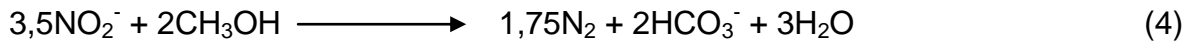
3.2.2.2 Desnitrificação

Desnitrificação é a última etapa da remoção biológica de nitrogênio e representa a redução do nitrato (NO_3^-) a gás dinitrogênio (N_2), (Filho, 2011). A conversão biológica de nitrato a nitrogênio gasoso é realizado por bactérias heterotróficas e em condições anóxicas, ou seja, sem a presença ou em concentração muito baixa de oxigênio dissolvido. Então, o nitrito e nitrato, passam por estas etapas, para que através das reações bioquímicas resultem em nitrogênio gasoso (HAANDEL; MARAIS, 1999; SÁNCHEZ et al., 2000; GERARDI, 2006; GRAY, 2004).

Os fatores mais envolvidos no processo de desnitrificação são a temperatura, pH, concentração de OD, natureza da fonte de carbono, concentração de nitrato, tempo de retenção celular e a presença de substâncias tóxicas (METCALF e EDDY, 2003).

Os microrganismos responsáveis pelas reações bioquímicas nesse processo são: *Achromobacter* sp, *Brevibacterium* sp, *Flavobacterium* sp, *Lactobacillus* sp, *Micrococcus* sp, *Proteus* sp, *Pseudomonas* sp e *Spirillum* sp (TORRES et al, 1998).

As reações de redução do nitrito e nitrato a nitrogênio gasoso, podem ser compreendidas nas equações 4 e 5 respectivamente.



Para Van Haandel e Marais (1999), para a velocidade máxima de desnitrificação, o pH deve variar entre 7,0 a 7,5, e que valores abaixo de 6,0 e acima de 8,5 tem uma redução na atividade do processo. Os autores ainda ressaltam que a desnitrificação pode ocorrer com a presença de oxigênio dissolvido, mas, esses valores não devem ser superiores a $0,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

A alcalinidade também pode se tornar fator limitante às reações de desnitrificação, uma vez que a desnitrificação produz em média 4,3 mg de alcalinidade na forma de bicarbonato para cada 1 mg de nitrato reduzido. Ou seja, no momento em que a desnitrificação produz alcalinidade a nitrificação irá consumir (HENZE et al., 2002; METCALF; EDDY, 2003).

3.2.3 Novos Processos de Remoção de Nitrogênio

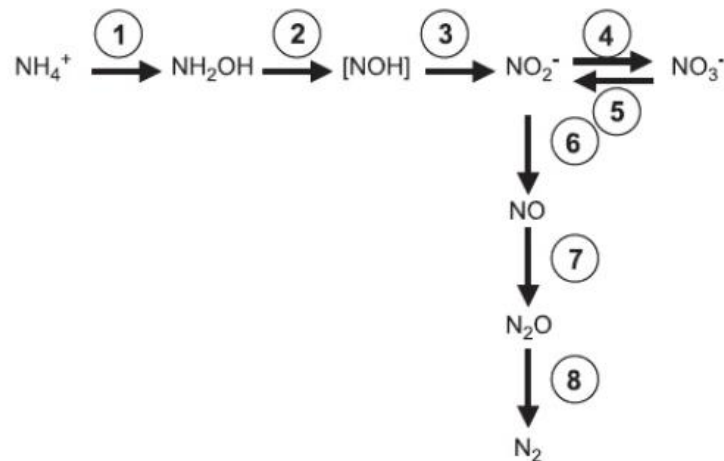
Novos estudos apontam processos biológicos que englobam as etapas de nitrificação e desnitrificação em um único reator, com o intuito de remoção de nitrogênio. Dentre eles podem ser citados Single Reactor High Activity Ammonium Remove Over Nitrite (SHARON), Anaerobic Ammonium Oxidation (ANAMOX), Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite (CANON) e Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification (OLAND).

3.2.3.1 Sharon

SHARON (sistema de reator único para alta taxa de remoção de amônia via nitrito) é muito empregado quando há altas cargas de nitrogênio. Neste processo, há uma conversão parcial do amônio a nitrito sob condições aeróbias e através de bactérias amônio-oxidantes *Nitrosomonas* sp (NETTO, 2007).

Se baseia no estabelecimento de um curto-circuito nos processos de nitrificação e desnitrificação e realizado em um único reator, com pH superior a 7,0 com temperaturas maiores a 30 °C, e sem retenção de biomassa, onde a nitrificação é interrompida, para manter o nitrogênio em forma de nitrito e posteriormente ocorre a conversão em nitrogênio gasoso na etapa seguinte (NETTO, 2007).

Na Figura 2, podem-se observar as vias metabólicas para a nitrificação e desnitrificação.



Legenda: (1) amônia é oxidada a hidroxilamina. (2) e (3) Hidroxilamina é oxidada a nitrito. (4) Nitrito é convertido em nitrato. (5) Durante a desnitrificação, o nitrato é reduzido a nitrito. (6), (7) e (8) O nitrato é convertido em NO gasoso, N₂O e N₂.

Figura 2 – Representação da via metabólica pelo processo SHARON
FONTE: Adaptado de Khin e Annachhater (2004)

3.2.3.2 Anammox

Segundo Verstrate e Philips (1998), o processo ANAMMOX é realizado por microrganismos autótrofos que não necessitam de fonte externa de carbono. É um processo que combina parte de nitrogênio, ainda na forma de nitrito, com nitrogênio amoniacal, produzindo nitrogênio gasoso. Permite a redução significativa do consumo de oxigênio e da DQO na fase de desnitrificação.

Uma das vantagens desse tipo de processo é a menor demanda de oxigênio utilizada pelas bactérias nitrificantes para oxidação do amônio a nitrito. Mas uma desvantagem é a baixa velocidade de crescimento das bactérias (EGLI et al, 2001).

Egli et al. (2001), afirmam que a utilização deste processo é favorável, preferencialmente em reatores com idade do lodo elevado ($\theta = 30$ a 50 dias). Que requerem uma operação estável, e necessitam da presença de nitrito inferior a 70 mg.L^{-1} , temperaturas na faixa de 32 a $35 \text{ }^\circ\text{C}$, com nitrificação parcial como pré-requisito. Os autores garantem ainda que a lenta velocidade de crescimento dos microrganismos combinados com os efeitos de inibição e com problemas operacionais podem fazer que a partida do processo seja dificultosa.

Na Figura 3 pode-se observar a representação esquemática do processo ANAMMOX.

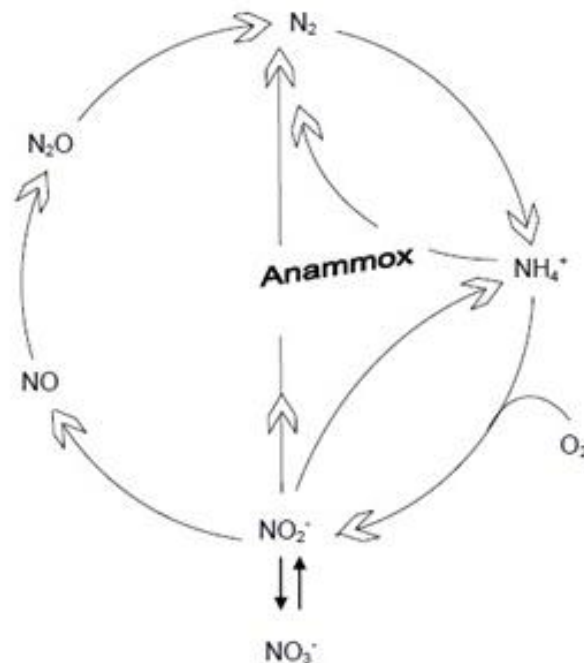


Figura 3 – Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio com ênfase no processo ANAMMOX
 FONTE: Adaptado de KARTAL et al. (2010)

3.2.3.3 Canon

Nesse processo a amônia é convertida parcialmente a nitrito por bactérias oxidantes aeróbicas com presença limitada de oxigênio, em seguida, bactérias transformam o nitrito a nitrogênio gasoso e pequena quantidade de nitrato é formada (SLIEKERS et al, 2002). O processo CANON é a combinação de nitrificação parcial e a oxidação anaeróbia no nitrogênio amoniacal, que acontece em um único reator, onde são formadas as culturas que vão oxidar a amônia em concentrações baixas de oxigênio, fazendo com que se desenvolva o processo aeróbio-anaeróbio simultaneamente (NIELSEN et al., 2005).

As bactérias presentes no processo oxidam a amônia a nitrito, consomem oxigênio e criam um ambiente anóxico. Neste processo não há necessidade de aplicação externa de carbono, já que o processo é completamente autotrófico e o consumo de oxigênio é de aproximadamente 65% menor que no processo convencional (KHIN; ANNACHHATRE, 2004; SCHMIDT et al., 2003).

Essa competição por oxigênio e nitrito pode ser observada na Figura 4.

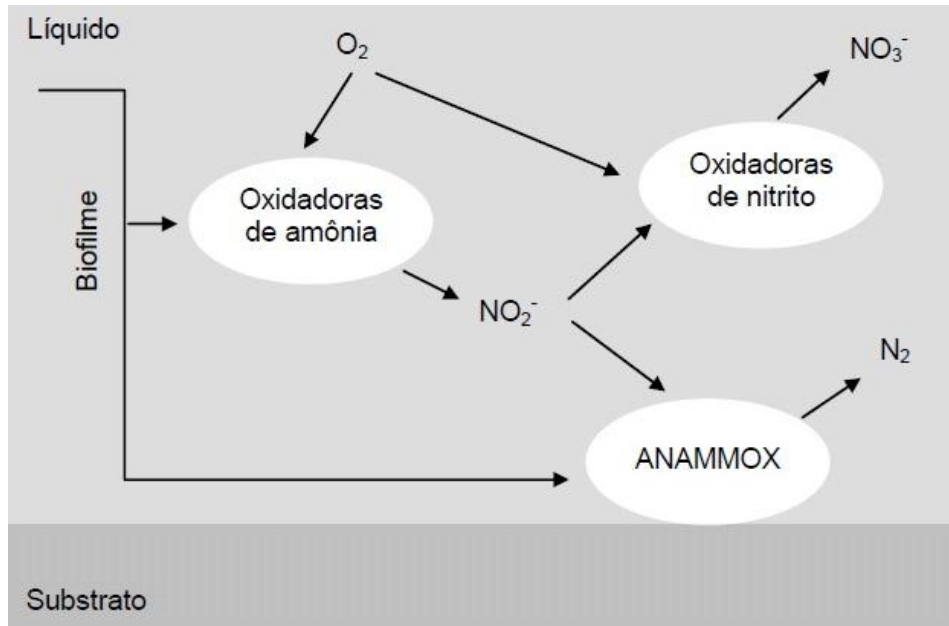


Figura 4 – competição bacteriana de oxigênio e nitrito em um reator CANON
 FONTE: Adaptado de Serra (2006)

O reator CANON mostrou uma gama de vantagens, como: não exigir fonte externa de carbono, ser economicamente mais viável que outras técnicas e ainda produzir uma menor quantidade de lodo. O processo é limitado por causa do cultivo das bactérias que têm crescimento lento.

3.2.3.4 Oland

No processo OLAND o oxigênio é fornecido em quantidade estequiométrica para que a nitrificação aconteça apenas até o nitrito, posteriormente, devido a falta de aceptores de elétrons, o nitrito formado é utilizado para oxidar o amônio remanescente, ou seja, baseado na remoção direta do nitrogênio (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998).

No processo há uma formação de biofilme espesso composto por dois tipos de bactérias autotróficas, as oxidadoras de amônia (*Nitrossomanas* sp), que convertem nitrogênio amoniacal em nitrito, e as bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia, que oxidam o remanescente de amônia (NETTO, 2007; VLAEMINCK et al., 2008).

Este processo não precisa de condições anóxicas, pode ocorrer em condições de baixas concentrações de oxigênio e alcança uma economia de 62% na demanda de oxigênio quando comparado com processos convencionais. Uma desvantagem deste processo é o controle das concentrações do oxigênio, que é usado como limitante da respiração celular, que dificulta o seu emprego em escala industrial (NETTO, 2007).

O processo Oland têm se mostrado como novas alternativas, se pondo a frente das tecnologias empregadas hoje, busca uma maior eficiência e uma redução de custos operacionais para a remoção biológica de nitrogênio. Em contra partida, pode-se observar que outros processos estudados também apresentam uma grande eficiência e baixos custos. Como por exemplo, os sistemas combinados anaeróbio-aeróbio operados em diferentes configurações de reatores e que visam uma maior remoção de matéria orgânica e de nutrientes.

3.3 SISTEMA COMBINADO ANAERÓBIO-AERÓBIO

Para Netto (2007), busca-se cada vez mais alternativas sustentáveis, que proporcionam ao tratamento de efluentes, baixo custo de implementação, operação e manutenção.

Além disso, Chernicharo et al (2001), afirmam que diversas características deixam cada vez mais favoráveis a implementação dos sistemas combinados como baixo custo operacional aliado a condições ambientais favoráveis.

De acordo com Silva Junior (2011), ao utilizar somente processos anaeróbios algumas vantagens são alcançadas, mas seus efluentes necessitam ainda de um tratamento secundário, para auxiliar na remoção de matéria carbonácea e nitrogenada. No entanto, a utilização de um processo anaeróbio-aeróbio se mostra muito eficiente para o processo de nitrificação, pois, grande parte da matéria orgânica é retirada no processo anaeróbio, o que promove maior disponibilidade de oxigênio para os microrganismos nitrificantes.

Chan et al. (2009), apontam que efluentes com elevados valores de DQO são tratados em sistemas anaeróbios devido ao potencial gerador de energia e baixa produção de lodo. Contudo, na prática, a aplicação deste tipo de tratamento se

mostra ineficiente, pois apresenta um baixo crescimento microbiano e sem muita redução de matéria orgânica. O emprego de um tratamento aeróbio posteriormente ao anaeróbio tem se mostrado uma opção bastante eficiente produzindo efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente.

Rebah et al. (2010), Pontes (2009), Abreu e Zaiat (2008), Netto (2007) e Araújo Junior (2006), afirmam que os sistemas combinados apresentam eficiência satisfatória em remoção de matéria orgânica em termo de DQO com faixas de 80 a 99%. Os sistemas combinados são capazes de tratar diferentes tipos de efluentes, com carga poluidora alta. Entretanto, apontam que fatores ambientais como pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido interferem no desempenho do sistema se não forem controlados.

Operando um reator combinado anaeróbio-aeróbio de modo contínuo de fluxo ascendente e sem recirculação da fase líquida Netto (2007), apresentou valores de 80% na remoção de matéria orgânica em termos de DQO para TDH de 10h. Já com a etapa aeróbio a eficiência subiu pra 95% com DQO efluente abaixo dos 50 mg.L⁻¹ e com uma remoção de nitrogênio total de 75% com razão de recirculação de 1,5.

Araújo Junior (2006), trabalhando com o mesmo tipo de reator mostra uma condição ótima para o TDH de 21h e 14h na zona aeróbia, apresentando eficiências na remoção de DQO, NTK e NT de 97, 94 77% respectivamente.

Santos (2004), utilizou um sistema de três reatores sobrepostos: UASB, reator de leito móvel e filme fixo aeróbio, além de um reator móvel e filme fixo com ambiente anóxico, apresentou resultados satisfatórios na remoção de matéria orgânica em termos de DQO e de nitrogênio de 94,5 e 96,7% respectivamente, quando aplicado um TDH de 20h.

Na Tabela 2 podem-se observar diversas configurações de reatores combinados, utilizados por demais pesquisadores, na qual são apresentados os valores da eficiência na remoção das concentrações de DQO, Nanom, NT e SS.

Tabela 2 – Resumo dos parâmetros operacionais de sistemas combinados anaeróbio-aeróbios

Autores	Tipo de efluente	Fluxo	Volume total (L)	Meio suporte	TDH (h)	Eficiência média de remoção			
						DQO (%)	SS (%)	NT (%)	Namon (%)
Pontes (2009)	Industrial	Ascendente	6,7	Argila expandida e espuma de poliuretano	5,0 e 6,7	87	ND	44	37
Abreu e Zaiat (2008)	Sanitário	Ascendente	6,4	Espuma de poliuretano	6, 8, 10 e 12	81	ND	ND	85
Netto (2007)	Sanitário	Ascendente	7,0	Argila expandida e espuma de poliuretano	6, 8 e 10	95	79	75	ND
Araújo Jr. (2006)	Industrial	Ascendente	35,9	Argila expandida e espuma de poliuretano	20	97	84	77	ND
Ahmed et al. (2007)	Têxtil	Ascendente	27,0	Cosmo Ball	24, 18, 12 e 8	ND	98,9	ND	84,6
Bodik et al. (2003)	Sanitário	Descendente	750,0	Plástico	20	83	93	ND	87,3
Kreutz (2012)	Bovino	Ascendente	4,75	Argila expandida e espuma de poliuretano	14, 11 e 8	66	84	ND	16

Legenda: (TDH)=Tempo de Detenção Hidráulico; (DQO)= Demanda Química de Oxigênio; (NT)= Nitrogênio total; (Namon)= Nitrogênio Amoniacal (SS)= Sólidos Suspensos; (ND)= informação não disponível
Fonte: KREUTZ, 2012

3.4 ESTUDO DAS REAÇÕES CINÉTICAS

Segundo Bhunia (2008), ter uma compreensão dos processos cinéticos é importante para a concepção de reatores, pois, ajuda ter uma base na bioquímica e da microbiologia dos processos de degradação da matéria orgânica, sendo assim, a cinética pode proporcionar uma base para as análises do processo.

A matéria orgânica carbonácea é causadora de um dos principais problemas de poluição da água por causa do consumo de oxigênio pelos microrganismos nos seus processos metabólicos. Com a determinação da constante cinética de remoção da matéria orgânica (k) pode-se observar a biodegradabilidade da matéria orgânica do efluente bruto. Além disso, a constante cinética representa a velocidade na qual o oxigênio é consumido nos processos de estabilização da matéria orgânica (SILVA, 2011).

Lima e Silva (2011), afirmam que a velocidade que ocorre na remoção da matéria orgânica, em termos de DBO, é uma função da temperatura, pois as reações são aceleradas pelo aumento da temperatura. Portanto, o valor da desoxigenação irá variar com a temperatura. Adotando-se a expressão de Van't Hoff-Arrhenius temos (Equação 6):

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (6)$$

Em que:

K_T = representa o coeficiente da temperatura desejada (d^{-1});

K_{20} = representa o coeficiente a 20°C (d^{-1});

Θ = representa o coeficiente de atividade de temperatura ou respiração;

T = temperatura média anual do líquido (°C);

Para Jordão e Pessoa (2009), o valor específico ou faixa de valor para o coeficiente de correção da temperatura θ , é de 1,047.

Como o valor de K_T está relacionado com a concentração da matéria orgânica, encontram-se valores diferentes para esgotos brutos e tratados, Jordão e Pessoa (2009), afirma que a faixa de variação de K_T fica entre 0,35 a 0,60 d^{-1} .

Segundo Lima e Silva (2011), há métodos analíticos e gráficos para a

determinação da constante k , os principais métodos utilizados são: método dos mínimos quadrados, método dos momentos, método da diferença diária, método da razão rápida e método de Thomas (MENDONÇA, 2000). Para Campos et al. (2005), pode-se obter também a taxa máxima de crescimento ($\mu_{\text{máx}}$), o coeficiente de saturação (K_s), o coeficiente de decaimento (K_d) e o coeficiente de rendimento (Y) a partir destes métodos. Entretanto o modelo de *Monod* é o mais utilizado já que a taxa de crescimento dos micro-organismos é proporcional ao consumo do substrato.

Campos (1999) e Von Sperling (1996), citam que a cinética de *Monod* pode explicar o crescimento bacteriano e a remoção de substrato. O modelo de *Monod* que representa o crescimento bacteriano está representado pela equação 7.

$$dX/dt = \mu_{\text{máx}} \cdot [S/(K_s+S)] \cdot X - K_d \cdot X \quad (7)$$

Em que:

t = tempo;

X = concentração de microrganismos (SST ou SSV);

S = concentração de substrato (DBO, DQO ou TOC);

K_d = coeficiente de respiração endógena (d^{-1});

$\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento específica máxima (d^{-1});

K_s = constante de saturação (definida para um S quando $\mu = \mu_{\text{máx}}/2$).

A equação de *Monod* é uma união de outras equações de crescimento bacteriano e de decaimento. Ao analisar a equação de cinética de *Monod*:

- Quando $S \gg K_s \rightarrow$ crescimento de ordem zero;
- Quando $S \ll K_s \rightarrow$ crescimento de 1ª ordem.

Quanto ao decaimento bacteriano refere a parcela endógena. A equação de decaimento pode ser escrita da seguinte forma (8).

$$dX/dt = - K_d \cdot X \quad (8)$$

Em que:

K_d = coeficiente de respiração endógena (d^{-1});

X = concentração de microrganismos (SST ou SSV);

Destaca-se faixas para respiração endógena (K_d) em tratamentos aeróbios: 0,03 a 0,08d⁻¹ e 0,05 a 0,12 d⁻¹ (base DQO), (METCALF e EDDY, 2003).

Para Patza (2006), umas das equações mais importantes para os processos biológicos é a idade do lodo (9).

$$1\theta_c = Y(F/M) - K_d \quad (9)$$

Em que:

θ_c = idade do lodo (d);

Y = coeficiente de rendimento (biomassa por substrato removido – SSV/DBO);

K_d = coeficiente de respiração endógena (d⁻¹);

F/M = substrato aplicado/biomassa no reator.

Idade do lodo também é conhecida como tempo de residência celular, esta equação representa a massa de sólidos retirada do sistema por unidade de tempo (Equação 10).

$$\theta_c = \{V \cdot X / [V(dX/dt)]\} \rightarrow dX/dt = \mu \cdot X - K_d \cdot X$$

$$\theta_c = 1/(\mu - K_d) \quad (10)$$

Em que:

θ_c = idade do lodo (d);

K_d = coeficiente de respiração endógena (d⁻¹);

X = concentração de microrganismos (SST ou SSV);

Patza (2006), afirma que o tempo de retenção celular pode ser comparado ao tempo de detenção hidráulica. Mas normalmente nos processos biológicos tenta-se aumentar a retenção de biomassa no sistema. Quanto maior for a retenção celular mais eficiente se torna o tratamento pois irá aumentar o tempo de degradação do substrato. Portanto, quanto menor o tempo de retenção celular maior será o volume do reator. O que explica os sistemas de recirculação do lodo que permite o aumento da retenção e diminuem o volume do reator.

Há outras equações importantes para ressaltar relacionando ainda com a

cinética de Monod (Equação 11 e 12), tais equações relacionam parâmetros como sólidos suspensos com o substrato, ou seja, bactérias com alimento. Na equação 10 pode-se observar a relação de crescimento bacteriano com o aumento de alimento.

$$dX/dt = Y \cdot (dS/dt) - K_d \cdot X \quad (11)^1$$

$$dS/dt = \mu_{\text{máx}} \cdot [S/(K_s + S)] \cdot X/Y \quad (12)^2$$

Em que:

K_d = coeficiente de respiração endógena (d^{-1});

X = concentração de microrganismos (SST ou SSV);

$\mu_{\text{máx}}$ = taxa de crescimento específica máxima (d^{-1});

¹ Produção líquida de bactérias em função do substrato.

² Taxa de remoção do substrato.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 REATOR ANAERÓBIO-AERÓBIO DE LEITO FIXO

O RAALF foi constituído de um tubo de PVC com 90 mm de diâmetro e 1000 mm de comprimento totalizando volume útil de 4,3 L. O reator é formado por uma câmara de alimentação e um leito reacional subdividido em duas zonas, anaeróbia e aeróbia (Figura 5).

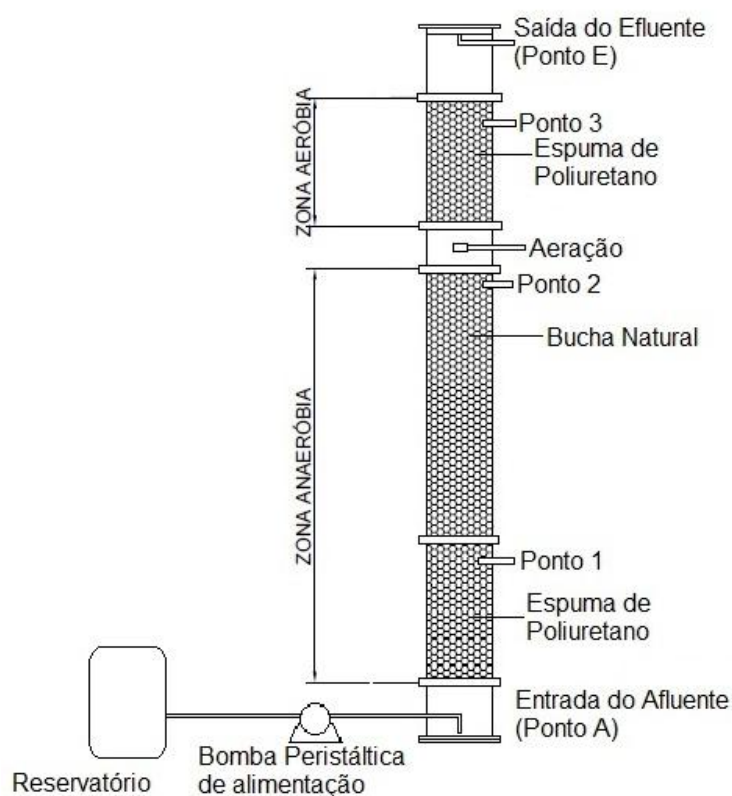


Figura 5 – Representação esquemática do RAALF
FONTE: Autoria própria

O RAALF está subdividido em seis compartimentos sendo que o primeiro corresponde à entrada do afluente. Após a alimentação o efluente segue para segunda zona que foi preenchida com espuma de poliuretano para servir de suporte

à imobilização da biomassa. A terceira zona, ainda anaeróbia, foi preenchida com bucha vegetal. A quarta zona corresponde ao compartimento de aeração do RAALF. Na quinta zona, também foi utilizada espuma de poliuretano para a imobilização da biomassa. E a sexta zona é o compartimento de saída do efluente.

A alimentação do RAALF foi realizada por uma bomba dosadora da marca Provitec® modelo DM5000. A aeração foi realizada através de um compressor de ar marca Boyo® modelo S2000.

A coleta de amostras foi realizada nos cinco pontos de amostragem (A, 1, 2, 3 e E) apresentando alturas de 0,0, 0,15, 0,65, 0,80 e 1,0 m, respectivamente. O ponto A estava disposto no reservatório do afluente antes de ser bombeado para o reator. O ponto 1 se localizava logo após a entrada do afluente onde a biomassa estava imobilizada na espuma de poliuretano. O ponto 2 encontrava-se ainda na zona anaeróbia onde a biomassa estava retida na bucha vegetal. O ponto 3 estava localizado na zona aerada do reator e a biomassa estava imobilizada na espuma de poliuretano e o ponto E era retirado do reservatório do efluente.

4.2 MATERIAL SUPORTE PARA IMOBILIZAÇÃO DE BIOMASSA

Os materiais utilizados para imobilização da biomassa foram bucha vegetal e matrizes cúbicas de espuma de poliuretano (Figura 6).

A bucha vegetal é um meio suporte poroso e ocupou 1/3 do reator (na zona anaeróbia). Segundo Sarti (2004), este meio de suporte é muito utilizado nas novas gerações de biorreatores já que apresenta baixa densidade onde a biomassa é mais facilmente aderida, pois, com a constante passagem do efluente, promove o crescimento e o aumento da aderência dessa biomassa no meio suporte forma uma película de microrganismos que facilita a degradação da matéria orgânica e o processo de nitrificação.

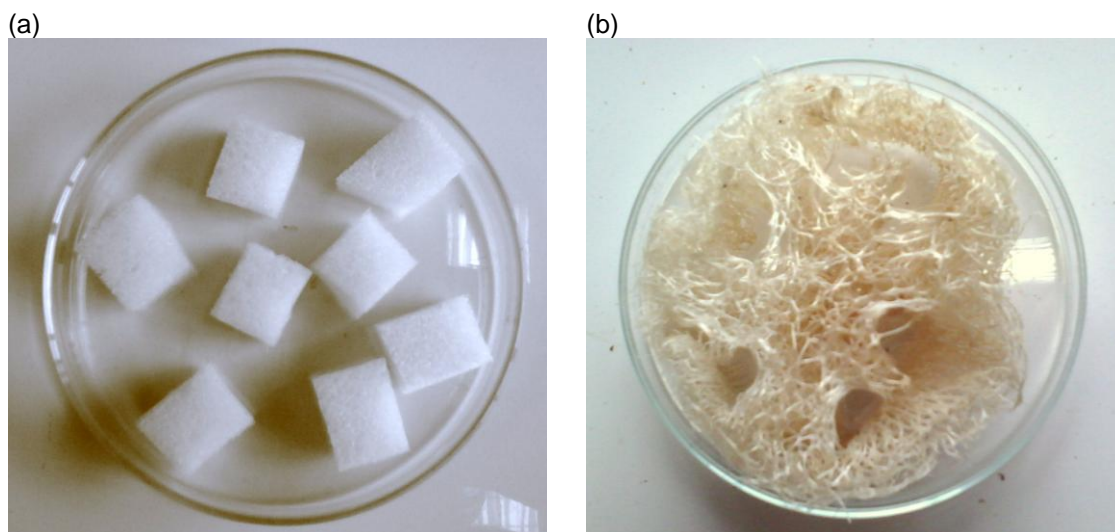


Figura 6 – Meios suportes utilizados para imobilização da biomassa: a) *Luffa cylindrica* (bucha vegetal); b) Matrizes cúbicas de espuma de poliuretano

Poças et al. (2004), ressalta ainda que como a bucha vegetal apresenta uma forma cilíndrica e com um arranjo entrelaçado e altamente poroso.

A espuma de poliuretano foi utilizada no compartimento 5 após o ponto de injeção de ar. As matrizes cúbicas de espuma de poliuretano tem densidade aparente de $0,026 \text{ mg.L}^{-1}$ e arestas de 20 mm. Zaiat (1996), afirma que a utilização da espuma de poliuretano é adequado, pois, possui alta porosidade interna uma estabilidade à hidrólise, uma difícil degradação e capacidade de reter os microrganismos considerado um meio de suporte apropriado a adesão de biomassa microbiana.

4.3 MONITORAMENTO DO REATOR

O reator foi operado de modo contínuo em fluxo ascendente com três diferentes TDHs de 22, 16 e 10 horas para avaliar a eficiência do reator no tratamento do efluente bovino. O período de aclimação de cada TDH foi de aproximadamente 20 dias para poder promover tempo hábil para imobilização da biomassa.

Para analisar o comportamento do reator foram realizadas 4 perfis espaciais para cada TDH avaliado, os parâmetros utilizados para a caracterização do

substrato e do efluente do reator seus respectivos métodos de análises e referências são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos utilizados na avaliação do substrato e do efluente do RAALF.

Parâmetros	Método de Análise	Referência
pH	Potenciométrico	Eaton (2005)
Temperatura (°C)	Termômetro	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	Ripley et al. (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	Titulométrico	Dillalo e Albertson (1961)
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton (2005)
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Polarográfico	Eaton (2005)
Nitrogênio amoniacal (mgN-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Titulométrico	Eaton (2005)
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton (2005)
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton (2005)
Fósforo Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	Eaton (2005)
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton (2005)
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	Eaton (2005)

FONTE: Autoria própria

O substrato utilizado foi composto de efluente bruto de matadouro bovino coletado semanalmente na entrada do tanque de sedimentação do sistema de tratamento de efluentes do empreendimento localizado no Município de Campo Mourão, Paraná, e mantido a temperatura ambiente.

Foi realizado também o cálculo de remoção global do nitrogênio de acordo com a Equação 18, onde é realizada a somatória das concentrações de Nanom, nitrito e nitrato no afluente e no efluente do RAALF.

$$\text{Eficiência (\%)} = [(Na - Ne)/Na] \times 100 \quad (13)$$

Em que:

Na: concentração do nitrogênio no afluente;

Ne: concentração do nitrogênio no efluente.

4.4 DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE CINÉTICA

Além da avaliação da eficiência do reator quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogenada se determinou os coeficientes cinéticos de degradação da matéria orgânica (k) para os respectivos TDHs analisados, por meio do ajuste dos dados de DQO filtrada pelo modelo cinético de ordem zero e de primeira ordem, representado na Equação 13 e 14, respectivamente (LEVENSPIEL, 1999).

$$C = C_0 - K.d/v \quad (14)$$

$$C = C_0.e^{-K.d/v} \quad (15)$$

Em que:

C: concentração do substrato no efluente (mg.L^{-1});

K: taxa de remoção do substrato (d^{-1});

e: exponencial

C_0 : concentração do substrato no afluente (mg.L^{-1});

d/v: distância/velocidade

Foi realizada a determinação da velocidade da reação através da Equação 15 fazendo para ordem zero e 1ª ordem utilizando os parâmetros DQO filtrada e nitrogênio amoniacal. Os parâmetros cinéticos usados para a realização dos cálculos foram obtidos a partir do ajuste de curva de decaimento de DQO filtrada e Nanom.

$$V_r = \pm KC^n \quad (16)$$

Em que:

V_r = velocidade da reação [$\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$];

C = concentração do efluente em um ponto determinado do reator (mg.L^{-1});

k = constante de reação (h^{-1});

n = ordem da reação;

Integrando a Equação 16, obtêm-se a Equação 17 e 18.

$$\ln C = \ln C_0 - kt \quad (17)$$

$$C = C_0.e^{-kt} \quad (18)$$

Em que:

C = concentração da matéria orgânica em termos de DQO filtrada ou de matéria nitrogenada (mg.L^{-1});

C_0 = concentração afluente de matéria orgânica em termos de DQO filtrada ou de matéria nitrogenada (mg.L^{-1});

k = constante de reação (h^{-1});

t = tempo (h).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

Um resumo dos valores mínimos, máximos, média e desvio padrão obtidos com a caracterização do substrato (afluente) utilizado na alimentação do RAALF, é apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 – Resumo dos valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão da caracterização do substrato.

Parâmetros	Mín	Máx	Méd	DP
TL (°C)	23,6	29,0	26,3	0,6
OD (mg.L ⁻¹)	0,5	3,0	1,1	0,5
pH	6,1	8,2	6,8	0,3
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	297,0	985,0	478,0	179,0
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	43,0	391,0	159,0	41,0
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	184,0	400,0	269,0	31,0
NAMON (mgNH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	32,0	256,0	137,0	25,0
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,01	448,7	0,1	0,1
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	9,0	79,7	47,8	17,9
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,1	1,4	0,5	0,3
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	926,5	4.606,5	2.775,5	636,5
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	429,0	3.376,5	1.288,0	645,8
ST (mg.L ⁻¹)	902,0	10.192,0	4.896,0	725,0
SST (mg.L ⁻¹)	19,0	10.192,0	918,9	1.133,0

Legenda – mín: mínimo; máx: máximo; méd: médio; DP: desvio padrão; TL: temperatura do líquido; OD: oxigênio dissolvido; AB: alcalinidade à bicarbonato; AVT: ácidos voláteis total; NTK: nitrogênio total Kjeldhal; Namon: nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻: nitrito; N-NO₃⁻: nitrato; P: fósforo; DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais.

FONTE: Autoria própria

Pelos dados apresentados na Tabela 4 é possível notar que mesmo a temperatura do substrato ter alcançado 29,0 °C ainda não é considerado ideal para o bom funcionamento do RAALF, pois segundo Gerardi (2006), a temperatura ideal para favorecer o processo de digestão anaeróbia deve ser superior 30 °C.

Os valores de OD no substrato ficaram de acordo com que é estipulado pela literatura, essa concentração de oxigênio garantiu a ação das bactérias nitrificantes segundo Metcalf e Eddy. (2003).

O pH do substrato não apresentou problemas para os processos biológicos de tratamento, pois, segundo LETTINGA (1999), os valores do pH devem estar próximos de 7,5 para promover a atividade microbiana.

Para Ripley et al. (1986), a relação AVT/AB (ácidos voláteis totais/alcalinidade à bicarbonato) deve ser menor que 0,3, mas Behling et al. (1997) apontam que essa relação pode variar entre 0,4 a 0,8 e apresentar uma alcalinidade entre 1000 a 5000 mgCaCO₃.L⁻¹. O valor encontrado para essa relação no substrato foi de 0,33, indicando assim boa capacidade tampão do processo anaeróbio e a concentração de alcalinidade encontrou dentro do limite estipulado.

Silva Junior (2011), explica que as concentrações de nitrogênio total são equivalentes ao NTK desconsiderando os valores de nitrito e nitrato. Pode-se observar que os valores de nitrogênio total apresentaram diferença nos resultados mínimos e máximos. Essa diferença de vazão é justificada pela variedade de número de animais abatidos por dia, que oscilam entre 75 a 100 cabeças abatidas por dia.

Com relação aos valores altos, como pode ser observado na Tabela 4, Araújo Jr (2006), explica que estes valores para nitrito é justificado pelo valor elevado do NTK, já os valores de nitrato não apresentaram uma variação significativa.

Foi realizado no substrato a relação DQO/NTK (demanda química de oxigênio/nitrogênio total kjeldahl) e de acordo com Carvallo, Poirrier e Chamy (2002), em relação a nitrificação, valores mais elevados desta relação podem apresentar um favorável crescimento das bactérias heterotróficas ao serem comparadas com as nitrificantes, ou seja, essa relação deve ser menor que três para que a nitrificação não seja comprometida.

Já de acordo com a degradação da matéria orgânica Metcalf e Eddy (2003), a relação DQO/NTK deve ser superior que cinco para que haja oxidação da matéria orgânica, pois com valores menores a degradação da matéria orgânica ficará comprometida, haverá uma falta de matéria orgânica e as bactérias começarão a competir entre si por falta de alimento. Portanto, o valor obtido desta relação para o

substrato foi de 10,3, apresentado assim um bom desempenho na degradação de matéria orgânica.

Os valores de matéria orgânica em termos de DQO bruta e filtrada, sólidos totais e sólidos suspensos totais apresentaram uma grande variação, essa oscilação pode ser explicada pela água residuária utilizada, pois o matadouro é de pequeno porte, sofrendo assim variações na vazão de matéria orgânica em relação ao número de abate por dia. E a concentração de fósforo no substrato não apresentou variação significativa.

5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO RAALF

Foram realizadas análises físico-químicas do efluente para avaliar o comportamento do reator operando com TDHS de 22, 16 e 10 horas. Os resultados médios, valores mínimos e máximos e o desvio padrão de cada parâmetro estão apresentados nas Tabelas 5, 6 e 7.

Tabela 5 – Resultados dos perfis espaciais do RAALF com TDH de 22 h

Parâmetros	Min	Máx	Méd	DP
TL (°C)	22,8	29,1	25,9	2,9
OD (mg.L ⁻¹)	4,6	12,5	8,9	3,4
pH	7,2	7,5	7,4	0,1
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	59,0	1.191,1	377,5	545,9
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	0,23	73,1	40,5	30,5
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	22,6	35,7	27,8	5,8
AMON (mgNH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	2,8	6,7	4,8	1,6
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,1	0,4	0,3	0,1
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	1,6	57,8	16,9	27,3
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,1	0,8	0,6	0,3
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	29,0	149,0	97,1	57,0
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	34,0	96,5	61,5	26,4
ST (mg.L ⁻¹)	1.004,0	1.592,0	1.189,5	274,7
SST (mg.L ⁻¹)	2,0	26,0	15,0	10,4

Legenda – mín: mínimo; máx: máximo; méd: médio; DP: desvio padrão; TL: temperatura do líquido; OD: oxigênio dissolvido; AB: alcalinidade à bicarbonato; AVT: ácidos voláteis total; NTK: nitrogênio total Kjeldhal; Namon: nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻: nitrito; N-NO₃⁻: nitrato; P: fósforo; DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais.

FONTE: Autoria própria

Tabela 6 – Resultados dos perfis espaciais do RAALF com TDH de 16 h

Parâmetros	Min	Máx	Méd	DP
TL (°C)	28,1	28,3	28,2	0,1
OD (mg.L ⁻¹)	6,4	14,4	10,8	3,7
pH	6,2	7,0	6,7	0,3
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	37,9	765,3	254,3	342,5
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	19,2	59,3	40,6	16,4
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	10,9	18,7	15,1	3,3
AMON (mgNH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	7,0	16,8	13,2	4,3
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,02	0,3	0,2	0,1
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	4,9	35,0	23,7	13,1
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,1	0,7	0,4	0,3
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	74,0	259,0	154,0	77,9
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	71,5	179,0	117,7	48,0
ST (mg.L ⁻¹)	562,0	1.028,0	826,5	235,5
SST (mg.L ⁻¹)	2,0	42,0	16,3	18,6

Legenda – mín: mínimo; máx: máximo; méd: médio; DP: desvio padrão; TL: temperatura do líquido; OD: oxigênio dissolvido; AB: alcalinidade à bicarbonato; AVT: ácidos voláteis total; NTK: nitrogênio total Kjeldhal; Namon: nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻: nitrito; N-NO₃⁻: nitrato; P: fósforo; DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais.

FONTE: Autoria própria

Tabela 7 – Resultados dos perfis espaciais do RAALF com TDH de 10 h

Parâmetros	Min	Máx	Méd	DP
TL (°C)	24,2	26,5	25,5	1,1
OD (mg.L ⁻¹)	4,5	6,6	5,7	0,9
Ph	6,3	7,0	6,6	0,3
AB (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	16,26	876,3	249,2	418,4
ÁV (mgHAc.L ⁻¹)	31,7	36,8	33,1	2,5
NTK (mgNTK.L ⁻¹)	31,6	57,9	41,3	11,9
AMON (mgNH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	1,68	19,6	8,6	7,8
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,3	0,7	0,4	0,2
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	51,7	80,0	65,6	15,7
P (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	0,1	0,2	0,1	0,04
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	96,5	166,5	125,9	30,7
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	76,5	156,5	104,6	37,2
ST (mg.L ⁻¹)	664,0	760,0	700,0	42,4
SST (mg.L ⁻¹)	0,74	9,6	4,1	3,9

Legenda – mín: mínimo; máx: máximo; méd: médio; DP: desvio padrão; TL: temperatura do líquido; OD: oxigênio dissolvido; AB: alcalinidade à bicarbonato; AVT: ácidos voláteis total; NTK: nitrogênio total Kjeldhal; Namon: nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻: nitrito; N-NO₃⁻: nitrato; P: fósforo; DQO: demanda química de oxigênio; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais.

FONTE: Autoria própria

5.2.1 Temperatura do Líquido e Oxigênio Dissolvido

Na Figura 7 pode se observar que a temperatura do líquido ficou no intervalo ideal descrito por Neufeld; Greendield; Rieder (1986), e Gerardi (2006), cujo valor ótimo fica entre 25 a 35 °C.

Somente o perfil dois, no TDH de 22 horas, se obteve um valor abaixo do recomendado pela literatura, mas não atrapalhou o tratamento do efluente. Os demais perfis dos TDHs estudado encontraram valores ideais para a manutenção dos microrganismos presentes no efluente. Pode-se observar que não houve muita alteração da temperatura do reator dentre os perfis de amostragem analisados o que favoreceu o crescimento de bactérias nitrificantes na zona como a *Nitrosomonas* sp.

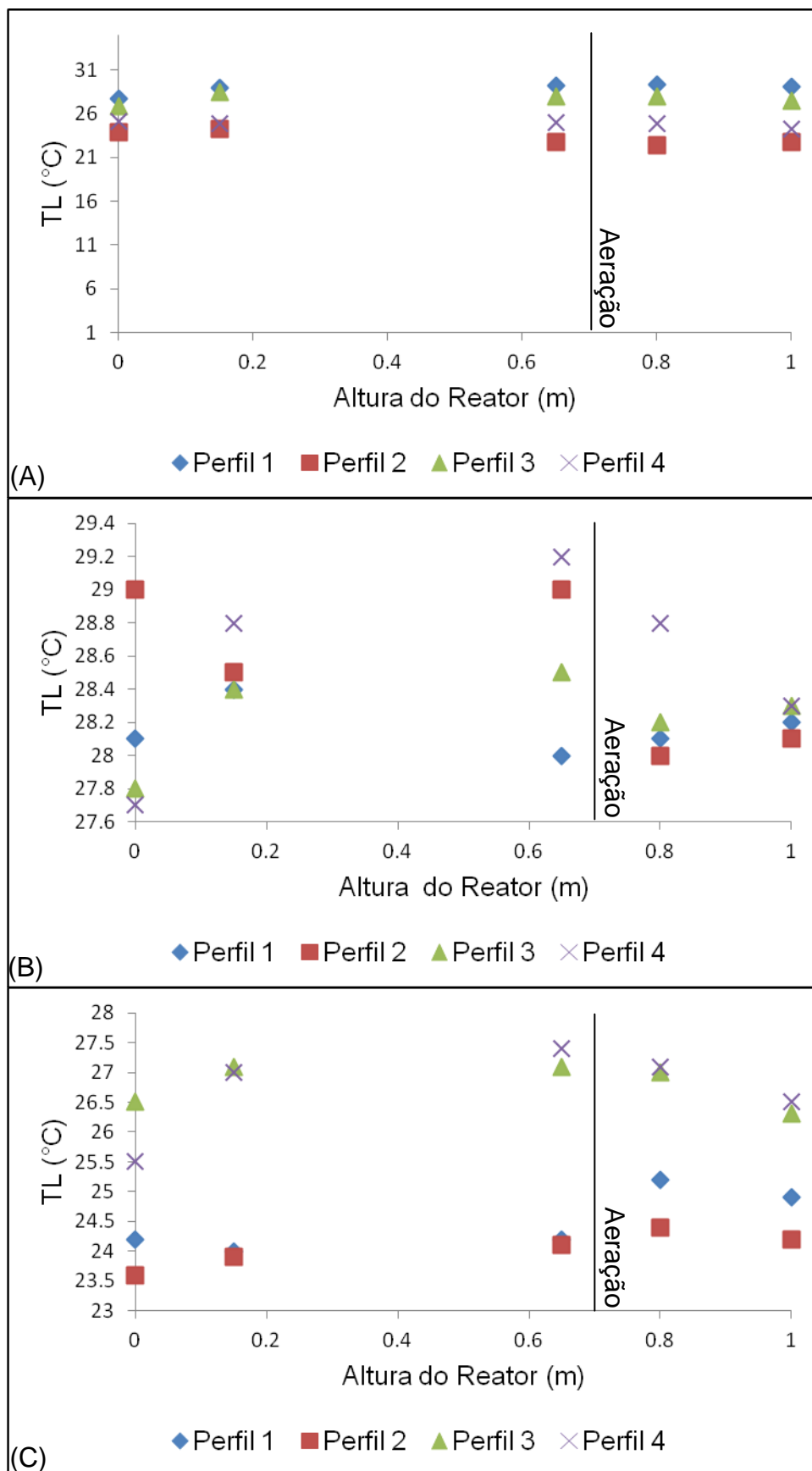


Figura 7 – Variação da temperatura do líquido ao longo do RAAFL
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

O oxigênio dissolvido também é um fator limitante para a ocorrência da nitrificação no efluente. Segundo Nogueira (1988) e Gerardi (2006), é preciso que a demanda de OD seja de 4,6 gO₂ para cada gH-NH₄⁺ para que a oxidação da amônia ocorra, sendo necessário manter os valores de OD acima de 2,0 mg mg.L⁻¹ para garantir a ação das bactérias nitrificantes (Figura 8).

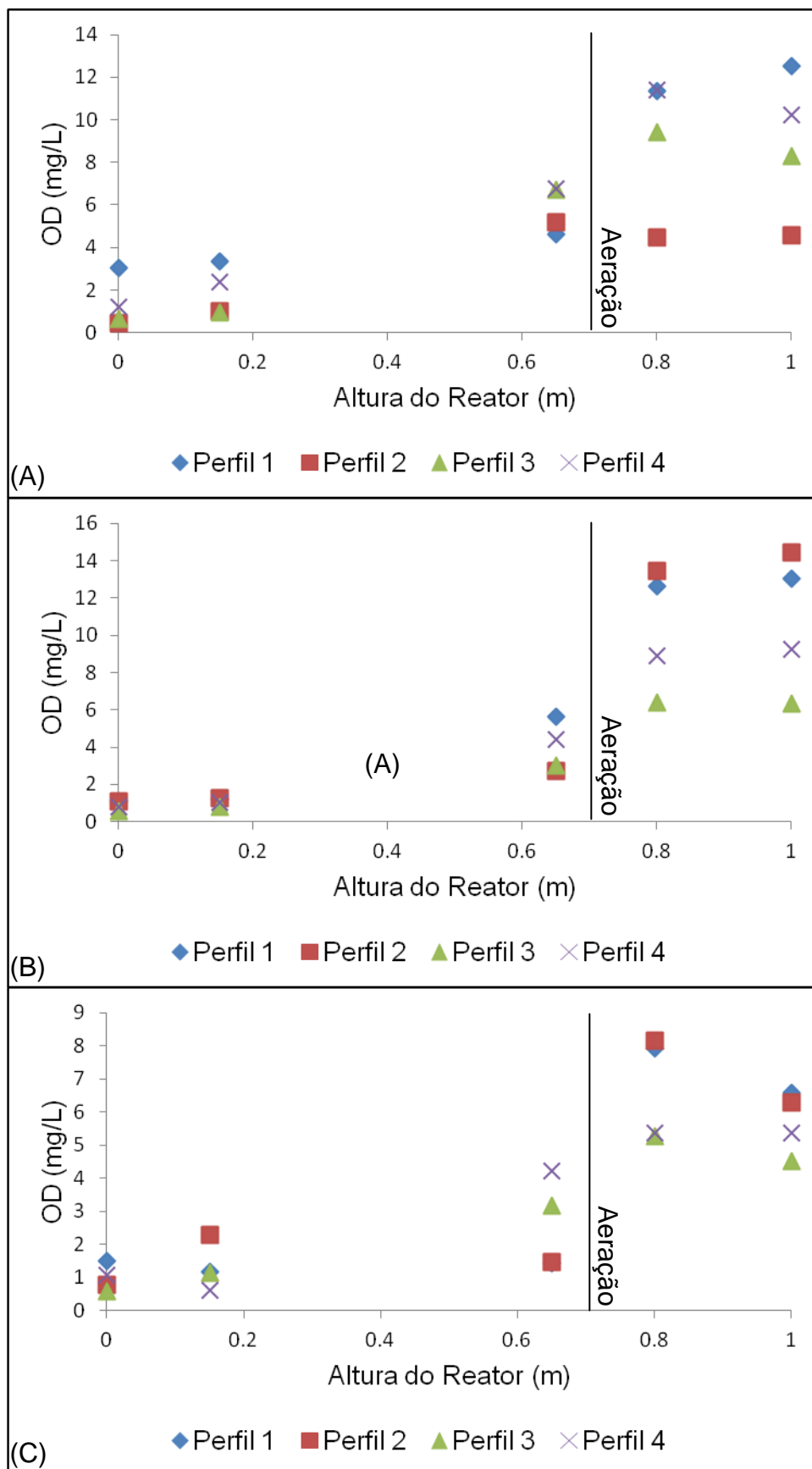


Figura 8 – Variação da concentração de OD ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

Em todos os perfis amostrais e para todos os THDs avaliados o valor de OD aumentou após a injeção de ar no reator, os valores das concentrações permaneceram acima do recomendado o que garantiu a ação das bactérias nitrificantes. Os valores baixos apresentados na zona aerada podem ser ocasionados pela mangueira entupida do compressor de ar.

5.2.2 pH, Alcalinidade a Bicarbonato e Ácidos Voláteis

Na Figura 9 o valor do pH apresentou um certo equilíbrio ao longo da altura do reator e para Ahmed et al. (2007), os valores ideais de pH devem estar na faixa de 7,2 a 8,6, pois, com um pH menor de 6,3 a nitrificação é quase cessada. Pode se observar que o perfil 1 dos TDHs de 16 e 10 horas foram que apresentaram valores próximos do valor limite recomendado pela literatura, o que poderia atrapalhar no processo de nitrificação. Mas, mesmo com esses valores reduzidos, o processo e o sistema não foram afetados, o que possibilitou a nitrificação da amônia e a degradação da matéria orgânica. De acordo com Speece (1996), os valores encontrados de pH são ideais para auxiliar o crescimento de bactérias anaeróbias.

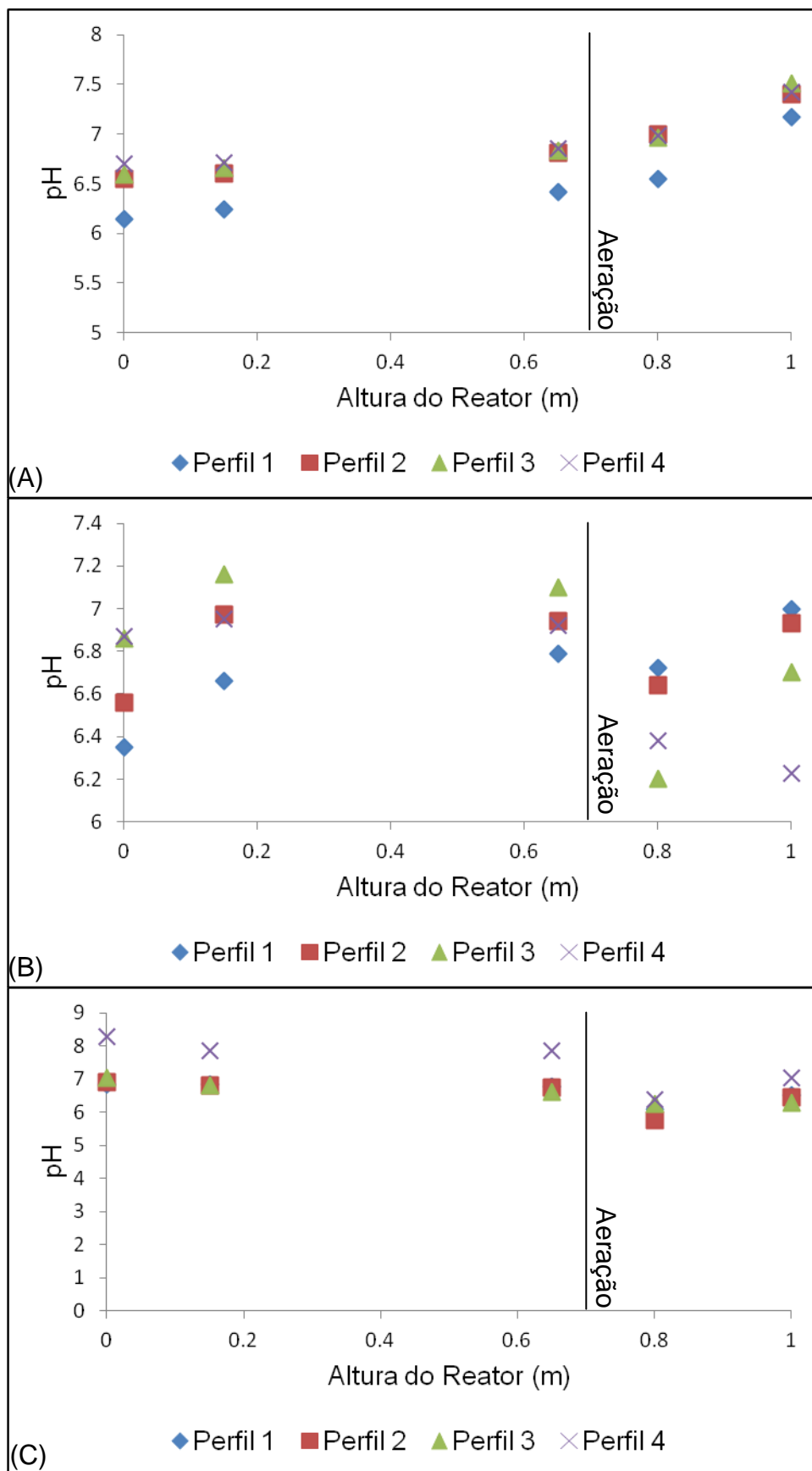


Figura 9 – Variação do pH ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

Os valores de alcalinidade a bicarbonato não devem ser inferiores a 100 mgCaCO₃.L⁻¹ pois poderá afetar os processos de nitrificação no reator (GUJER, 1984). Os valores encontrados mínimos de alcalinidade estão acima do limite estabelecido como pode ser observado nas Tabelas 5, 6 e 7, mas para Biesterfeld et al. (2003) esses valores não devem ser inferiores a 45 mgCaCO₃.L⁻¹, pois ao observarem valores abaixo do proposto as taxas de nitrito e nitrato são interferidas em biofilmes nitrificantes (Figura 10).

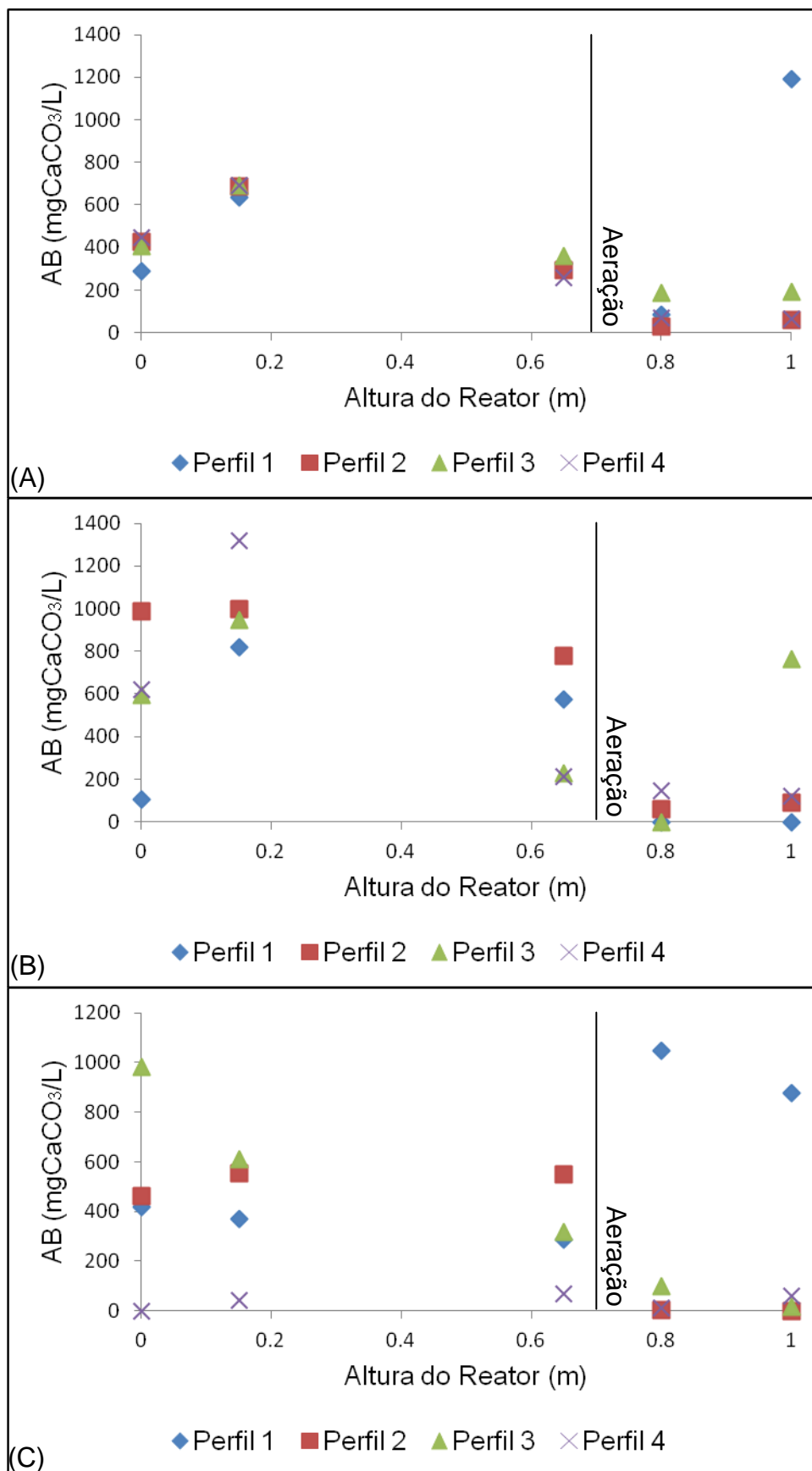


Figura 10 – Variação da concentração de alcalinidade a bicarbonato ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

Pode ser observado que os valores de AB apresenta um decréscimo após a injeção de ar, evidenciando assim o processo de nitrificação. Somente nos perfis um do TDH de 22, três nos TDHs de 16 e 10 horas, apresentaram um aumento no valor de alcalinidade a bicarbonato, esse aumento pode interferir na nitrificação da amônia e prejudicar o sistema.

Nos demais perfis houve uma estabilização na zona anaeróbia e um decréscimo na zona aeróbia. O que mostrou a ocorrência da nitrificação no sistema decorrente do consumo de carbono inorgânico, ou seja, o processo de nitrificação apresenta duas reações que são responsáveis pelo consumo de alcalinidade. O primeiro é a utilização da alcalinidade a bicarbonato como fonte para realizar a síntese celular e a segunda é a produção de ácido nitroso (GERARDI, 2006).

Netto (2007), operou um reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo e fluxo ascendente com recirculação na fase líquida em escala piloto para o tratamento de esgoto sanitário, que apresentou um decréscimo nos valores da alcalinidade a bicarbonato com o início da nitrificação.

Em relação aos ácidos voláteis pode ser observado na Figura 11 que apresentou concentrações menores após a aeração mostrando assim que o consumo da matéria orgânica se apresenta estável e obteve valores menores do que encontrados no substrato do RAALF.

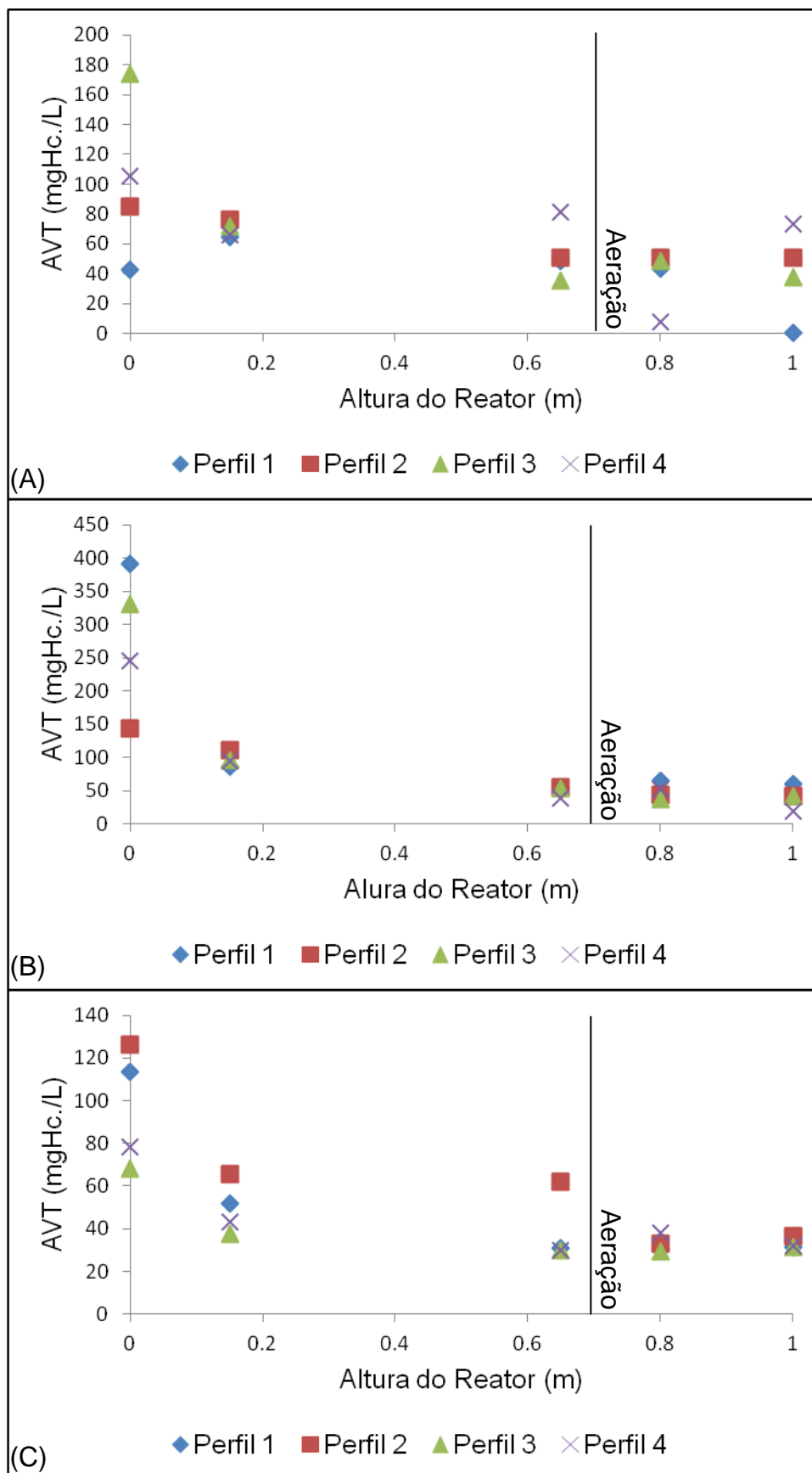


Figura 11 – Variação da concentração de ácidos voláteis ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

Como foi feito para a caracterização do substrato se realizou o cálculo da relação AVT/AB e de acordo com Ripley et al. (2003) a relação AV/AB não deve ultrapassar a 0,3 em processos anaeróbios. Para os TDHS de 22, 16 e 10 horas, está relação apresentou valores de 0,11, 0,17 e 0,14 respectivamente, o que mostrou assim que o reator também apresenta capacidade tampão, ou seja, mostra que o reator está em equilíbrio.

5.2.3 Série Nitrogenada e Fosforada

Os valores de NTK no efluente mostraram valores menores que os valores do afluente e isso é decorrente da remoção de nitrogênio através da nitrificação (Figura 12).

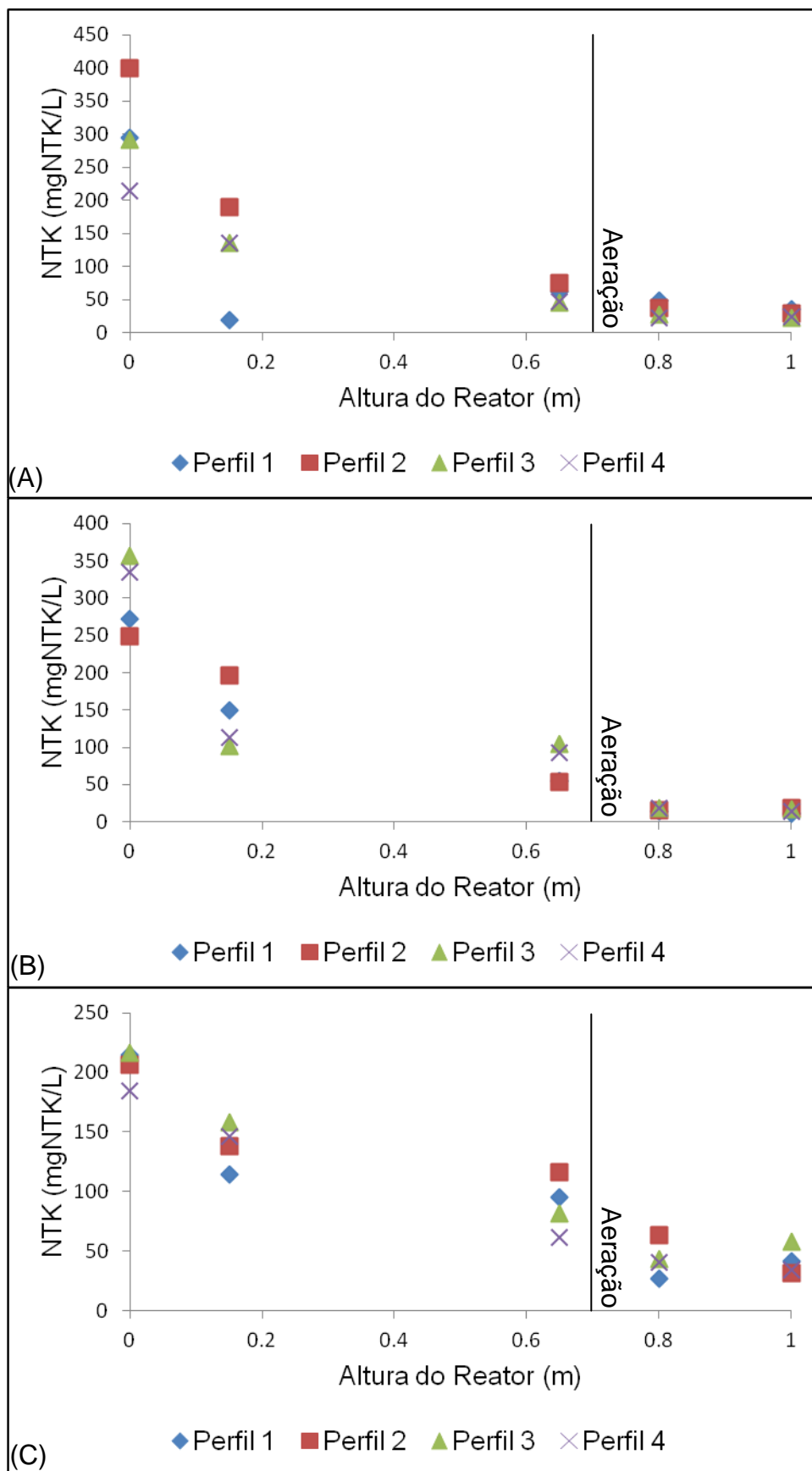


Figura 12 – Variação da concentração de NTK ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

A remoção de NTK nos TDHS de 22, 16 e 10 horas, apresentaram valores de 91, 95 e 80% respectivamente, essa remoção se explica pelo fato de que com menores cargas orgânicas as bactérias nitrificantes se encontram em situações mais propícias que as heterotróficas, e a nitrificação foi incentivada apresentando portanto, altas taxas de remoção (QUADRO et al., 2003).

Araújo Junior (2006), obteve uma remoção de NTK de 94% com um reator combinado de leito fixo para o tratamento de efluente de uma indústria produtora de lisina, tendo uma ótima remoção com TDH de 35 horas e uma razão de circulação de 3,5.

A relação DQO/NTK para os TDHS de 22, 16 e 10 horas foram de 3,5, 10,2 e 3,0 respectivamente. O valor alto da relação para o TDH de 16 horas pode comprometer a nitrificação, pois haverá uma produção maior de bactérias heterotróficas que irão competir por alimento com as nitrificantes.

Pode se observar na Figura 13 que houve um decréscimo na concentração de nitrogênio amoniacal. Isso mostra que a amônia foi oxidada para a realização da nitrificação, em que este é convertido em nitrito e nitrato.

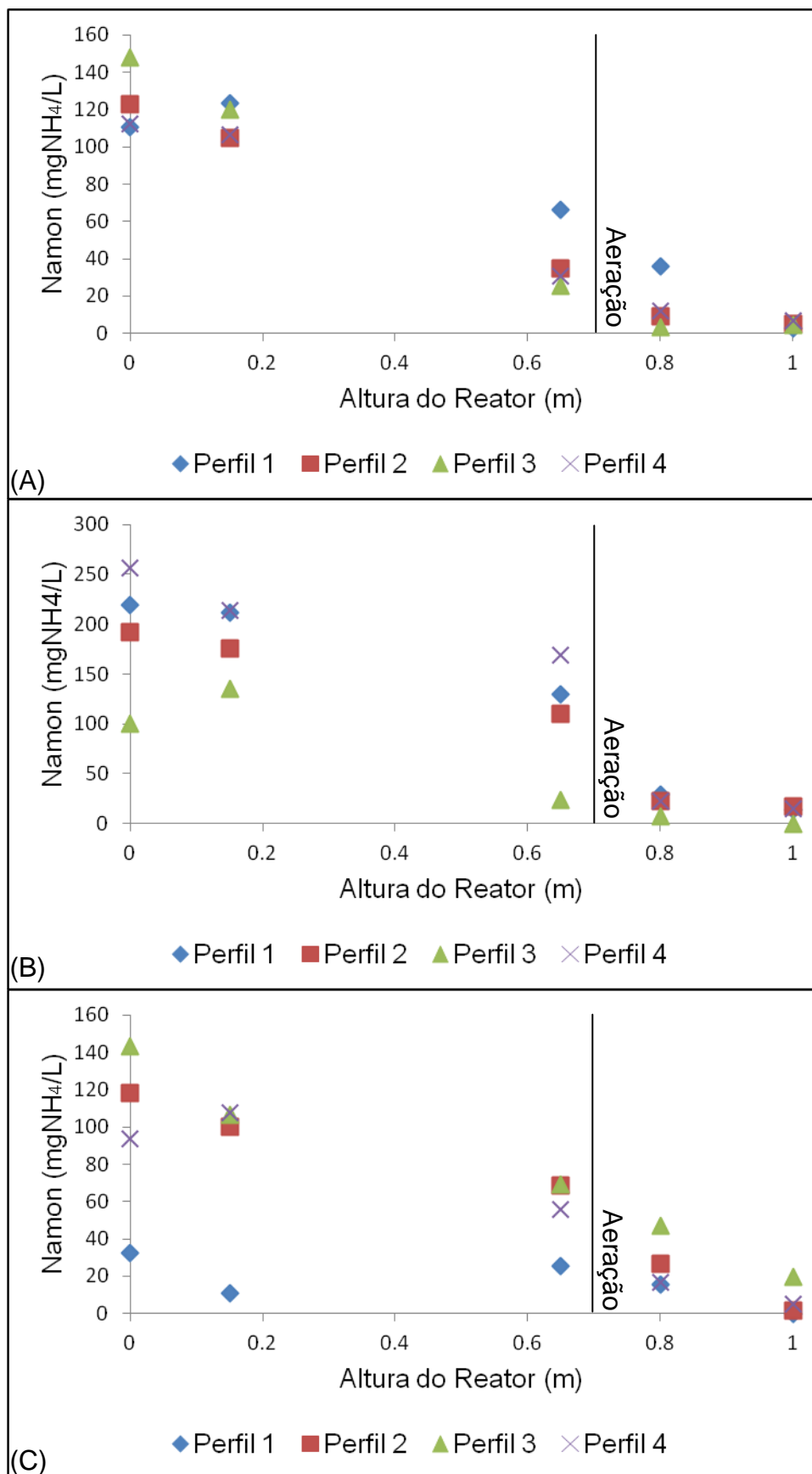


Figura 13 – Variação da concentração de Nanom ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

A remoção de Namon no TDH de 22 horas foi de 96%, já no TDH de 16 horas houve um decréscimo de remoção em relação ao TDH de 22 horas, apresentou uma remoção de 94% e no TDH de 10 horas, a eficiência de remoção foi de 93%. Pode-se observar que o TDH de 22 horas houve uma maior eficiência na remoção do Namon comparando aos outros TDHs. E em comparação com a literatura em todos os TDHs os valores se encontram em acordo ou superiores do que foram obtidos.

Ao avaliar o desempenho de filtro biológico percolado, constituído de dois compartimentos sobrepostos, utilizando para a nitrificação e outro para desnitrificação, Vitória (2006), obteve uma remoção de Namon de 60 a 74%.

Mahmoud et al. (2011), estudaram dois sistemas combinados anaeróbio-aeróbio, sendo que o primeiro era composto por um reator híbrido com um sistema de DHS (*downflow hanging sponge*) e o segundo feito de tanque de sedimentação primário com um reator DHS. Os autores obtiveram uma eficiência na remoção de Namon de 83%.

As concentrações de nitrito após a aeração mostrou crescimento isso mostra a conversão de Namon em nitrato, o que expõe o processo de nitrificação (Figura 14).

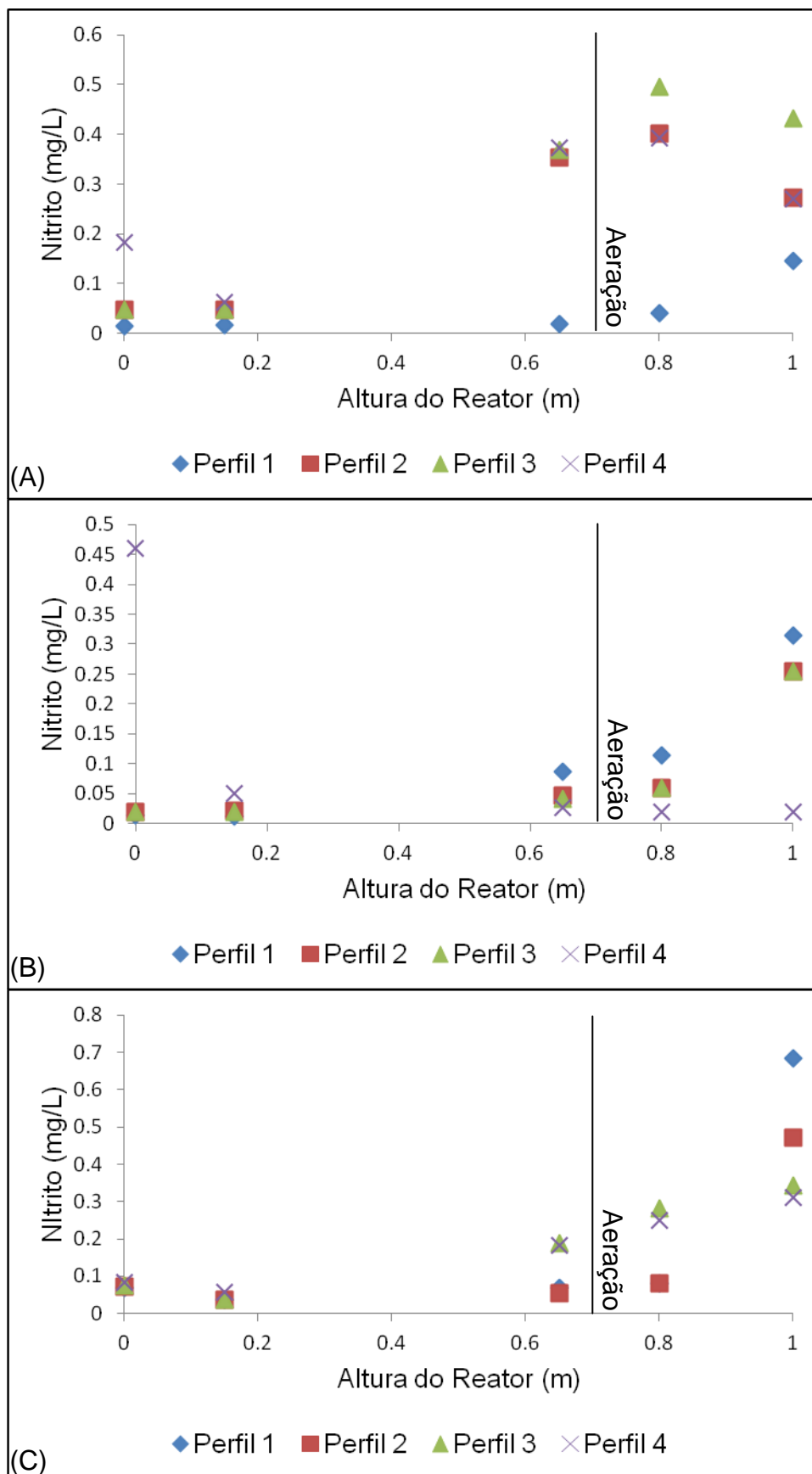


Figura 14 – Variação da concentração de nitrito ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

Nos TDHs estudados, pode-se observar que houve um crescimento nas concentrações de nitrato. Correlacionando com a Figura 13, observa-se que há uma queda na concentração destes, apresentando assim um grau de correspondência entre estes. E esse grau de correspondência, onde a concentração de Nanom diminui e a concentração de nitrato aumenta, aponta que o processo de nitrificação foi estabelecido.

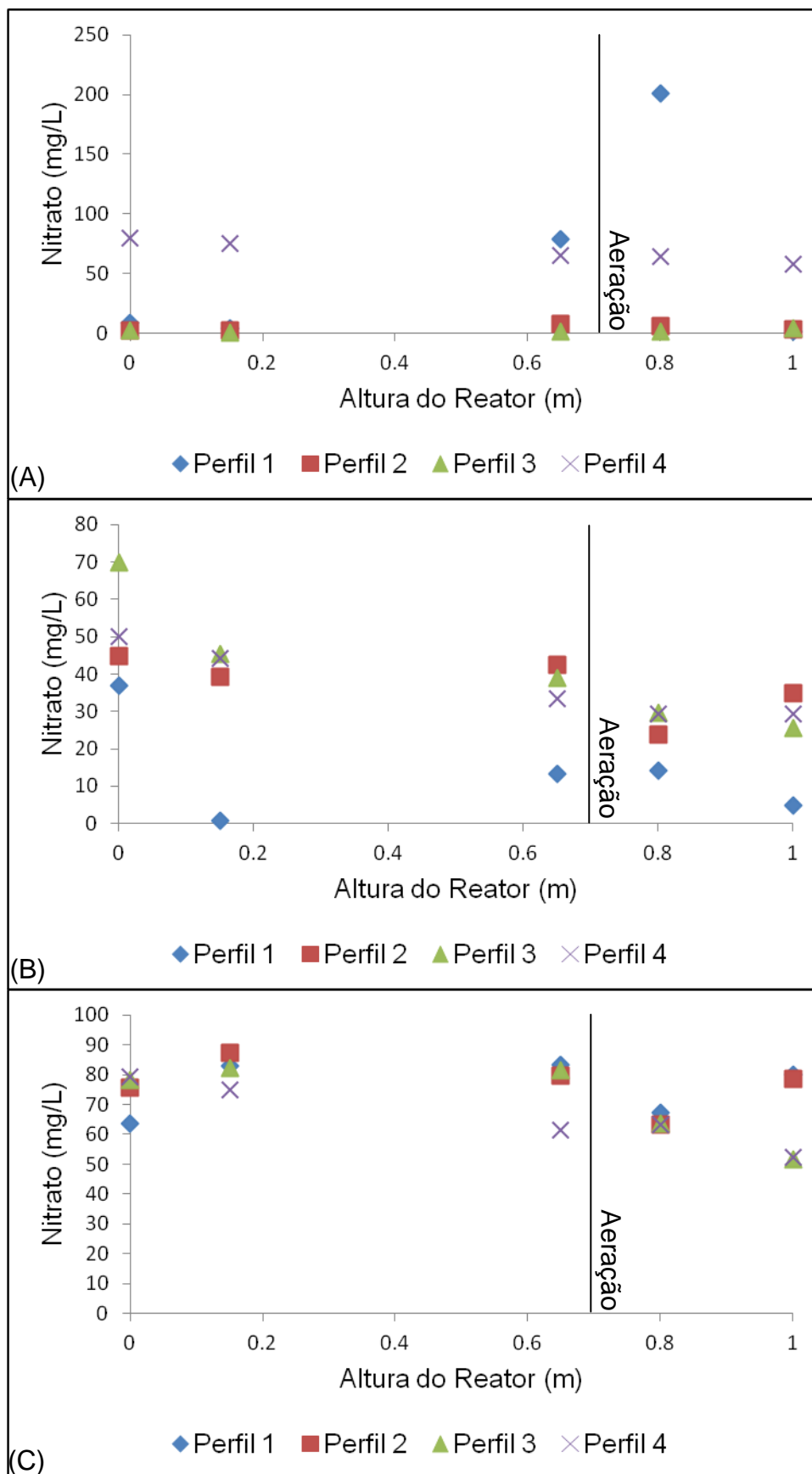


Figura 15 – Variação da concentração de nitrato ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

Já em termos de desnitrificação observou-se que não houve remoção de nitrato sendo que está foi acompanhada pela produção de nitrito. Essa situação pode mostrar que a desnitrificação foi comprometida ou cessada devido a falta de recirculação, pois as bactérias desnitrificantes precisariam de uma fonte externa de carbono para realizar a degradação do nitrito e nitrato, mas como isso não ocorreu o carbono contido no reator foi utilizado para realizar a nitrificação.

Estudo realizado por Teixeira (2006), usando biorreatores de nitrificação e desnitrificação, trabalhando conectados tratando efluente de frigorífico, apresentou uma baixa eficiência na remoção de nitrato, assim o autor supôs que essa baixa remoção poderia ter sido comprometido através da migração de microrganismos advindos do reator aeróbio e do oxigênio dissolvido. Sendo assim, estes microrganismos seriam responsáveis pela nitrificação do Nanom, realizando assim a formação de nitrito.

No presente trabalho a remoção de nitrogênio global para os TDHs de 22, 16 e 10 horas foram de 86%, 85% e 68% respectivamente, assim os valores obtidos estão de acordo com os apresentados na literatura.

Teixeira et al. (2008), avaliando a remoção de nitrogênio de efluente agroindustrial com a utilização de biorreatores obteve em 78 dias de operação uma eficiência global na remoção de nitrogênio de 60% com uma razão de recirculação (R) de 1,8. O autor justifica que o resultado apresentado corrobora o fato da remoção de nitrogênio poder ser explicado pela perda de amônia na fase gasosa ou oxidação de amônio.

Mesmo apresentando altas eficiências na remoção de nitrogênio, de acordo com a resolução nº 430/11 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o valor máximo permitido no lançamento de nitrogênio é de 20 mg.L⁻¹, portando, os valores obtidos em alguns perfis estão em desacordo com a legislação vigente.

Na Figura 16 pode-se observar que a concentração do fósforo não apresentou variação ao longo da altura do RAALF.

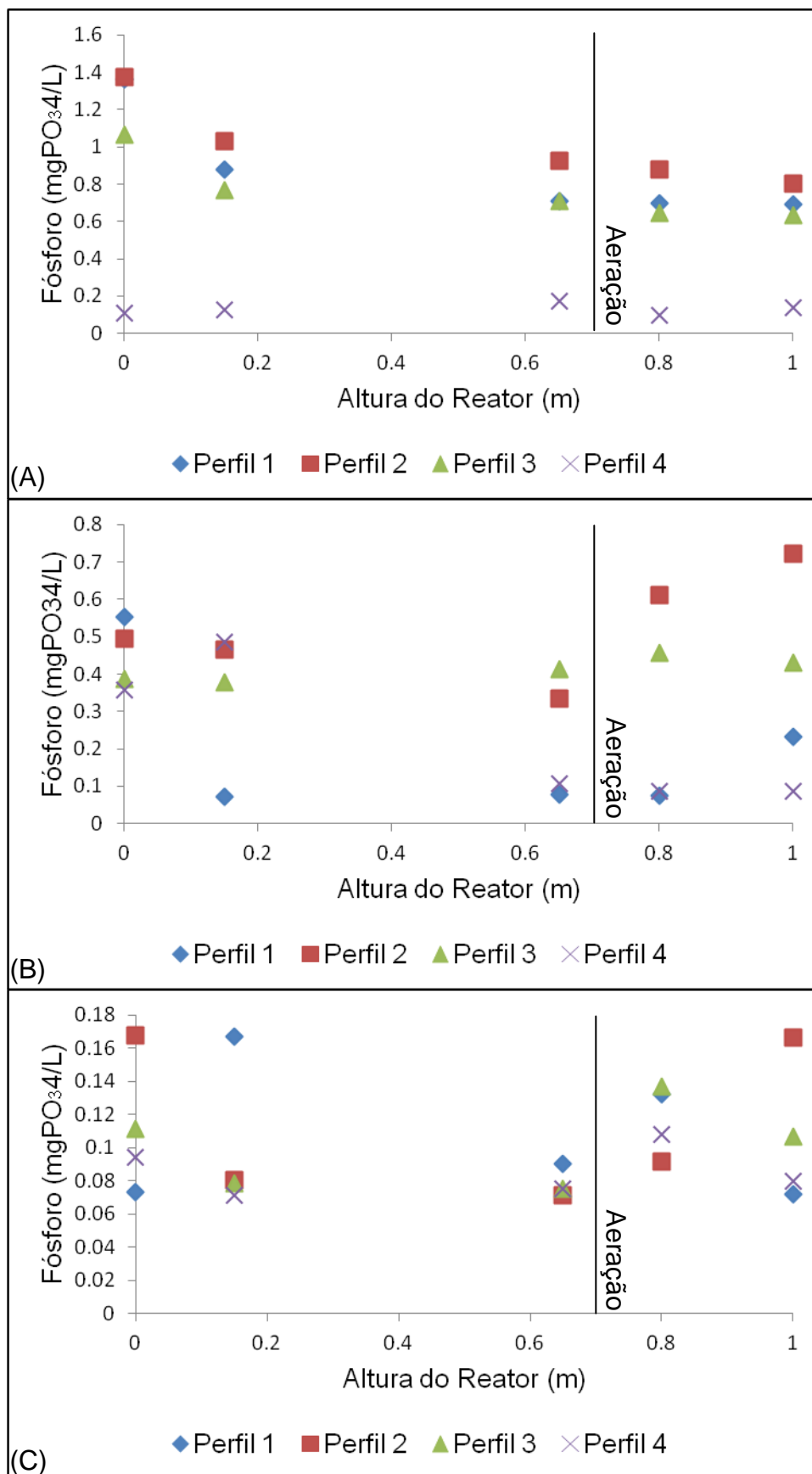


Figura 16 – Variação da concentração de fósforo ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

As eficiências na remoção de fósforo foram baixas, apresentando valores de 42% para o TDH de 22 horas, 18% para TDH de 16 horas e 5,0% para TDH de 10 horas. Essa baixa eficiência pode ser atribuída pela falta de recirculação do reator para fazer a retirada do fósforo de alguns pontos. O excesso de nitrito é considerado tóxico para as bactérias que fazem a degradação do fósforo, o que pode ocasionar a mortalidade destes.

Autores como Pickbrenner (2002), Mulkerrins et al. (2004) e Nóbrega (2009), apontam que a ineficiência na remoção do fósforo pode ser atribuída a alguns fatores como o crescimento da concentração de fósforo no efluente, sendo explicado pelo fenômeno de liberação secundária, que na ausência de ácidos voláteis pode atrapalhar na remoção.

De acordo com Li et al. (2005), com esses valores baixos na remoção de fósforo, pode-se concluir que este não foi utilizado pelos microrganismos no seu metabolismo na fase anaeróbia, sendo mantidos na forma de fosfatos e polifosfatos como reserva, sendo liberados em função do metabolismo celular.

Em seu trabalho, Lopes et al. (2011), encontraram resultados semelhantes, utilizando reator aeróbio em batelada, os autores afirmam que estas concentrações de fósforo podem trazer uma inibição das enzimas responsáveis para a assimilação do fósforo.

5.2.4 Matéria Orgânica, Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais

As concentrações de matéria orgânica, em termos de DQO bruta (Figura 17) e filtrada (Figura 18) apresentam valores menores na saída em relação a entrada, o que mostra a degradação da matéria orgânica, onde pode-se notar que essa remoção já ocorre na zona anaeróbia, mostrando assim a eficiência de reatores anaeróbios e a digestão anaeróbio pelas bactérias heterotróficas.

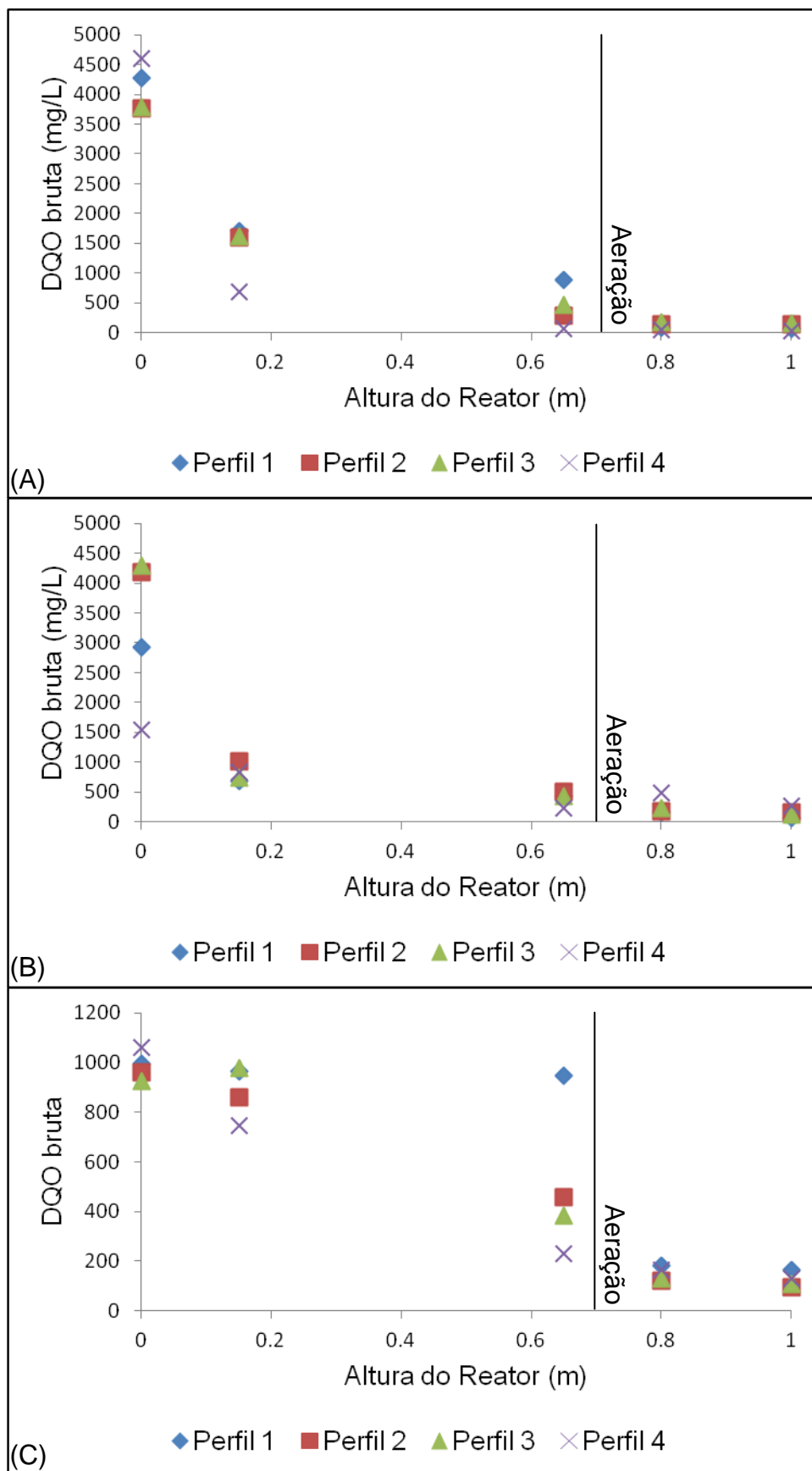


Figura 17 – Variação da concentração de DQO bruta ao longo do RAAF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

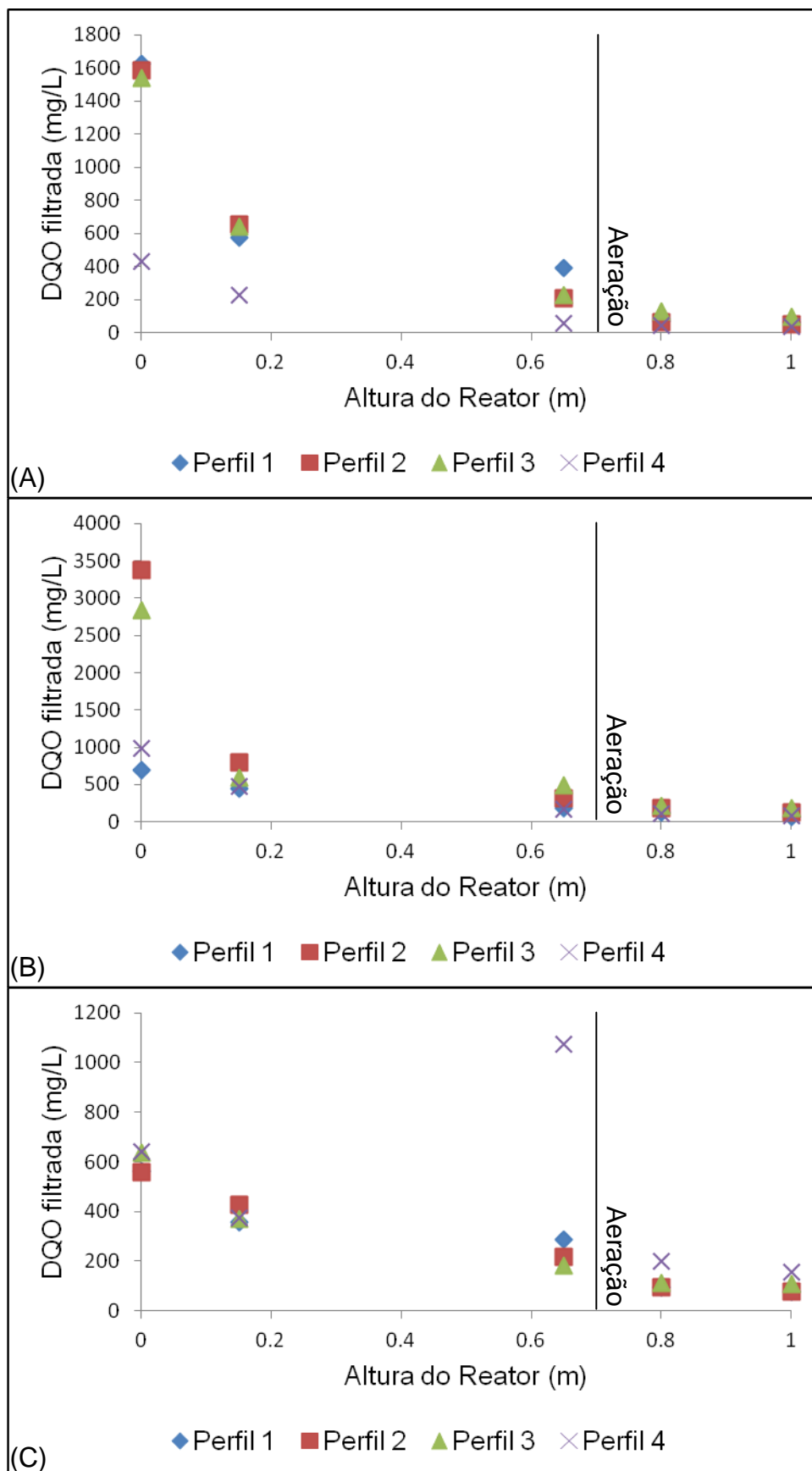


Figura 18 – Variação da concentração de DQO filtrada ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

As eficiências na remoção de matéria orgânica em termos de DQO tanto bruta e filtrada apresentaram conformidade com as remoções encontradas na literatura, obtendo valores de 98 e 95% para o TDH de 22 horas, 95 e 94% para TDH de 16 horas e uma remoção de 87 e 83% respectivamente, essa remoção mostra que o sistema apresenta processo de nitrificação. Alexandre et al. (2011), apresentam que a remoção de matéria orgânica em termos de DQO filtrada mostra o que é metabolizado pelos microrganismos presentes no sistema.

Estudos mostram que as eficiências obtidas no trabalho estão de acordo com a literatura, Pontes (2009), utilizando um reator combinado de leito fixo para tratamento de efluente de abatedouro de aves apresentou uma remoção de 90% de DQO. Netto (2007) apresentou uma remoção de 95% tratando efluente sanitário utilizando reator combinado.

Na Figura 19 pode se observar os valores de sólidos totais (ST) e a Figura 20 representa a variação da concentração de sólidos suspensos totais (SST) para os TDHs estudados.

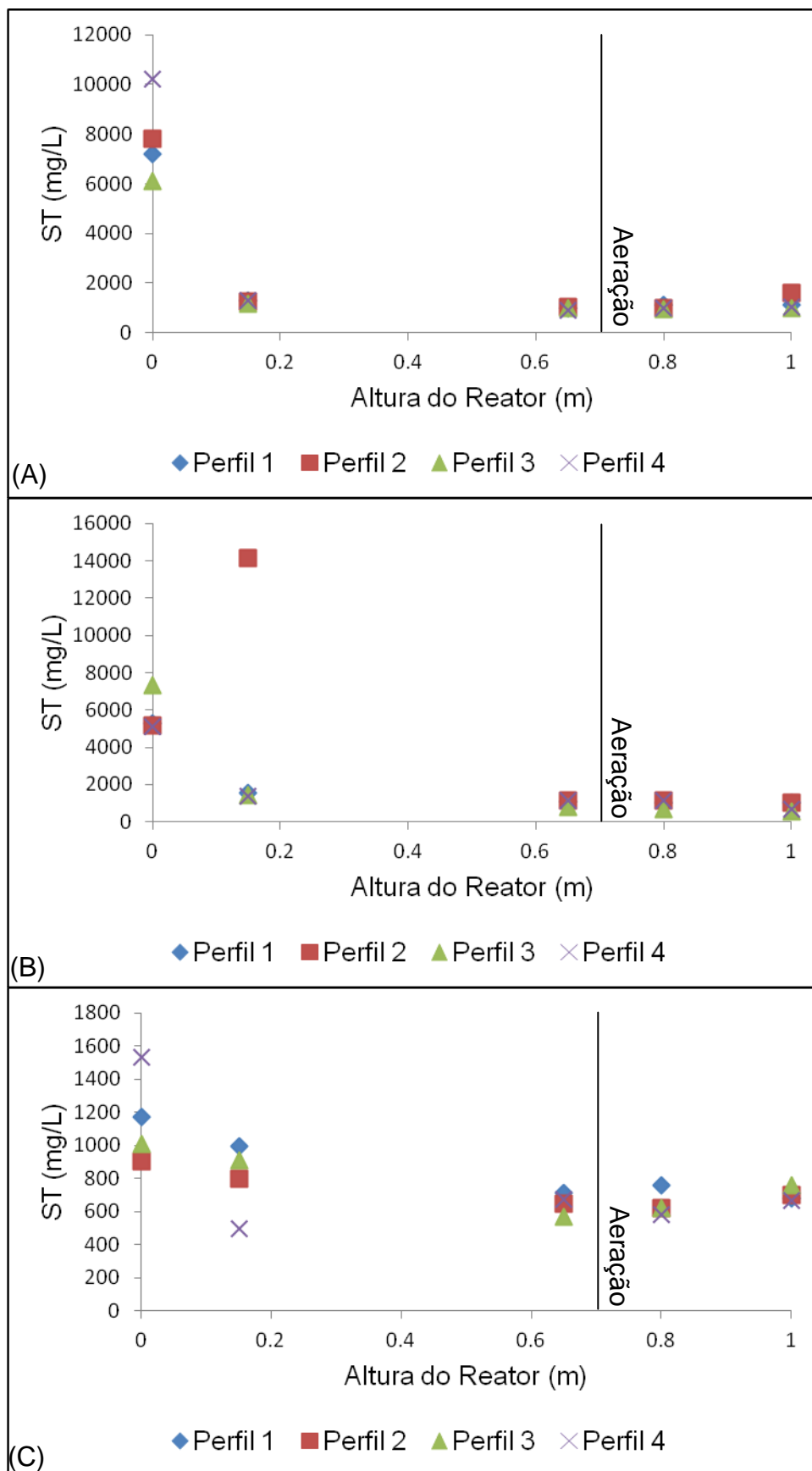


Figura 19 – Variação da concentração de ST ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

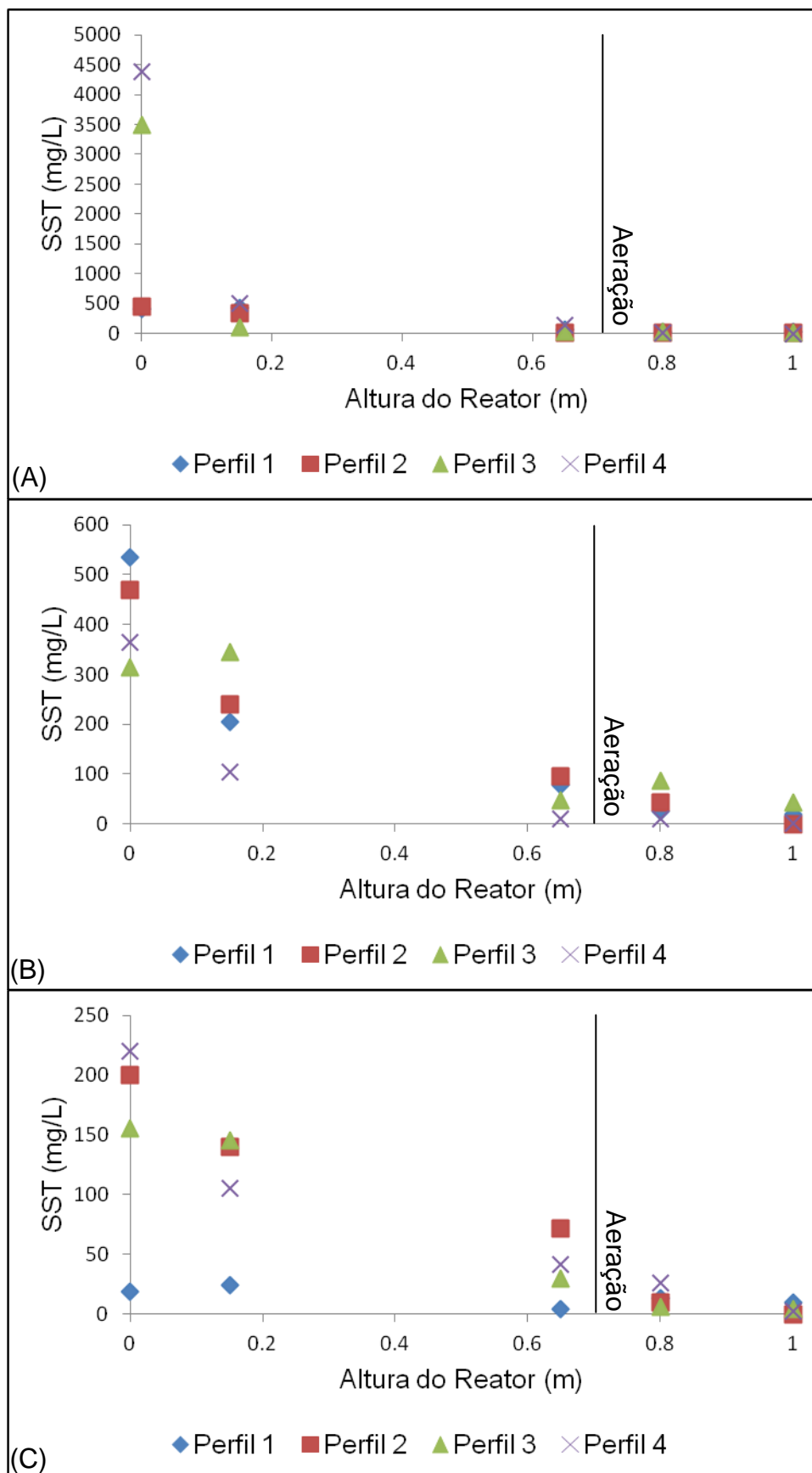


Figura 20 – Variação da concentração de SST ao longo do RAALF
 Legenda – (A): TDH de 22h; (B): TDH de 16h; (C): TDH de 10h.
 FONTE: Autoria própria

A remoção de ST para o TDH de 22 horas foi de 85%, para o TDH de 16 horas houve uma remoção de 86% e o TDH de 10 horas teve uma eficiência de 39%.

Pode se observar que no TDH de 10 horas a remoção de ST foi baixa, essa redução na eficiência pode ser explicado pelo arraste de biomassa, fazendo com que comprometa a remoção de matéria orgânica, Netto (2007), afirma que com a redução de TDH a 10 horas ocasionará um aumento na carga orgânica de maneira significativa, podendo afetar no rendimento do sistema. E o autor afirma que não afeta em termos de DQO filtrada mostrando resultados satisfatórios, comprovando os resultados corroborando com os obtidos neste estudo.

Já a remoção de SST nos TDHs de 22, 16 e 10 horas foram de 99, 96 e de 97%. No trabalho realizado por Victorelli (2009), utilizando UASB para tratamento de águas residuárias de suinocultura, objetivando a remoção de matéria orgânica, obteve-se uma remoção média de SST entre 95 a 97%.

Como foi para DQO a remoção de ST e de SST já se mostrava no reator anaeróbio, o que mostra a sua eficiência na remoção de matéria orgânica.

5.3 COMPARAÇÃO DO DESEMPENHO DO RAALF NOS TDHS AVALIADOS

Na Tabela 8 são apresentados valores das eficiências na remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta e filtrada, dos sólidos totais e sólidos suspensos totais, e a remoção da matéria nitrogenada, como NTK e nitrogênio amoniacal e a remoção global de nitrogênio e a remoção de fósforo dos TDHS de 11, 16 e de 10 horas.

Tabela 8 – Eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio, sólidos e fósforo.

Eficiência de remoção(%)	Tempo de Detenção Hidráulico		
	22 h	16 h	10 h
NTK	91	95	80
Namon	96	94	93
Remoção Global de Nitrogênio	86	85	68
ST	85	86	39
SST	99	96	97
DQO bruta	98	95	87
DQO filtrada	95	94	83
Fósforo	42	18	5,0

FONTE: Aatoria própria

Observando a Tabela 8 vê-se que para a remoção de NTK o TDH que apresentou uma maior eficiência foi o TDH de 16 horas, com uma remoção de 95%. Koetz, et al. (2004), avaliando a remoção carbonácea e nitrificação em um reator biológico aerado tratando águas residuárias de suinocultura obteve uma remoção de NTK superiores a 96%.

Já a remoção de nitrogênio amoniacal, o TDH que apresentou uma remoção maior foi o de 22 horas, com remoção de 96%. Vieira et al. (2003), avaliando um sistema misto para realizar a remoção de matéria orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário pré-tratado em reator anaeróbio de leito horizontal de leito fixo (RALHF) sendo composto por quatro compartimentos, sendo posteriormente encaminhado para um reator aeróbio radial de leito fixo (RARLF) e seguido de outro RAHLF composto por um compartimento, obteve uma remoção de nitrogênio amoniacal de 95%.

E a remoção global de nitrogênio, que é a somatória das concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal no afluente e efluente do RAALF, o TDH que apresentou uma maior eficiência foi de 22 horas, com remoção de 86%. Souza (2011), avaliando a desnitrificação autotrófica, utilizando reator anaeróbio tratando esgoto sanitário sintético em escala de bancada e escala real tratando esgoto real, e tanto na escala piloto como real, a remoção global de nitrogênio teve uma média de 40%.

A remoção de sólidos suspensos totais apresentou uma maior remoção no TDH de 22 horas, obtendo uma eficiência de 99%. Lozada (2000), operando um

sistema UASB seguido por tratamento aeróbio operado em bateladas sequencias, tratando esgoto sanitário apresentou remoção 84%.

A remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta e filtrada apresentou uma eficiência maior com o TDH de 22 horas, obtendo uma remoção de 98 e 95% respectivamente. Pontes (2009), tratando efluente de abatedouro de aves, através de um reator combinado com recirculação da fase líquida, obteve uma remoção de DQO 87%.

Na remoção de fósforo se obteve valores baixos, o TDH que obteve a maior eficiência foi o TDH de 22 horas, com 42% de remoção. Zwerger et al. (2000), utilizando biofiltros, obteve uma remoção de até 30% de fósforo.

5.4 DETERMINAÇÃO DOS PARÂMETROS CINÉTICOS

Nas Figuras 21 e 22 pode-se observar a concentração da matéria orgânica em termos de DQO filtrada em relação ao tempo, pode-se observar a linha de tendência, a equação da reta e o coeficiente de correlação para os TDHS de 22, 16 e 10 horas.

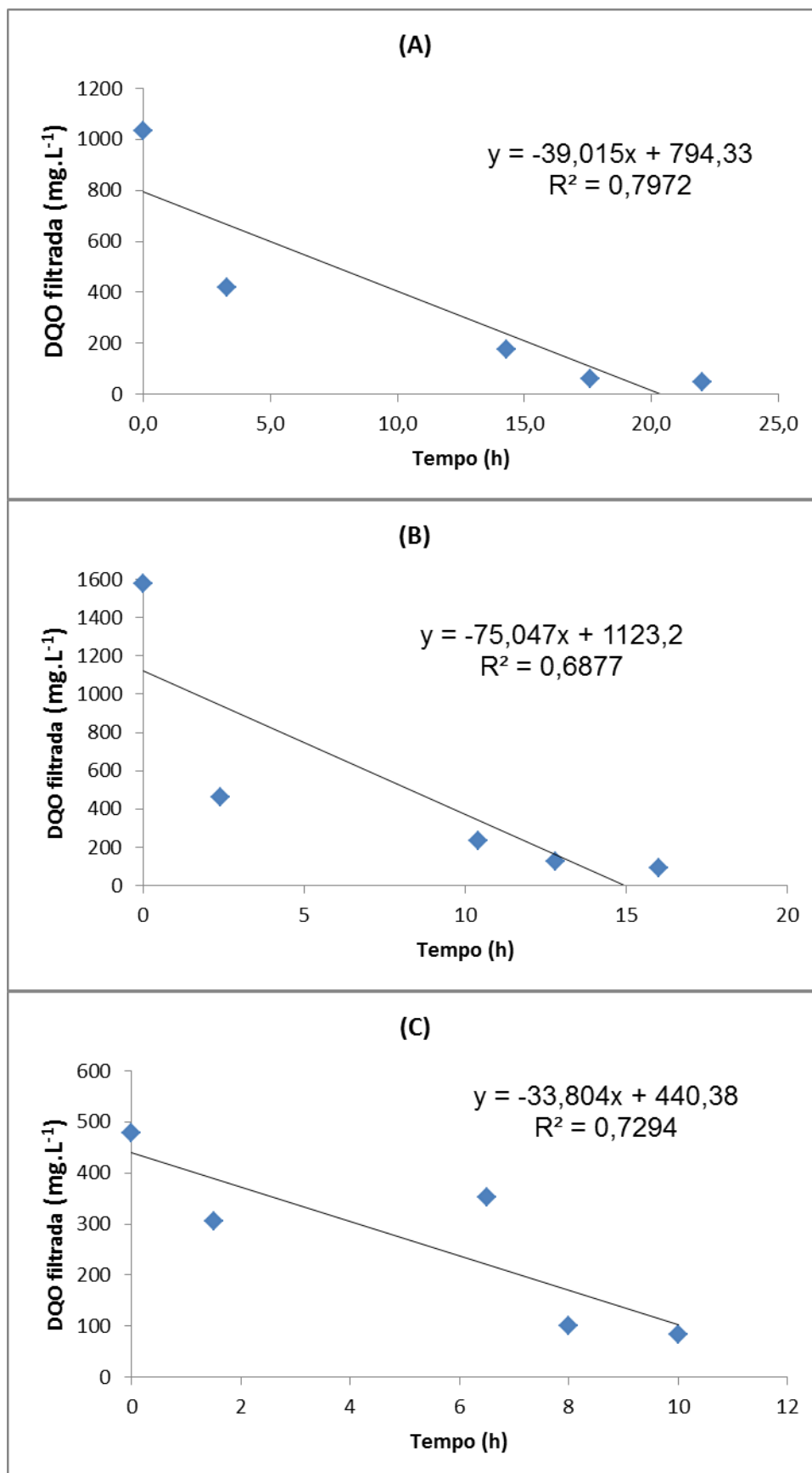


Figura 21 – Variação da concentração de DQO filtrada em relação ao tempo: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h ao modelo de ordem zero. FONTE: Autoria Própria.

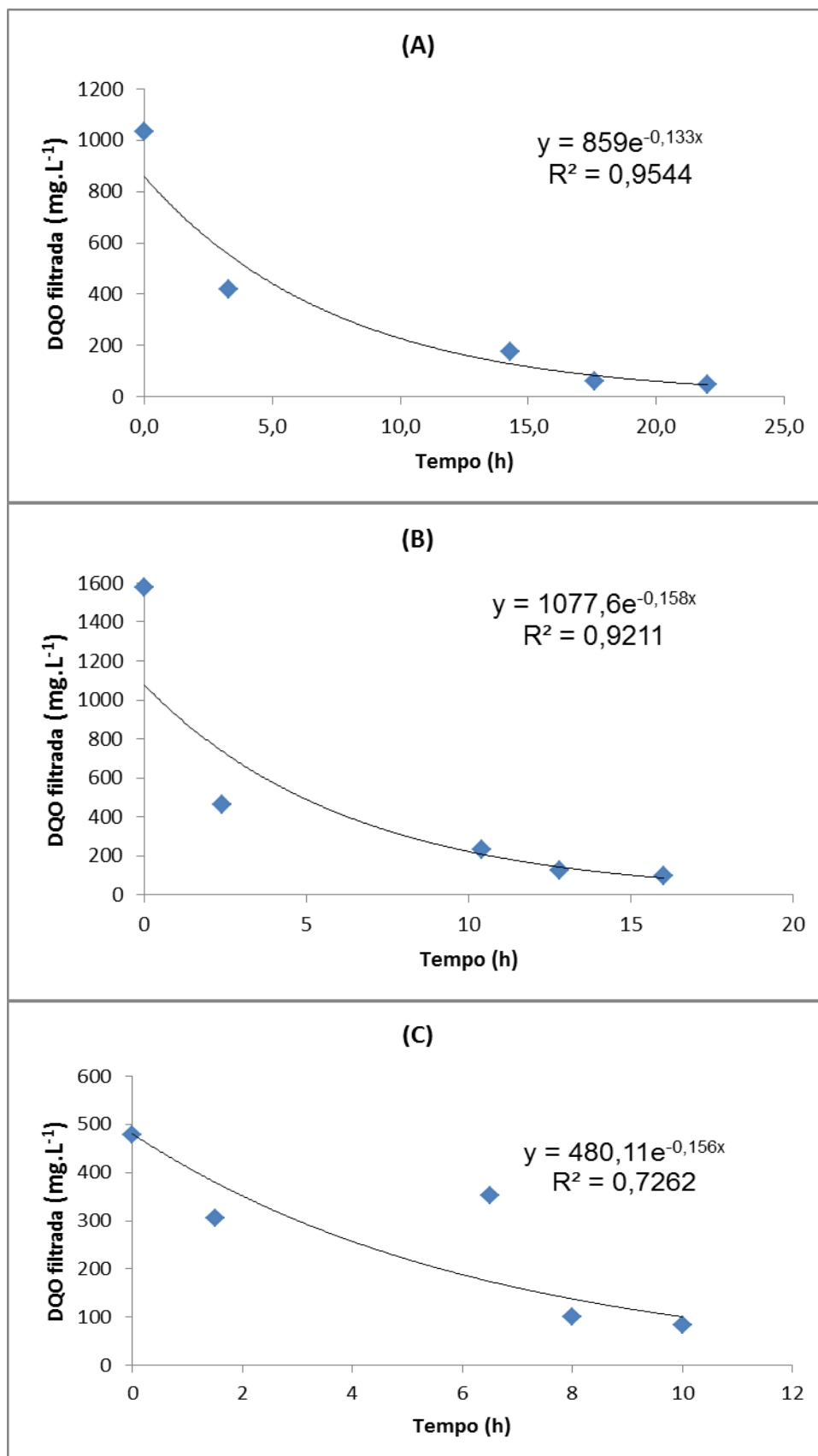


Figura 22 – Variação da concentração de DQO filtrada em relação ao tempo: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h ao modelo de primeira ordem. FONTE: Autoria Própria.

Na Tabela 9, estão apresentados resultados dos parâmetros cinéticos em relação ao ajuste do modelo de ordem zero e de primeira ordem, dos perfis espaciais dos TDHs de 22, 16 e 10.

Tabela 9 – Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação de matéria orgânica obtidos com ajuste cinético do modelo de ordem zero e primeira ordem

Remoção de Matéria Orgânica em Termos de DQO Filtrada						
Parâmetros Cinéticos	Ordem Zero			Primeira Ordem		
	22h	16h	10h	22h	16h	10h
k (h ⁻¹)	39,015	75,047	33,804	0,133	0,158	0,156
C ₀ (mg.L ⁻¹)	794,33	1123,2	440,38	859	1077,6	480,11
V _r	39,015	75,047	33,804	114,247	170,2608	74,8972
r ²	0,7972	0,6877	0,7296	0,9544	0,9211	0,7262

FONTE: Autoria própria

Para o modelo de ordem zero, os valores de k para a degradação da matéria orgânica se encontra na Tabela 9. Ao analisar os TDH de 22 horas, este apresenta uma constante de degradação alto em relação ao TDH de 10 horas. Isso pode ser explicado pelo fato de com um maior tempo, haverá um maior contato entre a matéria orgânica e com os microrganismos, além de apresentar maior concentração de matéria degradante.

Já para o modelo de primeira ordem, o valor de k para o TDH de 22 horas é menor que o TDH de 10 horas, ou seja, com TDH maior, o k teve ser valor reduzido em relação ao TDH de 10 horas, que obteve valor maior que o de 22 horas.

Mas, em relação ao TDH de 16 horas a constante de degradação, tanto para o modelo de ordem zero e o modelo de primeira ordem apresentou valores superiores que os demais, ao correlacionar com os valores obtidos da concentração de DQO filtrada, nas Tabelas 5, 6 e 7, o TDH de 16 horas apresentou valores superiores que os demais TDHs. Isso mostra como a velocidade de degradação está relacionada com a concentração, corroborando com o modelo cinético que melhor se ajustou.

Correlacionando os dois modelos, pode-se observar que apresentou uma semelhança em relação com k, em que o TDH de 16 horas apresentou valor superior que os demais, e que o TDH de 22 horas apresentou valor maior que o de 10 horas.

O modelo que mais se ajustou a remoção de matéria orgânica foi o modelo de primeira ordem, o que apresenta valores de r^2 mais próximos dos reais. Isso mostra que a concentração do substrato está relacionada com a velocidade de degradação.

Relacionando com a eficiência de remoção, valores menores de k , como os obtidos pelo TDH de 22 horas apresentaram valores maiores na eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO tanto bruta e filtrada, por causa ao rápido consumo do substrato de fácil degradação por parte dos microrganismos envolvidos e posterior limitação do consumo, quando este não se encontrava mais disponível, o que ocasiona o caimento endógeno dos microrganismos.

Em contra partida, o TDH de 10 horas, foi que apresentou valores menores na remoção de matéria orgânica, pois como há uma diminuição do tempo, mas o volume que atravessa o reator é o mesmo para os TDHs avaliados. Esta diminuição na remoção pode ser devido ao grande volume de matéria orgânica, o que acabou ocorrendo o arraste da biomassa.

Outro motivo de queda de remoção de matéria orgânica nos TDHs de 16 e 10 horas, pode ser devido a colmatação do sistema, ou dos microrganismos terem se adaptado ao sistema, assim diminuição a degradação da matéria orgânica.

Em termos de remoção global, o TDH de 22 horas foi que apresentou melhor eficiência, com uma média eficiência de 87%.

Os valores de k obtidos na literatura variam amplamente em função dos sistemas de tratamento, de suas configurações e das águas residuárias tratadas. Luiz (2007), em seu trabalho, ao utilizar reator anaeróbio de leito fixo para o tratamento de água residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos de café apresentou valores de k entorno de 0,0795 a 0,3558, com valores de r^2 de 0,9699 a 0,9993.

Em seu trabalho, Pinheiro (2006), usou reator anaeróbio sequencial em batelada, para o tratamento de esgoto sintético, o que obteve valores de k para remoção de matéria orgânica em 1,35, 2,36 e 1,00, com velocidade de recirculação entre 5, 7 e 10 m/h respectivamente. O autor aponta ainda que o sistema operou de modo estável, com uma eficiência de remoção de aproximadamente 85%.

No trabalho de Silva (2009), utilizando reator anaeróbio compartimentado (RAC) de mistura completa, com a utilização de resíduos sólidos vegetais como substrato, a cinética em seu trabalho foi dividida em duas etapas, rápida e lenta, ele

obsevou valores de k para DQO de $3,86 \cdot 10^{-2}$, $4,4 \cdot 10^{-3}$, $3,01 \cdot 10^{-2}$, $1,23 \cdot 10^{-2} \text{ d}^{-1}$. O autor aponta que a velocidade de decomposição foi maior na fase rápida.

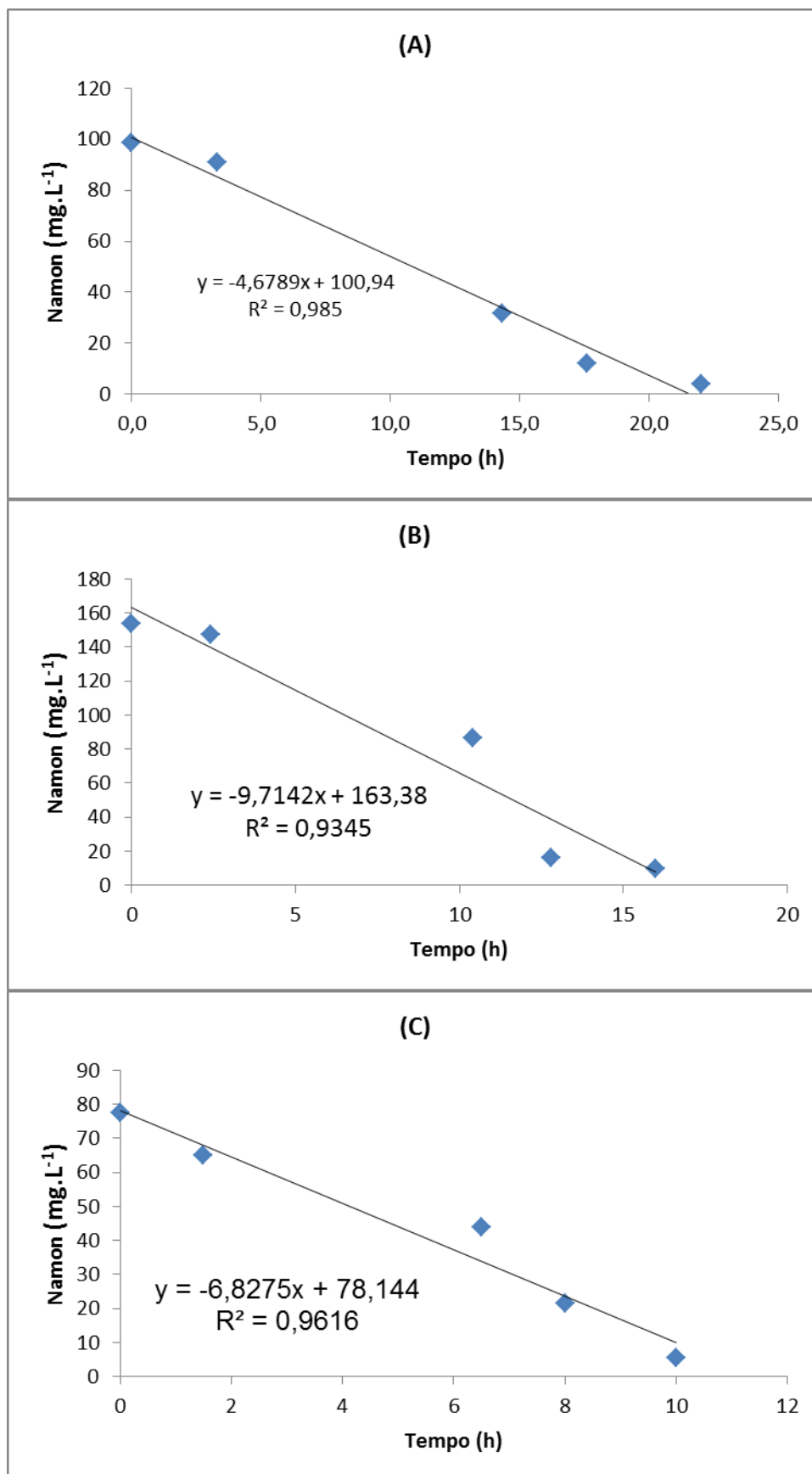


Figura 23 – Variação do Nanom em relação ao tempo referente: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h, com ajuste de modelo de ordem zero.

FONTE: Autoria própria

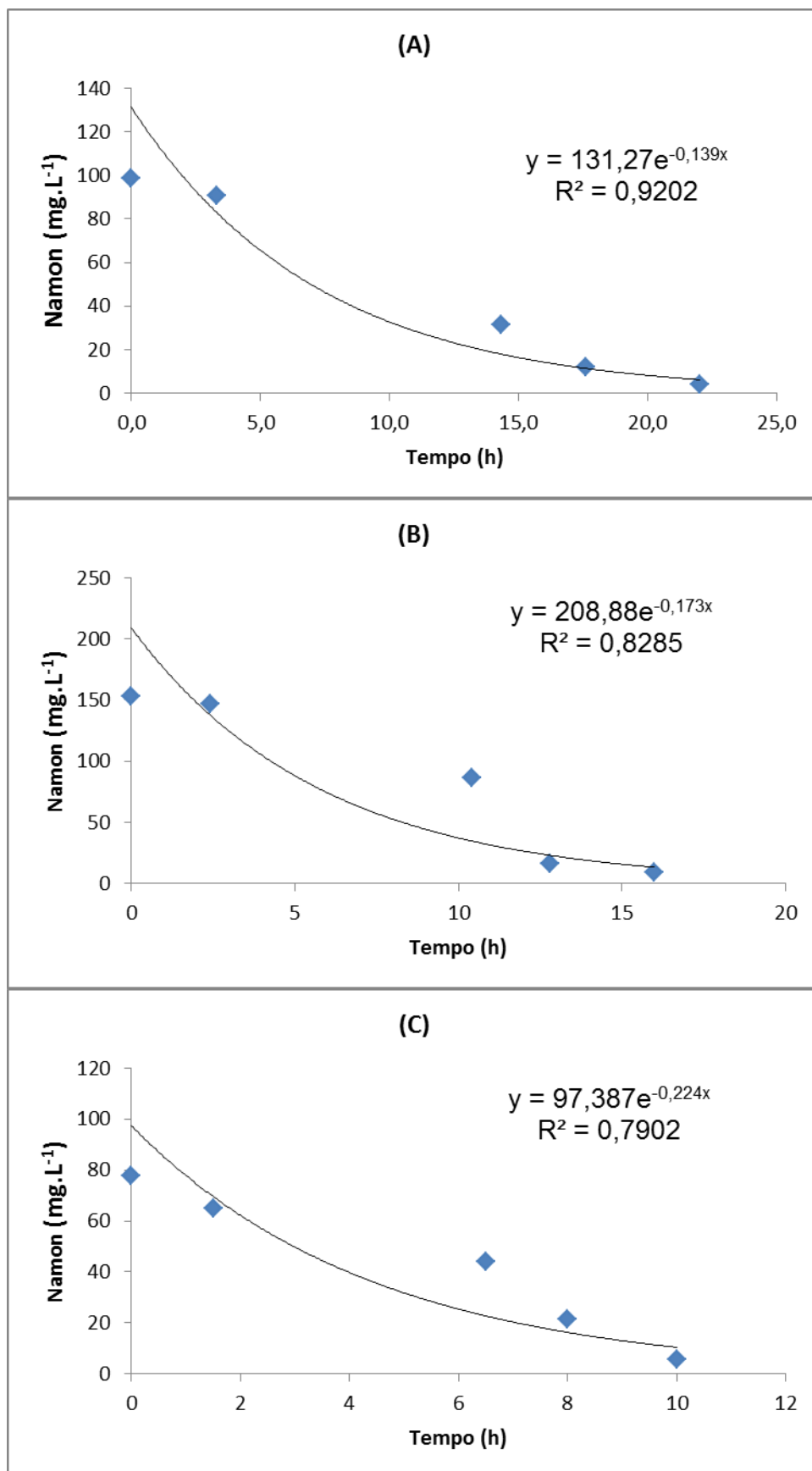


Figura 24 – Variação do Nanom em relação ao tempo, referente: (A) TDH de 22 h; (B) TDH de 16 h; (C) TDH de 10h, com ajuste de modelo de primeira ordem.

FONTE: Autoria própria

Tabela 10 - Resumo dos parâmetros cinéticos de degradação da matéria nitrogenada obtidos com ajuste cinético do modelo de ordem zero e primeira ordem

Remoção de Matéria Nitrogenada em Termos de Namon						
Parâmetros Cinéticos	Ordem Zero			Primeira Ordem		
	TDH 22h	TDH 16h	TDH 10h	TDH 22h	TDH 16h	TDH 10h
k (h ⁻¹)	4,6789	9,7142	6,8275	0,139	0,173	0,224
C ₀ (mg.L ⁻¹)	100,94	163,38	78,144	131,27	208,88	97,387
V _r	4,6789	9,7142	6,8275	18,2468	36,1362	21,8147
r ²	0,985	0,9345	0,9616	0,9202	0,8285	0,7902

FONTE: Autoria própria

Os valores de k podem ser observados na Tabela 10. Para o ajuste do modelo de ordem zero, o TDH de 16h apresentou k superior que os demais TDs, devido

No modelo de primeira ordem, o valor de k corrobora o que Fia (2009) apresentou em seu trabalho. Pode-se observar pela tabela, que os valores de k vão aumentando, em que os valores de TDH diminuem. Com TDH maior, então em seu interior a matéria nitrogenada já havia passado pelo processo de degradação, o que apresenta maior quantidade de compostos recalcitrantes.

Ao contrário, com menor TDH proporcionou um aporte de matéria nitrogenada de mais fácil degradação, ou seja, em sistemas com TDH maior ocorreu redução de valores de k quando comparados com TDH menor.

O modelo que mais se ajustou a degradação da matéria nitrogenada em termos de Namon foi o modelo de ordem zero, onde apresentaram valores de r² mais próximos do real. Isso mostra que o substrato não está relacionado com a velocidade de concentração.

Essa diferença de modelo entre a degradação da matéria orgânica em termos de DQO filtrada e o modelo de degradação de matéria nitrogenada em termos de Namon pode ser devido os fatores do meio, como: pH, ácidos voláteis, alcalinidade a bicarbonato, temperatura do líquido, oxigênio dissolvido, entre outros. Que afeta na velocidade de degradação dos microrganismos.

Pode-se notar que o valor de k entre os modelos de ordem zero e de primeira ordem mostrou características diferentes, enquanto o modelo de ordem zero apresenta um k maior para o TDH de 16 horas, o modelo de primeira ordem apresentou um aumento do valor de k, enquanto o valor de TDH diminuía. E mostrou um comportamento diferente com a degradação da matéria orgânica. Essa diferença

é devido que a velocidade de degradação dos microrganismos nitrificantes é superior que os microrganismos degradadores de matéria orgânica.

Silva (2009), também avaliou a cinética de remoção de nitrogênio, mas em termos de NTK, onde apresentou valores de $4,75 \cdot 10^{-2}$, $7,3 \cdot 10^{-3} \text{ d}^{-1}$.

6 CONCLUSÃO

O TDH que apresentou melhor remoção global foi o TDH de 22 horas, tendo melhores taxas de remoção tanto para matéria nitrogenada como para matéria orgânica, no entanto, em termos de remoção de fósforo, todos os TDHs avaliados, não apresentaram boa eficiência.

Ao comparar os TDHs testados, a melhor eficiência na remoção da DQO bruta, foi encontrada no TDH de 22 horas, com remoção de 97,6%. Já os valores da DQO filtrada variaram de 34,0 a 179,0 mg.L⁻¹. O TDH de 22 horas também foi o que obteve a melhor eficiência de remoção, com 95,2%.

Os sólidos totais e sólidos suspensos totais tiveram uma variação de 562,0 a 1.592,0 mg.L⁻¹ e de 0 a 42,0 mg.L⁻¹, respectivamente. O TDH que demonstrou melhor eficiência na remoção de sólidos totais foi o de 16 horas, com 85,5%, enquanto que para sólidos suspensos totais o TDH de 22 horas apresentou melhor eficiência de 99,3%.

A variação de NTK e do nitrogênio amoniacal ficou entre 10,86 a 57,90 mgNTK.L⁻¹ e 0 a 19,60 mgNH₄⁺.L⁻¹ respectivamente. Com uma remoção de NTK de 95% para o TDH de 16 horas e de 96% de remoção de nitrogênio amoniacal para o TDH de 22 horas.

Os valores de nitrito e nitrato variaram entre 0,019 a 0,685 mg.L⁻¹ e 4,6 a 80,0 mg.L⁻¹ respectivamente. Já os resultados de fósforo variaram entre 0,072 a 0,80 mgPO₄³⁻.L⁻¹, tendo uma remoção de aproximadamente de 42%.

O RAALF apresentou comportamento cinético de primeira ordem para a remoção de matéria orgânica, cujos valores de (k) obtidos foram de -0,133 h⁻¹, -0,158 h⁻¹ e -0,156 h⁻¹ para o TDHs de 22, 16 e 10 h, com r² de 0,9544, 0,9211 e 0,7262, respectivamente. No entanto, o modelo cinético de ordem zero foi o que melhor se ajustou para descrever a cinética de remoção de nitrogênio, apresentando valores de k igual a -4,6789 h⁻¹, -9,7142 h⁻¹ e -6,8275 h⁻¹ para o TDHs de 22, 16 e 10 h, com r² de 0,985, 0,9345 e 0,9616, respectivamente.

REFERÊNCIAS

ABREU, S. B; ZAIAT, M. **Desempenho de Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito de Fixo no Tratamento de Esgoto Sanitário.** Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 8 – 181. Rio de Janeiro, RJ. 2008.

AHMED, M. et al. **Combined Anaerobic-Aerobic System for Treatment of Textile Wastewater.** Journal of Engineering Science and Technology, Melbourne, p. 55 – 69. 2007.

ALEXANDRE, V. M. F. et al. **Performance of Anaerobic Bioreactor Treating Fish-Processing Plant Wastewater Pre-Hydrolyzed With a Solid Enzyme Pool.** Renewable Energy. Doi: 10.1016/j.renene.2011.05.024.2011

ARAÚDO JUNIOR, M. M. **Reator Combinado Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo para Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogenada de Água Residuária de Indústria Produtora de Lisina.** Teses (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2006.

ARRUDA, Valmir C. M de. **Tratamento Anaeróbio de Efluentes Gerados em Matadouros de Bovinos.** 2004. 128 f. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2004. Disponível em: <
<http://www.liber.ufpe.br/teses/arquivo/20041111184737.pdf>> Acesso em: 08 mai. 2012.

BEHLING, E. et al. **Domestic Wastewater Treatment Using a UASB Reactor.** Bioresource Technology, v. 61, p. 239 – 245. 1997.

BEZERRA, J. A. **Boi com marca de qualidade.** Revista Globo Rural, p. 42-49. Nov. 2001.

BIESTERFELD, Sidney; FARMER, Greg; RUSSELL, Phil; FIGUEROA, Linda. **Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity.** Water Environment Research. V. 75, n. 3. P. 196-204, 2003.

BHUNIA, P.; GHANGREKAR, M. M. **Analysis, evaluation, and optimization of kinetic parameters for performance appraisal and design of UASB reactors: Bioresource Technology.** London, v.99, n. 78, p. 2132-2140, May 2007.

BODÍK, G. et al. **Nitrogen Removal in na Anaerobic Baffed Filter Reactor with Aerobic Post-Treatment.** Bioresource Technology, p. 79 – 84. 2003.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais.** 18ª ed, São Paulo: CETESB, p. 155-174. 1993

CAIXETA, C. E. T. et al. **SLAUGHETERHOUSE WASTEWATER: EVALUATION OF A NEW THREE-PHASE SEPARATION SYSTEM IN A UASB REACTOR.** Biorecurce Technology, p. 9 – 61. 2002.

CALLADO, N. H. **Reatores Sequênciais em Batelada em Sistema Aneróbio-Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário Sintético e com a Remoção de Nutrientes.** Tese (Doutorado) – Escola Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP. 2001.

CAMPOS, A. L. O. **Comportamento de dois reatores em batelada sequenciais aeróbios com diferentes idades do lodo e retorno total do lodo em excesso após desintegração com ultrassom.** 1999. Tese (Doutorado)-Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

CAMPOS, Aloísio Torres de. **Tratamento e Manejo de Dejetos de Bovinos.** Embrapa, Juíz de Fora – MG, 2001. Disponível em:
<<http://redeagroecologia.cnptia.embrapa.br/boletins/criacoes-animais/tratamento%20e%20manejo%20de%20dejetos%20de%20bovinos.pdf>>.
Acesso em: 13 nov.2012.

CAMPOS, C. M. M; SALÉH. B.B; CARMO. F R. **Determination of kinetic parameters of a lab-scale upflow Anaerobic sludge blanket reator (UASB) removing organic Loading from swine manure effluents.** Revista Agrociência, v. 29, n. 5, p. 1045-1051. 2005

CARVALLO, Lorena.; CARRERA, Julian.; CHAMY, Rolando. **Nitrifying activity monitoring and kinetic parameters determination in a biofilm airlift reactor by respirometry.** Biotechnology Letters, Toronto, v.24, n.24, p. 2063-2066, 2002.

CHAN, Y. J. et al. **A Review on Anaerobic-Aerobic Treatment of Industrial and Municipal Wastewater.** Chemical Engineering Journal, p. 1 – 18. 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. **Introdução. In:** Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. p. 19 – 34. Belo Horizonte, MG. 2001.

Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução N° 70, 11 de Agosto de 2009.** Disponível em: <[http://www.cema.pr.gov.br/arquivos/File/resolucao_070_site\(1\).pdf](http://www.cema.pr.gov.br/arquivos/File/resolucao_070_site(1).pdf)>. Acesso em: 15 set. 2013.

Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução N° 430, 13 de Maio de 2011.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 13 nov. 2012.

DIAS, I. C. L. **O Processo de Abate de Bovinos:** Implicações para a saúde e ao ambiente. Cad. Pesq. V. 18. São Luís, MA. 2011.

DORNELLES, F. **Análise da Gestão dos Tratamentos dos Efluentes Gerados nos Abatedouros de Bovinos de São Luiz Gonzaga.** Dissertação (Mestrado) – Engenharia de Produção, Área de Concentração da Qualidade e Produtividade, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2009.

EATON, Andrew. D; CLESCERI, Lenore. S; RICE, Eugeni.W.; GREENBERG, Arnold. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21th ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

EGLI, K. et al. **Enrichment and Characterization of an Anammox Bacterium a Rotating Biological Contactor Treating Ammonium-Rich Leachate.** Archives of Microbiology, p. 198 – 207. 2001.

FERNANDES, Adelaide Cristina. **Tratamento de Efluente em Indústrias Frigoríficas por Processos de Anaerobiose, Utilizando Reatores Compartimentados em Forma de Lagoas.** 2008. 41 f. Tese (Pós-Graduação em Gestão Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Estadual de Goiás, 2008. Disponível em: <http://bibliotecauegmorrinhos.com/tcc/docs/adelaide_pos.pdf> Acesso em: 26 set. 2012.

FIA, F. R. L. **Modelos de Remoção de Matéria Orgânica e Nutrientes de Águas Residuárias da Suinocultura em Sistemas Alagados Construídos.** Tese (Doutorado), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2009.

FILHO, J. L. R. P. **Remoção de Matéria Orgânica Carbonácea e Nitrogênio em Reator Aeróbio-Anóxico de Leito Fixo (RAALF) Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, SP. 2011.

GERARDI, Michael H. **Wastewater Bacteria**. Wasterwater Microbiology Ser. Wiley & sons, Incorporated, John. 272 p. 2006.

GRAY, N. F. **Biology of Wastewater Treatment**. 2 Ed. Imperial College Press, 2004.

GUIA TÉCNICO AMBIENTAL DE ABATE (BOVINO E SUÍNO): Série P + L. **Abate de Bovinos e Suínos**. Federação das Industrias de São Paulo, São Paulo, SP. 2006. Disponível em: < <http://www.crq4.org.br/downloads/abate.pdf>> Acesso em: 08 jan. 2013.

GUJER, W. **Operation Experience With Plastic Media Tertiary Trickling Filters for Nitrifications**. Water Science and Technology, v. 16, p. 201 – 208. 1984.

HAANDEL, A. C. V; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado**. Campina Grande: Epgraf, p. 488. 1999.

HAGOPIAN, D. S.; RILEY, G. J. **A Closer Look at Bacteriology of Nitrification**. Aquacultural Engineering, v. 18, p. 223 – 244. 1998.

HENZE, M. et al. **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes**. 2ª Edição, Berlin Heidelberg: Springer Verlag, p. 282. 1997.

HENZE, et al. **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes**. 3 Edição: Springer, p.420. 2002.

HENZEL, M. E. et al. **Análise de Resíduos Como Mecanismo de Auxílio à Redução de Impactos Ambientais: Um Estudo de Caso em Abatedouro**. Revista Iberoamericana de Ingeniería Industrial. p. 76 – 100. Florianópolis, SC. 2009.

JOHNS, M. R. **Developments in Wasterwater Treatment in the Meat Proccossing Industry: A REVIEW**. Bioresource Techology, p. 16-203. 1995.

JORDÃO, E.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 5ª Edição. Rio de Janeiro. ABES, 2009.

JOSS, A. et al. **Combined Nitration-Anammox: Advances in Understanding Process Stability**. Environmental Science & Technology, p. 42 – 9735. 2011.

KARTAL, B. et al. **Sewage Treatment With Anammox**. P. 3 – 702. 2010.

- KHIN, T. ANNACHHATRE, A. P. **Nober Microbial Nitrogen Removal Processes**. Biotechnology Advances, p. 519 – 532. 2004
- KOETZ, P. R. et al. **Tratamento Biológicos Para Remoção de Matéria Carbonada e Nitrogenada**. Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental, Rio Grande do Sul, RS, Fundação Universidade Federal do Rio Grande do Sul, v. 12. 2004.
- KREUTZ, C. **Comportamento de Reator Anaeróbio-Aeróbio no Tratamento de Efluente Bovino**. Tese (Doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, PR. 2009.
- LEIFELD, Vanessa et al. **Comparação Entre Filtros Biológicos Anaeróbios Para o Tratamento de Efluente de Abatedouro com Diferentes Sistemas de Alimentação**. Revistaret, Ponta Grossa, Paraná, v. 1, n. 1, p. 96 – 102, dez. 2010. Disponível em: < <http://www.revistaret.com.br/ojs-2.2.3/index.php/ret/article/viewFile/13/51>> Acesso em: 08 mai. 2012.
- LIMA E SILVA , O. A. **Remoção da Matéria Orgânica em Sistemas de Lagoas de Estabilização no Nordeste Brasileiro**. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN. 2011.
- LETTINGA, G. **Lecture Notes Biological Wastewater Treatment Part I: Anaerobic Wasterwater Treatment**. Wageningen University. 1999.
- LI, X. et al. **A Strategu of Phosphurus Feeding for Repeated Fed-Batch Fermentation of Penicillin G**. Biochemical Engineering Journal, p. 8 – 53. 2005
- LOPES, M. S. da. Et al. **Remoção de Macronutrientes de Efluente da Industria de Castanha de Caju por uso de Reator Aeróbio em Batelada com Inóculo Fúngico**. Engenharia Sanitária e Ambintal, p. 17 – 26. 2011.
- LOZADA, P. T. **Tratamento de Esgoto Sanitário em Sistema Combinado Aneróbio-Aeróbio (UASB-RSB)**. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2000.
- LUIZ, F. A. R. **Desempenho de reatores Anaeróbios de Leito Fixo no Tratamento de Águas Residuárias da Lavagem e Descascamento/Despolpa dps Frutos do Cafeeiro**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2007.

MAHMOUD, M. et al. **Use of Down-Flow Hanging Sponge (DHS) Reactor as a Promising Post-Treatment System for Municipal Wastewater.** Chemical Engineering Journal, p. 535 – 543. 2011.

MARIA, Ronaldo Rocha. **Avaliação da Eficácia do Tratamento de Efluentes Líquidos em Frigoríficos.** Foz do Iguaçu/PR. 2008.

MENDONÇA, N. M. **Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando Reator Anaeróbio- Aeróbio de Leito Expandido em Escala Plena com Zonas Anaeróbia e Aeróbia Sobrepostas: Concepção, Construção e Operação.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2004.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de Lagunas de Estabilización.** Mcgraw-Hill, Colômbia, p. 370. 2000.

MERTEN, Gustavo H; MINELLA, Jean P. **Qualidade da Água em Bacias Hidrográficas Rurais: Um Desafio Atual Para a Sobrevivência Futura,** v.3, n. 4. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 2002.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse.** 4ª Edição, New York, McGraw-Hill, Inc. 2003.

MULKERRINS, D. et al. **Parameters Affecting Biological Phosphate Removal from Wastewaters.** Environment International, p. 59 – 249. 2004.

NAGEL, Cornelia Cristina; COSTA, Antônio Carlos S.da; PADRE, Joseni das Graças. **Destinação Ambientalmente Correta de Resíduos das Indústrias de Abate Bovino e Couro.** 2002 Tese (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação e, Agronomia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, 2002.

NETO, W. S. **Cinética de Processo Fermentativos.** In: Curso Fermentation Technology, p.27. Florianópolis, SC. 1999.

NETTO, A. P.O. **Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo, Com Recirculação da Fase Líquida, Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário.** Tese (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2007.

NEUFELD, Ronald; GREENFIELD, John.; RIEDER, Barden. **Temperature, cyanide and phenolic nitrification inhibition.** Water Research, v. 20, n. 5, p. 633-642, 1986.

NI, S. et al. **Interaction of Anammox Bacteria and Inactive Methanogenic Granules Under High Nitrogen Selective Pressure.** *Bioresource Technology*, p. 5 – 6910. 2010.

NIELSEN, M. et al. **Kinetics, Diffusional Limitation and Microscale Distribution of Chemistry and Organisms in a Canon Reactor.** *FEMS Microbiology Ecology*, p. 56 – 247. 2005.

NÓBREGA, É. O. da. **Estequiometria e Cinética da Remoção de Fósforo em Sistemas de Lodo Ativado.** Tese (Mestrado) Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB. 2009.

NOGUEIRA, Regina Maria De Oliveira Barros; LAZAROVA, V.; MANEM, J.; MELO, L. F. **Influence of dissolved oxygen on the nitrification kinetics in a circulating bed biofilm reactor.** *Bioprocess Eng.* 19:441-9. 1998.

PACHECO, J. W. F.; YAMANAKA, H. T. **GUIA TÉCNICO AMBIENTAL DE ABATE (BOVINO E SUÍNO).** São Paulo, SP. CETESB, 2008.

PATZA, Eduardo. **Aplicação de Modelos Matemáticos Para Definição de Parâmetros Hidráulicos e Cinéticos de Tanques Sépticos.** Tese (Mestrado) – Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, PR. 2006.

PICKBRENNER, K. **Uso de Reator Sequencial em Batelada (RSB) para Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbico.** Tese (Mestrado) – Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2002

PINHEIRO, D. M. **Influência da Velocidade de Recirculação no Tratamento Anaeróbico de Esgoto Sintético em Biorreator Operado em Batelada Sequencial Contendo Biomassa Granulada.** Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia Mauá – Centro Universitário do Instituto Mauá, São Caetano do Sul, SP. 2006.

POÇAS, E.C.;BUZATO, J.B. CELLIGOI, M.A.P.C. **Otimização na imobilização de invertase em *Luffa cylindrica* para a produção de xarope invertido.**

In:SEMINÁRIO BRASILEIRO DE TECNOLOGIA ENZIMÁTICA, 6.,2004, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABEQ, p.49. 2004

PONTES, A. F. V. **Avaliação de Desempenho de Retor Anaeróbico-Aeróbico com Recirculação da Fase Líquida no Tratamento de Água Residuária Proveniente de Abatedouro de Aves.** Tese (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2009.

QUADRO et al. **Influência da Carga Orgânica Aplicada no Pós-Tratamento de Águas Residuárias de Suinocultura por Contactores Biológicos Rotatórios e Reator Anóxico**. R. Bras. Agrociência, v. 9, n. 4, p. 413 – 420. 2003.

REBAH F. B. et al. **Performance of Two Combined Anaerobic-Aerobic Biofilters Packed With Clay or Plastic Media for the Treatment of Highly Concentrated Effluent**. Desalination, p. 6 – 141. 2010.

RIPLEY, L. E. et al. **Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes**. Journal Water Pollution Control Federation, v. 58, p. 406 – 411. 1986.

RIPLEY, Tamzin. L.; O'SHEA, Michael; STEPHENS, David N. **Repeated withdrawal from ethanol impairs acquisition but not expression of conditioned fear**. Eur. J. Neurosci. **18**, 441–448. 2003.

SÁNCHEZ, M. et al. **Simple Methods for the Determination of the Denitrifying Activity of Sludges**. Bioresource Technology, p. 1 – 6. São Carlos, Universidade de São Paulo. 2004.

SANTOS, J. L. **Avaliação de Tecnologias de Pós-Tratamento de Efluentes de Lagoa Facultativa Primária Objetivando o Reúso na Irrigação Agrícola**. Dissertação (Mestrado) – Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2004.

SARTI, A.; VIEIRA, L. G. T. FORERTI, E.; ZAIAT, M. **Influence of the liquid-phase mass transfer on the performance of a packed-bed bioreactor for wastewater treatment**. Bioresource Technology, v.78, p 231-238. 2004.

SCARASSATTI, Deivid; et al. **Tratamento de Efluentes de Matadouros e Frigoríficos**. Rio Claro, São Paulo. 2003.

SCHMIDT, et al. **New Concepts of Microbial Treatment Processes for the Nitrogen Removal in Wastewater**. Fems Microbiology Reviews, p. 92 – 481. 2003.

SENAI – Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial do Rio Grande do Sul. **RESÍDUOS SÓLIDOS DE ABATEDOURO**. Porto Alegre, Centro Nacional de Tecnologias Limpas SENAI, 2006. Disponível em: <<http://www.sbrtv1.ibict.br>>. Acesso em: 15 ago. 2013.

SERRA, A. G. **Optimisation of Biological Nitrogen Removal Processes to Reject Water from Anaerobic Digestion of Sewage Sludge**. Tese (Doutorado) – Facultat

de Química, Departament D'enginyeria Química, Universitat de Barcelona, Barcelona. 2006.

SHINORAH, et al. **Partial Nitrification Treatment of Underground Brine Waste with High Ammonium and Salt Content.** Journal of Bioscience and Bioengineering, p. 5 – 330. 2009.

SILVA JUNIOR, F. C. G. **SISTEMA COMBINADO ANAERÒBIO-AERÒBIO PARA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E DE DQO DE EFLUENTE PETROQUÍMICO.** Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento. São Carlos, SP. 2011.

SILVA, O. A. L. **Remoção de Matéria Orgânica em Sistemas de Lagoas de Estabilização no Nordeste Brasileiro.** Dissertação (Mestrado) – Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN. 2011.

SILVA, W. R. **Estudo Cinético do Processo de Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Vegetais.** Tese (Doutorado) Universidade Federal da Paraíba/Câmpus I, João Pessoa, PB. 2009.

SLIEKERS, A. O. et al. **Canon and Anammox in a Gas-Lift Reactor.** From Microbiology Ecology, p. 44 – 339. 2003.

SOUZA, T. S. O. **Desnitrificação Autotrófica Usando Sulfeto como Doador de Elétrons para Remoção de Nitrogênio de Efluentes de Reatores Anaeróbios Utilizando no Tratamento de Esgotos Sanitários.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2011.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters.** Nashville, TN: Archase Press, p. 416. 1996.

SPERLING, M. V. **Princípios dos Tratamento Biológicos de Águas Residuárias.** v. 1, p. 243, 2ª Edição. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 1996.

SPERLING, M. V. **Lodos Ativados.** Belo Horizonte: UFMG, p. 416, v. 4. 1997.

SURAMPALLI, R. et al. **Nitrification, Denitrification and Phosphorus Removal in Sequential Batch Reactors.** Bioresource Technology, v. 61, p. 7 – 151. 1997.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de Nitrogênio de Efluente da Indústria Frigorífica Através da Aplicação dos Processos de Nitrificação e Desnitrificação em**

Biorreatores Utilizados em um Sistema de Lagos de Tratamento. Tese (Doutorado) – Engenharia Química, Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2006

TEIXEIRA, R. M. et al. **Remoção de Nitrogênio de Efluente Agroindustrial Utilizando Biorreatores.** Engenharia Química e Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina, Acta Sci. Technol., v. 30, p. 209 – 213. Florianópolis, SC. 2008.

TORRES, S. et al. **Analysis of Kinetics of Denitrification in the Presence of Different Electron Donors and its Application to Fisheries Effluents.** In: V Taller y Seminario Latinoamericano Tratamiento Anaeróbico de Águas Residuales, p. 1 – 16. Chile. 1998.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; JETTEN, M. S. M. **Microbiological Conversions in Nitrogen Removal,** Water Science and Technology, p. 1 – 7. 1998.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. **Nitrification-Denitrification Processes and Technologies in New Contexts.** Environmental Pollution, v. 102, p. 26 – 717. 1998.

VIEIRA, L. G. T. et al. **Integrated Horizontal-Flow Anaerobic and Radial Flow Aerobic Reactor for the Removal of Organic Matter and Nitrogen from Domestic Sewage.** Environmental Technology, v. 24, p. 51 – 58. 2003.

VICTORELLI, R. et al. **Remoção de Matéria Orgânica de Aguas Residuárias de Suinocultura em Reatores UASB.** FCAV-UNESP, Jaboticabal, SP. 2009.

VITORIA, J. A. R. **Filtro Biológico Aeróbio-Anóxico para Remoção de Nitrogênio de Reatores UASB.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP. 2006.

VLAEMINCK, S. E. et al. **Reactivation of Aerobic and Anaerobic Ammonium Oxidizers in OLAND Biomass After Long-Term Storage.** Applied Microbiology Biotechnology, p. 84 – 1376. 2008.

ZAIAT, M. **Desenvolvimento de reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) para tratamento de águas residuárias.** Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1996.

ZWERGER, B.; ARNOLD, E.; WILDENER, P. **A Nutrient Balance for Combined Nitrification and Denitrification in Biofilters,** Water Science and Technology, London, v.41, n.4 – 5, p.91 – 95, 2000.