UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE LORENA

ERLON LOPES PEREIRA

**Tratamento da água residuária de matadouro
utilizando um sistema constituído de reatores com
biofilme**

Lorena –SP

2014

ERLON LOPES PEREIRA

Tratamento da água residuária de matadouro utilizando um sistema constituído de reatores com biofilme

Dissertação apresentada a Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências pelo Programa de Pós Graduação em Biotecnologia Industrial na área de concentração: Microbiologia Aplicada

Orientadora: Dra. Teresa Cristina Brazil de Paiva

Edição reimpressa e corrigida

Lorena-SP

Janeiro, 2014

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Catálogo na Publicação
Biblioteca “Cel. Luiz Sylvio Teixeira Leite”
Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo

Pereira, Erlon Lopes

Tratamento da água residuária de matadouro utilizando um sistema constituído de reatores com biofilme./ Erlon Lopes Pereira. - Edição reimpr. e corrig. - 2014.
214 p.: il.

Dissertação (Mestre em Ciências – Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Industrial na Área de Microbiologia Aplicada) – Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo. 2014.

Orientador: Teresa Cristina Brazil de Paiva

1. *Pseudomonas putida* 2. *Escherichia coli* 3. *Daphnia similis* 4. *Ceriodaphnia silvestrii* 5. *Ceriodaphnia dubia* 6. *Pseudokirchneriella subcapitata* 7. Biotecnologia ambiental 8. Nitrificação 9. Desnitrificação . I. Título. II. Paiva, Teresa Cristina Brazil de, orient.

628.35 - CDU

AGRADECIMENTOS

Na realização da pesquisa que gerou esta dissertação tive a colaboração de instituições e diversos profissionais levando ao bom desenvolvimento do trabalho. Assim como, a participação da família e dos amigos, que também contribuíram de maneira essencial para atingir, com êxito, os objetivos estabelecidos. Dessa forma, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta dissertação. Em especial, quero expressar meus sinceros agradecimentos:

À Deus, por me dar forças, saúde e determinação iluminando meu caminho ajudando a vencer mais um obstáculo.

Aos amores da minha vida Simone Lopes Pereira (Mãe) e Manoela Cristina Lopes Messias (irmã) que estiveram ao meu lado durante todo o mestrado, apoiando, ajudando, aconselhando e como sempre contribuindo para o meu crescimento.

À todo restante de minha família: Neide Lopes Pereira (avó), Fernanda Maira Pereira de Faria (Tia), Guilherme Augusto (Sobrinho), Daniela e Cristine (Primas), Eliana (Tia) e demais pelo apoio contínuo ao longo de minha caminhada.

À professora Dra. Teresa Cristina Brazil de Paiva pela orientação, ensinamentos, confiança, seriedade, empenho e amizade durante meu mestrado dando total apoio a realização deste trabalho.

Ao prof. Dr. Flávio Teixeira da Silva pelo apoio, amizade e motivação constante durante essa etapa da minha vida.

Aos funcionários da EEL-USP, técnicos Cleber Tomazi e Lucinha, que além de contribuírem significativamente com todo experimento e pesquisa, me ensinaram “saberes da vida” o que contribuiu tanto para minha formação profissional quanto pessoal.

Aos meus companheiros de trabalho Dr. Claudinei F. de Melo, MSc. Davi Leandro, prof. Alex Visconti, MSc. Daniel Clemente, prof. (a) Juliana Furlani, MSc. João Evandro Brandão Tavares, colega Eryka Almeida, técnico Zé Cobrinha e técnico Zé Moreira, agradeço pela paciência, ensinamentos e carinho que tiveram comigo durante esses 2 anos.

Ao meu grande amigo prof. Rodrigo Alves Barros pela tolerância e ensinamentos de vida, dignidade e profissionalismo colaborando para minha formação como homem, pesquisador e professor.

Aqueles que contribuíram significativamente na realização deste trabalho, os alunos de iniciação científica: Eduardo A. R. da Silva, Fernando A. Abreu, Patricia Saxer, Caroline M. Akamatsu, Douglas Nobrega, Walney Cruz e Aurélio A. Teixeira, agradeço a todos pela constante dedicação, responsabilidade e compromisso com o experimento realizado. Sem a participação de cada um seria impossível a obtenção dos resultados apresentados.

Além da família e amigos de trabalho agradeço aos meus irmãos de república Eduardo A. R. da Silva (Du), Diogo Barros (Digs), Sérgio M. Neto, Matheus Scanavachi (Teteu), Jaqueline Pazini (Jaque) e Luana Lima Silva pelo amor, carinho e amizade verdadeira que levarei comigo ao longo da vida.

Aos meus amigos pesquisadores Claudio M. M. Campos, Fabricio Motteran, Julia Ferreira da Silva, Regina B. V. Boas, Renata Vilas Boas, Karen Caroline Paiva, Ronaldo Fia, Fatima R. L. Fia e Luiz Fernando C. de Oliveira agradeço pelos constantes ensinamentos, paciência e contribuições em todos os aspectos de minha vida.

Aos meus amigos de Lavras, Rio de Janeiro, Itajubá, São Paulo e Lorena Henrique Apolinário, Marcelo do Castelo, Luiz Guilherme Antunes, Alexandre Zanini, Fernanda de Oliveira, Thiago Opolski, Rodrigo A. Barros, agradeço pela ajuda constante, companhia nas baladas, festas e alegria concedida ao longo da graduação e mestrado.

A todos meus amigos do LAADEG na UFLA em Lavras que estiveram comigo de 2006 a 2011.

Agradeço a Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo (EEL-USP) junto ao programa de pós graduação em Biotecnologia Industrial pela estrutura concedida para realização deste trabalho.

Agradeço a CAPES, CNPq, FAPESP e USP pelo financiamento de bolsas de estudo, projeto de pesquisa, manutenção de laboratório e outras fontes de renda que possibilitaram a realização desta pesquisa.

PEREIRA, E. L. **Tratamento da água residuária de matadouro utilizando um sistema constituído de reatores com biofilme**. 2013. 214 p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena/SP, 2014.

RESUMO

O aumento na produção de carne bovina aumentou a concentração e volume dos resíduos líquidos produzidos durante seu beneficiamento, conhecidos como água residuária de matadouros (ARMV). Isso vem estimulando o desenvolvimento de processos que operem em alta carga com alta eficiência para seu tratamento. Visto o exposto, objetivou-se avaliar um sistema de tratamento para a ARMV operando em condições anaeróbia/aeróbia/anóxica de forma conjugada visando a remoção de matéria orgânica, nutrientes e toxicidade. As unidades que compunham o sistema estudado eram três reatores com biofilme denominados: Reator Anaeróbio Híbrido (RAH), Reator Aeróbio de Leito Móvel (MBBR) e Reator Anóxico com Biofilme (RAB). A ARMV *in natura* era coletada em um frigorífico e matadouro bovino do vale do Paraíba e caracterizada em termos físicos, químicos e toxicológicos a nível agudo e crônico. O experimento durou aproximadamente 370 dias, operando sob variações de carga orgânica. A coleta ao longo do sistema foi feita semanalmente e as amostras caracterizadas em termos físico-químicos e toxicológicos tanto a nível agudo quanto crônico. Nos reatores RAH, MBBR e RAB foram realizadas testes hidrodinâmicos em condições abiótico e biótico, respectivamente. Com os dados obtidos nas três fases estudadas foram levantados os parâmetros cinéticos de crescimento da biomassa dispersa, além da caracterização microbiológica da mesma e do biofilme. Os resultados obtidos com base na caracterização físico-química e toxicológica da ARMV, *in natura*, revelaram altas concentrações em toda série de sólidos, de ácidos voláteis totais, alcalinidades, macro e micronutrientes, matéria orgânica em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO nas formas total, solúvel e particulada e também de COD. Apresentou-se como um efluente extremamente tóxico a nível agudo para os organismos, bactérias *P. putida* e *E. coli* e microcrustáceo *D. similis*, e extremamente tóxico a nível crônico para os organismos, microcrustáceos *C. silvestri* e *C. dúbia*, bactérias *E. coli* e *P. putida* e alga *P. subcaptata*. Com base nos testes toxicológicos, concluiu-se que os microcrustáceos e algas foram mais sensíveis as toxinas da ARM testada que as bactérias. O reator RAH operando sob choques orgânicos demonstrou ótimo desempenho operacional. As cargas orgânicas

(COV) aplicadas ao RAH foram 608,9; 3.030,4 e 9.581,5 mg L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO para as fases I, II e III, estatisticamente diferente entre si. Apresentando para as três fases eficiências estatisticamente iguais. O reator MBBR operando sob choques orgânicos demonstrou ótimo desempenho operacional. As cargas orgânicas (COV) aplicadas ao MBBR foram 286,5; 2085,2 e 3889,6 mg L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO para as fases I, II e III, estatisticamente diferente entre si. Apresentando para as fases I, II e III eficiências de 76,9%; 60% e 81%, respectivamente, e estatisticamente iguais. Conclui-se com a pesquisa realizada que os reatores RAH e MBBR foram capazes de absorver choques orgânicos e hidráulicos submetidos a biomassa mantendo-se em altos valores de eficiência. O reator MBBR também apresentou bom desempenho no processo de nitrificação com eficiências de 61,2%; 68,1%; 50,7% para as fases I, II e III, respectivamente. A concentração média de OD de 3 mg L⁻¹ mantida no MBBR apresentou-se acima do suficiente. O reator RAB operando sob choques orgânicos demonstrou ótimo desempenho operacional. As cargas orgânicas (COV) aplicadas ao RAB foram 194,9; 1769,1 e 2230,6 mg L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO para as fases I, II e III, estatisticamente diferente entre si. As fases I, II e III apresentaram eficiências de 70,7%; 46,4% e 69,8%, respectivamente, e estatisticamente, iguais entre as fases I e III. Em termos de toxicidade, os parâmetros estudados nas fases I e II, mostraram-se ideais para remoção de toxicidade, sendo que no final de ambas a ARM tratada apresentou-se livre de toxicidade a nível agudo e crônico. Os reatores RAH, MBBR e RAB demonstraram ótimo desempenho hidrodinâmico e cinético. Concluiu-se que o sistema anaeróbio/aeróbio/anóxico estudado foi eficiente no tratamento da ARMV, aliando condições de fácil monitoramento, rapidez no processo e ótimo desempenho.

Palavras- Chave: *Pseudomonas putida*, *Escherichia coli*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestri*, *Ceriodaphnia dubia*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, biotecnologia ambiental, nitrificação, desnitrificação.

PEREIRA, E. L. **Treatment of slaughterhouse wastewater using a system consisting of reactors with biofilm.** 2013. 214 p. Dissertation (Master of Science) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena/SP, 2014.

ABSTRACT

Development in bovine meat production has increased volume and concentration of liquid residues produced during their improvement, known as slaughterhouses wastewaters (SW). This fact has been stimulating the development of processes operating in highly charge and efficiency for their treatment. As seen, we focused to develop a treatment system for the SW operating in a anaerobic/aerobic/anoxic condition in a conjugated form, aiming the remotion of organic matter, nutrients and toxicity. The units evolving the studied system were three biofilms reators named: Anaerobic Hibrid Reactor (AHR), Moving Bed Biofilm Reactors (MBBR), and Anoxic Biofilm Reactor (AnBR). The SW *in natura* was collected in the slaughterhouse of the Paraíba Valley, and were characterized in physical, chemical and toxically in a highly sharp and cronical levels. The experiment has lasted for 370 days, operating under organic load rate (OLR). The withdraws along the system were done weekly and the samples were characterized in physical-chemical and toxicological terms and in both sharp and cronical ways. Hidrodinamic tests were realized in reactors AHR, MBBR and AnBR in abiotic and biotic condictiones, repectively. With the data obtained in the three studied phases, knetics parameters were collected for the dispersal biomass, besides its biofilm and biomass characterization. The results, based on SW physico - chemical and toxicological characterization, showed high concentrations in all solids series, in total volatic acids, alcalinity, macro and micro nutrients, organic matter in terms of $BOD_5^{20^{\circ}C}$ and COD in their solute and particulate forms and also in DOC. It was presented as highly toxix effluent in a sharp level for organisms, bacteria *P. putida* and *E. coli*, and *D. similis* microcrustacean. And extremely toxic to organisms chronic *C. silvestri* and *C. dúbia* microceustacean and *P. subcaptata* algae. According with toxicological tests it was concluded that the microcrustaceos and a algae were more sensitive to the SSW toxines than bacteria. The AHR reator operating under organic shocks showed excelent operational development. The OLR applied to the AHR were 608.9; 3,030.4 and 9,581.5 mg L⁻¹ d⁻¹ in terms of COD for the phases I, II, III, statiscally

different among it, showing for the three phases scores of 76,9%; 60% and 81%, respectively, and the same, statistically speaking. We may conclude with this research that the AHR and AMBR reactors were capable to absorb hydraulic and organic shocks submitted to biomass keeping high levels of efficiency. The MBBR reactor has shown also a good performance in nitrification process, scoring 61.2%; 68.1%; 50.7% in effectiveness for phases I, II and III, respectively. The average DO concentration of 3 mg L⁻¹ maintained in MBBR showed over sufficiency. The AnBR reactor under organic shocks showed highly operational performance. The OLR applied to AnBR were 194.9; 1,769.1 e 2,230.6 mg L⁻¹ d⁻¹ in terms of COD for the phases I, II, III statistically different among them. The phases I, II, III presented efficiencies of 70.7%; 46.4% and 69.8%, respectively, and statistically the same between phases I and III. In terms of toxicity, the studied parameters in phases I and II showed to be ideal to remove the toxicity from both sharp and chronic levels. The reactors AHR, MBBR and AnBR showed excellent hydraulic and kinetic performances. We may conclude that the studied anaerobic/aerobic/ anoxic system was efficient in the treatment of SW, joining, easy feasible conditions, velocity in processing and high performance.

Keywords: *Pseudomonas putida*, *Escherichia coli*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestri*, *Ceriodaphnia dubia*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, Environmental Biotechnology, Nitrification and Denitrification.

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

A - Amebas

A_T – Área transversal do reator

A-AVT - Alcalinidade a Ácidos Voláteis Totais

AB – Alcalinidade Bicarbonato

AI- Alcalinidade Intermediária

AMBR – Reator Anaeróbio com Membranas

ANOVA – Análise Estatística de Variância

AOA – Sistema Combinado Anaeróbio/Aeróbio/Anóxico

AP – Alcalinidade Parcial

APHA - American Public Health Association

A-RAH – Amostra afluyente ao Reator Anaeróbio Híbrido

ARM – Água Residuária de Matadouro

ARMan – Água Residuária de Manipueira

ARMV – Água Residuária de Matadouro proveniente da linha verde do processo de abate utilizada no experimento

AT – Alcalinidade Total

ATP - Adenosina-trifosfato

AVT - Ácidos Voláteis Totais

AWWA- American Water Works Association

Br^- - Brometo

C – Concentração de afluyente de DQO_T ou $DBO_5^{20^\circ C}_T$

C(t) - Equação que descreve o comportamento da concentração do traçador em função do tempo na saída do reator

C.E. - Condutividade Elétrica do Efluente

C.E. (25°C) - Condutividade Elétrica do Efluente padronizada a 25°C;

C.E. medida - Condutividade Elétrica da ARMV *in natura* medida na condição real

C.V. – Coeficiente de Variação amostral

C_0 = Concentração do Afluyente

C1- Concentração de $DBO_5^{20^\circ C}$ da ARM utilizada no cálculo de Equivalente Populacional

Ca – Concentração afluyente do composto na forma total

Ca²⁺ - Cálcio

Ce – Concentração efluente do composto na forma solúvel

CE₅₀ - Concentração Estimada que causou 50% de mortalidade na população de organismos submetidos ao teste agudo.

CENO - Concentração de efeito não observado

CEO - Concentração de efeito observado

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental ligada à Secretaria do Meio Ambiente do governo paulista

Cf - concentração do efluente

CH₄ – Metano

CHV - Carga Hidráulica Volumétrica

Cl⁻ - Cloreto

CL - Ciliados de Vida Livre

CL₅₀ - Concentração Letal que causou 50% de mortalidade na população de organismos submetidos ao teste crônico.

CN- Ciliados Livre Nadantes

COB- Carga Orgânica Biológica

COD - Carbono Orgânico Dissolvido

COS- Carga Orgânica por área superficial de meio suporte

COT- Carbono Orgânico Total

COV – Carga Orgânica Volumétrica

CP - Ciliados Pedunculados

C_T - Concentração do traçador

d- número de dispersão (D/uL);

DAF – Flotação por ar dissolvido

DBO₅^{20°C}_P - Demanda Bioquímica de Oxigênio na forma particulada

DBO₅^{20°C}_S - Demanda Bioquímica de Oxigênio na forma solúvel

DBO₅^{20°C}_T - Demanda Bioquímica de Oxigênio na forma total

DIC – Delineamento Estatístico Experimental Inteiramente Casualizado

DMS- Diferença Mínima Significativa

DP – Desvio padrão amostral

DQO – Demanda Química de Oxigênio em termos gerais

DQO_P - Demanda Química de Oxigênio na forma particulada

DQO_S - Demanda Química de Oxigênio na forma solúvel

DQO_T – Demanda Química de Oxigênio na forma total

E – Eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, DBO₅^{20°C} e COD

E(t) - Concentração obtida ao após o ensaio durante o intervalo de tempo (0 – t)

EDS – Esgoto Doméstico Sintético

E-MBBR – Efluente ao Reator Aerado de Leito Móvel com biofilme

EP- Equivalente Populacional

E-RAB – Efluente ao Reator Anóxico com Biofilme

E-RAH – Amostra Efluente ao Reator Anaeróbio Híbrido

ETE- Estação de Tratamento de Efluentes

F – Flagelados

F⁻ - Fluoreto

FA – Filtro Anaeróbio

FBR – Reator Anaeróbio Acidogênico

Fe_T – Ferro Total

g- Gramas

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPCA – Índice de Preço do Consumidor

IVL- Índice Volumétrico de Lodo

k - Taxa específica de utilização do substrato

K - Constante de remoção de substrato

K⁺ - Potássio

K₁ - Coeficiente de Desoxigenação

K_d - Coeficiente de respiração endógena

kg- Kilograma

kPa – Unidade de pressão kilo Pascal

K_s - Constante de saturação

L – Litros

L- DBO remanescente em um tempo t qualquer

L₀ - DBO remanescente no tempo t=0

Li⁺ - Lítio

LLE – Extração Líquido – Líquido

M – Massa de SVT da biomassa dispersa

m- Metros

Max – Valor máximo

MBBR – Moving Bed Biofilm Reactors (Reator Aerado de Leito Móvel com biofilme)

Md – Valor obtido por media aritmética

meq- Miliequivalente

mg- Miligramas

Mg²⁺ - Magnésio

Mi- Massas de traçador injetada

Min – Valor mínimo

mL – Mililitro

Mr - Massas de traçador recuperada

N - Nematóides

N (%) – Eficiência de remoção de matéria nitrogenada

N.O. a – Concentração afluente de Nitrogênio Orgânico

N.O. e – Concentração efluente de Nitrogênio Orgânico

Na⁺ - Sódio

N-CSTR- Número de Tanques em Série com mistura completa

N-NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal Total

N-NH₄⁺ (%) – Eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal Total

N-NH₄⁺ a - Concentração afluente de Nitrogênio Amoniacal Total

N-NH₄⁺ e - Concentração efluente de Nitrogênio Total de Kjeldahl

N-O - Nitrogênio Orgânico

NO₂⁻ - Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

NTKa – Concentração afluente de Nitrogênio Total de Kjeldahl

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez

OAF – Organismos Acumuladores de Fosfato

OD – Oxigênio Dissolvido

P.T. – Fósforo Total

pH – Potencial Hidrogenionico

PHB – Poli-Hidroxi-butirato

PtCo – Unidade de cor Platina – Cobalto

PVC - Cloreto de Polivinila

Q - Vazão aplicada ao reator

Q_1 - Vazão afluyente do reator

r- Coeficiente de correlação simples

R- Rotíferos

R^2 - Coeficiente de determinação obtido na análise de regressão linear

RAB – Reator Anóxico com Biofilme

RAH- Reator Anaeróbio Híbrido

RAH- NH_4^+ (%) – Capacidade do RAH para amonificação do nitrogênio orgânico

RAS - Razão de adsorção de sódio;

S – Área superficial total do meio suporte

S- Concentração da DQO no reator

S- Suctórias

SBR – Reator Batelada Sequencial

SDF – Sólidos Dissolvidos Fixos

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SDV – Sólidos Dissolvidos Voláteis

Se - Concentração de DQO efluente no reator

ΣNO_x e – Somatório da concentração de Nitrato e Nitrito na amostra efluente

% NO_x Eficiência de nitrificação total, ou seja, eficiência de conversão do nitrogênio amoniacal total

S_o - Concentração de DQO afluyente no reator

SO_4^{2-} - Sulfato

SPE – Extração na Fase sólida

SSF – Sólidos Suspensos Fixos

SST - Sólidos Suspensos Totais

SSV- Sólidos Suspensos Voláteis

ST- Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

T - Temperatura do efluente no momento da medição da C.E.;

$t_{\text{médio}}$ - Tempo médio de residência do fluido no interior do recipiente

t- Tempo de duração do ensaio com traçador

t_1 - Tempo utilizado no cálculo da depleção de oxigênio

TAE – Tanque de Acidificação e Equalização

TB - Turbidez

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

Tk – Tempo em que ocorre o pico de concentração do traçador.

tr - TDH obtido na caracterização hidrodinâmica.

TR- Taxa de Reciclo

TRC- Tempo de Retenção Celular

UASB – Reator Anaeróbio de Manta de Lodo

UTA – Unidade de Toxidade Aguda

UV – Radiação Ultravioleta

V – Volume útil do reator

V- Volume da solução traçador injetada

V.A - Velocidade Ascensional

Va – Volume ativo do reator

VC - Valor Crônico

Vd – Volume de zonas mortas

VF- Velocidade de Flotação

V_L – Volume de lodo

Vr - Volume do reator

Vt – Volume total do reator

WEF - Water Environment Federation

Xe- Concentração da biomassa do efluente

Xo- Concentração da biomassa do afluente

Xr - Concentração da biomassa no reator

Y - coeficiente de produção de biomassa

β – Relação entre TDH real e o TDH teórico

θ_c - tempo de retenção celular ou idade da biomassa

λ – Eficiência Hidráulica do reator

μm – micrometro

σ^2 - Variância da distribuição do tempo de residência do fluido no interior do recipiente

$\sigma^2_{adimensional}$ - Variância adimensional da distribuição do tempo de residência do fluido no interior do recipiente

Ψ – Presença de curti circuito

μ - taxa de crescimento específico

μ_{max} - taxa de crescimento específico máxima

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema do sistema de tratamento da água residuária de matadouro (ARMV) em escala laboratorial	52
Figura 2 - Planta baixa do RAH utilizado no sistema de tratamento de ARMV	54
Figura 3 - Planta baixa do reator MBBR utilizado no sistema de tratamento de ARMV. ..	56
Figura 4 - Planta baixa do RAB utilizado no sistema de tratamento de ARMV	58
Figura 5 - Representação em Box Plot das concentrações de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ nas formas total (T), particulada (P) e solúvel (S) ao longo do sistema.	83
Figura 6 - Variação na eficiência de remoção de DQO, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e COD durante a fase de aclimatização (6A) e estado estacionário (6B) para os reatores RAH e MBBR.	Erro!
Indicador não definido.	
Figura 7 - Perfil das concentrações de substrato em termos de DQO_T (afluente), $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ (afluente), COD (afluente) e eficiência de remoção de DQO no reator RAB	87
Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7. ST: Sólidos Totais. STV: Sólidos Totais Voláteis. SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis	90
Figura 8 - Série de sólidos ao longo do sistema na etapa com EDS, durante 60 dias	90
Figura 9 - Perfil em Box plot do pH, concentração das alcalinidades e AVT ao longo do sistema durante os 60 dias de pesquisa	92
Figura 10 - Concentrações de nitrogênio total (NTK), amoniacal e orgânico ao longo do sistema.	94
Figura 11- Concentração de nitrato (NO_3^-) ao longo do sistema de tratamento durante e partida e estado estacionário	95
Figura 12- Concentração de nitrito (NO_2^-) ao longo do sistema de tratamento durante a partida e estado estacionário	96
Figura 13 - Interação da concentração de nitrato (NO_3^-) e alcalinidade total (AT) ao longo do sistema de tratamento durante o estado estacionário na etapa com EDS.	97
Figura 14 - Interação da concentração de nitrito (NO_2^-) e alcalinidade total (AT) ao longo do sistema de tratamento durante o estado estacionário na etapa com EDS	97

Figura 15 - Comportamento da concentração de fósforo total (PT) ao longo do sistema de tratamento durante os 60 dias com EDS.	98
Figura 16 - Representação do perfil da concentração de sólidos voláteis totais ao longo da altura do reator RAH no 1° dia (início) e 60° dia de pesquisa.....	101
Figura 17 - Perfil da eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ no reator RAH para as três fases estudadas.	122
Figura 18 - Perfil da eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ no reator MBBR para as fases I, II e III.....	126
Figura 19 - Perfil da eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ no reator RAB para as durante as fases I, II e III.....	128
Figura 20 - Caracterização Hidrodinâmica em meio abiótico sob condições de decréscimo no TDH.	154
Figura 21- Comparação entre os comportamentos hidrodinâmicos no RAH em meio abiótico e biótico.....	156
Figura 23 - Comparação entre os comportamentos hidrodinâmicos no MBBR em meio abiótico e biótico.....	161
Figura 24 - Caracterização Hidrodinâmica do reator RAB em meio abiótico sob condições de decréscimo no TDH.	164
Figura 25 - Comparação entre os comportamentos hidrodinâmicos no reator RAB em meio abiótico e biótico.....	165
Anexo I. Carta controle para teste de sensibilidade do organismo teste <i>Daphnia similis</i>	206
Anexo J. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste <i>Ceriodaphnia dubia</i>	207
Anexo K. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste <i>Ceriodaphnia silvestri</i>	208
Anexo L. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste <i>Pseudokirchneriella subcaptata</i>	209
Anexo M. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste <i>Escherichia coli</i>	210
Anexo N. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste <i>Pseudomonas putida</i>	211
Apendice 1. Diagrama de Richards (1954) utilizado para avaliar o risco de disposição de águas residuárias no solo ou em fertirrigação.	214

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Valores de equivalentes populacionais calculados utilizando dados de vazão e concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ apresentados em trabalhos realizados em escala plena/piloto sob condições industriais.....	30
Tabela 2 - Valores médios dos parâmetros físico-químicos apresentados nas tabelas dos anexos 5, 6 e 7 obtidos através de trabalhos realizados com efluente misto ou linha vermelha em diversos matadouros.....	31
Tabela 3 - Características médias dos 92 anéis de PVC corrugado.....	55
Tabela 4 - Condições submetidas aos reatores durante a avaliação hidrodinâmica em meio abiótico.....	64
Tabela 5 - Exames, determinações, procedimentos e fontes metodológicas utilizadas nas análises físico-químicas e toxicológicas realizadas durante o experimento	76
Tabela 6 - Parâmetros operacionais mantidos constantes durante todo o experimento.....	81
Tabela 7 - Cargas orgânicas aplicadas aos reatores RAH, MBBR e RAB, durante a partida com EDS.....	82
Tabela 8 - Concentração de Sólidos Totais Voláteis (STV) ao longo do reator RAH durante a inoculação (CI) e final da fase com EDS (CF)	100
Tabela 9 - Perfil de sólidos ao longo do reator MBBR durante a inoculação e final da fase com EDS no 60º dia.....	102
Tabela 10. Perfil de sólidos ao longo do reator RAB durante a inoculação e final da fase com EDS.....	102
Tabela 11 - Parâmetros de tamponamento da ARMV <i>in natura</i> proveniente da linha verde do processo de abate	103
Tabela 12 - Concentração de sólidos totais, dissolvidos e suspensos nas frações fixa e volátil que caracterizam a ARMV <i>in natura</i>	105
Tabela 13 - Concentração da matéria orgânica em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ nas formas total, solúvel e suspensa e em termos de COD que caracterizam a ARMV <i>in natura</i>	106
Tabela 14 - Concentração dos macronutrientes e micronutrientes em forma iônica que caracterizam a ARMV <i>in natura</i>	107
Tabela 15 - Parâmetros de Condutividade elétrica, Temperatura, Turbidez e Cor que caracterizam a ARM <i>in natura</i>	108

Tabela 16 - Caracterização da toxicidade aguda de 3 amostras de ARMV <i>in natura</i> em termos de mortalidade e inibição.	109
Tabela 17 - Caracterização da toxicidade crônica de 3 amostras de ARMV <i>in natura</i> , em termos de mortalidade, natalidade, reprodução e inibição.....	110
Tabela 18 - Comportamento da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO e sólidos no sistema durante a Fase I..	113
Tabela 19 - Comportamento da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, DQO e sólidos no sistema durante a Fase II..	115
Tabela 20- Comportamento da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO e sólidos no sistema durante a Fase III	118
Tabela 21 - Concentrações de COD ao longo do sistema durante as etapas de aclimatização e estado estacionário para as fases I, II e III	120
Tabela 22 - Cargas Orgânicas (C.O.) aplicadas ao RAH em termos de DQO_T e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ total durante as fases I, II e III	121
Tabela 23 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para as cargas aplicadas e resultados de eficiência utilizando os dados do estado estacionário para as 3 cargas estudadas no RAH.	123
Tabela 24 - Cargas Orgânicas (C.O.) aplicadas ao reator MBBR em termos de DQO_T e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ durante as 3 fases estudadas	125
Tabela 25 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para as cargas aplicadas e resultados de eficiência, utilizando os dados do estado estacionário para as 3 cargas estudadas no reator MBBR.	127
Tabela 26 - Cargas Orgânicas (C.O.) aplicadas ao reator RAB em termos de DQO_T e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ durante as fases I, II e III.....	128
Tabela 27 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para as cargas aplicadas e resultados de eficiência utilizando os dados do estado estacionário para as 3 cargas estudadas no reator RAB.	129
Tabela 29- Comportamento do pH, AVT e alcalinidades no sistema durante a Fase II.	132
Tabela 30 - Comportamento do pH, AVT e alcalinidades no sistema durante a Fase III..	133
Tabela 31 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores de pH, concentrações das alcalinidades intermediária (AI), parcial (AP), á ácidos voláteis (A-AVT), bicarbonato (AB), total (AT) e concentração dos ácidos voláteis totais (AVT) ao longo do sistema de tratamento em cada fase.	135
Tabela 32 - Concentração dos macro e micronutrientes ao longo do sistema de tratamento durante a Fase I	140
Tabela 33- Concentração dos macro e micronutrientes ao longo do sistema de tratamento da ARMV durante a Fase II	141

Tabela 34 - Concentração dos macro e micronutrientes ao longo do sistema de tratamento durante a Fase III	142
Tabela 35 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores de nitrogênio total (NTK), nitrogenio amoniacal total ($N-NH_4^+$), nitrogênio orgânico (N.O.), nitrato (NO_2^-), nitrito (NO_3^-) ao longo do sistema de tratamento em cada fase.	143
Tabela 36 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores de remoção de nitrogênio, eficiência em nitrificação, remoção de amônia, eficiência em amonificação, para as unidades do sistema de tratamento em cada fase.	145
Tabela 37 - Análise de variância e testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores da concentração de fósforo total (P.T.) e remoção de P.T., nas unidades do sistema de tratamento da ARMV em cada fase	147
Tabela 38 - Concentração limite dos cátions avaliados na ARMV e do nitrogênio amoniacal para atuação dos mesmos como inibidores do processo biológico.	148
Tabela 39 - Toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> ao longo do sistema durante as três fases avaliadas.....	150
Tabela 40 - Toxicidade crônica com <i>Ceriodaphnia silvestri</i> ao longo do sistema durante as três fases avaliadas.....	151
Tabela 41 - Toxicidade crônica com <i>Ceriodaphnia dubia</i> ao longo do sistema durante as três fases avaliadas.....	152
Tabela 42 - Levantamento dos parâmetros de desempenho hidrodinâmicos e hidráulico do RAH em condições abióticas e bióticas.....	157
Tabela 43 - Taxa de degradação da matéria orgânica (K), levando em consideração as condições hidrodinâmicas do reator RAH durante as fases I, II e III avaliadas	158
Tabela 44 - Levantamento dos parâmetros de desempenho hidrodinâmicos e hidráulico do reator MBBR em condições abióticas e bióticas.	162
Tabela 45 - Taxa de degradação da matéria orgânica (K), levando em consideração as condições hidrodinâmicas do MBBR durante as três fases avaliadas	163
Tabela 46 - Levantamento dos parâmetros de desempenho hidrodinâmicos e hidráulico do reator RAB em condições abióticas e bióticas.....	166
Tabela 47 - Taxa de degradação da matéria orgânica (K), levando em consideração as condições hidrodinâmicas do reator RAB durante as três fases avaliadas	167
Tabela 48 - Perfil de concentração dos STV da biomassa dispersa ao longo da altura do reator RAH.....	168

Tabela 49 - Levantamento qualitativo das morfologias bacterianas existentes ao longo da altura do reator RAH.....	169
Tabela 50 - Sentenças utilizadas para levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa dispersa no reator RAH.....	171
Tabela 51 - Parâmetros cinéticos determinados para a biomassa dispersa no reator RAH.....	171
Tabela 52 - Perfil de concentração dos STV da biomassa dispersa ao longo da altura do reator MBBR.....	173
Tabela 53 - Levantamento qualitativo das morfologias bacterianas, protozoários e nematóides existentes ao longo da altura do reator MBBR	173
Tabela 54- Sentenças utilizadas para levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa dispersa no reator MBBR.....	174
Tabela 55 - Parâmetros cinéticos determinados para a biomassa dispersa no reator MBBR	175
Tabela 56 - Perfil de concentração dos STV da biomassa dispersa ao longo da altura do reator RAB	176
Tabela 57 - Levantamento qualitativo das morfologias bacterianas existentes ao longo da altura do reator RAB	177
Tabela 58 - Sentenças utilizadas para levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa dispersa no reator RAB	178
Tabela 59 - Parâmetros cinéticos determinados para a biomassa dispersa no RAB.....	178
Anexo A. Características químicas da ARM de diversas atividades (pecuária, avicultura e suinícula) estudadas em diversos trabalhos publicados de 1997 a 2012.....	198
Anexo B. Características físicas e químicas da ARM de diversas atividades (pecuária, avicultura e suinícula) estudadas em diversos trabalhos publicados de 1997 a 2012.....	199
Anexo C. Características químicas da ARM de diversas atividades (pecuária, avicultura e suinícula) estudadas em diversos trabalhos publicados de 1997 a 2012.....	200
Anexo D. Características microbiológicas da ARM de diversas atividades (pecuária, avicultura e suinícula) estudadas em diversos trabalhos de publicados de 2007 a 2011 ...	201
Anexo E. Análise Estatística de 32 trabalhos cinetíficos realizados ao longo dos 15 anos levantados (1997-2012).....	202
Anexo F. Análise estatística de 32 trabalhos científicos realizados ao longo de 15 anos levantados (1997-2012).....	203
Anexo G. Análise estatística de 32 trabalhos científicos realizados ao longo de 15 anos levantados (1997-2012).....	204

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	26
2.1 Objetivo Geral	26
2.2 Objetivos específicos.....	26
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	27
3.1 Aspectos econômicos da carne bovina	27
3.2 Conceitos no processo de abate	28
3.3 Impactos ambientais e caracterização do efluente	29
3.4 Tratamento da Água Residuária de Matadouro.....	34
3.4.1 Tratamento da Água Residuária de Matadouro utilizando processos anaeróbios.....	34
3.4.2 Tratamento da ARM utilizando processos aeróbio e anóxico.....	38
3.4.3 Sistemas de tratamento para ARM utilizando processos variados.....	42
3.5 Remoção de Nutrientes: Nitrificação, Desnitrificação e Biodesfosfatação	45
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	50
4.1 A água residuária de matadouro	50
4.2 O sistema de tratamento	50
4.3 O Reator Anaeróbio Híbrido (RAH)	53
4.4 Reator Aerado de Leito Móvel (MBBR).....	55
4.5 Reator Anóxico com Biofilme (RAB).....	57
4.6 Inoculação e Partida do sistema	59
4.7 Amostragem	59
4.8 Delineamento experimental e Análises estatísticas	60
4.9 Parâmetros de desempenho: operacionais e de eficiência.....	61
4.10 Caracterização Hidrodinâmica dos reatores	64
4.10.1 Técnica de injeção do traçador em pulso.....	65
4.11 Levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa nos reatores RAH, MBBR, RAB	69
4.12 Análises laboratoriais realizadas	74
4.13 Caracterização da Água residuária de Matadouro in natura proveniente da linha verde de abate de bovinos (ARMV)	78

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
5.1 Inoculação e partida dos reatores com Esgoto Doméstico Sintético (EDS).....	81
5.1.1 Monitoramento do sistema AOA utilizando EDS	81
5.1.2 Concentração da biomassa e perfil de sólidos totais voláteis (STV) durante a partida com EDS	99
5.2 Caracterização da Água Residuária de Matadouro in natura proveniente da linha verde de abate bovino (ARMV).....	103
5.3 Avaliação do sistema anaeróbio/aeróbio/anoxico operando com ARMV sob condições de choques orgânicos	112
5.3.1 $DBO_5^{20^{\circ}C}$, DQO e série de sólidos durante as fases I, II e III.....	112
5.3.2 pH, ácidos voláteis totais, alcalinidades e Temperatura	130
5.3.3 Dinâmica de nutrientes ao longo do sistema RAH-MBBR-RAB	138
5.3.4 Dinâmica de toxidade ao longo do sistema	149
5.4 Caracterização Hidrodinâmica dos reatores RAH, MBBR e RAB	153
5.4.1 Reator Anaeróbio Híbrido (RAH)	153
5.4.2 Reator Aeróbio de Leito Móvel com biofilme (MBBR)	159
5.4.3 Reator Anóxico com Biofilme (RAB).....	163
5.5 Caracterização quantitativa e qualitativa da biomassa nos reatores RAH, MBBR e RAB	168
5.5.1 Reator Anaeróbio Híbrido	168
5.5.2 Reator Aeróbio de Leito Móvel com Biofilme.....	172
5.5.3 Reator Anóxico com Biofilme.....	176
6. CONCLUSÕES.....	180
6.1 Conclusão geral	184
REFERENCIAS	185
ANEXOS.....	198
APÊNDICE.....	212

1. INTRODUÇÃO

As carnes de peixe, suína, bovina e de aves são as fontes de proteína mais utilizadas na alimentação humana, principalmente no Brasil. Além deste, outros países da África, América, Ásia, Europa e Oceania vêm se interessando pela carne brasileira devido ao alto padrão de qualidade, alta quantidade de produção e baixo preço. Como exemplo, pode-se citar a ampliação do comércio bilateral que foi anunciada pelos ministros da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Mendes Ribeiro Filho, do Brasil, e Zhi Shuping, da Administração Geral de Supervisão de Qualidade, Inspeção e Quarentena da China. Este evento chamou atenção de vários frigoríficos brasileiros, o qual anunciava que o “*Brasil amplia potencial de comércio com a China: Novos frigoríficos brasileiros serão habilitados a exportar carne bovina, suína e de aves para a China*”. O anúncio ocorreu durante a 2ª Reunião da Comissão Sino-Brasileira de Alto Nível de Cooperação (Cosban), realizada em Brasília, no dia 13 de fevereiro de 2012.

Com este e outros acordos que estimulam o ganho econômico pelo comércio da carne, os frigoríficos tendem a aumentar a produção e, conseqüentemente, aumentar o abate de animais. Tudo isso gera águas residuárias em volume e concentração maiores do que as encontradas atualmente. A água residuária de matadouro (ARM), como é conhecida, provem da lavagem da carne, desde a entrada do animal até a saída das peças de carne beneficiadas. A mesma é produzida em altos volumes e possui altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, representando, atualmente, um dos maiores problemas ambientais entre as agroindústrias. Com o aumento do processo de beneficiamento, aliado ao crescimento do comércio de carnes, o mercado de exportações poderá se tornar um problema ambiental, caso não sejam solucionados os problemas das ARM.

Sendo assim, investimentos no setor ambiental são de grande importância, bem como, o desenvolvimento de pesquisas voltadas em tecnologias de tratamento para este efluente gerado durante processos de beneficiamento da carne. Várias tecnologias já foram desenvolvidas em vários países com o objetivo de reduzir o potencial poluidor da ARM. Todavia, ainda não existe um processo conhecido que seja eficiente em tratar a ARM em condições de altas cargas orgânica e hidráulica com baixos tempos de detenção hidráulica.

Atualmente, pesquisadores de todo mundo vêm estudando sistemas de tratamento de forma conjugada no intuito de remover altas quantidades de matéria orgânica e nutrientes simultaneamente. Existem vários tipos de sistemas já conhecidos, sendo o sistema conjugado anaeróbio-aeróbio-anóxico (AOA), um dos mais investigados atualmente, podendo representar uma boa alternativa para os efluentes de difícil tratamento como a ARM.

Alguns trabalhos realizados por Wang et al. (2009); Zeng et al. (2011) e Xu et al. (2011), mostram que os processos AOA são eficientes na remoção conjugada de matéria orgânica e nutrientes para o tratamento de diversos efluentes. Porém, os estudos realizados por estes pesquisadores foram feitos em condições de bateladas sequenciais interligadas, o que seria uma desvantagem para o tratamento de efluentes produzidos em altos volumes, como a ARM.

Portanto, aperfeiçoar os processos AOA tornando-os contínuos e com unidades que suportem alta carga de poluentes é fundamental para resolver os problemas industriais. Dentre as unidades que operam em altas taxas até agora conhecidas, os reatores com biofilme têm se mostrado promissores, devido à presença de um material de enchimento que facilita a formação do biofilme. Isso faz com que a biomassa mantenha-se aderida e resista aos choques orgânicos, aos choques hidráulicos e às altas vazões.

Os reatores anaeróbios híbridos (RAH) vêm ganhando espaço dentre os reatores anaeróbios com biofilme pelo fato dos mesmos serem a fusão das melhores características de dois ou mais reatores em apenas um. Estes reatores vêm sendo muito pesquisados no tratamento de diversos tipos de efluentes, com resultados de engenharia e desempenho satisfatórios, como descritos por Chaiprasert et al. (2003); Saravanan e Sreekrishnan (2008); Araujo et al. (2008); Silva et al. (2010) e Silva et al. (2011). Uma das formas de hibridização mais estudada é a fusão do reator UASB com o filtro anaeróbio, obtendo um reator UASB com o leito disperso e uma manta com material de enchimento.

Os reatores de leito móvel com biofilme (MBBR- *moving bed biofilme reactors*) operando em condições aeróbias vêm ganhando destaque por suportar altas cargas, não exigir recirculação de efluente e não necessitar de recirculação de lodo, como descrito em Park et al. (2010); van Hulle et al. (2011); Hai et al. (2011).

Quanto aos processos anóxicos, poucos reatores têm sido estudados. Esses reatores anóxicos são reatores anaeróbios que recebem cargas de nitrato e nitrito para que ocorra a desnitrificação e, portanto, remoção definitiva do nitrogênio, tendo como exemplo os trabalhos realizados por Sabumon (2009); Winkler et al. (2011); Brown et al. (2011).

Até o momento, não é do nosso conhecimento o tratamento de ARM utilizando-se processos AOA. Reatores com biofilme, como RAH e MBBR, ainda não foram avaliados no tratamento de ARM. Assim, estudar um tratamento de ARM, em altas cargas, para que os frigoríficos e abatedouros no Brasil possam lucrar e contribuir com o desenvolvimento do país de forma mais sustentável, seria um avanço científico, além de se caracterizar como inovação tecnológica.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de um sistema em série constituído pelos seguintes reatores: Reator Anaeróbio Híbrido (RAH), Reator Aerado de Leito Móvel com Biofilme (MBBR) e Reator Anóxico com Biofilme (RAB) em condições anaeróbia/aeróbia/anóxica respectivamente, no tratamento da água residuária de matadouro bovino (ARM) proveniente da linha verde de abate.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar físico-química e toxicologicamente a ARM, *in natura*, proveniente do processo da linha verde de abate.
- Monitorar os parâmetros operacionais sinergicamente aos parâmetros de eficiência dos reatores de forma individual durante a partida (*start-up*), operação transiente mediante a modificação de cargas (aclimatização) e avaliação dos estados de estabilidade (*steady-state*).
- Monitorar o sistema conjugado RAH-MBBR-RAB operando sob choques orgânicos durante o tratamento da ARM, visando remover matéria orgânica, nutrientes e toxicidade aguda e crônica.
- Caracterizar a biomassa dispersa dos reatores RAH, MBBR e RAB de forma quantitativa através dos parâmetros cinéticos de crescimento (k , Y , K_d , K_s , μ_{max}) e de forma qualitativa através de técnicas de microscopia.
- Avaliar as características hidrodinâmicos dos reatores RAH, MBBR e RAB em condições abióticas e bióticas, determinando o tipo de regime, tempo de detenção hidráulica real, cinética de degradação de matéria orgânica, eficiência hidráulica e porcentagem de zonas mortas.
- Ao final do experimento, quantificar a biomassa aderida no meio suporte dos três reatores em termos de sólidos voláteis e analisar os aspectos dos meios suportes utilizados, quanto sua viabilidade.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Aspectos econômicos da carne bovina

De acordo com dados do Índice de Preços ao Consumidor Amplo/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IPCA/IBGE), a carne bovina é a carne mais produzida no Brasil, quando comparada com as carnes suínas e de frango. Esta, que vinha apresentando uma produção quase constante, destacou-se no 3º trimestre de 2012, atingindo a marca recorde de 8,027 milhões de cabeças abatidas. Esse valor foi 5,0% maior que o registrado no 2º trimestre de 2012 e 10,2% superior ao registrado no mesmo período de 2011. O valor mais alto na série histórica do abate de bovinos, desde quando a Pesquisa Trimestral de Abate de Animais foi divulgada, em 1997.

Algumas razões colaboraram para os recordes alcançados no 3º trimestre de 2012, como a redução dos preços da carne bovina ao longo do ano e o aumento das exportações.

Rússia (26%), Egito (17%), Irã (14%), Hong Kong (9%), Chile (6%), Venezuela (5%) e Arábia Saudita (3%) responderam por 80% das exportações da carne bovina *in natura* do Brasil. São Paulo (27%), Mato Grosso (18%), Goiás (16%), Mato Grosso do Sul (11%), Rondônia (9%) e Minas Gerais (7%) participaram com 90% do volume exportado no 3º trimestre de 2012.

Pesquisa realizada pelo IBGE a respeito da rentabilidade desta atividade agrícola no país durante o ano de 2012 mostrou que a produção de carne bovina rendeu ao país 3,22 bilhões de dólares. Ou seja, apenas em um ano a indústria de abates rendeu ao país montantes bilhonários.

Isso mostra que a indústria de carnes possui alto poder aquisitivo, ou seja, a indústria de carnes tem total condição em investir maciçamente no desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de seus resíduos de forma eficiente. Devido à sua alta lucratividade, a indústria de carnes é uma indústria atrativa ao investimento financeiro e tende a crescer ainda mais com os novos acordos mundiais e aumento da qualidade de vida do brasileiro.

Atualmente, a ARM é um problema ambiental para o agronegócio. Assim, o estímulo econômico à produção de carne trará um aumento no impacto ambiental causado pela ARM, eutrofizando os rios, contaminando o solo e a atmosfera.

3.2 Conceitos no processo de abate

Segundo o Decreto nº 30.691/52, que dispõe a Lei Federal nº 1.283/50, que especifica a inspeção industrial e sanitária dos produtos de origem animal, através do Art. 21, define matadouro, abatedouro ou frigorífico como: *“Estabelecimento dotado de instalações adequadas para a matança de quaisquer das espécies de açougue, visando o fornecimento de carne em natureza ao comércio interno, com ou sem dependências para industrialização; disporá obrigatoriamente, de instalações e aparelhagem para o aproveitamento completo e perfeito de todas as matérias-primas e preparo de subprodutos não comestíveis. O atendimento correto da disposição dos resíduos, as fases do processo tecnológico do abate e a rigorosa observância da higiene, antes, durante e após os seus trabalhos, são princípios básicos, cujo respeito constitui a garantia da obtenção de um produto mercadologicamente valioso, higienicamente idôneo e ecologicamente correto”*.

Geralmente, ao iniciar o procedimento de abate, o bovino é lesado e condicionado a tontura por choque, pancada na cabeça ou até mesmo, injeção de ar diretamente no crânio levando-o a óbito imediato. Em seguida, é posto de cabeça para baixo, sendo perfurado deixando-o sangrar. Este sangue pode se juntar à água utilizada no processo e compor o resíduo final ou ser separado imediatamente. Atualmente, separa-se o sangue e espera-se coagular visando a redução de volume e o aproveita em diversas atividades.

Alguns estabelecimentos juntam resíduos sólidos do processo com restos de jardinagem e fazem compostagem, regando com o sangue coagulado. Outros cozinham o sangue e vendem para fabricas de ração animal (canina e felina) como ingrediente no processo de fabricação da mesma. O sangue também pode ser utilizado para fazer farinha nutritiva utilizada no combate a desnutrição humana.

O animal, depois de sangrado, é aberto e são retiradas todas as partes indesejáveis, como víceras, restos alimentares intestinais e estomacais. O couro e os córneos são separados e vendidos para indústria e artesanato. As peças de carne separadas são lavadas várias vezes antes de serem armazenadas nas câmaras frias. Os sebos ou graxas são separados e comercializados para indústrias de perfumaria, biodisel e outras.

A água utilizada durante o processo de lavagem do animal vivo, lavagem da carne após o abate, lavagem do chão e instrumentos sujos de sangue é conhecida como água residuária de matadouro (ARM). Há duas denominações para o processo de abate, atualmente: linha vermelha e linha verde.

Linha vermelha é quando a água utilizada no processo se junta ao sangue da sangria produzindo uma ARM com altíssima quantidade de matéria orgânica, nutriente e cor geralmente avermelhada. Já na linha verde, o sangue é separado das outras águas. Isso faz com que a ARM seja resultante apenas da união das águas de lavagem, ou seja, um efluente com menos matéria orgânica, nutrientes e cor, com aspecto marrom, além de ser produzida em menor volume em relação ao efluente da linha vermelha, nas mesmas condições de lavagem.

Atualmente, quase todos os matadouros credenciados em órgãos de fiscalização sanitária vêm gerando água residuária de linha verde e não mais da linha vermelha. Grande parte das pesquisas nacionais e internacionais, publicadas nos últimos 31 anos e utilizadas para redação deste trabalho, foram referentes à caracterização das ARM provenientes da linha vermelha, sendo, ainda, poucos os trabalhos encontrados na literatura científica sobre o tratamento das ARM provenientes da linha verde.

3.3 Impactos ambientais e caracterização do efluente

Em frigoríficos e matadouros, assim como em vários tipos de indústria, o alto consumo de água acarreta grandes volumes de efluentes. No estabelecimento onde foi coletado o efluente, estimou-se um consumo total durante todo o processo de 3.864 L de água por cabeça de gado abatida, transformando 80 a 95% da água consumida em Água Residuária de Matadouro (ARM).

Nardi et al. (2011) estimaram que um abatedouro de frangos no Brasil com processo de abate de 8 horas por dia, gastava 20 L de água por frango abatido. Além do gasto no abate animal, os mesmos autores determinaram consumos de 80 L, 25 L e 40 L de água por funcionário por dia, utilizados na higiene pessoal durante o abate, refeitório e uso de banheiro para necessidades básicas, respectivamente. Todo este esgoto doméstico era inserido junto à água residuária do processo de abate, formando, assim, a ARM enviada para estação de tratamento de efluentes (ETE).

Em média, esse frigorífico utilizou 145 L de água por pessoa por dia e 20 L de água por frango abatido, gerando quantidades elevadas de efluente. Isso mostra, ainda, que todos os tipos de abate consomem grandes quantidades de água, além da geração de esgoto dentro da agroindústria, sendo o mesmo, muitas vezes, adicionado à ARM para tratamento.

Uma forma de estimar o impacto causado pelo lançamento do efluente é transformar sua carga poluidora em número de pessoas, tornando mais visível o entendimento do potencial poluidor. O parâmetro é chamado equivalente populacional (EP). Alguns valores de Equivalente Populacional de poluição da ARM obtidos em indústrias no Brasil e no mundo estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1- Poluição da ARM apresentada em termos de valores de equivalentes populacionais calculados utilizando dados de vazão e concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ apresentados em trabalhos realizados em escala plena/piloto sob condições industriais

Local	Q ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	C_1	EP (pessoas)	Referência Bibliográfica
Espanha	2222	2717	111800	Ruiz et al. (1997)
México	65	1593	1917	Gutiérrez-Sarabia et al. (2004)
Brasil	1200	2717	60378	Miranda et al. (2005)
Brasil	1500	2000	55.556	Kist et al. (2009)
Brasil	1350	2717	67925	Mees et al. (2009)

EP: Equivalente populacional (número de pessoas); C_1 : Concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ da água residuária *in natura* a ser lançada (g m^{-3}); Q: vazão da água residuária que será lançada ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

Com base na Tabela 1, conclui-se que o impacto ambiental causado pela ARM produzida em um dia de funcionamento do abatedouro pode superar o impacto causado pelo esgoto doméstico produzido por 111.800 pessoas, ao ser lançada em um curso hídrico, considerando o valor de contribuição por habitante de $54\text{gDBO}_5^{20^\circ\text{C}}\text{pessoa}^{-1} \text{d}^{-1}$.

A caracterização da ARM despejada no corpo receptor, é de extrema importância. Dados de trabalhos publicados realizados entre 1997 e 2012, a respeito do tratamento e caracterização efluente *in natura*, foram utilizados para confeccionar as tabelas apresentadas nos anexos A, B e C. Estes dados foram trabalhados com conceitos de estatística descritiva levando aos dados utilizados na formação das tabelas apresentadas nos anexos E, F e G que por sua vez estão resumidamente apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores médios dos parâmetros físico-químicos apresentados nos anexos E, F e G obtidos através de trabalhos realizados com efluente misto ou linha vermelha em diversos matadouros

Parâmetros Físico-Químicos	Média	Parâmetros Físico-Químicos	Média
pH	7,0	NTK	356,2
DQO _T	5800,1	N-NH ₄ ⁺	132,5
DQO _S	3371,6	N.O.	315,2
DQO _P	2428,5	P.T.	183,8
DBO ₅ ^{20°C} _T	2716,5	Fosfato	155,3
DBO ₅ ^{20°C} _S	833,0	COR	1297,0
DBO ₅ ^{20°C} _P	1883,5	P.S.	1425,5
Alcalinidade	720,1	Sulfetos	495,5
Acidez	304,1	Ca ²⁺	52,6
TOC	2100,0	Mg ²⁺	20,8
Fenois	0,2	Na ⁺	223,2
Bicarbonatos	803,0	K ⁺	58,2
Cloretos	342,0	Fe _T	7,7
Sulfatos	254,2	Turbidez	990,0
ST	4550,8	Mn _T	1,1
STV	3392,7	C.E.	2125,6
SST	1378,8	Fluoreto	7,6
SSV	1363,7	Nitrato	1,0
SDT	2074,0	O e G	242,7
SDV	1171,5	Temperatura	23,7
Sol. Sed	20,0		

Legenda e unidades: pH (adimensional); DQO_T, DQO_S, DQO_P, DBO₅^{20°C}_T, DBO₅^{20°C}_S; DBO₅^{20°C}_P (mg L⁻¹ em termos de O₂); Alcalinidade e Bicarbonatos (mg L⁻¹ em termos de CaCO₃); Acidez (mg L⁻¹ em termos de ácido acético); NTK (mg L⁻¹ em termos de Nitrogênio); N-NH₄⁺ (mg L⁻¹ em termos de N-NH₄⁺); N.O. (mg L⁻¹ em termos de nitrogênio orgânico total); P.T. (mg L⁻¹ em termos P_{total}); Fosfato (mg L⁻¹ em termos PO₄³⁻); Cor (mg L⁻¹ em termos de PtCo); O & G (mg L⁻¹); TOC (mg L⁻¹ - padrão de calibração bifitalato de potássio); Temperatura (°C); ST, STV, SST, SSV, SDT, SDV, Mn, Fenois, P.S., Fluoreto, Nitrato em mg L⁻¹; Sol. Sed. (mL L⁻¹); C.E. (µS cm⁻¹); Turbidez (NTU).

Com base nos dados apresentados na Tabela 2, pode-se afirmar que a ARM é um resíduo líquido com pH dentro da faixa de neutralidade. Isso indica um bom tamponamento do meio, com relação média Acidez/Alcalinidade de 0,42. Assim, a ARM não exige suplementação química para manutenção de pH ideal para processos biológicos, como ocorre com alguns efluentes. Os valores da Demanda Química de Oxigênio total (DQO_T) são altos em comparação ao esgoto doméstico e variáveis, o valor médio encontrado foi de 5800 mgO₂ L⁻¹, sendo que, 58% deste valor corresponde à fração dissolvida (DQO_S).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅^{20°C}) correspondente à amostra total (DBO₅^{20°C}_T) variou entre 420 e 6600 mgO₂ L⁻¹, sendo o valor médio encontrado de 2717 mg O₂ L⁻¹ e onde, aproximadamente, 31% deste valor correspondente à fração dissolvida (DBO₅^{20°C}_S). Com os resultados obtidos, estima-se que a biodegradabilidade da ARM é aproximadamente 47%, com altas variações dependentes do tipo de ARM e sistema de abate.

Os compostos nitrogenados também se mostraram em alta concentração na ARM. A prevalência foi pela forma amoniacal (N-NH_4^+) e orgânica (N.O.), apenas um trabalho encontrou nitrato e, mesmo assim, em concentrações mínimas de $0,96 \text{ mg L}^{-1}$. As concentrações de nitrogênio orgânico, em média 315 mg L^{-1} , foram as mais significativas, chegando a valores máximos de 735 mg L^{-1} . Isso, provavelmente ocorreu devido aos altos valores de proteína encontrados na ARM, podendo chegar a máximos de 5790 mg L^{-1} .

O nitrogênio amoniacal total foi encontrado em concentrações médias de 133 mg L^{-1} , correspondendo a 37% do Nitrogênio Total determinado pelo método de Kjeldahl (NTK). As formas de fósforo avaliadas foram Fosfatos (valor médio de 155 mg L^{-1}) e Fósforo Total (valor médio de 184 mg L^{-1}), e ambas apresentaram – se altas chegando a máximos de 410 e 2257 mg L^{-1} , respectivamente.

Os altos valores de cor devido aos altos valores de sólidos dissolvidos, também são característicos da ARM, sendo encontrados valores dentro do intervalo 1297 e $2400 \text{ mg Pt-Co L}^{-1}$.

Dos trabalhos avaliados, apenas um estudo determinou Carbono Orgânico Total (TOC), obtendo um valor de 2100 mg L^{-1} , o que corresponde a 20% do valor da DQO total obtida no mesmo trabalho. A presença do sebo e gordura animal faz com que o efluente apresente altas concentrações de óleos e graxas, podendo chegar ao máximo de 705 mg L^{-1} . A temperatura da ARM foi determinada em função do clima da região, sendo realizados estudos com efluentes entre 20 e 33°C . Foram encontradas também baixas concentrações de fenóis, aproximadamente $0,18 \text{ mg L}^{-1}$.

Quanto à série de sólidos, a ARM possui altas concentrações de Sólidos nas formas Totais, Dissolvidas e Suspensas. As concentrações médias encontradas foram: Sólidos Totais (ST) de 4551 mg L^{-1} ; Sólidos Totais na forma volátil (STV) de 3393 mg L^{-1} ; Sólidos Suspensos na forma total (SST) de 1379 mg L^{-1} ; Sólidos Suspensos na forma volátil (SSV) de 1363 mg L^{-1} ; Sólidos Dissolvidos na forma total (SDT) de 2074 mg L^{-1} ; Sólidos Dissolvidos na forma volátil (SDV) de 1172 mg L^{-1} .

Utilizando os valores descritos, após determinar as relações STV/ST, SSV/SST e SDV/SDT foram encontrados 0,74; 0,84 e 0,58, respectivamente. Isso mostra que a maior parte dos sólidos presentes nas formas total, suspensa e dissolvida são frações orgânicas. Os altos valores de SST resultaram em altos valores de turbidez no efluente chegando a valores máximos de 990 NTU.

Com os dados referentes aos ânions e cátions, foi observada a diversidade de íons presentes na ARM, o que justifica os altos valores de condutividade elétrica (C.E.). Essa

diversidade de cátions e ânions, aliada às altas concentrações de matéria orgânica, formas nitrogenadas e fósforo, torna a ARM um meio de cultura fértil e propício a ser tratado utilizando processos biológicos.

Além dos parâmetros físicos e químicos a ARM possui uma diversidade microbiológica de bactérias patogênicas como descritos nas tabelas apresentadas nos anexos 4 e 8.

Aguilar et. al. (2006) determinaram alguns compostos orgânicos presentes na ARM proveniente do abate de suínos. O efluente foi submetido a dois procedimentos de preparo de amostra: Extração Líquido-Líquido (LLE) e Extração na Fase Sólida (SPE).

A análise instrumental foi realizada por cromatografia gasosa com Detector de Espectrômetro de Massa (GC/MSD). Os compostos presentes nos extratos LLE e SPE foram identificados pela biblioteca do equipamento GC/MSD (Wiley), onde foi possível determinar os seguintes compostos analisando as amostras da SPE: Heptenal, Ácido benzoico, Octenal, Nonanal, Docenal, Decadienol, Undecenal, Octadecanal, Dodecanol, Dioctilftalato e Colesterol.

Analisando as amostras obtidas por LLE, Aguilar et al. (2006) encontraram Ácido hexanoico, Propenil, Azeridina, Nonanal, Metil butanol, Decenal, Undecene, Dioctilftalato, Ursene e Metil Comate. Dentre os vários compostos encontrados, as classes de compostos orgânicos de interesse ambiental foram: ácidos carboxílicos, aldeídos e álcoois, sugerindo que esta ARM tenha um elevado potencial toxicológico.

Os aldeídos e álcoois com cadeias de carbono que variam de C7 a C18 e C5 para C12, respectivamente, foram os principais contaminantes encontrados na ARM, possivelmente, resultantes da degradação de outros compostos por microorganismos presentes no efluente. A presença de propenil aziridina, em qualquer tipo de amostra ambiental é preocupante, devido a mesma possuir forte ação cancerígena (AGUILAR et al., 2006).

Com base em todos os trabalhos citados, pode-se caracterizar a ARM como um resíduo líquido produzido em altos volumes e concentrações, poluindo o equivalente a algumas pequenas e médias cidades do Brasil.

Sua geração é inevitável e sua constituição é diversificada com altas concentrações de proteínas, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, DQO, sólidos na forma sedimentável total, suspensa e dissolvida, ambas fixas e voláteis, óleos e graxas, diversos nutrientes (P.T. , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Fe_T , Mn , SO_4^{2-}) e formas nitrogenadas (N-NH_4^+ , N.O. , NO_3^-). Além disso, a

ARM possui compostos cancerígenos e bioacumuladores, o que poderiam mesmo se depurados pelo corpo receptor, prejudicar o curso hídrico, causando toxidade, mortandade aquática, inibição na reprodução, inviabilização da utilização para abastecimento, irrigação e lazer.

3.4 Tratamento da Água Residuária de Matadouro

O itens 3.4.1, 3.4.2 e 3.4.3 descritos a seguir apresentam trabalhos sobre diferentes processos pesquisados para o tratamento da ARM. Estes trabalhos avaliaram diferentes parâmetros operacionais como Carga Orgânica Volumétrica (COV), Carga Orgânica Biológica (COB), ambas em termos de DQO_T , Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), Velocidade Ascensional (V.A.), vazão (Q) e Tempo de Retenção Celular (TRC) e seus efeitos na eficiência dos reatores estudados. Os parâmetros físicos e químicos estudados nestes trabalhos descritos nos itens 3.4.1, 3.4.2 e 3.4.3 foram os mesmos apresentados na Tabela 2 do item 3.3, obedecendo as mesmas legendas utilizadas para cada parâmetro.

3.4.1 Tratamento da Água Residuária de Matadouro utilizando processos anaeróbios

Beux et al. (2007) avaliaram a eficiência do tratamento anaeróbio de efluente de matadouro de suínos e bovinos em dois conjuntos diferentes de reatores anaeróbios (A e B), operados com e sem controle de temperatura.

O conjunto A, formado por um sistema em série constituído de um reator com recirculação (primeiro estágio anaeróbio) e um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente (segundo estágio anaeróbio), foi operado a temperatura ambiente com bruscas variações entre 16 e 26 °C. Já o conjunto B, formado por um sistema em série constituído de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (primeiro estágio anaeróbio) e um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente (segundo estágio anaeróbio), foi mantido a temperatura constante de 32°C. Em ambos os conjuntos, o primeiro estágio anaeróbio foi considerado um reator acidogênico e o segundo estágio anaeróbio, reator metanogênico. Os conjuntos foram submetidos a seis variações de carga e TDH.

Para os reatores acidogênicos foram utilizados os seguintes TDH: 20, 05, 02, 01, 01, 01, 01, 01, 01, 01 dias. Para os reatores metanogênicos, foram utilizados os seguintes TDH: 30, 20, 20, 15, 10, 08, 06, 04, 02, 01 dia.

A recirculação realizada no reator acidogênico do conjunto A favoreceu a produção de ácidos voláteis totais em relação ao do conjunto B. Quando os mesmos operavam com TDH entre 20 e 2 dias a eficiência média de remoção em cada período apresentava-se acima de 60%. Já quando o TDH de ambos foi reduzido para 1 dia, observou-se uma queda na eficiência média desta fase para valores inferiores a 50%. Todavia, durante o estudo, a eficiência de remoção de DQO do reator acidogênico da fase B em módulo foi sempre maior que a da fase A.

Nos reatores metanogênicos, o mesmo comportamento foi observado. Para o reator metanogênico do conjunto A operando com TDH de 1 dia COV de $1973,5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, foi observada eficiência de 73,9%. Para o reator metanogênico do conjunto B, operando com o mesmo TDH e COV de $1726,15 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, observou-se valores de remoção de 76,5%. Os resultados indicaram que, mesmo o processo B tendo apresentado maiores valores de remoção, o estudo destes processos à temperatura ambiente, torna-se interessante devido à redução de gastos com energia elétrica.

Saddoud e Sayadi (2007) avaliaram um sistema constituído de reator anaeróbio acidogênico (FBR) em série com um reator anaeróbio de membranas (AMBR) no tratamento da ARM.

O experimento durou 140 dias, sendo proposto pelos pesquisadores avaliar o desempenho do sistema, após o período de partida, aplicando variações da carga orgânica volumétrica, provocadas pela modificação da vazão. Todavia, a concentração também não foi mantida constante devido às oscilações das características do efluente retirado do abatedouro ao longo do estudo.

O efluente, após coletado, foi peneirado em peneira com malha 2 mm para retirada de sólidos grosseiros. Inicialmente, o sistema foi constituído apenas pelo AMBR operando a 37°C , com TDH de 3,3 dias e COV $4,37 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Em seguida, a cada 27 dias o valor da COV foi aumentado até o 114º dia, quando o FBR foi inserido como primeiro estágio. Essa inserção foi para diminuir o fenômeno “Fouling”, que estava ocorrendo no AMBR e aumentar a produção de biogás no mesmo. Após a inserção, o AMBR operou com TDH de 1,25 d e COV de $12,7 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Neste período, foram alcançadas eficiências

máximas de 98 % no sistema para a remoção de DQO e rendimentos na produção de biogás de $0,33 \text{ L CH}_4 (\text{gDQO}_{\text{removida na forma solúvel}})^{-1}$.

Partindo dos resultados apresentados pelos autores e baseado nas discussões dos mesmos, conclui-se que o FBR foi eficiente na degradação de matéria orgânica, produzindo ácidos voláteis e fazendo com que a metanogênese no AMBR fosse favorecida. O AMBR foi 100% eficiente na remoção de microrganismos patogênicos e na produção de biogás. O processo anaeróbio em dois estágios FBR-AMBR mostrou-se com bom desempenho na remoção de DQO da ARM. Todavia, foram observadas como desvantagens a temperatura de operação (37°C), o que exigiria um gasto de energia com aquecimento, os altos valores de TDH aplicados, mesmo utilizando dois estágios, e o grande problema do fenômeno “Fouling” no AMBR, que foi reduzido com a inserção do FBR, porém não solucionado. Este diminuiu o fluxo trans membrana, decaindo a qualidade do permeado e aumentando, assim, a necessidade de trocar a membrana mais vezes, o que encareceria drasticamente o procedimento.

Debik e Coskun (2009) estudaram a utilização de reatores anaeróbios de leito estático e fluxo descendente no tratamento de ARM proveniente de um abatedouro avícola. Os autores avaliaram separadamente dois reatores, sendo que, o primeiro tinha 100% de leito com biomassa granular ativa (concentração de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis Totais de 83.000 e 69.000 mg L^{-1} , respectivamente) e o segundo, com 67% do leito com biomassa não granular, e 33% com a mesma biomassa granular utilizada no primeiro reator, sendo a biomassa não granular proveniente de um reator anaeróbio com concentrações de ST e STV de 44.000 e 19.000 mg L^{-1} , respectivamente.

A avaliação da eficiência dos reatores foi feita durante 48 semanas, sendo que, nas 10 primeiras semanas os reatores receberam um efluente sintético para fortalecimento da biomassa, sendo mantidos com carga orgânica volumétrica (COV) de $0,81 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO com TDH de 60 h. Na 11ª semana aplicaram-se aos reatores TDH de 60h e COV de $1,84 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO. Nas 12ª e 13ª semanas aplicaram-se aos reatores TDH de 60 h e COV de $2,54 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO. Da 14ª a 43ª semana a ARM foram aplicados aos reatores TDH de 48 h e COV variando entre $2,53$ e $4,55 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, obtendo, nestas condições, eficiências máximas de 90% para ambos os reatores. Após a 43ª semana, os TDH dos reatores foram abaixados para 36 h e as COV aplicadas variavam entre $2,8$ a $4,97 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, obtendo eficiências máximas de 93% para ambos os reatores, sendo finalizado o experimento na 48ª semana.

De acordo com os resultados obtidos por Debik e Coskun (2009) a diminuição no valor do TDH provocou um aumento na eficiência dos reatores, o que não foi explicado pelos autores. Os autores concluíram que nem o decréscimo no TDH nem o aumento na COV afetaram negativamente o tratamento da ARM.

Gannoun et al. (2009) estudaram durante 140 dias o tratamento da ARM em dois estágios. Primeiro os autores otimizaram o estudo do processo anaeróbio hidrolítico utilizado como primeiro estágio (PH). Essa hidrólise foi estudada sob condições estáticas (PHE) e com agitação (PHA), ambas sem adição de microrganismos contando apenas com os já presentes no efluente. Após a otimização deste primeiro tratamento a ARM tratada nos processos PHE e PHA foram submetida a um outro tratamento em um filtro anaeróbio de fluxo ascendente e os parâmetros utilizados no tratamento foram otimizados. A variável analisada nesta segunda fase foi o efeito das condições de temperatura, mesofílica e termofílica, no desempenho digestão anaeróbia da ARM hidrolizada anteriormente.

Submetendo o efluente ao pré-tratamento hidrolítico com TDH de 2 dias para ambas condições, os autores observaram que, nas condições com agitação, a hidrólise foi favorecida, convertendo 80% do material suspenso em compostos dissolvidos. Como principais bactérias atuantes foram identificadas as do gênero *Bacillus*. Em seguida, submetendo a ARM as condições mesofílica (37°C), TDH de 2 dias, COV entre 0,9 e 6 g L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO, foram alcançadas eficiências máximas entre 80 e 90% de remoção de DQO. Em condições termofílicas (47°C), TDH de 2 dias, COV entre 0,9 e 9 g L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO, foram determinadas eficiências máximas entre 70 e 72% de remoção de DQO.

Quanto à produção de biogás, foi obtida para a condição termofílica uma faixa entre 0,32 a 0,45 L de biogás por DQO removida. Já para a condição mesofílica a produção de biogás foi 0,15 a 0,3 L de biogás por DQO removida. Os autores concluíram que o tratamento da ARM no filtro anaeróbio de fluxo ascendente em condições mesofílicas foi eficiente na remoção de DQO, todavia, foi obtido maior produção de biogás e remoção significativa de microrganismos indicadores de contaminação e patógenos nas condições termofílicas.

Nacheva et al. (2011) avaliaram um reator UASB no tratamento de ARM pré-tratada com coagulação e floculação para remoção dos sólidos suspensos totais. O reator UASB tinha 1,3 m de altura total; 0,15 m de diâmetro interno; 0,8m de altura de lodo, com volume total de 18 L e volume útil de 15 L.

Quatro amostradores foram instalados ao longo da altura do reator uniformemente para amostragem de lodo. O reator foi inoculado com 11 L de lodo proveniente de uma estação de tratamento de indústria produtora de açúcar, sendo que a concentração de SSV do lodo de 29 kg m^{-3} e atividade metanogênica específica do mesmo foi $1,02 \text{ gCH}_4 \text{ gSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Para a partida, os autores diluíram o efluente 1:1 totalizando uma DQO de 2.165 mg L^{-1} de DQO.

O experimento foi conduzido durante 433 dias o qual foi dividido em quatro e avaliações I, II, III e IV, respectivamente. Cada avaliação com duração de 151; 110; 91 e 91 dias, foram aplicadas vazões de 17; 21; 34 e 49 L d^{-1} , COV aplicadas de 4; 7; 10 e $15 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, COB aplicadas de 0,313; 0,533; 0,798 e $1,196 \text{ kgDQO kgSSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$; TDH de 22; 17; 11 e 7,2 h e TRC no reator de 166; 121; 100 e 100 dias, respectivamente. Em cada avaliação foram obtidas eficiências na remoção de DQO de 76%; 84%; 87% e 90% e eficiências na remoção de SST de 54%; 55%; 44% e 41%, respectivamente.

Os autores concluíram que o reator obteve eficiências significativas devido a ótima qualidade do lodo usado na inoculação, baixa concentração de SST presente no afluente do reator, temperatura de operação ($20\text{-}27^\circ\text{C}$) e relação DQO:N:P. A variação de cargas não influenciou significativamente na produção de biogás. O aumento da carga aplicada provocou um aumento na eficiência de remoção de DQO no reator.

3.4.2 Tratamento da ARM utilizando processos aeróbio e anóxico

Li et al. (2008) estudaram um reator aerado em batelada sequencial (SBR) como tratamento único da ARM. Esta pesquisa propôs avaliar o tratamento do volume de 1 reator (10 L) em partes fracionadas de 1 L, sendo que, cada fração foi tratada em 1 ciclo. O reator tinha um volume total de 10 L, feito em acrílico transparente, com medidor automático de pH, temperatura e oxigênio dissolvido acoplado ao reator. Inicialmente, foi inoculado com biomassa proveniente do tanque de aeração que se encontrava na ETE do matadouro. A biomassa, já adaptada, apresentava 3500 mg L^{-1} de SSV, sendo a relação SSV/SST de 0,86. A ARM tinha $4672 \pm 952 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO_T , $356 \pm 46 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio total (N.T.) e $29 \pm 10 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo total (F.T.).

O processo estudado foi composto de ciclos de tratamento, sendo cada ciclo completo de 8 horas e constituído por quatro fases: enchimento (7 min), reação (393 min),

sedimentação do lodo (30 min) e descarte do sobrenadante (50 min). A etapa de reação foi composta por 8 fases de 50 minutos cada uma, sendo que, a cada 50 minutos foi intercalada uma fase com aeração e agitação, e as outras 4 fases apenas com agitação. Durante a etapa de enchimento a bomba recalcava a ARM de um tanque para o reator com uma vazão $8,6 \text{ L h}^{-1}$, sendo que, após os 7 minutos, o reator apresentava-se com 1 L de ARM. Após o enchimento do 7º ao 49º minuto (1ª fase da etapa de reação) o efluente foi apenas agitado a 100 rpm, sendo que, do 50º ao 100º minuto (2ª fase da reação), a ARM, além de agitada, foi aerada com um vazão de $0,8 \text{ L}_{\text{ar}} \text{ minuto}^{-1}$.

Em seguida, foi iniciada outra fase (50 minutos) com agitação a 100 rpm e, assim, sucessivamente. Após terminar a etapa de reação, no 400º minuto, foram iniciadas as etapas de sedimentação e descarte, fechando o ciclo de tratamento daquela ARM, para o início de outro ciclo, sendo feito 3 ciclos de 8 cada por dia. Como o volume tratado por ciclo foi de 1 L e era possível ser feito 3 ciclos por dia, tem-se como vazão 3 L d^{-1} . Portanto, o TDH, calculado pelos autores e necessário para tratar o volume equivalente à CHV de 1 reator era de 3,3 dias.

Durante todo experimento, que durou 132 dias, o reator operou com COV de $1,2 \text{ g L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, TRC entre 20 a 25 dias e produziu biomassa com IVL de 87 a 107 mL g^{-1} , com ótima sedimentabilidade. As concentrações de DQO total, nitrogênio total e fósforo total do efluente final foram $150 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, 15 mg L^{-1} e $0,8 \text{ mg L}^{-1}$, produzindo, em relação as concentrações afluentes, eficiências de 96%, 96% e 98%, respectivamente. Todavia, mesmo o processo apresentando altas eficiências, apresentou-se inviável para ARM, que é produzida em altas vazões e exigiria reatores de altos volumes. Além disso, o valor de TDH de 3,3 dias seria economicamente inviável para a indústria de beneficiamento de carnes, pois seria necessário o armazenamento desta ARM produzida diariamente em altos volumes, em diversos tanques pulmões até o momento tratamento.

Zham et al. (2009) estudaram a remoção de nitrogênio da ARM durante um tratamento aeróbio realizado em SBR sob duas condições de aeração: intermitente e contínua. O reator tinha 10 L de volume útil, sendo utilizado por ciclo. Inicialmente, o reator foi inoculado com biomassa aeróbia adaptada à ARM com 5000 mg L^{-1} de SSV. Este foi enchido de ARM com $2800 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO, 1650 mg L^{-1} de SS e 220 mg L^{-1} de N.T.

O teste no reator com aeração intermitente operou em ciclos com duração de 8 horas, sendo cada ciclo subdividido em 8 fases de 60 minutos cada: 0 a 10 minutos para

enchimento do reator; 10 a 60 minutos para agitação e homogeneização do efluente e biomassa; 60 a 120 minutos para primeira aeração; 120 a 180 minutos para agitação sem aeração; 180 a 240 minutos apenas aeração, e assim por diante, até 360 minutos. O reator entrou na etapa de sedimentação, que durou 60 minutos. Durante o intervalo de 420 a 480 minutos, o reator ficou na fase de descarte do sobrenadante. A aeração foi para manter o meio saturado em 10%. O experimento utilizando aeração intermitente durou 74 dias, com 3 ciclos por dia. Para cada ciclo, era bombeado 810 mL de ARM para enchimento do reator, o que representava uma COV de $0,77 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, uma carga de nitrogênio de $0,06 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em termos de N.T. O TDH utilizado no processo de tratamento foi de 3,63 dias e o TRC foi mantido entre 19 e 22 dias.

O experimento no reator com aeração contínua durou 21 dias, sendo que, o reator foi enchido de ARM com $3500 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO, 1150 mg L^{-1} de SS, 350 mg L^{-1} de nitrogênio total e inoculado com a mesma biomassa utilizada no experimento com aeração intermitente.

O procedimento foi realizado da seguinte forma: de 0 a 10 minutos enchimento do SBR; de 10 a 60 minutos agitação para homogeneização do efluente e biomassa; de 60 a 420 minutos, aeração contínua, sendo que, de 60 a 120 minutos, a vazão de ar variava de $0,4$ a $1,2 \text{ L}_{\text{ar}} \text{ min}^{-1}$, assim, no final dos 120 minutos ao se observar que o meio estava com a saturação de 10%, a vazão de ar foi diminuída para o intervalo de $0,1$ a $0,4 \text{ L}_{\text{ar}} \text{ min}^{-1}$, o que permanecia até o termino dos 420 minutos.

De acordo com Zham et al. (2009), esse procedimento foi adotado porque o efluente tinha altas concentrações de matéria orgânica e consumiria o O_2 utilizado na nitrificação. Assim, ao colocar uma vazão maior durante 1 hora, grande parte da DQO seria degradada, o que disponibilizaria mais O_2 para ser usado na nitrificação e, depois, poderia ser utilizada uma vazão menor. Entre os 420 a 480 minutos, o efluente ficou em fase de sedimentação (50 minutos) e descarte (10 minutos).

Para cada ciclo foi bombeado 680 mL de ARM para enchimento do reator, o que representava uma COV de $0,81 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em termos de DQO, carga de nitrogênio de $0,08 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em termos de N.T. O TDH utilizado no processo de tratamento foi de 4,32 dias e o TRC foi mantido entre 19 e 22 dias.

Os resultados de maior eficiência obtidos nas condições de aeração contínua e intermitente, foram utilizados para analisar o desempenho dos experimentos, devido estes indicarem as condições ótimas de cada processo. Com resultados ótimos do processo foram obtidos para aeração intermitente, 99% de remoção de SST, 98% de remoção de

DQO e 95% de remoção de nitrogênio total. Já para o experimento utilizando aeração contínua, foram obtidos 99% de remoção de SST, 99% de remoção de DQO e 91% de remoção de N.T.

Os resultados não apresentaram diferença estatística, mostrando que ambos os processos operaram com mesma eficiência. Todavia, o processo o batelada com aeração intermitente apresentou uma economia de 65% de energia elétrica gasta na aeração.

Kummer et al. (2011) avaliaram o efeito da inserção de efluente não tratado proveniente do beneficiamento da farinha de mandioca, conhecido como água residuária de manipueira (ARMan), na fase anóxica em reator SBR, durante o tratamento de ARM. O reator SBR aeróbio tinha volume útil de 2,5 L, parede revestida com espuma de poliuretano de 1 cm de espessura e operava com vazão de ar e 2 L min^{-1} e TDH (ciclos) de 24 horas. Foi utilizado no processo de nitrificação 2 L de ARM.

Após nitrificado, o efluente foi colocado em outro reator SBR com agitação e sem aeração, construído em PVC, com 20 cm de altura e 15 cm de diâmetro e volume útil de 2,5 L. O fundo do reator foi revestido com espuma de poliuretano de 1 cm de espessura para dar suporte e promover crescimento da biomassa responsável pela desnitrificação. O reator anóxico foi operado em ciclos com TDH de 4 horas e alimentado através de sifonação da ARM e inserção da Água Residuária de Manipueira (ARMan) na fase anóxica, obedecendo relações de DQO/N entre 0,1 e 6,3. As velocidades de agitação estudadas variaram de 20 a 100 rotações por minuto (rpm). O volume de operação do reator foi de 1 L, considerando-se a soma do volume da ARM mais ARMan que foi adicionada no início de cada ciclo operacional. A relação DQO/N foi calculada de acordo com as características do efluente nitrificado, que apresentou DQO próxima de zero, nitrato em torno de $50,2 \text{ mg L}^{-1}$ em termos de NO_3^- e nitrito de $9,5 \text{ mg L}^{-1}$ em termos de NO_2^- . Dessa forma, na entrada do reator, para cada ciclo operacional, foi considerada apenas a DQO da fonte de carbono (ARMan), sendo que, a mesma apresentava DQO média de 5.056 mg L^{-1} . Observou-se que a relação DQO/N teve efeito significativo, ao nível de 5% de significância, com eficiência de remoção de 100 %, nas faixas compreendidas entre 3,2 e 5,4.

Os parâmetros pH e alcalinidade apresentaram o comportamento esperado, tendo em vista que a produção de alcalinidade durante a conversão de nitrato e nitrito a nitrogênio gasoso implica no aumento do pH. A manipueira, quando adicionada na fase anóxica, apresentou-se como uma fonte viável para o processo de desnitrificação. Kummer

et al. (2011) constataram que a agitação não exerceu influência significativa, sobre o processo da desnitrificação. A temperatura média do ambiente de trabalho não teve efeito inibitório sobre a atividade dos microrganismos desnitrificantes.

Jia et al. (2012) avaliaram o efeito da temperatura durante o tratamento da ARM em condições aeróbias em um reator batelada sequencial (SBR), visando a remoção de DQO, Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+) e P.T. A ARM estava pré-tratada anaerobicamente em um fermentador batelada para diminuir a concentração de DQO e Óleos e Graxas (O e G), além de aumentar a concentração de Ácidos Voláteis Totais (AVT), para facilitar a degradação aeróbia.

Os autores adotaram como TDH do SBR 7 horas, sendo distribuídos em: 5 horas de agitação e aeração, 1 hora com agitação e sem aeração para formação de zona anóxica e 1 hora para sedimentação da biomassa. Após a sedimentação, a biomassa permaneceu no SBR e o efluente foi retirado para análise. O reator com volume de 3,5 L foi abastecido com efluente com as seguintes características: 785 a 940 mg L^{-1} de DQO_T , 531 a 717 mg L^{-1} de AVT, 295 a 430 mg L^{-1} de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), 195 a 237 mg L^{-1} de N-NH_4^+ e 35 a 52 mg L^{-1} de P.T.. Os testes foram feitos a 10°C, 20°C e 30°C, com o mesmo efluente.

Após os ensaios realizados, foram obtidos os seguintes resultados: Ensaio com temperatura 10°C eficiências de 78%, 67% e 63% foram obtidas para remoções de DQO, N-NH_4^+ e PO_4^{3-} , respectivamente. Ensaio com temperatura 20°C obtiveram eficiências de 92%, 83% e 86% para remoções de DQO, N-NH_4^+ e fosfato (PO_4^{3-}), respectivamente. Ensaio com temperatura 30°C foram obtidas eficiências de 96%, 92% e 91% para remoções de DQO, N-NH_4^+ e PO_4^{3-} , respectivamente. Conclui-se que o pré-ARM a ser tratada fez com que o SBR operasse com baixa carga. A temperatura afetou significativamente a eficiência do processo, sendo a melhor temperatura de operação 30°C, devido ter obtido-se os resultados de maior eficiência nesta faixa. A biomassa aclimatizada influenciou positivamente no alto desempenho do SBR.

3.4.3 Sistemas de tratamento para ARM utilizando processos variados

Uma tendência de diversos trabalhos científicos é a utilização de sistemas projetados geralmente em série, com diversos processos, as vezes, combinando tratamentos

primários secundários e terciários e, outras vezes, o estudo é referente a um sistema com processos secundários apenas ou secundário e terciário.

Lopez et al. (2008) realizaram um estudo comparativo entre um processo físico-químico e um sistema biológico anaeróbio e aeróbio no tratamento da ARM em escala laboratorial. O processo físico-químico era referente à coagulação-floculação utilizando sulfato de alumínio como coagulante e um polímero aniônico como auxiliar da floculação. A maior eficiência de remoção alcançada de DQO foi de 94%, com uma dose de 250 mg L^{-1} de sulfato de alumínio junto a uma dose de polímero de 5 mg L^{-1} em pH de 4. O processo biológico era referente a um sistema constituído de Filtro Anaeróbio (FA) em série com um Reator Aeróbio em Batelada Sequencial (SBR). O FA operou com COV de 3,7 a $16,5 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$; as eficiências de remoção de DQO variaram entre 50 e 81% e foram inversamente proporcionais ao valor da COV, sendo que, para obter a maior eficiência encontrada foi necessário a COV de $6,3 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e TDH 24 horas.

A degradação da matéria orgânica no SBR mostrou uma cinética de pseudo-primeira ordem em relação à concentração de DQO. A maior remoção da DQO encontrada pelo processo biológico (FA+SBR) foi de 97% para um TDH de 20h para FA e de 9h para o SBR. Neste trabalho comparativo, é possível analisar a dificuldade em se trata a ARM, mesmo utilizando um sistema com dois reatores biológicos.

Nardi et al. (2011), avaliaram o desempenho de um sistema constituído por reatores batelada sequencial aerados (SBR), flotação por ar dissolvido (DAF) assistido com processo químico e reatores ultravioletas para desinfecção do efluente. O estudo realizado visava avaliar um sistema em escala laboratorial para polimento da ARM tratada em um sistema piloto já instalado no frigorífico, constituído de gradeamento, Tanque de acidificação e Equalização (TAE), Flotador com ar dissolvido (DAF) e 2 reatores UASB. O efluente do reator UASB era coletado em bombonas e armazenado a -14°C , sendo coletados para os testes em laboratório 2 amostras.

O primeiro estágio do sistema laboratorial era biológico para remoção de matéria orgânica residual e nitrogênio. O mesmo consistia de um reator SBR de volume 10 L que operava em ciclos de 12 horas, sendo cada ciclo alimentado com 5 L de efluente. Para o primeiro ciclo, o reator foi inoculado com 2 L de biomassa provenientes do tratamento aeróbio de esgoto doméstico. A partir daí, a mesma era mantida dentro do reator devido ao processo de sedimentação realizado ao termino de cada ciclo, até a lâmina de biomassa

completar, quando sedimentada 8 cm dentro do reator, sendo o excesso retirado mantendo-se 2 L do reator.

O ciclo realizado era constituído de 12 horas, sendo 6,5 h de aeração, 2,5 h de fase anóxica com inserção de etanol durante as primeiras 0,5 h e mistura deste no meio sem aeração, 2,83 h de sedimentação e 0,17 h de descarte. Durante a fase de aeração, o oxigênio dissolvido foi mantido em $3,24 \text{ mg L}^{-1}$ de OD. Na fase anóxica, o OD foi mantido em $0,71 \text{ mg L}^{-1}$. No steady-state, as eficiências de remoção foram 52%, 43%, 20% e 9% para DQO, O e G, P.T. e fosfato. O IVL para a biomassa do SBR foi de 188 mL g^{-1} .

Após o SBR, o efluente era encaminhado a um processo de flotação por ar dissolvido em água, assitido com uma solução flocculante constituída de FeCl_3 a 14% e polímero catiônico a 1 mg L^{-1} . Durante a flocculação, a mistura era agitada de forma mecânica a uma velocidade de 60 s^{-1} durante 20 minutos. Depois disso, a agitação era desligada e iniciava-se a flotação com ar dissolvido em água e a mesma era inserida a uma pressão de 450 kPa, durante 15 minutos.

As variáveis avaliadas foram remoção de P.T., SST, DQO e turbidez (T), quando submetido o flotador nas condições ótimas de relação massa molar Fe/P, taxa de reciclo (TR) otimizada entre 10 e 50% e velocidade de flotação (VF) otimizada entre 5 e 20 cm min^{-1} . O objetivo central do DAF era utilizar a flocculação para remover principalmente o fósforo presente.

As condições ótimas determinadas para o DAF foram: 4,5 a 5,5 de pH, 1,32 para relação Fe/P, 20% para a TR e VF de 10 cm min^{-1} , obtendo para os parâmetros físicos e químicos avaliados eficiências de 81%, 99%, 65% e 93% para remoção de DQO, PT, SST e T, respectivamente.

Após o tratamento no DAF, o efluente era encaminhado para um processo de desinfecção UV. Tal processo era realizado em batelada com reator de aço inoxidável e com dimensões espessura, comprimento e altura de 15x50x24 cm, A lâmpada germicida utilizada era de mercúrio e ficava suspensa por cima da lâmina de efluente.

As variáveis avaliadas nesta unidade foram a intensidade de radiação violeta sob na remoção e inativação de coliformes totais, *Escherichia coli* e *Salmonella*. O teste foi realizado com lâmpada, aplicando comprimento de onda 254 nm e lâmpadas com potência de 15 W. As dosagens testadas variaram entre 6 a 58 mWs cm^{-2} . A partir da dosagem 23 mWs cm^{-2} , já se observava remoção completa de coliformes totais. Com as dosagens entre 11 e 32 mWs cm^{-2} , para inativação de *Escherichia coli* e *Salmonella sp.*

A eficiência de remoção de P foi menor que a esperada. Todavia, a qualidade da água final tratada no sistema estudado gradeamento - TAE – DAF- UASB- SBR- DAF- UV, proporcionou uma água com qualidade para reuso em circuito fechado ou semi-fechado no frigorífico.

Este trabalho mostra claramente a dificuldade de se tratar a ARM devido suas altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos. Neste trabalho, foram necessárias 7 unidades de tratamento, onde algumas consumiam grande quantidade de energia (DAF, SBR e UV) para operação, e até reagente químicos para conseguir um efluente para qualidade de reuso em alguns setores do frigorífico. A toxicidade do efluente final não foi avaliada.

É por este e outros motivos que novas pesquisas são voltadas a estudo de sistemas e integração de diversos processos e não apenas uma unidade ou processo.

3.5 Remoção de Nutrientes: Nitrificação, Desnitrificação e Biorredoxação

No processo conhecido como nitrificação, o amônio, a forma reduzida de nitrogênio, é oxidado por bactérias autotróficas nitrificantes a nitrato. Somente uma pequena proporção de nitrogênio amoniacal é assimilada pela biomassa heterotrófica durante o tratamento de efluentes, sendo o remanescente por bactérias autotróficas.

Bactérias autotróficas são hábeis em utilizar o nitrogênio, em uma via não assimilativa como fonte de energia, então, somente uma pequena quantidade de biomassa é produzida.

A oxidação microbiana do íon amônio ocorre em dois distintos estágios, envolvendo diferentes bactérias nitrificantes autotróficas, que utilizam amônio ou nitrito como uma fonte de energia, oxigênio como aceptor final de elétrons, amônio como fonte de nitrogênio e carbono como fonte de carbono. Espécies pertencentes ao gênero *Nitrosomonas* (que oxidam NH_4^+ a NO_2^-) e *Nitrobacter* (que oxidam NO_2^- a NO_3^-) são responsáveis pela maior parte da nitrificação na natureza (ANTHONISEN et al., 1976).

É importante considerar que as bactérias nitrificantes têm velocidades de crescimento menores do que as que removem matéria carbonácea, necessitando, portanto, permanecerem mais tempo no reator para que possam oxidar o nitrogênio amoniacal.

Dessa forma, na maioria das vezes, a idade do lodo, de projetos dimensionados para que ocorra a nitrificação, deverá ser mais elevada (VON SPERLING, 2005).

Como bactérias nitrificantes são autotróficas, seu crescimento não depende da matéria orgânica, utilizando o CO_2 como fonte de carbono. Metcalf e Eddy (2003) apresentam um valor teórico de alcalinidade 7,14 g de CaCO_3 para converter um grama de amônia em nitrato.

As bactérias *Nitrobacter* são mais susceptíveis a inibição pela presença de amônia livre que as *Nitrosomonas*. Anthonisen et al. (1976) afirmou que para pH de 7,5 e concentrações de amônia total da ordem de 100 mgN L^{-1} , existe uma inibição de *Nitrobacter*, mas não de *Nitrosomonas*. Esta afirmativa vai de encontro ao fato que, frequentemente, em sistemas de nitrificação para tratamento de dejetos de suínos, existe um acúmulo de nitrito, quando as concentrações de entrada de amônio são de $1 \text{ g (N-NH}_4^+) \text{ L}^{-1}$ (KUNZ, 2004).

Os principais fatores ambientais que influenciam a nitrificação são temperatura, pH e oxigênio dissolvido. No que diz respeito à temperatura, observa-se a ocorrência de nitrificação na faixa de 5 a 50°C , e a temperatura ótima é na faixa de 25 a 30°C (BITTON, 2005).

Henze et al. (1997) relataram que o pH ótimo para a formação de nitrito e nitrato é superior a 7,0; mas esse valor não está bem definido. O valor oscila entre 7 e 9; ademais, as bactérias nitrificantes têm habilidade de adaptar-se, mesmo em pH fora da faixa ótima, o que lhes permite obter a mesma eficiência de nitrificação. Como o oxigênio é um requisito obrigatório para todas as espécies nitrificantes, a aeração torna-se essencial. A difusão de oxigênio dissolvido no efluente é controlada por fatores, como a temperatura, altitude e cargas orgânicas. Na prática, é requerido concentração de oxigênio dissolvido (OD) maior que $2,0 \text{ mg L}^{-1}$.

A desnitrificação é um processo biológico aplicado para remover NO_3^- ou NO_2^- de efluentes pela redução a N_2 . Muitas variedades de bactérias heterotróficas são hábeis em desnitrificar efluentes em condições anóxicas: *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Alcaligenes*, *Thiobacillus* e *Bacillus*.

As bactérias que realizam a nitrificação são menos resistentes que as que realizam a desnitrificação, pelo fato das primeiras serem autotróficas e as segundas heterotróficas. Este processo ocorre na presença de uma fonte de carbono que funciona como doador de elétrons, enquanto o NO_3^- age como acceptor de elétrons na cadeia respiratória.

Quando o efluente a ser tratado apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal e baixas concentrações de compostos orgânicos biodegradáveis, uma fonte suplementar de carbono é requerida para propiciar a adequada desnitrificação. Metanol é comprovadamente uma excelente fonte de carbono (ILIES; MAVINIC, 2000). No entanto, existem vários compostos naturais que podem ser usados como substrato pelas bactérias desnitrificantes, como detergentes iônicos, compostos aromáticos e sintéticos e solventes clorados.

As principais condições ambientais a serem atendidas são, temperatura, pH do meio, fonte de carbono, relação C/N adequada, baixa concentração de substâncias tóxicas e ausência de OD.

Alguns autores relataram que a melhor relação C/N encontra-se próxima a 1 (um) e explicam que o uso de uma relação C/N abaixo do ideal, leva ao acúmulo de nitrito, devido à falta de elétrons, o que implica no impedimento da completa desnitrificação.

O pH ótimo para que ocorra a desnitrificação está na faixa de 6,5 a 7,5; com queda de 70% na taxa de desnitrificação com pH de 6,0 e 8,0 (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Durante a desnitrificação é produzida alcalinidade em concentrações de $3,57 \text{ g CaCO}_3 (\text{g N-NO}_3^-)^{-1}$, sendo reduzido a nitrogênio gasoso (FERREIRA, 2000).

Portanto, a principal função da desnitrificação é reverter parcialmente os efeitos da nitrificação e, portanto, elevar o pH do meio. Assim, no processo de nitrificação, a temperatura também tem efeito direto na velocidade de crescimento das bactérias desnitrificantes, as quais, em temperaturas elevadas, próximo de 30°C, possuem melhor velocidade de crescimento (COSTA, 2005).

Teoricamente, é recomendado nível máximo de OD de 0,2 a 0,3 mg L^{-1} ; acima deste valor a desnitrificação é reduzida significativamente (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Na prática é usual e aceitável trabalhar com OD de 0,5 mg L^{-1} , com máximo de 1,0 mg L^{-1} ; a partir daí começa a inibição mais intensa da desnitrificação (FERREIRA, 2000).

As bactérias heterotróficas facultativas geralmente são menos sensíveis às substâncias tóxicas presentes no esgoto do que as bactérias autotróficas nitrificantes. A efetividade do processo de remoção de nitrogênio depende principalmente do processo de nitrificação, pois, sem a presença de nitrato no meio líquido, não é possível a realização do processo de desnitrificação.

Segundo Ilies e Mavinic (2000), a temperatura afeta ambos os processos, nitrificação e desnitrificação. Eles concluíram que o processo de nitrificação pareceu não ser afetado pela diminuição da temperatura até 14°C.

van Haandel e Marais (1999) destacam que a remoção de nitrogênio das águas residuárias não garante a inibição total do processo de eutrofização, pois o nitrogênio pode ser absorvido por meio gasoso. Portanto, na maioria dos casos, o fósforo é o fator limitante do processo de eutrofização das águas. Sendo assim, para que tal inibição ocorra há a necessidade de uma remoção significativa do fósforo.

A remoção biológica do fósforo se resume, praticamente, em duas etapas: na etapa anaeróbia, (ausência de oxigênio e nitrato) e presença de substrato facilmente degradável, é criada uma condição em que algumas bactérias facultativas são capazes de utilizar o fosfato armazenado no seu metabolismo para adquirir energia (adenosina-trifosfato-ATP) necessária à degradação do substrato disponível (METCALF; EDDY, 2003). A utilização do fosfato é feita através da quebra das ligações de ATP para então ocorrer a absorção do substrato (ácidos graxos voláteis, por exemplo). Como resultado, a concentração de fósforo solúvel no meio líquido aumenta e a concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ou DQO diminui na unidade anaeróbia. O substrato adsorvido é armazenado no interior das células bacterianas até que possa ser utilizado nas condições aeróbias.

Na etapa aeróbia, as bactérias começam a oxidar a DQO armazenada, a qual está muitas vezes na forma de poli-hidroxi-butirato (PHB). Em paralelo, as mesmas bactérias reconstroem o ATP, removendo então o fósforo solúvel do esgoto. O fator mais importante na fase aeróbia é que as bactérias armazenam mais fosfato do que liberaram na fase anaeróbia (METCALF; EDDY, 2003).

Há indicações de que, a baixas temperaturas, a taxa de liberação de fósforo diminui, implicando na necessidade de maiores tempos de detenção na zona anaeróbia para que haja a conclusão da fermentação e um consumo suficiente de substrato.

O clima quente favorece a realização deste processo (METCALF; EDDY, 2003) e, assim, a biodesfosfatação. A zona anaeróbia do sistema não deve ter oxigênio e nitrato disponíveis. Os níveis elevados de nitrato retardarão ou pararão a liberação do fósforo, porque as bactérias utilizarão a forma combinada do oxigênio para a respiração e os substratos para a redução do nitrato, reduzindo, dessa maneira, a disponibilidade do substrato para a assimilação pelos Organismos Acumuladores de Fosfato (OAF) (METCALF; EDDY, 2003).

Já na zona aeróbia, a concentração de OD deve ser mantida entre 1,5 e 3,0 mg L⁻¹. Concentrações de OD abaixo dessa faixa podem ocasionar uma baixa redução de fósforo do meio, podendo, ainda, ocorrer o desenvolvimento de um lodo de má sedimentabilidade, deteriorando, assim, a qualidade do efluente por perda de sólidos (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Os ácidos graxos voláteis (AGV) são uma fonte de alimento para os organismos responsáveis pela remoção do fósforo. Um aumento dos AGV no sistema de tratamento aumentará o alimento disponível ou aumentará a relação de A/M. Esta é uma vantagem quando se adiciona alimento à etapa anaeróbia. Os AGV podem ser gerados pela introdução de esgoto bruto na fase anaeróbia.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 A água residuária de matadouro

Neste trabalho foi estudado a água residuária proveniente do abate de bovinos, gerada na linha verde de um matadouro, denominado Água Residuária de Matadouro (ARMV). A ARMV foi cedida por um frigorífico e matadouro situado no Vale do Paraíba, estado de São Paulo. Foram realizadas 5 coletas de 300 L ao longo dos 360 dias de pesquisa, retirando a ARMV de um tanque pulmão, que reunia todo o efluente produzido em um dia de abate.

Após cada coletada, a ARMV foi encaminhada para o Laboratório de Ciências Ambientais da Escola de Engenharia de Lorena e peneirada com peneira manual de malha quadrada (2x2 mm), feita em tela de nylon tipo mosqueteira, para simular um tratamento preliminar. Em seguida, os 300 L peneirados foram homogeneizados e deste retirados 2L para a caracterização físico-química e toxicológica (Tabela 5). O restante foi distribuído em bombonas de plástico com volume 25 L, colocadas em frizer na temperatura de aproximadamente -10°C para congelamento. A ARMV congelada foi utilizada, sempre que necessário, no abastecimento do TAE e manutenção do sistema de tratamento RAH-MBBR-RAB.

4.2 O sistema de tratamento

O experimento referente ao sistema de tratamento para ARMV foi montado no Laboratório de Ciências Ambientais localizado na Escola de Engenharia de Lorena (EEL) campus da Universidade de São Paulo (USP). O sistema de tratamento de efluentes foi constituído de um tanque de acidificação e equalização (TAE) onde o efluente foi depositado. No TAE foi acoplada uma bomba peristáltica dosadora de membrana com deslocamento positivo, da marca Chromatograph Atta, modelo SJ-1211 com capacidade de operar com vazão variando na faixa de 0 a $0,8 \text{ L h}^{-1}$. Este equipamento foi dotado de interface manual através na qual foi possível ajustar a vazão de operação do sistema. Esta bomba succionava a ARMV do TAE e recalcava para o RAH, onde foi realizado o tratamento em condições anaeróbias. Por gravidade seguia para o reator MBBR onde foi

realizado o tratamento em condições aeróbias e, em seguida, para reator RAB, onde foi realizado o tratamento em condições anóxicas, interligados na ordem mencionada (Figura 1).

Legenda: (1) TAE; (2) bomba peristáltica; (3) tubulação azul de efluente; (4) RAH, (5) Equalizador de pressão; (6) Tubulação roxa de biogás; (7) MBBR; (8) compressor de ar; (9) rotômetro ou fluxometro; (10) linha vermelha de ar; (11) RAB; (12) Saída do sistema de efluente tratado; (13) Banho termostático (linha marrom - água recirculando); (14) bancada do experimento.

Figura 1 - Esquema do sistema de tratamento da água residuária de matadouro (ARMV) em escala laborat6ria

4.3 O Reator Anaeróbio Híbrido (RAH)

O reator RAH foi do tipo reator UASB-Filtro anaeróbio, portanto possuía em sua parte superior um separador trifásico fixado a 3 defletores de sólido. Na parte superior do separador trifásico foi inserida uma mangueira de silicone e a mesma ligada a um equalizador de pressão que controlava o volume de biogás dentro do separador trifásico. O reator com volume útil de 3,610 L, construído em cano de PVC branco, diâmetro 7,5 cm (3'), fechado nas extremidades com tampões de mesmo diâmetro (Figura 2). A relação diâmetro: altura foi de 1:15. O RAH foi projetado em geometria cilíndrica com 1 distribuidor de efluente colocado na base do reator com área de 42 cm². Ao longo do reator foram colocados registros de PVC de diâmetro ½' para servir como amostradores de lodo. Posteriormente, foram inseridos de forma ascensional, na parte superior do reator, 3 minifiltros construídos de plástico com 8,6 cm de altura e 7,3 cm de diâmetro, perfurados equidistantemente de forma latitudinal e longitudinal para prover um fluxo uniforme. Os minifiltros foram preenchidos com pedaços de poliuretano em formato paralelepípedo, secados em estufa à 105°C e pesados previamente.

A espuma de poliuretano utilizada no reator RAH apresentou densidade 0,08 g cm⁻³ e porosidade de 60%. A inoculação do RAH foi dada utilizando 1,960 L de biomassa, referente ao volume da região sem meio suporte, preenchendo assim, todo leito antes da camada de biofilme. A biomassa foi proveniente de uma Lagoa Anaeróbia pertencente a Estação Municipal de Tratamento de Esgoto de Lorena- SP (ETE-Lorena), com concentrações de Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Fixos (STF) e Sólidos Totais Voláteis (STV) de 47.262,5; 30.492,5 e 16.770 mg L⁻¹, respectivamente. Portanto, a biomassa utilizada na partida tinha 35,5% de STV.

Legenda: (1) Minifiltro com meio suporte; (2) Região de minifiltros, ou seja, região com biofilme; (3) Amostrador de lodo $\varnothing = 3''$; (4) Entrada de efluente (distribuidor) na base do RAH; (6) Separador trifásico apoiado no defletor de sólidos. Medidas em milímetro.

Figura 2 - Planta baixa do RAH utilizado no sistema de tratamento de ARMV

4.4 Reator Aerado de Leito Móvel (MBBR)

O reator MBBR foi construído em acrílico e encamisado para manutenção da temperatura durante todo experimento. A temperatura adotada foi de 25°C, sendo mantida pela recirculação de água aquecida em banho termostático da marca Forma-Temp JR bath e circulator, ligado constantemente do início ao final do experimento. Tal equipamento possuía um controlador térmico automático que controlava a temperatura da água mantida na camisa do reator.

O volume útil do MBBR de 3,3 L foi projetado com a relação diâmetro/altura de 1:11, e com aeração por difusão inserida na parte inferior, junto a entrada de distribuição do efluente (Figura 3). O reator vazio com volume de 3,54 L foi enchido totalmente com água. Em seguida, foi retirado 1,42 L equivalendo a 40% do volume total do MBBR. O espaço referente a 1,42 L foi preenchido com 92 meios suportes com as características mostradas na Tabela 3. O meio suporte utilizado no reator MBBR foi tubo de PVC corrugado amarelo, diâmetro comercial $\frac{3}{4}$ ", conhecido como tubo conduíte. Devido à relação base/altura do reator, formou-se uma camada de meio suporte correspondendo a 40% da altura total do reator. Essa camada manteve-se móvel devido ao fluxo ascensional do efluente e a vazão de aeração. Para a adoção desses valores utilizados no projeto do reator MBBR, tomou-se como base os resultados publicados por Bassin et al. (2011) e Vendramel et al. (2011). Na parte superior do reator, antes do compartimento para decantação, foi instalada uma tela com malha quadriculada (4 cm²) para evitar o carregamento do meio suporte, pela vazão de efluente e aeração, para o exterior do reator. A vazão de ar afluente ao MBBR foi gerada por um compressor de ar da marca Boyu, especificação S-2000A, com duas saídas, sendo que cada saída tinha uma vazão máxima de 4 L_{ar} min⁻¹. Esta vazão foi controlada por um fluxômetro com capacidade de controle entre 0 a 16 L_{ar} min⁻¹. A vazão de ar no MBBR foi mantida constante em 2 L min⁻¹ durante todo o experimento, proporcionando ao meio a concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) média de 3 mgO₂ L⁻¹. A concentração de oxigênio dissolvido no reator MBBR foi determinada por titulometria através das metodologias 4500-OB./4500-OC descrita no APHA, AWWA, WPCF (2005). Este reator não foi inoculado com nenhum tipo de biomassa, sendo a mesma gerada ao longo do tempo por crescimento natural.

Tabela 3 - Características médias dos 92 anéis de PVC corrugado

Parâmetros Avaliados	Valores	Parâmetros Avaliados	Valores
Comprimento Médio (cm)	$4 \pm 0,3$	Porosidade média (%)	86
Comprimento Máximo (cm)	5	Massa específica média (g cm^{-3})	0,6
Comprimento Mínimo (cm)	3	Massa média de cada anel (g)	0,8594

Legenda: (1) Parte superior do MBBR com a saída de efluente; (2) Tela de separação entre o corpo e parte superior para manutenção do meio suporte no leito; (3) Borracha de vedação que fixa a tela; (4) Região de leito móvel com meio suporte; (5) base do reator onde se localiza a entrada do efluente e entrada da aeração; (6) Meio suporte em movimento; (7) Grade perfurada para quebra de ar e distribuição de vazão; (8) Entrada da aeração por difusão; (9) Entrada de efluente; (10) Entrada de água do banho; (11) saída de água do banho. Medidas em milímetros.

Figura 3 - Planta baixa do reator MBBR utilizado no sistema de tratamento de ARMV.

4.5 Reator Anóxico com Biofilme (RAB)

O reator RAB foi construído em acrílico e encamisado para manutenção da temperatura durante todo experimento. A temperatura adotada foi de 25 °C, sendo mantida pela recirculação de água aquecida em banho termostático da marca Forma-Temp Jr bath e circulator, ligado constantemente.

O reator RAB foi projetado utilizando as relações citadas na norma da ABNT 13.969 de 1997, para projetos de Filtro Anaeróbico, onde estabelece que a altura do meio suporte seja 60% em relação a altura útil do reator. Este tinha um volume útil total de 3,5 L, medidos com água. Foi adicionado ao reator 32,08g de espuma de poliuretano cortada em cubos de 2 cm de aresta. A espuma utilizada apresentava densidade 0,08 g cm⁻³ e porosidade de 60%. Após adição da espuma, o volume total útil do reator RAB caiu para 2,7 L. Ao longo da altura foram instalados dois amostradores de biomassa dispersa. Na parte inferior do fundo falso foi inserido um cano central para distribuição do efluente. Após a inserção do meio suporte, o reator RAB foi inoculado com 1,2 L de biomassa, baseado no volume necessário para cobrir a camada de meio suporte. A biomassa utilizada foi proveniente da Lagoa Facultativa pertencente a Estação Municipal de Tratamento de Esgoto de Lorena- SP (ETE-Lorena), com concentrações de ST, STF e STV de 49.927,5; 27.905 e 22.022,5 mg L⁻¹, respectivamente. Portanto, o lodo anóxico utilizado para inóculo tinha 44,1% de STV. Maiores detalhes sobre as dimensões do reator RAB são apresentados na Figura 4.

Legenda: (1) parte superior do RALF; (2) borracha de vedação; (3) amostrador de biomassa; (4) camisa térmica do reator; (5) camada de leito fixo com biofilme; (6) entrada de água quente do banho térmico; (7) entrada de efluente; (8) fundo falso; (9) saída de água para o banho; (10) saída de efluente tratado; (11) coletor de amostra. Medida em milímetros.

Figura 4 - Planta baixa do RAB utilizado no sistema de tratamento de ARMV

4.6 Inoculação e Partida do sistema

Após a inoculação nos reatores RAH e RAB, os 3 reatores e o TAE, paralelamente foram enchidos com um esgoto doméstico sintético (EDS). A bomba foi ligada e calibrada na vazão $0,18 \text{ L h}^{-1}$ para a partida do reator RAH e, conseqüentemente, do sistema.

Este EDS foi utilizado por 2 meses com o intuito de fortalecer a biomassa inoculada e iniciar a formação natural de biomassa aeróbia no reator MBBR. A formulação do EDS foi preparada de acordo com Siman et al. (2004), Borges et al. (2004), Duarte et al. (2008) e Oliveira et al. (2009) e apresentava uma DQO_T média $400 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$.

Este procedimento foi conduzido até o reator RAH entrar em estado estacionário, de acordo com o conceito descrito em Metcalf e Eddy (2003), ou seja, até os valores na eficiência de remoção de DQO possuírem variação menor que 15% entre eles. O reator RAH foi escolhido como referência por ser o primeiro reator do sistema e porque, a vazão e concentração aplicadas a ele foram totalmente controláveis, ao contrário dos outros reatores. A concentração aplicada no reator MBBR dependia da eficiência do reator RAH e a concentração aplicada no reator RAB dependia da eficiência do reator MBBR, as quais foram variáveis durante o período de aclimatização.

Quando o reator RAH operando com EDS, entrou em estado estacionário, iniciou-se a aplicação da ARMV diluída à 500 mg L^{-1} em termos de DQO_T . As concentrações de DQO_T aplicadas ao reator RAH com ARMV foram: 500, 2.300 e $6.631 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, mantendo os valores de vazão e conseqüentemente, de TDH constantes para os três reatores, fazendo com que o sistema operasse sob choques orgânicos. Os valores de vazão afluente utilizados durante todo o experimento foram $0,18$; $0,21$ e $0,2 \text{ L h}^{-1}$ para os reatores RAH, MBBR e RAB, respectivamente. A mudança na concentração afluente ao reator RAH e, conseqüentemente, aos outros reatores aconteceu quando foi novamente observado o estado estacionário no reator RAH.

4.7 Amostragem

A amostragem ao longo do sistema foi feita de forma composta coletando 20 amostras simples de 20 mL cada, durante 30 minutos, homogeneizando-as, totalizando

para cada ponto uma amostra composta de 400 mL. Isso foi feito nos quatro pontos existentes ao longo do sistema de tratamento. Ponto 1: afluente ao reator RAH (A-RAH). Ponto 2: efluente ao reator RAH e, portanto, afluente do reator MBBR (E-RAH). Ponto 3: efluente ao reator MBBR e, portanto, afluente ao reator RAB (E-MBBR). Ponto 4: efluente ao reator RAB (E-RAB).

As coletas foram feitas semanalmente, no mesmo dia (terça-feira), durante a manhã. A vazão aplicada ao reator RAH foi conferida 3 vezes ao dia, todos os dias, mantendo-a constante. Todas as análises foram feitas na mesma semana da coleta respeitando o tempo limite e preservação da amostra como descrito em APHA, AWWA, WPCF (2005). A eficiência de remoção de DQO do sistema foi monitorada todas as semanas. Assim que iniciado o período estacionário foram coletadas 7 amostras em mesma frequência para obter a condição estatística descrita no item 4.8.

4.8 Delineamento experimental e Análises estatísticas

O experimento realizado foi conduzido em duas etapas, sendo a primeira utilizando EDS e a segunda ARMV com três cargas diferentes aplicadas aos reatores RAH, MBBR e RAB.

Os dados coletados na primeira etapa (EDS) foram subdivididos em dois conjuntos, um referente aos dados coletados durante o período de aclimatização, outro referente aos dados coletados durante o período de estado estacionário. Os dados de ambos os conjuntos foram separadamente trabalhados com:

- Medidas de posição: média aritmética (Md), máximo (Máx); mínimo (Mín).
- Medidas de correlação: coeficiente de correlação simples (r);
- medidas de variabilidade: desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV);
- Análise em Box plot, conceitos de estatística descritiva e análise de médias utilizando o Intervalo de Confiança com 95% de confiabilidade IC (95%).

A segunda etapa (ARMV), também foi dividida em estágio de aclimatização (A) e estado estacionário dos reatores (E), separadamente para as fases I, II e III. Foram coletadas ao longo do sistema 16, 16 e 19 amostras durante as fases I, II e III, respectivamente. Em cada amostra foram realizadas as análises físico-químicas descritas

na Tabela 5. Cada fase foi caracterizada por uma carga aplicada, sendo a Fase I representando a menor carga, a Fase II representando a carga intermediária e a Fase III representando a maior carga aplicada.

Baseado no conceito de estado estacionário estabelecido por Metcalf e Eddy (2003), foram utilizadas as 7 últimas amostras das 16, 16 e 19 amostras coletadas durante as fases I, II e III, ao longo do sistema, para caracterizar o estado estacionário dos reatores RAH, MBBR e RAB. As amostras coletadas antes dos reatores atingirem estado estacionário foram utilizadas para caracterizar o estágio de aclimatização dos reatores RAH, MBBR e RAB nas fases I, II e III.

Os dados obtidos durante o estado estacionário foram submetidos à análise de variância assumindo-se um delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) balanceado, com três tratamentos para cada reator (fases I, II e III) e 7 repetições para cada tratamento, referentes as 7 coletas feitas durante o estado estacionário. Isso resultou em 21 parcelas analisadas estando de acordo com o mínimo de 20 parcelas, quando o delineamento experimental é DIC (CUSTÓDIO, 2005). Para comparação uniparamétrica entre as médias de cada fase, foi utilizado o teste de Scott-Knott, conforme Ramalho et al. (2005) para agrupamento de tratamentos em semelhantes e diferentes. Esse teste, comparado ao teste de Tukey, possui uma diferença mínima significativa (DMS) menor, sendo menos conservador, detectando melhor as diferenças significativas (BANZATTO; KRONKA, 1995; CUSTÓDIO, 2005). Para as análises utilizou-se o software estatístico SISVAR versão 4.0 (FERREIRA, 2011).

O restante das repetições utilizadas para caracterizar o período de aclimatização, foram submetidos às seguintes análises estatísticas:

- medidas de posição: média aritmética (Md), máximo (Máx); mínimo (Mín);
- medidas de variabilidade: desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

Os dados obtidos durante o estado estacionário foram utilizados também para o levantamento dos parâmetros cinéticos de crescimento da biomassa (item 5.5) e cinética de degradação da matéria orgânica (item 5.4).

4.9 Parâmetros de desempenho: operacionais e de eficiência

Os parâmetros operacionais avaliados nos 3 reatores foram: Carga Orgânica Volumétrica (COV), Carga Orgânica Biológica (COB), Tempo de Detenção Hidráulica teórico (TDH_T), Carga Hidráulica Volumétrica (CHV), Velocidade Ascensional (V.A.) e Carga Orgânica por área superficial de meio suporte (COS). Vale lembrar que a COB aplicada aos reatores foi calculada para biomassa dispersa. Estes parâmetros foram calculados utilizando as equações 1 a 7.

$$COV = \frac{C \times Q}{V} \quad (1)$$

$$COB = \frac{C \times Q}{M} \quad (2)$$

$$M = m_{SVT} \times V_L \quad (3)$$

$$V_A = \frac{Q_1}{A} \quad (4)$$

$$TDH_T = \frac{V}{Q} \quad (5)$$

$$CHV = \frac{Q}{V} \quad (6)$$

$$COS = \frac{C \times Q}{S} \quad (7)$$

Sendo que :

C – Concentração de afluente de DQO_T ou DBO₅^{20°C}_T (mgO₂ L⁻¹);

Q – vazão afluente do reator (L d⁻¹);

Q₁ - vazão afluente do reator (cm³ d⁻¹);

M – Massa de SVT da biomassa dispersa (mg L⁻¹);

A – Área transversal do reator (cm²);

S – Área superficial total do meio suporte (cm²)

V – Volume útil do reator (L);

V_L – Volume de lodo (L).

O valor de S foi determinado pela soma da área superficial de cada meio suporte para cada reator.

Os parâmetros de eficiência determinados para os reatores foram: eficiência de remoção de material orgânica (E); eficiência total de remoção de nitrogênio (N), eficiência

de conversão do NTK para formas oxidadas (NO_x), remoção de nitrogênio amoniacal (NH₄⁺), eficiência de amonificação do reator RAH (RAH-NH₄⁺), calculados de acordo com as equações 8 a 12.

$$E(\%) = \left(\frac{Ca - Ce}{Ca} \right) \times 100 \quad (8)$$

$$N(\%) = \left(\frac{NTKa - (N - NH_4^+ e + \sum NO_x e)}{NTKa} \right) \times 100 \quad (9)$$

$$NO_x(\%) = \left(\frac{NTKa - NH_4^+ e}{NTKa} \right) \times 100 \quad (10)$$

$$NH_4^+(\%) = \left(\frac{NH_4^+ a - NH_4^+ e}{NH_4^+ a} \right) \times 100 \quad (11)$$

$$RAH - NH_4^+(\%) = \left(\frac{N.O. a - N.O. e}{N.O. a} \right) \times 100 \quad (12)$$

Sendo que:

Ca – concentração afluyente do composto na forma total em mg L⁻¹;

Ce – concentração efluente do composto na forma solúvel em mg L⁻¹.

E (%) – Eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, DBO₅^{20°C} e COD em %;

N (%) – Eficiência de remoção de matéria nitrogenada em %;

NTKa – Concentração afluyente de Nitrogênio Total de Kjeldahl em mg L⁻¹;

N-NH₄⁺ a - Concentração afluyente de Nitrogênio Amoniacal Total em mg L⁻¹;

N-NH₄⁺ e - Concentração efluente de Nitrogênio Total de Kjeldahl em mg L⁻¹;

ΣNO_x e – Somatório da concentração de Nitrato e Nitrito na amostra efluente em mg L⁻¹;

NO_x (%) – Eficiência de nitrificação total, ou seja, eficiência de conversão do nitrogênio amoniacal total em formas oxidadas expressa em %;

N-NH₄⁺ (%) – Eficiência de remoção de Nitrogênio Amoniacal Total expresso em %;

RAH-NH₄⁺ (%) – Capacidade do RAH para amonificação do nitrogênio orgânico expressa em %;

N.O. a – Concentração afluyente de Nitrogênio Orgânico em mg L⁻¹;

N.O. e – Concentração efluente de Nitrogênio Orgânico em mg L⁻¹.

4.10 Caracterização Hidrodinâmica dos reatores

Após a construção dos reatores e montagem do sistema foi realizado o teste de estanqueidade nas unidades de tratamento, com água de torneira utilizada no abastecimento público e o sistema foi colocado em operação. A bomba foi programada para vazão de $0,18 \text{ L h}^{-1}$, sendo esta a vazão afluyente ao reator RAH, a partir daí foram medidas as vazões de saída no RAH (entrada do MBBR) e reator MBBR (entrada do RAB), mantendo-se a vazão afluyente ao reator RAH constante. Esse procedimento foi realizado durante 5 dias, sendo as vazões medidas 10 vezes ao dia. Após, a vazão afluyente ao reator RAH foi modificada para $0,24 \text{ L h}^{-1}$, fez o mesmo processo e após outros 5 dias a mesma foi modificada para $0,36 \text{ L h}^{-1}$, repetindo o procedimento. Com os diversos valores obtidos em cada teste foi feita a média aritmética, e o resultado utilizado como a vazão afluyente de cada reator para o teste hidrodinâmico em meio abiótico. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Condições submetidas aos reatores durante a avaliação hidrodinâmica em meio abiótico

Ensaio	Vazão afluyente ao RAH (L h^{-1})	Vazão afluyente ao MBBR (L h^{-1})	Vazão afluyente ao RAB (L h^{-1})	Concentração do traçador em termos de Li^+ (mg L^{-1})
1	0,18	0,19	0,2	100
2	0,24	0,26	0,27	100
3	0,36	0,37	0,42	100

O comportamento hidrodinâmico foi avaliado em duas condições: abiótico e biótico. O teste em condição abiótica foi referente ao meio sem biomassa e efluente, apenas com reator cheio de água. Este teste foi realizado para avaliar o comportamento hidráulico do reator sob regimes transientes de vazão, utilizando para o teste os três valores de vazão (Tabela 4). Em seguida, o reator foi inoculado com biomassa, dando a partida, monitorado sob as condições descritas nas itens 4.6, 4.7, 4.8. Ao término da última carga (Fase III), durante o estado estacionário, foi novamente repetido o teste hidrodinâmico. Neste foi injetando o mesmo traçador, na mesma concentração, porém com o reator em condições bióticas, ou seja, foi preenchido com a biomassa e adaptado ao processo com a ARMV. As vazões do sistema aplicadas no Ensaio 1 (Tabela 4) foram mantidas durante todo o experimento e utilizadas no teste hidrodinâmico em meio biótico. Este teste objetivou avaliar a influência da presença da biomassa no comportamento hidrodinâmico

do reator, para após, comparar ao comportamento do mesmo em meio abiótico. Isso possibilitou uma melhor avaliação do aparecimento de zonas mortas e caminhos preferenciais. Com os dados de dispersão em meio biótico foram levantados os parâmetros referentes as cinéticas de degradação de matéria orgânica (K), eficiência hidráulica do processo (λ) e volume de zonas mortas (Vd).

4.10.1 Técnica de injeção do traçador em pulso

Para a determinação do tipo de mistura nos reatores foi utilizado como traçador o elemento lítio. O preparo da solução de cloreto de lítio (LiCl) com elevada concentração foi realizado possibilitando a injeção de um volume mínimo, no propósito de se evitar distúrbios na vazão afluente. A injeção do lítio no sistema foi feita segundo metodologia denominada técnica de injeção em pulso, por ser uma metodologia de tratamento mais simples (CAMPOS, 1990; ANDERSON et al., 1991).

Tanto para o teste em meio abiótico quanto em meio biótico foram utilizados 100 mg L⁻¹ de lítio (Li⁺), não ultrapassando o limite de 1000 mg L⁻¹ de Li⁺ estabelecido por Anderson et al. (1991).

Inicialmente injetou-se 20 mL da solução traçador na entrada de cada reator. Imediatamente após a injeção foi coletada a primeira amostra, e a partir daí, amostras de 10 mL foram coletadas manualmente a cada 20 minutos. As amostras foram preparadas como descrito na Tabela 5. A última coleta foi realizada quando a leitura acusou “zero”, ou seja, não existia mais traçador nas amostras a partir da última analisada. Para ter certeza foram coletadas e lidas 5 amostras a partir da última.

Toda demonstração das equações utilizadas para caracterização hidrodinâmica estão descritas em Levenspiel (1988). Este mesmo processo foi utilizado, recentemente, por Pena et al. (2006), Capela et al. (2009) e Méndez-Romero et al. (2011).

Com os resultados das leituras, foi plotado um gráfico que descreve o perfil da concentração ao longo do tempo, denominado curva C(t). A integração da curva C(t) no intervalo de tempo analisado resulta na concentração total de traçador recuperada após o teste hidrodinâmico denominada por E(t) (Equação 13). Esta integração foi feita utilizando o Método do Trapézio em Software Excel[®]. Multiplicando E(t) pela vazão aplicada tem-se a massa de traçador recuperada após o ensaio (Mr) como descrito na Equação 14.

Para obter a massa de traçador injetada (M_i) multiplicou-se a concentração de lítio na solução traçadora injetada pelo volume injetado (Equação 15). A comparação entre massas injetada e recuperada foi importante para determinar o balanço de massa e saber se houve perdas por sorção, reação ou até mesmo erros de procedimento de coleta e confiabilidade dos dados.

$$E(t) = \int_0^t C(t) dt \quad (13)$$

$$M_r = E(t) \times Q \quad (14)$$

$$M_i = C_T \times V \quad (15)$$

Onde:

$E(t)$: Concentração obtida ao após o ensaio durante o intervalo de tempo (0 – t) analisado ($\text{mgLi}^+ \text{h}^{-1} \text{L}^{-1}$);

t: Tempo de duração do ensaio (h);

Q: Vazão aplicada ao reator (L h^{-1});

C_T : Concentração do traçador ($\text{mgLi}^+ \text{L}^{-1}$);

V: Volume da solução traçador injetada (L);

M_r e M_i : Massas recuperada e injetada (mg).

Quando se trabalha com traçadores, muitos dos resultados são obtidos por intermédio de conceitos matemáticos, que caracterizam a distribuição por meio de alguns poucos valores numéricos. Para esta finalidade, a medida mais importante é a locação da distribuição. Esta é chamada valor médio da distribuição e indica o tempo de detenção hidráulica real (TDH real) do reator, sendo determinado pelo baricentro da área sob a curva que representa $C(t)$ calculado pela Equação 16.

$$t_{\text{médio}} = \text{TDH}_{\text{real}} = \frac{\int_0^t tC(t)dt}{\int_0^t C(t)dt} \quad (16)$$

Em que:

$t_{\text{médio}}$: Tempo médio de residência do fluido no interior do recipiente (h);

t: Tempo decorrido durante a análise com traçador (horas);

C(t) = Equação que descreve o comportamento da concentração do traçador em função do tempo na saída do reator ($\text{mgLi}^+ \text{ h L}^{-1}$).

A quantidade descritiva de maior importância é a dispersão da distribuição, comumente medida pela variância, definida na Equação 17.

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^t t^2 C(t) dt}{\int_0^t C(t) dt} - t_m^2 \quad (17)$$

Em que:

σ^2 : Variância da distribuição do tempo de residência do fluido no interior do recipiente (horas^2);

t_m : Valor do tempo decorrido durante a análise com traçador (horas);

C(t): Equação que descreve o comportamento da concentração do traçador em função do tempo na saída do reator ($\text{mgLi}^+ \text{ h}^{-1} \text{ L}^{-1}$).

A variância representa o quadrado da amplitude da distribuição, tem unidades de elevada ao quadrado, e é particularmente útil, quando se pretende ajustar curvas experimentais a uma de várias famílias de curvas teóricas. Quando utilizadas com distribuições normalizadas para recipientes fechados, estas expressões tornam-se bastante simplificadas. Assim, para uma curva contínua ou para medidas discretas dentro de intervalos de tempo iguais, o cálculo da $\sigma^2_{\text{adimensional}}$ foi dada pela Equação 18.

$$\sigma^2_{\text{adimensional}} = \frac{\sigma^2}{(t_{\text{médio}})^2} \quad (18)$$

Em que:

$\sigma^2_{\text{adimensional}}$: variância adimensional da distribuição do tempo de residência do fluido no interior do recipiente (horas^2) ou distribuição normalizada do tempo de residência do fluido no interior do reator.

Com os valores obtidos até agora foi possível calcular o coeficiente longitudinal ou axial de dispersão (D). Esse parâmetro caracterizou o grau de mistura durante o escoamento. Usa-se os termos “longitudinal” ou “axial” porque queremos distinguir a

mistura na direção do escoamento lateral ou longitudinal. As duas grandezas podem ser bastante diferentes em valor. No escoamento laminar de fluidos através de tubos, a mistura axial é devida principalmente aos gradientes de velocidade do fluido enquanto que a mistura radial é devida a difusão molecular (LEVENSPIEL,1988). Assim, devido a dificuldade de se determinar o valor de D, utiliza-se os mesmos dados obtidos pela Equação 18, para calcular um grupo adimensional (D/uL) chamado número de dispersão do recipiente. Ele mede a extensão da dispersão axial dentro de um reator, sendo que o mesmo pode variar de zero (para reatores com dispersão desprezível, ou seja, escoamento tubular) a infinito (grande dispersão, portanto escoamento em mistura completa). O valor do número de dispersão do recipiente pode ser calculado pela Equação (19).

$$\sigma^2_{\text{adimensional}} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 \left(1 - e^{-\frac{uL}{D}} \right) \quad (19)$$

A partir do valor do número de dispersão do recipiente calculado em cada reator em meio biótico pode-se determinar a velocidade ou taxa de remoção de substrato (K) utilizando as equações 20 e 21.

$$C_f = C_0 \times \frac{4 a e^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 e^{\frac{a}{2d}} - (1+a)^2 e^{\frac{-a}{2d}}} \quad (20)$$

$$a = \sqrt{1 + (4 \times K \times tr \times d)} \quad (21)$$

C_f : concentração do efluente (g m^{-3});

C_0 : concentração do afluente (g m^{-3});

d : número de dispersão (D/uL);

K : constante de remoção de substrato que representa a velocidade de degradação do substrato (d^{-1});

tr : TDH em horas obtido na caracterização hidrodinâmica.

Após levantamento dos dados citados até agora pode-se calcular os seguintes parâmetros descritos nas equações 22 a 28.

Avaliação de zonas mortas:

$$\beta = \frac{TDH_r}{TDH_T} \quad (22)$$

$$V_a = V_t \times \beta \quad (23)$$

$$V_d = V_t - V_a \quad (24)$$

Avaliação dos curto-circuitos e caminhos preferenciais

$$\Psi = \frac{T_k}{TDH_r} \quad (25)$$

$$\lambda = V_a \left(1 - \frac{1}{N}\right) \quad (26)$$

Número de Peclet (Pe):

$$Pe = \frac{1}{d} \quad (27)$$

Número de tanques em série (N)

$$N = \frac{1}{\sigma(\theta)^2} \quad (28)$$

Onde:

β :Relação entre TDH real (TDH_r)em horas e o TDH teórico (TDH_T)em horas;

V_a : Volume ativo do reator (L);

V_t : Volume total do reator (L);

V_d : Volume de zonas mortas (L);

λ : Eficiência Hidráulica do reator (%);

Ψ : Presença de curti circuito;

T_k : Tempo em que ocorre o pico de concentração do traçador.

4.11 Levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa nos reatores RAH, MBBR, RAB

A maior parte dos modelos matemáticos introduz simplificações na forma da sua representação. A unidade de massa das células microbiana é normalmente expressa em termos de sólidos totais voláteis (STV) em mg L⁻¹, uma vez que a biomassa é constituída de microrganismos, polímeros celulares e outros constituintes biorgânicos que volatilizam a 550°C assim como os STV. No entanto, nem toda a fração da biomassa é ativa, assim os

sólidos voláteis totais podem ser ainda divididos em duas frações: ativa e não ativa. A fração ativa é que tem real participação na estabilização do substrato. A principal limitação na utilização dos sólidos ativos em projetos e no controle operacional das estações de tratamento se relaciona a dificuldade da sua determinação. Sendo assim, neste trabalho adotou-se como medida representativa da massa microbiana presente no reator o valor integral da concentração dos STV.

Os parâmetros cinéticos de crescimento da biomassa: Y (coeficiente de produção de biomassa em termos de $\text{mgSTV mgDQOremovida}^{-1}$), K_s (constante de saturação em termos de DQO em mg L^{-1}), K_d (coeficiente de respiração endógena em termos de d^{-1}), $\mu_{\max}$ (taxa de crescimento específico máxima em termos de d^{-1}); θ_c (tempo de retenção celular ou idade da biomassa em termos de d) e k (taxa específica de utilização do substrato em termos de $\text{mgDQOremovida mgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$), serão calculados para a biomassa dos reatores 3 reatores através da metodologia abaixo. A marcha de cálculo foi resultado da sintetização das marchas utilizadas nos seguintes trabalhos: Campos (1990), Campos et al (2005); Saleh et al. (2009), Debik e Coskun (2009), Méndez-Romero et al. (2011) e Matangue e Campos (2011).

Para o levantamento dos parâmetros $\mu_{\max}$ e K_s , a expressão que traduz o balanço de massa em termos de biomassa nos reatores é (Entrada-Saida) = (Producao-Consumo), que matematicamente se traduz na Equação 29.

$$\frac{d(X \cdot V_r)}{dt} = (Q \cdot X_o - Q \cdot X_e) + (\mu \cdot X_r \cdot V_r - K_d \cdot X_r \cdot V_r) \quad (29)$$

Onde:

X_r : Concentração da biomassa (SVT) no reator mg L^{-1}

Q : Vazão em L d^{-1}

V_r : Volume do reator (L),

X_e : Concentração da biomassa do efluente (mg L^{-1})

X_o : Concentração da biomassa do afluente (mg L^{-1})

μ : Taxa de crescimento específicos (d^{-1})

K_d : Coeficiente de decaimento endógeno (d^{-1})

Dissociando o primeiro termo, temos a Equação 30 que pode ser escrita da seguinte forma:

$$C \frac{dV}{dt} + V \frac{dX}{dt} = (Q \cdot X_o - Q \cdot X_e) + (\mu \cdot X_r \cdot V_r - K_d \cdot X_r \cdot V_r) \quad (30)$$

Nos reatores biológicos, o volume é fixo, ou seja, a taxa de variação do volume com o tempo é nula. Outro fator a ser considerado é que os dados para levantamento dos parâmetros cinéticos foram coletados durante o estado estacionário, portanto a concentração da biomassa é considerada constante, ou seja, variação de X no reator em função do tempo é nula. Assim temos a Equação 31:

$$\frac{dV}{dt} = 0 \quad \text{e} \quad \frac{dX}{dt} = 0 \quad (31)$$

Com as condições da Equação 31, a Equação 30 foi modificada, gerando a Equação 32:

$$0 = (Q \cdot X_o - Q \cdot X_e) + (\mu \cdot X_r \cdot V_r - K_d \cdot X_r \cdot V_r) \quad (32)$$

De acordo com Campos (1990), quando não há recirculação do efluente tratado, pode-se considerar o termo, $Q \cdot X_o = 0$, isso porque a concentração de STV afluente ao reator é devido às substâncias no estado sólido presentes na água residuária e não referentes à biomassa. Levando em consideração as colocações citadas obtem-se através da Equação 32, temos a Equação 33:

$$\mu - K_d = \frac{Q \cdot X_e}{X_r \cdot V_r} \quad (33)$$

Segundo (METACALF; EDDY, 2003), tempo de retenção (θ_c) celular é dado pela Equação 34:

$$\theta_c = \frac{V_r \cdot X_r}{Q \cdot X_e} \quad (34)$$

Assim a Equação 34 pode ser escrita como mostrado na Equação 35:

$$\frac{1}{\theta_c} = \mu - K_d \quad (35)$$

Porém, sabe-se que μ pode ser expresso seguindo a cinética de Monod (1949) representada pela Equação 36:

$$\mu = \frac{\mu_{max} \cdot S}{K_s + S} \quad (36)$$

Combinando as equações 35 e 36, obtém-se a Equação 37:

$$\frac{\mu_{max} \cdot S}{K_s + S} = \frac{1}{\theta_c} + K_d \quad (37)$$

Linearizando a Equação 37, obtém-se a Equação 38:

$$\frac{\theta_c}{1 + K_d \cdot \theta_c} = \frac{K_s}{\mu_{max}} \cdot \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{max}} \quad (38)$$

A Equação 38 é uma equação linear do tipo: $y = ax + b$. Para determinação dos parâmetros μ_{max} e K_s faz-se a seguinte relação:

$$y = \frac{\theta_c}{1 + K_d \cdot \theta_c}; \quad a = \frac{K_s}{\mu_{max}}; \quad x = \frac{1}{S}; \quad b = \frac{1}{\mu_{max}}$$

Para o levantamento dos parâmetros Y e K_d , a expressão que traduz o balanço de massa em termos de substrato (neste caso, concentração de DQO) nos reatores é:

(Taxa de utilização do substrato) = (Taxa de DQO afluente ao reator) - (Taxa de DQO efluente ao reator) - (Taxa de DQO consumida pelos microrganismos no reator). Isso pode ser traduzido matematicamente pela Equação 39.

$$V_r \cdot \frac{dS}{dt} = (Q \cdot S_o) - (Q \cdot S_e) - \left(\frac{\mu \cdot X_r \cdot V_r}{Y} \right) \quad (39)$$

Onde:

S : Concentração da DQO no reator mg L^{-1}

X_r : concentração de biomassa dentro do reator (mg SVT L^{-1})

Q : Vazão em L d^{-1}

V_r : Volume do reator (L),

S_o : Concentração de DQO afluente no reator ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)

S_e : Concentração de DQO efluente no reator ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)

μ : Taxa de crescimento específicos (d^{-1})

Y : coeficiente de produção de biomassa ($\text{mgSSV mgDQOremovida}^{-1}$).

Como os dados para levantamento dos parâmetros cinéticos foram coletados durante o estado estacionário, a variação de S no reator em função do tempo considerada é nula. Assim temos a Equação 40:

Condição de Estado estacionário: $\frac{dS}{dt} = 0$

$$0 = Q \cdot (S_o - S_e) - \left(\frac{\mu \cdot X_r \cdot V_r}{Y} \right) \quad (40)$$

Trabalhando a Equação 40 tem-se a Equação 41:

$$\frac{Q(C_o - C)}{V_r \cdot X_r} = \frac{1}{Y} \cdot \theta \quad (41)$$

Modificando a Equação 35 tem-se a Equação 42

$$\theta = \frac{1}{\theta_c} + K_d \quad (42)$$

Substituindo a Equação 42 na Equação 41 tem-se a Equação 43:

$$\frac{Q(C_o - C)}{V_r \cdot X_r} = \frac{1}{Y} \cdot \frac{1}{\theta_c} + \frac{K_d}{Y} \quad (43)$$

A Equação 43 pode ser assimilada a equação geral da reta $y = ax + b$ permitindo a determinação dos parâmetros Y e K_d .

$$y = \frac{Q(C_o - C)}{V_r \cdot X_r}; \quad a = \frac{1}{Y}; \quad x = \frac{1}{\theta_c}; \quad b = \frac{K_d}{Y}$$

O parâmetro taxa específica de utilização do substrato pela biomassa (k) pode ser calculada pela Equação 44.

$$k = \frac{\mu_{\max}}{Y} \quad (44)$$

Ao final do experimento, foi realizada a caracterização qualitativa da biomassa dispersa dos reatores RAH, MBBR e RAB em duas partes sendo a primeira sobre incidência e prevalência de determinadas morfologias bacterianas e a segunda em termos de quantidade e tipos de protozoários, algas e leveduras.

Avaliação bacteriana: Foram coletados em cada amostrador dos reatores RAH, MBBR e RAB, 50 mL de biomassa dispersa, em frasco esterilizado. Após, as amostras foram submetidas a microscopia de luz branca, microscopia de contraste e teste de coloração de gram. Foram feitas 10 lâminas para cada amostra. Através destes testes foram investigados a forma estrutural dos grânulos, morfologia das bactérias existentes ao longo do reator e aspectos que descrevessem a condição da biomassa. A análise foi feita ao longo de toda lamínula em todas as laminas montadas. Os resultados observacionais relativos a presença ou ausência de determinadas morfologias bacterianas obtidos nos testes com amostra *in vivo*, com e sem a ajuda de corantes e *in vitro* (teste de gram com fixação) foram reunidos e traduzidos da seguinte forma: predominante (4), freqüente (3), pouco freqüente (2), raro (1) e não observado (0).

Avaliação da comunidade de protozoários: Buscou-se identificar, através de análises microscópicas, os ciliados de vida livre (CL), ciliados livre natantes (CN), ciliados pedunculados (CP), suctórias (S), flagelados (F), amebas (A), nematóides (N) e rotíferos (R). A identificação dos organismos foi baseada em Kudo (1931), Westphal (1977), Needham e Needham (1978). Os grupos foram classificados em ausentes (0), raros (1), frequentes (2) e abundantes (3). A cada análise, Todas as análises foram realizadas em triplicata.

4.12 Análises laboratoriais realizadas

Na Tabela 5 estão apresentadas as análises Físico-Químicas e Toxicológicas junto as metodologias que foram utilizadas para o monitoramento das unidades do sistema de tratamento. Foram coletadas 5 amostras de ARMV *in natura* sendo utilizadas a 5 amostras

para caracterização físico-química e 3 amostras para caracterização toxicológica a nível agudo e crônico.

Tabela 5 - Exames, determinações, procedimentos e fontes metodológicas utilizadas nas análises físico-químicas e toxicológicas realizadas durante o experimento

Exames e Determinações	Procedimentos	Referência Bibliográfica
Ph	4500-H+ B	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Alcalinidades: a ácidos a voláteis totais (A-AVT), total (AT), parcial (AP), intermediária (AI) e bicarbonato (AB).	Titulação Potenciométrica	Ripley et al. (1986) e Jenkins et. al (1983)
*Demanda Química de Oxigênio: total (DQO _T), particulada (DQO _P) e solúvel (DQO _S)	5220 D: Método Colorimétrico com digestão em refluxo fechado.	APHA, AWWA, WPCF (2005)
*Demanda Bioquímica de Oxigênio: total (DBO ₅ ^{20°C} _T), particulada (DBO ₅ ^{20°C} _P) e solúvel (DBO ₅ ^{20°C} _S)	Incubação: 5210 B; Oxigênio Dissolvido: 4500 -O B.; 4500-O C.	APHA, AWWA, WPCF (2005)
*Sólidos Totais (ST), Dissolvidos (SD) e Suspensos (SST): Fixos (STF, SDF, SSF) e Voláteis (STV, SDV, SSV)	2540 B; 2540 D; 2540 E	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrogênio Amoniacal Total (N-NH ₄ ⁺)	4500-NH ₃ C. : Método Titulométrico	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrato (NO ₃ ⁻) e Nitrito (NO ₂ ⁻)	4500-NO ₂ ⁻ B e 4500-NO ₃ ⁻ H: Métodos Colorimétricos	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Orgânico (N-O)	4500-Norg B.: Método MicroKjeldahl	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Sólidos Totais (ST), Fixos (STF) e Voláteis (STV) do lodo	2540 B; 2540 D; 2540 E	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Fósforo Total (P.T.)	4500 – PC	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Ácidos voláteis totais (AVT)	Titulação Potenciométrica	Dilallo e Albertson (1961),
Condutividade elétrica do efluente (C.E.)	2510 B.: Método Laboratorial com condutivímetro Hach	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Turbidez (TB)	2130B. : Método nefelométrico	APHA, AWWA, WPCF (2005)
*Análise de Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	5310 C: Método Persulfato – UV	APHA, AWWA, WPCF (2005)
**Ânions (Sulfato, Fluoreto, Cloreto, Brometo) e Cátions (Sódio, Potássio, Magnésio, Cálcio, Lítio)	4110 C: Cromatografia de Íons	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Cor	2120 C: Método Espectrofotométrico	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Toxidade aguda utilizando microcrustáceo <i>Daphnia similis</i> (CE ₅₀ 48 h).	Norma NBR 12713	NBR 12713 (2009)
Toxidade aguda utilizando bactérias <i>Pseudomonas putida</i> e <i>Escherichia coli</i> (CE ₅₀ 6 h).	Slabbert (1986)	Slabbert (1986)
Toxidade crônica com microcrustáceos <i>Ceriodaphnia dubia</i> e <i>silvestri</i> (192h) CI ₅₀ , CEO e CENO, VC.	Norma NBR 13373	Norma NBR 13373 (2010)
Toxidade crônica utilizando bactérias <i>Pseudomonas putida</i> e <i>Escherichia coli</i> (CI ₅₀ 24h).	Slabbert (1986)	Slabbert (1986)
Toxidade crônica com alga <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (96h) CI ₅₀ , CEO, CENO e VC.	Norma NBR 12648	NBR 12648 (2005)

Para as análises de COD, DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ solúvel foram usadas as mesmas amostras filtradas para a análise de sólidos dissolvidos. A análise de carbono orgânico foi feita em equipamento Hipertoc TOC Analyzer, sendo os padrões feitos com reagente de qualidade para cromatográfica gasosa.

Para as análises de Cromatografia Iônica as amostras foram filtradas em papel microfiltro de fibra de vidro (GF-3), porosidade 0,6 μm , marca Whatmann. O filtrado foi novamente filtrado em disco filtrante descartável com membrana Durapore HV, porosidade 0,45 μm , marca MillexTM (Merck Millipore). Após, este novo filtrado foi submetido a outra filtração em cartucho C18, marca Argilent, modelo Bond Elut-C18, massa de 500 mg e volume 6mL. Isso foi feito para diminuir a interferência da matéria orgânica na análise cromatográfica, melhorando a qualidade dos resultados. O cromatógrafo utilizado foi Cromatógrafo de Íons Profissional IC 850 fabricado pela Metrohm calibrado com solução multi cátions e multi ânions também comercializada pela mesma empresa.

Para a ARMV *in natura* foram realizados todos os parâmetros físicos, químicos e toxicológicos apresentados na Tabela 5.

Para os 4 pontos ao longo do sistema de tratamento foram realizados todos os parâmetros físicos e químicos apresentados na Tabela 5. Durante o estado estacionário foram realizadas as análises toxicológicas ao longo do sistema, sendo o organismo-teste *Daphnia similis* utilizado para teste agudo nos 4 pontos ao longo do sistema e os organismos-teste *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestri* utilizados para teste crônico em dois pontos do sistema referentes a entra (A-RAH) e saída (E-RAB) do sistema.

As cartas controle utilizadas em testes de sensibilidade para os organismos *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia*, *Ceriodaphnia silvestri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Escherichia coli* e *Pseudomonas putida* estão apresentadas nos anexos I, J, K, L, M, N.

Os testes de sensibilidade foram realizados mensalmente e os organismos cultivados periodicamente no Laboratório de Ecotoxicologia na Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo desde 2004. Os resultados dos testes de toxicidade aguda e crônica foram expressos em termos qualitativos (Tóxico a nível agudo, Tóxico a nível crônico, Não tóxico a nível agudo, Não tóxico a nível crônico) e quantitativos (CE_{50} , UTA, CI_{50} , CENO, CEO e VC), tomando como base os seguintes conceitos:

Tóxico a nível agudo: efeito deletério causado pela ARMV na mobilidade dos organismos-teste (*D. similis*) ou inibição de crescimento (*E. coli* e *P. putida*) em um curto período de exposição em relação ao seu ciclo de vida.

Tóxico a nível crônico: efeito deletério causado pela ARMV na sobrevivência e reprodução dos organismos-teste, em um período de exposição que pode abranger a totalidade de seu ciclo de vida ou parte dele.

Concentração Efetiva Mediana (CE₅₀): Concentração real da ARMV que causa efeito agudo a 50% dos organismos no tempo de exposição nas condições de ensaio.

Concentração de Inibição (CI₅₀): Concentração real da ARMV que causa redução de 50% na reprodução dos organismos-teste em relação ao controle.

Concentração de efeito não observado (CENO): Maior concentração real da ARMV que não causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, nas condições de ensaio crônico.

Concentração de efeito observado (CEO): Menor concentração real da amostra que causa efeito deletério estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, nas condições de ensaio crônico.

Valor Crônico (VC): Média geométrica dos valores de concentração CENO e CEO.

Unidade de toxicidade aguda (UTA): relação entre 100/CE₅₀.

Os dados obtidos nos testes agudos e crônicos foram submetidos a análises estatísticas para obtenção das concentrações médias de imobilização (CE₅₀), e concentrações médias inibitórias da reprodução (CI₅₀) calculadas pelos métodos “Trimmed Spearman-Kraber” e de Interpolação Linear, disponível nos programas JSPEAR e ICPIN (HAMILTON et al., 1977; NORBERT-KING, 1993). Para a determinação das concentrações CENO e CEO foi utilizado o programa Toxtat 3.4[®] (GULLEY, 1994).

4.13 Caracterização da Água residuária de Matadouro in natura proveniente da linha verde de abate de bovinos (ARMV)

A ARMV *in natura* foi caracterizada em relação a três quisitos que juntos demonstraram seu potencial poluidor:

- Qualidade físico-química da ARMV em relação aos parâmetros apresentados na Tabela 5.

- Potencial poluidor e Impacto da ARMV quando aplicada em solo ou áreas de disposição.

O impacto ambiental causado pela disposição da ARMV *in natura* no solo foi baseado no risco de sodificação do solo, calculando-se a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e risco de salinização baseado nos valores da condutividade elétrica (C.E.) e salinidade da ARMV *in natura*. As Equações 45, 46 e 47 foram usadas para determinar os valores da RAS, C.E. corrigida a 25°C e salinidade, respectivamente. O protocolo e ábaco referente a metodologia de Richards (1954) utilizado para interpretação dos dados obtidos estão descritos no Apêndice 1.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (45)$$

$$C.E. (25^\circ C) = \frac{C.E. medida}{1 + 0,019 (T - 25)} \quad (46)$$

$$Salinidade = 640 \times C.E. medida \quad (47)$$

Onde:

RAS: Razão de adsorção de sódio;

Na^+ : Concentração de sódio em meq L^{-1} ;

Ca^{2+} : Concentração de Cálcio em meq L^{-1} ;

Mg^{2+} : Concentração de Magnésio em meq L^{-1} ;

C.E. medida: Condutividade elétrica da ARM *in natura* medida na condição real ($\mu S\ cm^{-1}$);

T: temperatura do efluente no momento da medição da C.E.;

C.E. (25°C): C.E. padronizada a 25°C;

Salinidade: Concentração da salinidade em mg L^{-1} .

$$Cátion\ (meq\ L^{-1}) = \frac{Cátion\ (mg\ L^{-1})}{Peso\ atômico} \quad (48)$$

Os impactos toxicológicos na cadeia ecológica foram estimados através de bioensaios com os organismos-teste descritos na Tabela 5, avaliando-se parâmetros de mortalidade, natalidade e reprodução no seguinte nível ecológico: alga *Pseudokirchneriella subcapitata* (Produtor primário), microcrustáceos *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia*,

Ceriodaphnia silvestri, (Consumidor primário) e bactérias *Escherichia coli* e *Pseudomonas putida* (organismos decompositores).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho junto às discussões necessárias aos mesmos foram apresentados na seguinte ordem didática:

5.1 Inoculação e partida dos reatores com EDS.

5.2 Caracterização da ARMV proveniente da linha verde do processo de abate de bovinos.

5.3 Avaliação do sistema operando com ARMV sob condições de choques orgânicos.

5.4 Modelamento e Caracterização Hidrodinâmica dos reatores RAH, MBBR e RAB.

5.5 Levantamento de parâmetros cinéticos da biomassa dos reatores RAH, MBBR e RAB e caracterização quantitativa do biofilme e qualitativa da biomassa dispersa.

5.1 Inoculação e partida dos reatores com Esgoto Doméstico Sintético (EDS)

5.1.1 Monitoramento do sistema AOA utilizando EDS

Durante a partida com EDS, ao longo do sistema AOA, foram monitorados todos os parâmetros físico-químicos descritos na Tabela 5, dando ênfase ao tamponamento, remoção e dinâmica de matéria orgânica, sólidos e nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Os parâmetros operacionais (Tabela 6) foram mantidos constantes, evitando os choques hidráulicos e propiciando apenas choques orgânicos aos reatores.

Principalmente, durante a etapa de partida e aclimatização, a manutenção constante dos parâmetros operacionais (Tabela 6) foram importantes para o crescimento e acondicionamento da biomassa, o que auxiliou na etapa do tratamento da ARMV (item 5.3).

Tabela 6 - Parâmetros operacionais mantidos constantes durante todo o experimento

Parâmetros Operacionais aplicados	Reatores		
	RAH	MBBR	RAB
Vazão ($L\ d^{-1}$)	4,32	4,56	4,8
TDH (h)	20	17	14
CHV ($L_{efluente} L_{reator}^{-1} d^{-1}$)	1,2	1,4	1,8
V.A. ($cm\ d^{-1}$)	103,2	78	82,6

Legenda: RAH: Reator Anaeróbio Híbrido. MBBR: Reator Aeróbio de Leito Móvel com biofilme. RAB: Reator Anóxico com Biofilme.

Com os dados de vazão mostrados na Tabela 6 e os dados de concentração de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}_T$ (Figura 5) foram calculadas as cargas aplicadas aos reatores RAH, MBBR e RAB durante a etapa com EDS apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 - Cargas orgânicas aplicadas aos reatores RAH, MBBR e RAB, durante a partida com EDS.

Parâmetro Operacional	Cargas em termos de DQO_T			Cargas em termos de $DBO_5^{20^\circ C}$		
	RAH	MBBR	RAB	RAH	MBBR	RAB
COE ($mg\ d^{-1}$)	1629,7	815,0	807,5	1024,2	600,4	571,6
D.P.	583,3	492,9	579,3	409,4	482,9	542,9
C.V.	35,8	60,5	71,7	40,0	80,4	95,0
COV ($mg\ L^{-1}\ d^{-1}$)	451,4	241,1	299,1	283,7	177,6	211,7
D.P.	161,6	145,8	214,6	113,4	142,9	201,1
C.V.	35,8	60,5	71,7	40,0	80,4	95,0
COB ($mg\ mgSVT^{-1}\ d^{-1}$)	0,050	ND	0,026	0,031	ND	0,019
D.P.	0,018	ND	0,019	0,013	ND	0,018
C.V.	35,8	ND	71,7	40,0	ND	95,0
COS ($mg\ m^{-2}\ d^{-1}$)	3,3	0,2	0,7	2,0	0,1	0,5
D.P.	1,2	0,1	0,5	0,8	0,1	0,5
CV	35,8	60,5	71,7	40,0	80,4	95,0

Legenda: ND: não determinado. COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Como pode ser observado na Tabela 7, os coeficientes de variação (CV) para as cargas aplicadas no reator RAH foram menores que os valores de coeficiente de variação para as cargas aplicadas nos reatores MBBR e RAB. Isso, porque as concentrações afluentes ao reator RAH foram controladas, devido a formulação do EDS. Já, as concentrações afluentes aos reatores MBBR e RAB, dependiam da eficiência do reator anterior. O valor de COB aplicadas em termos de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}_T$, foram calculadas para biomassa dispersa dos reatores. A COB aplicada ao MBBR não foi calculada, nessa etapa, devido a ausência de biomassa inoculada.

As cargas orgânicas aplicadas aos reatores (Tabela 7) foram mantidas durante os 60 dias de experimento. Neste período o processo de partida com EDS foi dividido em duas etapas, denominadas aclimatização (com duração de 40 dias) e estado estacionário (com duração de 20 dias) em relação a eficiência de cada reator. As figuras 6 e 7 apresentam os valores das eficiências de remoção de matéria orgânica nas formas de DQO, $DBO_5^{20^\circ C}$ e COD aplicadas aos reatores.

As concentrações de matéria orgânica em termos de $DBO_5^{20^\circ C}$ e DQO nas formas total, particulada e solúvel encontradas ao longo dos reatores, durante os 60 dias de monitoramento, estão apresentadas nas Figura 5 e Tabela 8.

Figura 5 - Representação em Box Plot das concentrações de DQO e DBO₅^{20°C} nas formas total (T), particulada (P) e solúvel (S) ao longo do sistema.

Os gráficos que compõe a Figura 5, descrevem a amplitude interquartil (AIQ) dos dados de DQO e DBO₅^{20°C} em cada ponto de amostragem ao longo do sistema. Na

estatística em Box plot foram utilizados os percentis de 10%, 25% (1º quartil), 50% (mediana), 75% (3º quartil), 90% e valores mínimos e máximos observados.

Analisando os gráficos das concentrações de DQO_T , DQO_P e DQO_S foi possível perceber que estes parâmetros apresentaram simetria com valores da mediana indicados no centro de forma equidistante entre os 1º e 3º quartis. Isso indica que as variações em cada amostra foram homogêneas ao longo do sistema para as concentrações de DQO_T , DQO_P e DQO_S . Comparando as três formas de DQO estudadas foi observado que a DQO_P apresentou valores maiores de AIQ em relação as DQO_T e DQO_S indicando maior dispersividade dos dados.

Analisando os valores medianos para DQO_T foi observado remoção de 66,7% ao passar pelo reator RAH, e baixas remoções de concentração da mesma ao passar pelos reatores MBBR e RAB. A partir do 34º dia de monitoramento foram obtidos os pontos máximos na concentração de DQO_P para a amostra E-MBBR (Figura 5), devido a varredura de SSV da biomassa (Figura 8), que estava sendo formada no reator.

Analisando a mediana das concentrações de $DBO_5^{20^\circ C}_T$, $DBO_5^{20^\circ C}_P$ e $DBO_5^{20^\circ C}_S$ foi possível perceber que estes parâmetros apresentaram assimetria a direita com valores da mediana mais próximos ao primeiro quartil, exceto apenas para a concentração de $DBO_5^{20^\circ C}_S$ na amostra A-RAH que apresentou assimetria a esquerda, ou seja, valores de mediana próximos ao terceiro quartil. Isso indica que as variações em cada amostra foram heterogêneas ao longo do sistema. Analisando as concentrações de $DBO_5^{20^\circ C}_T$, $DBO_5^{20^\circ C}_P$ e $DBO_5^{20^\circ C}_S$ ao longo do sistema foi observado altos valores de AIQ ambas indicando alta dispersividade dos dados para a concentração de $DBO_5^{20^\circ C}_T$, $DBO_5^{20^\circ C}_P$ e $DBO_5^{20^\circ C}_S$.

Estes valores extremos, representados pelos pontos mínimos e percentis de 10% para DQO_T e DQO_S e também máximo para DQO_S , ocorreram devido a degradação natural do EDS. O EDS foi constituído por sacarose, extrato de carne e outros compostos solúveis de alta biodegradabilidade. Ao abastecer o TAE com EDS, ao longo da semana, os compostos orgânicos do EDS sofreram degradação natural, oscilando as concentrações da DQO_T e DQO_S . De acordo com Motteran et al. (2013), esse comportamento sugere a existência de microrganismos no TAE, provavelmente provenientes do ambiente natural que se desenvolveram devido a riqueza nutricional do EDS utilizado.

Os valores de DQO_T foram controlados pela formulação do EDS, todavia, na mesma amostra (A-RAH), a $DBO_5^{20^\circ C}$ se modificava com o tempo, provocando altos valores de AIQ entre os dados (Figura 5). Analisando o perfil da concentração de

$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$, verifica-se a alta biodegradabilidade natural do EDS, principalmente na amostra A-RAH.

Para os demais pontos de coleta (E-RAH, E-MBBR e E-RAB), a AIQ dos dados de concentração para os parâmetros tanto de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ quanto de DQO, foi devido às variações de eficiência dos reatores durante os dias de monitoramento, principalmente no primeiro mês. As maiores variações nos valores de eficiência de remoção de DQO, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ocorreram durante o período inicial de aclimatização. No período de estado estacionário foram observados, entre as amostras, baixos desvios padrões com variações menores que 15% nos valores de eficiência para os reatores RAH e MBBR (Figura 6). Além das características de simetria e valores da AIQ utilizados para avaliar a dispersividade dos dados, foi determinado o intervalo de confiança dos valores médios dos conjuntos de dados adquiridos durante os 60 dias de pesquisa (Tabela 8).

Tabela 8 – Média, Intervalo de Confiança (IC), coeficiente de variação e desvio padrão das concentrações de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ aplicadas ao longo do sistema durante os 60 dias de avaliação (Partida + Estado estacionário)

Parâmetros Estatísticos	Parâmetros Analisados							
	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$				$\text{DQO}_{\text{T}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$			
Amostras	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
N	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
Média	264,4	131,7	119,1	141,6	414,0	178,7	168,2	173,8
C.V.(%)	27%	80%	95%	72%	21%	60%	72%	58%
D.P	72,2	105,9	113,1	102,0	88,6	108,1	120,7	101,3
IC (95%)	214,4 -314,5	58,3-205,1	40,7-197,5	70,9-212,3	352,7-475,4	103,8-253,6	84,6-251,9	103,7-244,0

Parâmetros Estatísticos	Parâmetros Analisados							
	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$				$\text{DQO}_{\text{S}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$			
Amostras	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
N	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
Média	151,4	99,5	80,5	76,2	274,7	117,7	101,9	115,4
C.V.(%)	40%	97%	114%	93%	22%	63%	93%	65%
D.P	61,3	97,0	91,9	70,5	61,0	74,1	94,8	75,3
IC (95%)	108,9-193,8	32,3-166,7	16,8-144,2	27,3-125,0	232,5-317,0	66,4-169,0	36,2-167,6	63,2-167,6

Parâmetros Estatísticos	Parâmetros Analisados							
	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$				$\text{DQO}_{\text{P}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$			
Amostras	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
N	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
Média	38,2	32,2	38,6	48,7	139,3	58,2	66,3	58,4
C.V.(%)	60%	79%	85%	81%	52%	83%	85%	65%
D.P	23,1	25,4	33,0	39,3	72,1	48,1	56,2	38,1
IC (95%)	22,2-54,2	14,6-49,8	15,8-61,4	21,5-75,9	89,3-189,3	24,9-89,0	27,4-105,3	32,0-84,9

Legenda: N: número de dados utilizado na análise estatística. C.V.: Coeficiente de variação do conjunto amostral expresso em (%). D.P.: Desvio Padrão amostral. IC (95%): Intervalo de Confiança do conjunto amostral analisado com 95% de confiabilidade.

Como pode ser observado na Tabela 8 analisando o intervalo de confiança da concentração média para os parâmetros $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$, DQO_{T} , DQO_{T} e DQO_{S} observa-se que as amostras A-RAH e E-RAH apresentaram diferença estatística entre si indicando remoção destes parâmetros no reator RAH. Já as amostras E-RAH, E-MBBR e E-RAB apresentaram o intervalo de confiança (IC 95%) sobreponíveis entre si, indicando que não houve diferença estatística entre os valores médios de concentração dos parâmetros $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$, DQO_{T} , DQO_{T} e DQO_{S} . Isso ocorreu porque as amostras utilizadas para o cálculo do IC 95% foram todas as amostras coletadas considerando inclusive as obtidas durante o período de partida, o que justifica os altos valores de coeficiente de variação (C.V.) do conjunto amostral utilizado. Após os reatores entrarem em estado estacionário com variação entre os resultados de eficiência de remoção menores que 15% (Metcalf e Eddy, 2003) foram observadas diferenças significativas entre as médias.

As remoções de matéria orgânica em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ foram determinadas utilizando a Equação 8 e apresentadas na Figura 6.

Figura 6 - Eficiência de remoção de DQO, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e COD durante a fase de aclimatização (6A) e estado estacionário (6B) para os reatores RAH e MBBR

Como pode ser observado na Figura 6 os reatores RAH e MBBR no período de aclimatização (Figura 6A) operaram com menores eficiências e maiores variações, quando comparado com o período estacionário (Figura 6B), mesmo mantendo a carga aplicada ao reator RAH constante. Isso foi devido à adaptação da biomassa a condição do sistema, e crescimento da mesma.

Nesta etapa foram observadas condições de estabilidade apenas para os reatores RAH e MBBR. Como o estudo foi feito em um sistema em série, a concentração e cargas

aplicadas no MBBR e RAB foram em função das eficiências dos reatores RAH e MBBR, respectivamente.

Quando o reator RAH entrou na fase estacionária, às concentrações de DQO_T efluente estabilizaram induzindo o reator MBBR a entrar, também, em estado estacionário após sete dias. Entre os dados de eficiência obtidos, a partir da estabilização do reator RAH, foram observadas variações de 7% para as remoções de DQO, $DBO_5^{20^\circ C}$ e COD. Já, para o reator MBBR foram observadas variações de 10%, 15% e 4% para as remoções de DQO, $DBO_5^{20^\circ C}$ e COD, respectivamente, caracterizando para ambos os reatores o estado estacionário, de acordo com o conceito estabelecido por Metcalf e Eddy (2003).

Quanto ao reator RAB, a mesma estabilização não foi observada. O reator RAB foi o último reator do sistema recebendo efluente tratado dos 2 reatores anteriores, o que dificultou sua estabilidade.

A Figura 7 mostra o perfil das concentrações afluentes de substrato aplicadas ao reator RAB em termos de DQO_T , COD e $DBO_5^{20^\circ C}$ e o efeito destas baixas concentrações na eficiência de remoção de DQO.

Figura 7 - Perfil das concentrações de substrato em termos de DQO_T (afluente), $DBO_5^{20^\circ C}$ (afluente), COD (afluente) e eficiência de remoção de DQO (E-RAB) no reator RAB.

Como podem ser observadas na Figura 7 as concentrações de DQO_T , COD e $DBO_5^{20^\circ C}$ afluente ao reator RAB foram variáveis durante o período de monitoramento, o

que justifica os valores de DP e CV, encontrados para as cargas orgânicas aplicadas ao RAB (Tabela 7).

Além das variações, foi possível observar que a partir do 27º dia as concentrações de substrato afluentes ao reator RAB começaram a diminuir. Isso porque, as eficiências nos reatores RAH e MBBR aumentaram, resultando em maior remoção de matéria orgânica e fazendo com que chegassem baixas concentrações de substrato ao reator RAB, o que provocou diminuição nas cargas aplicadas.

Essas baixas concentrações foram insuficientes para a alimentação da biomassa do reator RAB provocando eficiências negativas. Eficiências negativas podem ocorrer em reatores contínuos, não representando, necessariamente, ineficiência, mas indicando que a concentração do substrato encontrado no EDS aplicado a biomassa não foi suficiente para manter a sua atividade. Isso induziu os microrganismos utilizarem outras fontes de carbono para manter o metabolismo, como a própria matéria orgânica presente no lodo inoculado. Na inexistência desta fonte alternativa de alimento a biomassa poderia entrar em inanição ou endogenia (SILVA et al. 2010).

Silveira e Monteggia (1998) analisaram os fatores interferentes na eficiência de um reator UASB operando em escala piloto no tratamento de esgoto doméstico. Durante o estudo, os autores observaram eficiências negativas devido a varredura de biomassa, em alta concentração de sólidos suspensos, provocada pela vazão submetida para que o reator UASB trabalhasse com TDH de 3h.

Ao analisar os gráficos que apresentam as séries de SST e SSV (Figura 8), nota-se que os valores de concentração efluentes ao reator RAB (E-RAB), ultrapassaram muito pouco os valores afluentes ao reator RAB (E-MBBR), exceto na 34º e 48º semana. Isso indica que praticamente não houve varredura de biomassa, como descrita por Silveira e Monteggia (1998). Todavia, foi observada uma queda de 92% na massa e concentração de biomassa inoculada no reator RAB, após 60 dias de operação (Tabela 10). Comparando os dados da Tabela 11 com os da Figura 8, conclui-se que a queda de 92% nos valores da biomassa não foi devido à varredura de lodo para o meio externo.

Portanto, a inferência para explicação da queda de 92% da biomassa do reator RAB foi que a baixa concentração de substrato aplicado ao reator RAB, não foi suficiente para manter as atividades metabólicas da microbiota presente no lodo. Por isso, a mesma utilizou como fonte de carbono a matéria orgânica presente na biomassa, levando a hidrólise dos SSV do lodo, aumentando, assim, a concentração de SDV no efluente do reator RAB (Figura 8).

O aumento na concentração de SDT e SDV efluente resultou maiores valores concentração de DQO_T e DQO_S efluente ao RAB em comparação com os valores afluentes. Como o cálculo de eficiência foi a diferença entre os valores de DQO_T afluente e DQO_S efluente (Equação 9), devido a hidrólise do lodo as concentrações de DQO_S efluente superou em alguns dias as concentrações de DQO_T afluente, ocorrendo eficiências negativas no desempenho do reator.

Na Figura 8, são descritas as séries de sólidos nas formas total, dissolvida e suspensa para frações total e volátil.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7. ST: Sólidos Totais. STV: Sólidos Totais Voláteis. SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

Figura 8 - Série de sólidos ao longo do sistema na etapa com EDS, durante 60 dias

Nos gráficos referentes às formas ST e STV para o reator RAH, notam-se proximidades entre as séries dos pontos A-RAH e E-RAH, indicando baixos valores na eficiência de remoção, obtendo para o reator RAH 13% e 29% na remoção de ST e STV, respectivamente.

Observando as séries dos ST e STV nota-se que os valores de concentração efluentes aos reatores MBBR e RAB foram maiores que os valores de concentração afluente, dos mesmos reatores, resultando, valores de remoção negativos.

A concentração de sólidos suspensos tanto na forma total (SST) quanto na forma volátil (SSV) para o afluente (A-RAH) e efluente (E-RAH) do reator RAH foram próximas, mostrando que não houve varredura da biomassa nesta unidade, mesmo a biomassa estando em período de adaptação. Isso ocorreu devido aos minifiltros que diminuíram a passagem da biomassa, para o meio externo aumentando o tempo de retenção de sólidos, o que colaborou com sua estabilidade a partir do 27º dia.

No reator MBBR, até o 34º dia, os valores de concentração efluente (E-MBBR) foram próximos aos afluentes (E-RAH). Todavia, a partir desta data, observaram-se picos de concentração de sólidos suspensos nas frações total e volátil para as amostras E-MBBR. Esses picos ocorreram devido ao início da formação da biomassa aeróbia, provocando eficiências negativas na remoção de SST e SSV.

Toda matéria sólida na forma total, suspensa e dissolvida na fração orgânica que afluía ao reator RAB foi utilizada como substrato para manutenção da biomassa anóxica que estava sendo adaptada para esta condição. Entretanto, a partir do 27º dia, a concentração de todo substrato foi baixa levando a digestão do lodo presente.

Todo este processo de biodegradação, ocorrido no sistema anaeróbio/aeróbio/anóxico, foi realizado sob condições de tamponamento, com os valores de pH, ácidos voláteis totais (AVT), alcalinidades total (AT), parcial (AP), intermediária (AI), ácidos voláteis (A-AVT) e bicarbonato (AB), conforme apresentados na Figura 9. Os valores obtidos para estes parâmetros foram representados em forma de Box-plot utilizando os percentis de 10%, 25% (1º quartil), 50% (mediana), 75% (3º quartil), 90% e valores mínimos e máximos observados.

Legenda: pH: potencial hidrogênico. AVT: Ácidos Voláteis Totais. AT: Alcalinidade Total. AP: Alcalinidade Parcial. AI: Alcalinidade Intermediária. AB: Alcalinidade Bicarbonato. A-AVT: Alcalinidade a Ácidos Voláteis. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7. Valores dos percentis: 10%, 25%, 50%, 75% e 90%. Mín: valores mínimos. Max: valores máximos.

Figura 9 - Perfil em Box plot do pH, concentração das alcalinidades e AVT ao longo do sistema durante os 60 dias de pesquisa

Para os parâmetros pH, AVT, A-AVT e AI foram observados ao longo do sistema, perfis de grande dispersão dos dados. Já para os parâmetros AP, AT e AB foram observadas poucas dispersões.

Para as concentrações de ácidos voláteis totais (AVT) observou-se uma tendência de decréscimo dos valores da mediana ao longo do sistema, principalmente ao passar pelo reator RAH. Essa queda acentuada pode ser devido ao consumo de AVT durante a anaerobiose para formação de biogás e outros metabolitos (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Exceto para alcalinidade A-AVT, ocorreu ao longo do sistema um comportamento padrão para todas as demais alcalinidades. Inicialmente, foi observada uma geração de alcalinidades AT, AB, AP e AI pelo processo anaeróbio mantendo o ponto E-RAH sempre com concentrações de alcalinidades (AT, AB, AP e AI) maiores que o A-RAH. Em seguida, foi observado um decréscimo das mesmas no reator MBBR, graças ao processo de nitrificação que consumiu as alcalinidades, principalmente na forma de bicarbonatos. Após passar pelo reator RAB, ocorreu um aumento na concentração das alcalinidades AT, AB, AP e AI devido a geração de alcalinidade pela condição de desnitrificação que a biomassa vinha se adaptando.

A A-AVT (Figura 9) tinha como função tamponar o excesso de AVT gerados pelo metabolismo bacteriano, principalmente, no RAH. Entretanto, o comportamento desta alcalinidade foi diferente das outras, em função de sua redução. Isso ocorreu devido a reação de tamponamento com os AVT produzidos pela anaerobiose que não foram utilizados na produção de biogás ou metabolitos. Caso isso não ocorresse, o reator RAH poderia entrar em azedamento, ou seja, excesso de AVT no meio, reduzindo drasticamente o pH o que desnaturaria algumas proteínas e inativaria enzimas importantes na fermentação anaeróbia, dificultando a biodegradação dos compostos orgânicos (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Além de interferir no tamponamento do meio, as concentrações de AVT e alcalinidades têm relação direta com a conversão de matéria nitrogenada, seja pela oxidação ou pela redução. A Figura 10 mostra as concentrações médias de nitrogênio total (NTK), nitrogênio total amoniacal (N-NH_4^+) e nitrogênio orgânico, encontradas ao longo do sistema durante os 60 dias de monitoramento.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MBBR e E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7.

Figura 10 - Concentrações de nitrogênio total (NTK), amoniacal e orgânico ao longo do sistema.

Inicialmente, ao passar pelo reator RAH, ocorreu um aumento na concentração de N-NH_4^+ em aproximadamente 10 mg L^{-1} referente à amonificação ocorrida durante a anaerobiose. Após passar pelo reator MBBR, ocorreu a nitrificação transformando parte da amônio em nitrito (Figura 12) e nitrato (Figura 11), o que provocou uma queda na concentração de N-NH_4^+ .

A nitrificação ocorreu com concentração de OD de 3 mg L^{-1} . Esperava-se que o OD presente no efluente do reator MBBR fosse consumido antes de chegar ao reator RAB, todavia isso não ocorreu, possibilitando a continuação da nitrificação neste reator, registrada pela queda da concentração de N-NH_4^+ afluente. Com base na frequente ocorrência do aumento de alcalinidade e redução da concentração de nitrito e nitrato no reator RAB (figuras 13 e 14) exceto na 34ª semana, foi possível afirmar que a biomassa presente neste reator tinha atividade desnitrificante, mesmo apresentando concentrações de OD de aproximadamente $1,5 \text{ mg L}^{-1}$. A desnitrificação mais intensa ocorreu a partir do primeiro dia da fase de estado estacionária do MBBR, com alta produção de nitrito e nitrato. Também, nesta mesma fase foram observadas no RAB altas reduções na concentrações de nitrito (Figura 12) e nitrato (Figura 11).

Com base nas figuras 11 e 12 pode-se conhecer o perfil de concentração de nitrato e nitrito ao longo do sistema. Como pode ser observada, a conversão da amônio a nitrito (Figura 12) foi maior que a conversão para nitrato (Figura 11). Também, na desnitrificação do reator RAB, a remoção de nitrito foi maior que a remoção de nitrato.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MMBR e E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7.

Figura 11- Concentração de nitrato (NO_3^-) ao longo do sistema de tratamento durante e partida (5 primeiras semanas) e estado estacionário (3 últimas semanas).

As concentrações de nitrato (Figura 11) se diferenciaram entre as fases de partida (adaptação e aclimatização da biomassa) e estado estacionário no reator MBBR. Na fase de partida foram observadas baixas concentrações de nitrato com máxima de $0,068 \text{ mg L}^{-1}$ para o E-MBBR. Durante esta fase as baixas concentrações de nitrato aplicadas ao RAB foram removidas pela desnitrificação junto às concentrações de nitrito (Figura 12). A partir do 34º dia, iniciando o estado estacionário, além de intensificar a formação de biomassa do MBBR (Figura 8), ocorreram aumentos na concentração de nitrato. Nesta fase, o MBBR entrava em condição de estado estacionário, produzindo nos dias 41, 48 e 55 concentrações de nitrato de 1,4; 2,5 e 2,9 mg L^{-1} respectivamente.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MBBR e E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7.

Figura 12- Concentração de nitrito (NO_2^-) ao longo do sistema de tratamento durante a partida (5 primeiras semanas) e estado estacionário (3 últimas semanas).

Para as concentrações de nitrito (Figura 12) não houve diferenças acentuadas, como ocorridas na análise de nitrato, entre a partida e estado estacionário, todavia, as concentrações obtidas no estado estacionário foram maiores que as obtidas durante a partida, atingindo picos de 45 mg L^{-1} .

Comparando os sólidos suspensos (SSV) do ponto E-MBBR, que quantificavam biomassa excedente e varrida no reator MBBR (Figura 8), com as concentrações de nitrato e nitrito (figuras 11 e 12) no mesmo ponto e no mesmo dia de análise, verificou-se que quanto maior a concentração de SSV no reator MBBR, maior foi a conversão de amônio para nitrato e nitrito. Outro fato que possibilitou essa afirmação foi que as maiores eficiências de oxidação do nitrogênio amoniacal para nitrato e nitrito ocorreram durante a fase de estado estacionário, quando o reator MBBR apresentou-se com a maior concentração de biomassa (SSV) formada e estabilizada.

As figuras 13 e 14, descrevem a interação entre a formação de nitrato e o consumo de alcalinidade total ao longo do sistema durante o estado estacionário.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MMBR e E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7.

Figura 13 - Interação da concentração de nitrato (NO_3^-) e alcalinidade total (AT) ao longo do sistema de tratamento durante o estado estacionário na etapa com EDS.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MMBR e E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7.

Figura 14 - Interação da concentração de nitrito (NO_2^-) e alcalinidade total (AT) ao longo do sistema de tratamento durante o estado estacionário na etapa com EDS

Com base nas figuras 13 e 14, durante o estado estacionário no reator RAH, houve uma geração de alcalinidade durante a anaerobiose numa relação de 47 mgCaCO₃ gerado em termos de AT para cada 1mg de nitrogênio amonificado.

No reator MBBR, a massa de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) foi oxidada a nitrito e nitrato consumindo para isso alcalinidade em termos de AT durante a aerobiose. Isso

ocorreu durante o estado estacionário numa relação de 1 para 13, ou seja, para oxidar 1 mg de N-NH_4^+ são utilizados 13 mg de CaCO_3 em termos de AT.

No reator RAB durante a desnitrificação, foi observado um aumento na alcalinidade e decréscimo nas concentrações de nitrito e nitrato. Em termos de remoção de nitrogênio no MBBR foram obtidos 81% de remoção de NTK e 91% de remoção de N-NH_4^+ que foi convertido em nitrito e nitrato, sem necessidade de suplementação de alcalinidade.

Outro macronutriente monitorado ao longo do sistema de tratamento foi o fósforo. A Figura 15 mostra o perfil em Box-plot da concentração do fósforo total ao longo do sistema durante os 60 dias de monitoramento.

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MBBR e E-RAB: Pontos de coleta descritos no item 4.7. Valores dos percentis: 10%, 25%, 50%, 75% e 90%. Min: valores mínimos. Max: valores máximos.

Figura 15 - Comportamento da concentração de fósforo total (PT) ao longo do sistema de tratamento durante os 60 dias com EDS.

Mesmo mantendo invariável a concentração de PT na amostra A-RAH através da formulação estequiométrica do EDS, foram observadas variações na concentração da amostra A-RAH e grande AIQ nos dados da amostra E-RAH. Já para os pontos E-MBBR e E-RAB, os valores da concentração de fósforo total tiveram comportamento homogêneo com menos dispersão (Figura 15).

Na Figura 15 foram observados aumentos nas concentrações de PT na amostra E-RAH. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), sob circunstâncias anaeróbias (ausência de oxigênio e nitrato) e presença de substrato facilmente degradável, é criada uma condição em que as bactérias facultativas são capazes de utilizar o fosfato armazenado no seu

metabolismo para adquirir energia (adenosina-trifosfato-ATP) necessária à degradação do substrato disponível. A utilização do fosfato é feita através da quebra das ligações de ATP para, então, ocorrer a absorção do substrato (ácidos graxos voláteis, por exemplo). Como resultado, a concentração de fósforo solúvel no meio líquido (E-RAH) aumenta e a concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ou DQO diminui no reator anaeróbio. Tal fato foi observado no reator RAH ao longo dos 60 dias de experimento. Através das medianas (percentil de 50%) apresentadas na Figura 15 notou-se um aumento da concentração de fósforo e reduções nas concentrações de DQO, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e COD (figuras 5 e 6) ao passar pelo reator anaeróbio.

No sistema de tratamento, foram observadas reduções de concentração de fósforo nos processos aeróbio e anóxico. Após o 34º dia foram observadas as maiores remoções de fósforo total nos reatores MBBR e RAB, resultando em baixos valores de concentração efluente ao MBBR (E-MBBR) e efluente ao RAB (E-RAB), referentes aos valores mínimos e percentil de 10% (Figura 15).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o fósforo também pode ser removido em etapa aeróbia. Nas condições aeróbias, as bactérias começam a oxidar a DQO armazenada, a qual está muitas vezes na forma de poli-hidroxi-butirato (PHB). Em paralelo, as mesmas bactérias reconstróem o ATP, removendo então o fósforo solúvel do efluente. O fator mais importante na fase aeróbia é que as bactérias podem armazenar mais fosfato do que liberaram na fase anaeróbia. Como o reator RAB também trabalhou com baixas concentrações de oxigênio, a remoção de fósforo continuou no processo anóxico, devido a atividade metabólica da biomassa.

5.1.2 Concentração da biomassa e perfil de sólidos totais voláteis (STV) durante a partida com EDS

Nas tabelas 9, 10 e 11 estão apresentados as concentrações e massas do lodo ao longo da altura dos reatores RAH, MBBR e RAB que compõe o sistema, respectivamente. A comparação foi feita utilizando os dados do dia da inoculação (1º dia) e do último dia de monitoramento com EDS (60º dia).

Na Tabela 9 estão descritos os perfis de concentração e massa em termos de STV para o reator RAH.

Tabela 9 - Concentração de Sólidos Totais Voláteis (STV) ao longo do reator RAH durante a inoculação (CI) e final da fase com EDS (CF)

Amostrador	Altura (cm)	CI (mgSTV L ⁻¹)	VC (L)	MI (mgSTV)	CF (mgSTV L ⁻¹)	MI (mgSTV)
1	106	16770	0,36	6037,2	18160,0	6537,6
2	210	16770	0,53	8888,1	29930,0	15862,9
3	348	16770	0,36	6037,2	11636,7	4189,2
4	420	16770	0,39	6540,3	8566,7	3341
5	503	16770	0,3	5031	1306,7	392
6	846	0	0,84	0	120,0	100,8
Massa total no reator (mgSTV)				32533,8		30423,5

Legenda: CI: Concentração inicial de biomassa ou concentração do inóculo; VC: volume do compartimento; MI: Massa inicial calculada por CI x VC; CF: Concentração final de biomassa (no 60° dia); MF: Massa Final calculada por CF x VC

No reator RAH, durante a inoculação a região destinada ao lodo disperso foi preenchida com a biomassa coletada na ETE-Lorena, como descrito nos itens 4.3 e 4.6 do capítulo Material e Métodos. No final da inoculação a concentração de STV nos amostradores 1 a 5 foi de 16.770 mg L⁻¹, e no amostrador 6 foi zero. Isso porque o amostrador 6 localizava-se acima da camada com minifiltros e abaixo da zona de decantação provocada pelo separador trifásico. O amostrador 6 foi utilizado para determinar a concentração de STV que não ficaram retidos nos minifiltros até o 60° dia. Portanto, no dia da inoculação (1° dia) foi inserida no reator RAH uma massa total de 32.534 mg em termos de STV (Tabela 9 e Figura 16).

Durante os 60 dias de operação do sistema foram submetidos aos reatores os parâmetros operacionais (tabelas 6 e 7) com as condições de tamponamento (Figura 9), obtendo as eficiências de remoção de matéria orgânica apresentadas na Figura 6. Após 60 dias, o reator RAH apresentou uma massa final de 30.424 mg de STV, mostrando um decréscimo de 6,5% da massa final calculada em relação a inicial (Tabela 9).

Analisando a Figura 16, observa-se que a maior parte do lodo referente aos 6,5% estavam presentes nos amostradores 4 e 5, os quais apresentaram maior redução de concentração e massa de STV, quando comparado com a condição inicial de inoculação. Como não foram observados picos de concentração de SSV ou de STV efluindo do RAH (Figura 8), acredita-se que esse decréscimo de 6,5% não foi devido a perda para o meio externo (*wash-out*).

Inicialmente, a camada de meio suporte e o amostrador 6 estavam sem biomassa e após 60 dias o amostrador 6 passou a apresentar biomassa com 100,8 mg de STV. Provavelmente a parte da massa perdida na região destinada a biomassa dispersa (amostradores 4 e 5) ascendeu para a região com material suporte, sendo retida na mesma.

Após o crescimento do biofilme, o excesso de lodo intersticial, começou a escapar dos minifiltros sendo mensurado no amostrador 6.

Figura 16 - Representação do perfil da concentração de sólidos voláteis totais ao longo da altura do reator RAH no 1º dia (início) e 60º dia de pesquisa.

Além da Tabela 9, é possível visualizar na Figura 16, que mesmo sob baixas velocidades ascensionais (103 cm d^{-1} ou $0,103 \text{ m d}^{-1}$), a biomassa movimentou-se naturalmente devido a condição de fluxo ascensional do reator RAH. No 60º dia foi observado na região de biomassa dispersa que os compartimentos dos amostradores 1 e 2 (leito do RAH) foram mais concentrados que as regiões dos amostradores 3, 4 e 5 (manta) do RAH.

Portanto, a partir do 60º dia foi possível observar a segregação entre manta e leito no reator RAH. Esta segregação é uma característica particular dos reatores UASB e foi observada no reator RAH devido este ser um híbrido do reator UASB.

Na Tabela 10 estão descritos os perfis de concentração e massa em termos de STV para o reator MBBR.

Tabela 10 - Perfil de sólidos ao longo do reator MBBR durante a inoculação e final da fase com EDS no 60° dia

Amostrador	Altura (cm)	CI (mgSTV L ⁻¹)	VC (L)	MI (mgSTV)	CF (mgSTV L ⁻¹)	MI (mgSTV)
1	213	0	1,16	0	500,0	580,0
2	180	0	1,04	0	535,0	556,4
Massa total no reator (mgSVT)				0		1136,4

Legenda: CI: Concentração inicial de biomassa ou concentração do inóculo; VC: volume do compartimento; MI: Massa inicial calculada por CIxVC; CF:Concentração final (no 60° dia); MF: Massa Final calculada por CFxVC

Como o reator MBBR não recebeu inóculo, a concentração e massa de STV inicialmente foi zero. Todavia, após os 60 dias, apresentou biomassa dispersa formada naturalmente, com 1136,4 mg de STV. Entretanto, no meio suporte não tinha biomassa aderida.

Na Tabela 11 estão descritos os perfis de concentração e massa em termos de STV para o reator RAB.

Tabela 11. Perfil de sólidos ao longo do reator RAB durante a inoculação e final da fase com EDS

Amostrador	Altura (cm)	CI (mgSTV L ⁻¹)	VC (L)	MI (mgSTV)	CF (mgSTV L ⁻¹)	MI (mgSTV)
1	244	22025	0,72	15858	963,3	693,6
2	183	22025	0,68	14977	2653,3	1804,3
Massa total no reator (mgSTV)				30835		2497,9

Legenda: CI: Concentração inicial de biomassa ou concentração do inóculo; VC: volume do compartimento; MI: Massa inicial calculada por CIxVC; CF:Concentração final (no 60° dia); MF: Massa Final calculada por CFxVC

Como pode ser observado, na inoculação a massa de lodo no reator RAB foi 30.835 mg de STV e após os 60 dias de operação decaiu para 2.497,9 mg de STV, ou seja, houve um decréscimo de 92% na massa do lodo. Como já explicado anteriormente, as baixas concentrações de substrato orgânico provocaram a digestão do lodo anóxico produzindo SDT e SDV, consequentemente tornando as concentrações de DQO_s efluente maior que a DQO_T afluente ao reator RAB, resultando em eficiências negativas.

Na Tabela 11, é possível perceber que a maior parte do lodo digerido foi referente ao encontrado na base do RAB. Mesmo com o lodo entrando em endogenia, não houve varredura de STV ou SSV (Figura 8), provavelmente devido a camada de meio suporte equivalente a 60% da altura do reator RAB, que reteve o lodo intersticial que estava em ascensão no meio.

Essas baixas concentrações de substrato aplicadas ocorreram devido o EDS passar, anteriormente, nos reatores RAH e MBBR, onde foi tratado chegando ao reator RAB, baixas concentrações de substrato orgânico. Após os reatores RAH e MBBR terem

alcançado a estabilidade com altas eficiências de remoção de DQO, COD e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, as concentrações de substrato afluentes ao reator RAB foram muito baixas.

Observando que as concentrações aplicadas ao reator RAB estavam resultando na endogenia da biomassa, eficiência negativa e prejuízo no processo de granulação da biomassa anóxica, no 60º dia o EDS foi substituído por ARMV diluída a 500 mg L^{-1} em termos de DQO_T para que chegasse ao reator RAB substrato suficiente, para restauração da biomassa. A partir daí, iniciou-se o monitoramento do desempenho do sistema no tratamento da ARMV.

As características físicas, bioquímicas, químicas e toxicológicas da ARMV, utilizada em todo experimento estão apresentadas de forma detalhada no item 5.2.

De forma geral conclui-se que a utilização do EDS para fortalecimento da biomassa foi vantajosa propiciando o crescimento da biomassa aeróbia nitrificante e condicionamento da biomassa anaeróbia.

5.2 Caracterização da Água Residuária de Matadouro *in natura* proveniente da linha verde de abate bovino (ARMV)

Sempre após cada coleta a ARMV *in natura* foi caracterizada no mesmo dia da coleta com as metodologias apresentadas na Tabela 5. Foram realizadas 5 coletas ao longo de todo experimento, resultando nos dados apresentados nas tabelas 12 a 19.

Na Tabela 12 são apresentados os valores característicos de pH e as concentrações de AVT e alcalinidades da ARMV *in natura*.

Tabela 12 - Parâmetros de tamponamento da ARMV *in natura* proveniente da linha verde do processo de abate

Estatística Descritiva	Parâmetros Avaliados							
	pH	AVT	A-AVT	AT	AP	AI	AB	AI/AP
Média	7,3	901,7	601,1	4288,1	1430,2	2858,0	3861,3	2,2
D.P	0,6	226,0	150,7	1862,2	821,3	1147,8	1967,8	0,8
C.V.	9%	25%	25%	43%	57%	40%	51%	37%
Mín.	6,6	654,3	436,2	2459,6	876,7	1582,9	1940,2	1,6
1º Quartil	7,1	803,9	536,0	3341,0	958,4	2382,6	2855,6	1,7
Mediana	7,5	953,6	635,7	4222,4	1040,0	3182,4	3771,1	1,8
3º Quartil	7,7	1025,4	683,6	5202,4	1706,9	3495,5	4821,8	2,4
Máx.	7,8	1097,3	731,5	6182,3	2373,8	3808,6	5872,6	3,1

Legenda: pH: potencial hidrogênico. AVT: Ácidos Voláteis Totais. AT: Alcalinidade Total. AP: Alcalinidade Parcial. AI: Alcalinidade Intermediária. AB: Alcalinidade Bicarbonato. A-AVT: Alcalinidade a Ácidos Voláteis. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação. /Unidades: pH: adimensional; AVT: mg L^{-1} em termos de ácido acético (HAc); A-AVT, AT, AP, AI e AB: mg L^{-1} em termos de CaCO_3 .

A capacidade tampão de um efluente ou solução pode ser entendida como a capacidade da mesma em evitar a mudanças no pH. A ARMV *in natura* possuía pH próximo ao valor da neutralidade com baixos valores de C.V e valores dos 1º e 3º quartis próximos a mediana, mostrando pouca dispersividade entre as 5 amostras coletadas (Tabela 12).

De acordo com Chernicharo (2007) a capacidade tampão é máxima quando o $\text{pH} = \text{pKa}$, ou seja, quando a concentração de ácidos é igual a concentração da alcalinidade correspondente. Analisando os valores de AVT e A-AVT (Tabela 12), percebe-se que os mesmos não foram iguais, tendo uma relação de 2:3, ou seja, 2 mg de CaCO_3 em termos de A-AVT reagem com 3 mg HAc em termos de AVT. Além da A-AVT, são encontradas no efluente as alcalinidades parcial (AP), intermediária (AI), bicarbonato (AB) que somadas com a alcalinidade à ácidos voláteis (A-AVT) formam a alcalinidade total (AT).

A AP e a AB são as alcalinidades que tamponam ácidos presentes na solução com faixa de valor de pH, entre o seu pH *in natura* até 5,75. A diferença entre elas é que a AB é constituída por compostos que possuem bicarbonato como ânion tamponante, a AP pode possuir hidroxilas entre outros, sendo ambas as formas de alcalinidade equivalentes (RIPLEY et al., 1986).

A AI e A-AVT são alcalinidades que tamponam ácidos em solução na faixa de pH entre 5,75 e 4,3. Ambas são praticamente equivalentes em módulo, a diferença entre as mesmas é que a A-AVT tampona os ácidos voláteis (acético, propionico, valérico, etc.) que estão em excesso evitando a queda de pH do meio. Já a AI, tampona nesta mesma faixa de pH os demais radicais ácidos (RIPLEY et al., 1986).

Devido aos altos valores de concentração de todas as formas de alcalinidade (Tabela 12) da ARMV *in natura* durante o processo biológico (Fase III), descrito no item 5.3, não seria necessário a suplementação de alcalinidade para atingir o pH dentro da faixa de neutralidade. Outro fator que indicou a não necessidade de suplementação foi a relação média AI/AP de 2,2, ou seja, a concentração da alcalinidade AI foi mais que o dobro da AP, caracterizando um excesso de alcalinidade AI. De acordo com Ripley et al. (1986), para atingir a estabilidade a água residuária necessita ter uma relação AI/AP de 0,3 neste trabalho foi observado valor aproximadamente 9 vezes maior que o ideal, demonstrando o excesso de alcalinidade no meio.

Na Tabela 13 estão apresentados os valores das séries de sólidos nas formas total (ST), suspensa (SS) e dissolvida (SD) ambos para as frações total (ST, SST, SDT), fixas (STF, SSF, SDF) e volátil (STV, SSV, SDV) da ARMV *in natura*.

Tabela 13 - Concentração de sólidos totais, dissolvidos e suspensos nas frações fixa e volátil que caracterizam a ARMV *in natura*

Estatística Descritiva	Concentração de sólidos presentes na ARMV (mg L ⁻¹)								
	ST	STF	STV	SDT	SDF	SDV	SST	SSF	SSV
Média	7528,3	1660,8	5188,3	3333,6	1232,5	2101,1	4194,7	428,3	3087,2
D.P	8627,2	1702,3	5767,1	2801,1	1305,1	1552,7	5879,3	412,1	4318,3
C.V.	115%	102%	111%	84%	106%	74%	140%	96%	140%
Mín.	2080,0	380,0	1700,0	1430,0	337,5	800,0	59,2	42,5	16,7
1° Quartil	2555,0	695,0	1860,0	1725,4	483,8	1241,7	829,6	211,3	618,4
Mediana	3030,0	1010,0	2020,0	2020,8	630,0	1683,3	1600,0	380,0	1220,0
3° Quartil	10252,5	2301,3	6932,5	4285,4	1680,0	2751,7	6262,5	621,3	4622,5
Máx.	17475,0	3592,5	11845,0	6550,0	2730,0	3820,0	10925,0	862,5	8025,0

Legenda: ST: Sólidos Totais. STF: Sólidos Totais Fixos. STV: Sólidos Totais Voláteis. SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. SDF: Sólidos Dissolvidos Fixos. SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSF: Sólidos Suspensos Fixos. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis. CV: coeficiente de variação (%). DP: desvio padrão.

A ARMV *in natura* foi caracterizada por altas concentrações de sólidos (Tabela 13). Além disso, as concentrações possuíram altas variabilidades indicadas pelos altos valores de C.V. e grandes dispersões, entre as 5 amostras. Com base nos valores médios, foram determinadas as porcentagens de matéria orgânica para os sólidos nas formas total, dissolvida e suspensa de 69%, 63% e 74%, respectivamente, caracterizando a ARMV *in natura*, como um efluente com alta concentração de sólidos orgânicos.

A concentração da matéria orgânica foi importante para se escolher o tipo de tratamento a que a ARMV foi submetida. Além dos sólidos voláteis, outras análises foram usadas para expressar o teor de matéria orgânica do meio, como: carbono orgânico dissolvido (COD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅^{20°C}) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), a DBO₅^{20°C} e a DQO apresentadas nas formas total, particulada e dissolvida (Tabela 14).

Tabela 14 - Concentração da matéria orgânica em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ nas formas total, solúvel e suspensa e em termos de COD que caracterizam a ARMV *in natura*

Estatística Descritiva	Parâmetros Avaliados						
	COD	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$	DQO_{T}	DQO_{S}	DQO_{P}
Média	1652,8	2400,5	1135,6	1264,9	6242,4	2105,2	4137,2
D.P	610,2	2751,1	1011,3	1744,4	1548,7	706,1	1006,2
C.V.	37%	115%	89%	138%	25%	34%	24%
Mín.	1087,9	787,6	467,7	196,9	4763,0	1641,3	3006,5
1º Quartil	1329,2	812,2	553,8	258,4	5437,5	1698,9	3738,6
Mediana	1570,5	836,8	639,9	319,9	6112,0	1756,5	4470,7
3º Quartil	1935,3	3206,9	1469,5	1798,9	6982,1	2337,2	4702,5
Máx.	2300,0	5577,0	2299,0	3278,0	7852,2	2917,9	4934,3

Legenda: COD: Carbono Orgânico Dissolvido (mg L^{-1} em termos de matéria orgânica). DQO: Demanda Química de Oxigênio nas frações total (T), particulada (P), solúvel (S), expressas em $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$: Demanda Bioquímica de Oxigênio nas frações total (T), particulada (P) e solúvel (S), expressas em $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$. DP: desvio padrão. CV: coeficiente de variação.

De acordo com os altos valores obtidos (Tabela 14), a ARMV *in natura* possuía elevados valores de matéria orgânica, quando comparado com a ARM proveniente da linha vermelha (Tabela 2), caracterizada nos estudos publicados em diversos trabalhos nacionais e internacionais.

Com os resultados obtidos foi possível afirmar que 47,3% da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ apresentou-se na fração solúvel e 52,7% apresentou-se na fração particulada. Portanto, os sólidos suspensos foram os maiores contribuintes para a concentração de matéria orgânica biodegradável na ARMV *in natura*.

Para a DQO, observou-se que 33,7% foi caracterizada como fração solúvel e 66,3% como fração particulada, portanto, foram os sólidos suspensos que exerceram maior influência sob a DQO_{T} da ARMV *in natura*.

A relação $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}/\text{DQO}$ pode ser utilizada como indicativa de biodegradabilidade, pois estima a porcentagem de matéria orgânica biodegradável existente em relação a matéria oxidável total (METCALF; EDDY, 2003). Para as formas total, solúvel e particulada foram obtidos para relação $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}/\text{DQO}$ valores de 38,5%, 53,9% e 30,6%, respectivamente, com base nos valores médios. Isso demonstrou que a forma solúvel apresentou maior biodegradabilidade.

Os valores de COD (Tabela 14) foram referentes a concentração de material orgânico na forma solúvel presente na amostra. Foi encontrado para a ARMV *in natura* a concentração média para COD de $1652,8 \text{ mg L}^{-1}$. Na Tabela 2 está apresentado o valor médio de 2000 mg L^{-1} encontrado para a concentração de carbono orgânico total (COT) da ARM proveniente da linha vermelha de abate, referente a amostra total homogeneizada, ou seja, sem nenhuma filtração. Comparando os resultados que caracterizam a concentração de carbono orgânico da ARMV *in natura* (Tabela 14) com a Tabela 2, concluiu-se que a

ARMV *in natura*, mesmo após filtrada, possui alta concentração de COD quando comparado com o valor médio de COT.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), quando o efluente analisado possui alta concentração de matéria orgânica dissolvida e alta biodegradabilidade, como a ARMV *in natura*, os processos biológicos podem ser indicados para o tratamento deste tipo de efluente.

Na Tabela 15 estão apresentadas as concentrações de macronutrientes e micronutrientes encontrados na ARMV *in natura*.

Tabela 15 - Concentração dos macronutrientes e micronutrientes em forma iônica que caracterizam a ARMV *in natura*

Estatística Descritiva	Parâmetros Avaliados												
	Macronutrientes (mg L ⁻¹)					Micronutrientes (mg L ⁻¹)							
	NTK	N-NH ₄ ⁺	N-O	PT	NH ₄ ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	F ⁻	Cl ⁻	Br ⁻	SO ₄ ²⁻
Média	465,5	409,7	55,8	28,1	93,3	273,0	15,1	46,7	88,3	0,7	419,9	48,5	25,5
D.P	243,4	232,0	24,0	16,6	52,0	76,5	8,3	28,6	34,6	0,2	246,5	27,8	18,8
C.V.	52%	57%	43%	59%	56%	28%	55%	61%	39%	28%	59%	57%	74%
Mín.	200,9	150,6	34,9	16,0	52,9	187,5	5,9	16,9	48,5	0,5	176,4	20,0	13,0
1º Quartil	358,2	315,5	42,7	18,7	63,9	242,1	11,6	33,0	77,3	0,7	295,2	35,0	14,7
Mediana	515,4	480,5	50,4	21,4	74,8	296,8	17,2	49,1	106,2	0,8	414,0	50,0	16,4
3º Quartil	597,7	539,2	66,2	34,2	113,4	315,7	19,7	61,6	108,2	0,9	541,7	62,8	31,8
Máx.	680,0	598,0	82,0	47,0	152,0	334,7	22,2	74,1	110,3	0,9	669,4	75,6	47,2

Legenda: NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl. N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal Total. N-O: Nitrogênio Orgânico. PT: Fósforo Total. NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal inorgânico em forma de íon amônio. Na⁺: Sódio, Mg²⁺: Magnésio. Ca²⁺: Cálcio. K⁺: Potássio. F⁻: Fluoreto. Cl⁻: Cloreto. Br⁻: Brometo. SO₄²⁻: Sulfato. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Analisando as formas nitrogenadas (Tabela 15), aproximadamente 88% do nitrogênio total (NTK) estava na forma amoniacal total (N-NH₄⁺), sendo deste total 22,8% na forma inorgânica, ou seja, como íon amônio (NH₄⁺), e 12% na forma de nitrogênio orgânico. Compostos nitrogenados na forma oxidada como nitrato e nitrito não foram encontrados.

Os valores de concentração de fósforo total (PT) e compostos nitrogenados que caracterizaram a ARMV *in natura* (Tabela 15) foram menores que os valores encontrados para a ARM proveniente da linha vermelha (Tabela 2).

Além das formas nitrogenadas e fósforo, outros nutrientes (cátions e ânions), também foram avaliados na ARMV *in natura* (Tabela 15). O maior risco apresentado pelos micronutrientes, principalmente os cátions mono e bivalentes (Na⁺, Mg²⁺ e Ca²⁺) foi quanto ao potencial de salinização e sodificação, além dos impactos ambientais causados pela ARMV *in natura* quando disposta sem controle em áreas de plantio ou descarte no solo (RICHARD, 1954).

Esse potencial de risco foi estimado pela razão de adsorção de sódio (RAS), (Equação 46). Com os dados médios de Na^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} (Tabela 15), foi determinado para a ARMV *in natura* um valor de RAS de 12,51. De acordo com o ábaco de Richard (1954), detalhado no Apêndice 1, esse valor pode representar um nível de risco médio de sodificação do solo que a ARMV *in natura* for disposta.

Na Tabela 16 estão apresentados os parâmetros de Condutividade Elétrica (C.E.), Turbidez, Temperatura natural e Cor da ARMV *in natura*.

Tabela 16 - Parâmetros de Condutividade elétrica, Temperatura, Turbidez e Cor que caracterizam a ARM *in natura*

Estatística Descritiva	Parâmetros Avaliados			
	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Temperatura natural ($^{\circ}\text{C}$)	Turbidez (NTU)	Cor (UC)
Média	3224,3	23,4	559,4	5014,5
D.P	2617,1	3,7	786,5	3005,1
C.V.	81%	16%	141%	60%
Mín.	1280,0	19,2	8,1	1657,2
1° Quartil	1736,5	22,1	109,0	3795,5
Mediana	2193,0	25,0	210,0	5933,7
3° Quartil	4196,5	25,6	835,0	6693,2
Máx.	6200,0	26,1	1460,0	7452,7

Legenda: DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Para o parâmetro C.E., o valor médio encontrado foi $3224,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $23,4^{\circ}\text{C}$. Fazendo a correção da C.E. em função da temperatura padrão de 25°C (Equação 46), obteve-se uma C.E. de $3.325,4 \mu\text{S cm}^{-1}$. A plotagem do valor de C.E. ($3.325,4 \mu\text{S cm}^{-1}$) em contraste ao valor obtido para a RAS (12,1) no ábaco de Richards (1954), indicou risco médio de sodificação do solo em que a ARMV *in natura* for disposta.

Ainda de acordo com Richards (1954) a ARMV *in natura* é um efluente do tipo C4S4. Tal sigla, indica que ARMV *in natura* possui salinidade muito alta, com mais de $2.250 \mu\text{S cm}^{-1}$, ou seja, só pode ser disposta em solos muito permeáveis quando neles estiverem plantas altamente tolerantes aos sais. Além disso, indicou que a ARMV *in natura* possui teor muito alto de sódio. Caso disposta, mesmo controladamente, com o tempo será necessário a aplicação de gesso ou outro corretivo no solo ou área disposição. Portanto, a disposição em solo não é um tipo de solução ou tratamento indicado para a ARMV *in natura*.

A turbidez da ARMV *in natura* estudada teve relação direta com a concentração de SST, mostrando-se também com grande variação e alta AIQ.

Outra forma de estimar o potencial poluidor e o impacto que a ARMV *in natura* poderá causar no curso hídrico foi através da caracterização toxicológica. As análises

toxicológicas refletiram o potencial do efluente estudado em causar efeito tóxico a um organismo vivo. Esses efeitos foram determinados de forma aguda e crônica.

Na Tabela 17 estão apresentados as características da toxicidade da ARMV *in natura* a nível agudo. Os resultados quantitativos obtidos através dos ensaios foram concentração efetiva mediana em termos de imobilidade (CE₅₀) para o microcrustaceo *Daphnia similis* (*D. similis*) e concentração de inibição (CI₅₀) em termos porcentagem de inibição do crescimento bacteriano para as bactérias *Escherichia coli* (*E. coli*) e *Pseudomonas putida* (*P. putida*). Com os valores de CE₅₀ foram calculados os valores de UTA.

Tabela 17 - Caracterização da toxicidade aguda de 3 amostras de ARMV *in natura* em termos de mortalidade e inibição.

Organismos utilizados no teste agudo (duração do teste)	CE ₅₀ (%) e CI ₅₀ (%)		UTA	Classificação Qualitativa
	Md	(LS-LI)	Md ± DP	
<i>Daphnia similis</i> (48h)	1,56	(1,28 - 1,89)	67,33 ± 16,41	Tóxico
<i>Escherichia coli</i> (6h)	4,47	(3,75-5,33)	N.D.	Tóxico
<i>Pseudomonas putida</i> (6h)	39,77	(33,55-47,19)	N.D.	Tóxico

Legenda: CE₅₀: Concentração Efetiva Mediana (%), CI₅₀: concentração de inibição (%), Md: Média Aritimética; LS: Limite Superior; LI: Limite Inferior; DP: Desvio Padrão. N.D.: Não determinado. UTA: unidade de toxicidade aguda.

A ARMV *in natura* apresentou-se tóxica para os três organismos-teste (Tabela 17). Além disso, nota-se que organismos-teste de mesmo nível trófico, apresentaram sensibilidades diferentes para a mesma ARMV *in natura*, sendo que a bactéria *E.coli* mostrou-se mais sensível ao que a *P. putida*. Para o microcrustaceo *D. similis* foram encontrados valores de UTA entre 50,92 e 87,74 sendo, o valor médio de 68,33 indicando toxicidade.

Além dos testes de toxicidade aguda foram realizados testes de toxicidade crônica para avaliar o efeito tóxico da ARMV *in natura* sob todo ciclo de vida dos organismos-teste. Baseado nos resultados da alta toxicidade aguda, foram utilizados nos testes de toxicidade crônica 5 organismos-teste em diferentes níveis tróficos. (Tabela 18).

Tabela 18- Caracterização da toxicidade crônica de 3 amostras de ARMV *in natura*, em termos de mortalidade, natalidade, reprodução e inibição.

Parâmetros		Organismos utilizados para teste Crônico (duração do teste em horas)				
avaliados no ensaio de toxicidade crônica		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (192h)	<i>Ceriodaphnia silvestri</i> (192 h)	<i>Escherichia coli</i> (24h)	<i>Pseudomonas putida</i> (24h)	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (96h)
CI ₅₀	Md	1,16	0,56	33,94	45,53	7,3
(%)	LS – LI	1,02-2,57	0,42-0,74	30,15-38,24	39,15-53,09	5-10
CENO	Md	0,078	0,265	N.D.	N.D.	4,17
(%)	DP	0,07	0,33	N.D.	N.D.	1,44
CEO	Md	0,155	0,53	N.D.	N.D.	8,33
(%)	DP	0,13	0,66	N.D.	N.D.	2,89
VC	Md	0,11	0,37	N.D.	N.D.	5,9
(%)	DP	0,095	0,47	N.D.	N.D.	2,04

Legenda: CI₅₀: Concentração de Inibição que mata 50% da população de organismos-teste. CENO: Concentração de Efeito Não Observado. CEO: Concentração de Efeito Observado. VC: Valor Crônico. Md: média aritmética; LS: Limite superior; LI: Limite inferior; DP: Desvio Padrão, ND: não determinado

Como pode ser observado na Tabela 18, os valores encontrados para os parâmetros analisadas no teste de toxicidade crônica tiveram grande variabilidade entre as 3 amostras, como acusado pelos valores de desvio padrão encontrados. Todavia, para todos os organismos-teste avaliados a ARMV *in natura* apresentou-se tóxica.

As cepas das bactérias *E. coli* e *P. putida* utilizadas nos testes de toxicidade crônica foram as mesmas utilizadas nos testes de toxicidade aguda. Os resultados do teste crônico com bactérias demonstraram que novamente a bactérias *E. coli* foi mais sensível a toxicidade da ARMV *in natura* que a bactéria e *P. putida*. Comparando os dados da Tabela 17 com os dados da Tabela 18, nota-se que as bactérias *E. coli* e *P. putida*, foram capazes de se adaptar a ARMV *in natura* devido ao aumento do tempo de exposição ao efluente. Isso porque, as mesmas bactérias suportaram maiores valores de concentração (CI₅₀) de ARMV *in natura* quando se aumentou o tempo de exposição.

Os microcrustaceos *Ceriodaphnia dubia* (*C. dubia*) e *Ceriodaphnia silvestri* (*C. silvestri*) são considerados importantes componentes das comunidades bentônicas e planctônicas de água doce, e bons indicadores do estado trófico da água. Além disso são ótimo bioindicadores de poluição causados por despejo de efluentes em cursos hídricos (ABREU et al., 2010).

De acordo com estudos realizados por Abreu et al. (2010), a taxonomia morfológica que difere as duas espécies de *Cladocera* (*C. dubia* e *C. silvestri*) é considerada complexa, com pequenas diferenças que chegam a nível molecular. Os autores ainda relatam a dificuldade em se encontrar a *C. dubia* no Brasil considerando a mesma como uma espécie exótica no país. Já, a espécie nativa *C. silvestrii*, é amplamente distribuída em corpos d'água brasileiros, de acordo com os mesmos autores.

Com base nos dados da concentração CI_{50} (Tabela 18), observou-se que a espécie *C. silvestri* foi mais sensível a toxicidade da ARMV *in natura*, que a espécie *C. dúbia*. Embora, para ambas, baixas concentrações de ARMV *in natura* causaram efeito de 50% de inibição na reprodução de organismos-teste em relação ao controle.

Para a *C. dúbia* não se observou efeito tóxico deletério, estatisticamente significativo, na sobrevivência e reprodução dos organismos, para concentrações menores que 0,078% (CENO), todavia, o mesmo efeito tóxico, foi observado para concentrações maiores que 0,155% (CEO). Para a *C. silvestrii* não se observou efeito tóxico deletério, estatisticamente significativo, na reprodução e sobrevivência dos organismos, para concentrações menores que 0,265% (CENO), todavia, o mesmo efeito tóxico, foi observado para concentrações maiores que 0,53% (CEO).

Para os produtores primários, alga *Pseudokircheneriella subcaptata* (*P. subcaptata*), a ARMV *in natura*, também mostrou-se tóxica afetando o ciclo de vida da alga. De acordo com a Tabela 17, concentrações (CI_{50}) de 7,3% provocaram uma redução de 50% na produção de massa algal, devido a inibição. Para a *P. subcaptata*, não se observou efeito tóxico deletério, estatisticamente significativo, em termos de multiplicação celular da alga, para concentrações menores de 4,17% (CENO), todavia, os efeitos tóxicos descritos foram obserados com concentrações a partir de 8,3 % (CEO).

Os valores de concentração encontrados na caracterização toxicológica em nível agudo (Tabela 17) e nível crônico (Tabela 18) mostram que a ARMV *in natura* não pode ser despejada em cursos hídricos, sob quaisquer hipóteses, devido aos efeitos tóxicos em algas e microcrustaceos o que desequilibraria a cadeia ecológica.

Com base nas tabelas 1 e 2, é possível afirmar que frigoríficos e matadouros produzem seus efluentes em altos volume e concentração. Com base na produção diária de carne e nos valores apresentados nas tabelas 17 e 18, de acordo com Bertoletti (2013), para conseguir o valor da Diluição do Efluente no Corpo Receptor (DER), provavelmente será necessário tratar a ARMV *in natura* para diminuição da toxicidade, até conseguir um valor de DER para despejo em curso hídrico.

Devido estes problemas a respeito da toxicidade do efluente junto a sua diversidade de compostos poluidores (tabelas 13, 14, 15 e 16), torna-se inevitável e obrigatório o tratamento da ARMV *in natura*, tanto para despejo em corpos receptores, quanto para disposição em solo.

De acordo com van Handel e Lettinga (1994), Metcalf e Eddy (2003), von Sperling (2005) e von Sperling (2008), efluentes com as características da ARMV *in natura* são indicados ao tratamento biológico. As principais características seriam sua alta biodegradabilidade, principalmente referente aos compostos solúveis, alto valor nutricional devido a diversidade de macro e micronutrientes e o tamponamento natural. Baseado nos itens 3.4.1 e 3.4.2 os processos biológicos anaeróbio/aeróbio/anóxico, em condição continua interligada, seriam uma alternativa tecnológica inovadora para a solução dos problemas de toxidade, matéria orgânica e nutrientes da ARMV *in natura* estudada.

5.3 Avaliação do sistema anaeróbio/aeróbio/anoxico operando com ARMV sob condições de choques orgânicos

Esta seção de resultados foi dividida em itens (5.3.1 a 5.3.4) referentes a parâmetros ou conjunto de parâmetros analisados. Em todos os itens a discussão foi iniciada apresentando três tabelas, uma para cada fase avaliada, contendo os dados coletados durante toda a fase, ou seja, tanto os dados coletados durante o período de aclimatização quanto os coletados durante o período de estado estacionário. Nestes dados foram aplicados conceitos de estatística descritiva para melhor visualização do leitor quanto a grandeza, variabilidade e dispersividade dos dados. Em seguida, apresentam-se discussões mais aprofundadas sobre os itens abordados.

5.3.1 $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, DQO e série de sólidos durante as fases I, II e III

Na Tabela 19 estão apresentados os valores de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO nas formas total, particulada e solúvel e os sólidos nas formas total, suspensa e dissolvida, ambas nas frações total e volátil. Estes valores foram obtidos durante os 95 dias de tratamento da ARMV (Fase I). Nesta fase, a ARMV *in natura* foi diluída aproximadamente 8 % v/v, com base na concentração da DQO_T . Sempre que necessário, fazia-se um novo efluente para abastecer o TAE, mantendo o fator de diluição. Isso possibilitou uma concentração quase constante de DQO_T aplicada ao sistema, visto os baixos valores de C.V., D.P.e valores da média próximos a mediana, mostrando homogeneidade na amostra A-RAH.

Tabela 19- Comportamento da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO e sólidos no sistema durante a Fase I.

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$ ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)				DQO_{T} ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	192,35	62,99	48,58	38,55	519,34	215,76	132,52	123,55
Mínimo	110,00	22,50	12,00	11,76	436,60	106,81	82,88	64,60
Máximo	270,00	93,33	80,00	66,00	656,64	357,21	308,18	234,64
C.V.	31%	31%	45%	49%	11%	29%	39%	41%
Mediana	185,00	71,38	58,00	38,60	520,22	214,08	127,42	112,57
D.P	59,77	19,71	22,04	18,95	55,93	63,49	52,29	50,18
Parâmetro	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$ ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)				DQO_{S} ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	89,52	46,28	33,80	26,39	341,53	141,62	82,96	68,61
Mínimo	47,50	10,00	10,83	10,00	194,95	61,87	40,27	22,76
Máximo	123,00	73,75	58,75	57,50	485,62	254,49	245,15	213,63
C.V.	20%	33%	47%	55%	22%	35%	66%	74%
Mediana	89,68	45,48	31,00	22,17	341,10	140,66	56,95	43,50
D.P	18,08	15,19	15,84	14,47	76,53	48,97	54,51	50,56
Parâmetro	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)				DQO_{P} ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	102,82	16,70	14,77	12,15	177,81	74,14	49,56	54,95
Mínimo	12,50	0,25	1,17	0,65	49,03	2,33	10,51	5,25
Máximo	177,00	38,33	44,00	30,00	316,36	143,00	93,41	119,07
C.V.	54%	71%	95%	78%	46%	52%	60%	60%
Mediana	111,00	13,88	10,63	12,50	182,10	72,48	50,00	56,62
D.P	55,28	11,86	14,00	9,50	82,29	38,76	29,87	32,77
Parâmetro	ST (mg L^{-1})				STV (mg L^{-1})			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	641,66	352,21	470,65	428,23	372,03	159,24	255,46	249,91
Mínimo	365,00	140,00	356,67	256,67	135,00	80,00	153,33	143,33
Máximo	1203,33	505,00	750,00	1116,67	920,00	220,00	420,00	846,67
C.V.	39%	21%	21%	45%	51%	26%	27%	67%
Mediana	537,50	347,71	433,84	391,67	327,50	157,64	241,60	214,54
D.P	252,82	73,68	99,84	192,90	188,30	41,22	69,62	166,28
Parâmetro	SST (mg L^{-1})				SSV (mg L^{-1})			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	268,88	63,12	114,28	85,46	161,25	45,23	77,69	87,66
Mínimo	43,33	6,67	10,00	0,00	10,00	3,33	23,33	0,00
Máximo	836,67	141,67	286,67	813,33	510,00	103,33	165,00	736,67
C.V.	86%	54%	76%	232%	84%	67%	55%	202%
Mediana	184,17	56,67	91,76	28,33	113,33	41,18	71,67	40,83
D.P	231,96	34,05	86,40	198,18	135,23	30,29	42,34	176,98
Parâmetro	SDT (mg L^{-1})				SDV (mg L^{-1})			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	372,78	289,10	356,37	343,08	210,78	114,00	177,77	162,67
Mínimo	236,67	110,00	240,00	220,00	100,00	56,67	70,00	100,00
Máximo	565,00	465,00	465,00	445,00	410,00	186,67	263,33	233,33
C.V.	21%	29%	20%	18%	42%	40%	33%	23%
Mediana	378,33	278,89	337,64	348,06	188,33	111,94	167,99	164,17
D.P	78,34	83,22	72,52	60,72	88,20	45,89	59,46	36,79

Legenda: ST: Sólidos Totais. STV: Sólidos Totais Voláteis. SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis. DQO: Demanda Química de Oxigênio nas frações total (DQO_{T}), particulada (DQO_{P}), solúvel (DQO_{S}). $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$: Demanda Bioquímica de Oxigênio nas frações total ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$), particulada ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$) e solúvel ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$). DP: desvio padrão. CV: coeficiente de variação.

Na Fase I, as concentrações de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$ e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ e as concentrações de DQO_{T} e DQO_{S} decresceram continuamente ao longo, do sistema, indicando remoção dos mesmos (Tabela 19).

Para as concentrações de ST, STV, SDT, SDV e SST, foram observados decréscimos ao passar pelos reatores RAH e RAB, e um aumento na concentração SDT e SDV ao passar pelo reator MBBR.

Durante a Fase I, o reator MBBR atuou com alta capacidade de desfragmentação de SST e SSV, provocando sempre aumentos na concentração de SDT e SDV no ponto E-MBBR., que foram removidos no reator RAB (Tabela 19).

Foram observados aumentos nas concentrações de DQO_{P} e SSV (Tabela 19), os ao passar pelo reator RAB (E-RAB). Isso, porque a digestão da biomassa no reator RAB estava sendo revertida, possibilitando melhor atividade pela biomassa anóxica. Tal fator possibilitou o início do fortalecimento do lodo, mesmo ocorrendo algumas varreduras da biomassa floculada e fragilizada da fase anterior, principalmente no início da Fase I. O aumento de SSV na amostra E-RAB provocou, conseqüentemente, um aumento na DQO_{P} da mesma amostra.

Utilizando a relação $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}} / \text{DQO}_{\text{T}}$ como indicativa de biodegradabilidade, avaliou-se a remoção da biodegradabilidade da ARMV durante a Fase I ao longo do sistema RAH-MBBR-RAB. Para a amostra A-RAH foi obtido como valor médio da relação 0,37 e para E-RAB 0,31, demonstrando diminuição na biodegradabilidade da ARMV. Essa diminuição só não foi maior devido a baixa remoção de sólidos orgânicos no reator RAB, devido ao restabelecimento da granulação da biomassa anóxica.

Considerando os valores médios $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO (Tabela 19), através da Equação 8 determinou-se as eficiências de remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO para o sistema, resultando em 86,3% e 86,7 % para as remoções de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO, respectivamente.

Na Tabela 20 estão apresentados os valores de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO nas formas total, particulada e solúvel e os sólidos nas formas total, suspensa e dissolvida, ambas nas frações total e volátil. Estes valores foram obtidos durante os 100 dias de tratamento (Fase II). Nesta fase, a ARMV *in natura* foi diluída aproximadamente 36% v/v, com base nos valores de DQO_{T} . A manutenção do fator de diluição possibilitou a concentração de DQO_{T} aplicada ao sistema, com baixos valores de C.V., D.P. para a amostra A-RAH.

Tabela 20 - Comportamento da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, DQO e sólidos no sistema durante a Fase II

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$				$\text{DQO}_{\text{T}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	960,35	760,51	485,87	523,39	2391,44	1431,96	1036,95	940,94
Mínimo	566,09	221,51	243,22	147,68	1738,48	1169,00	626,28	647,88
Máximo	1230,63	972,90	756,70	729,67	3822,49	1835,66	1360,55	1259,77
C.V.	18%	25%	28%	30%	22%	14%	22%	20%
Mediana	980,09	838,32	478,34	538,23	2492,42	1447,15	1033,64	888,77
D.P.	174,87	189,91	135,14	155,95	519,53	201,58	226,08	185,45
Parâmetro	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$				$\text{DQO}_{\text{S}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	532,96	412,49	343,88	234,62	1737,25	1035,25	793,66	701,70
Mínimo	221,51	73,84	172,29	98,45	773,86	259,15	323,94	313,14
Máximo	729,68	675,63	594,55	492,25	3091,83	1666,49	1230,97	1203,98
C.V.	26%	37%	33%	46%	30%	29%	37%	41%
Mediana	544,97	374,97	342,18	212,62	1800,38	988,38	704,48	607,50
D.P.	138,08	154,29	113,77	107,65	522,70	303,07	295,47	290,15
Parâmetro	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$				$\text{DQO}_{\text{P}} (\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1})$			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	427,38	348,03	141,99	288,77	654,19	396,71	243,29	239,24
Mínimo	5,43	24,61	0,00	24,61	129,58	19,80	18,00	5,40
Máximo	689,15	621,58	467,64	486,45	1392,94	1022,21	503,92	477,63
C.V.	48%	57%	75%	45%	43%	74%	62%	64%
Mediana	500,35	443,79	130,24	299,69	721,98	388,37	254,82	288,92
D.P.	203,56	199,69	106,13	129,86	282,58	294,04	151,30	152,50
Parâmetro	$\text{ST} (\text{mg L}^{-1})$				$\text{STV} (\text{mg L}^{-1})$			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	1185,90	604,92	653,13	763,77	734,44	324,80	395,89	462,52
Mínimo	560,00	335,00	406,67	486,67	233,33	160,00	143,33	291,11
Máximo	3590,00	910,00	1180,00	1936,67	2025,00	550,00	820,00	880,00
C.V.	66%	28%	29%	47%	60%	31%	41%	38%
Mediana	971,11	550,00	597,22	608,27	703,70	331,79	412,78	391,05
D.P.	780,26	171,05	190,76	357,10	438,22	99,87	161,41	173,52
Parâmetro	$\text{SST} (\text{mg L}^{-1})$				$\text{SSV} (\text{mg L}^{-1})$			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	584,48	198,40	144,65	363,83	390,47	123,12	105,17	256,33
Mínimo	50,00	17,78	20,00	55,56	20,00	0,00	0,00	6,67
Máximo	2926,67	595,00	240,00	988,89	1828,33	225,00	270,00	848,89
C.V.	125%	73%	46%	72%	112%	58%	67%	80%
Mediana	391,57	201,76	155,74	339,26	349,44	127,50	100,09	272,41
D.P.	728,94	144,45	66,38	263,55	436,49	71,01	70,37	204,51
Parâmetro	$\text{SDT} (\text{mg L}^{-1})$				$\text{SDV} (\text{mg L}^{-1})$			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	601,42	406,52	508,48	399,93	343,98	201,68	290,73	206,19
Mínimo	466,67	126,67	303,33	76,67	166,67	93,33	53,33	31,11
Máximo	946,67	763,33	940,00	1030,00	695,00	550,00	725,00	830,00
C.V.	24%	45%	37%	71%	41%	59%	53%	97%
Mediana	542,28	343,52	423,21	282,25	326,23	163,29	270,74	123,09
D.P.	141,97	182,55	189,39	284,36	141,90	119,19	153,32	199,52

Legenda: ST: Sólidos Totais. STV: Sólidos Totais Voláteis. SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis. DQO: Demanda Química de Oxigênio nas frações total (DQO_{T}), particulada (DQO_{P}), solúvel (DQO_{S}). $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$: Demanda Bioquímica de Oxigênio nas frações total ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$), particulada ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$) e solúvel ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$). DP: desvio padrão. CV: coeficiente de variação.

Durante a Fase II as concentrações de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$ e a DQO_{T} , DQO_{P} , DQO_{S} decresceram continuamente ao longo do sistema indicando remoção imediata das mesmas.

Para as concentrações de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ foram observadas diminuições dos valores médios ao passar pelos reatores RAH e MBBR, e um aumento após o reator RAB. Para a concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$ foi observado uma queda de 49,4% no valor médio da amostra A-RAH para a amostra E-MBBR e, um aumento de 7,7% ao passar pelo reator RAB. Para a concentração de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ foi observado uma queda de 66,8% no valor médio da amostra A-RAH para amostra E-MBBR e, um aumento de 103,5% ao passar pelo reator RAB.

Como a $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ refere-se aos sólidos suspensos, comparando os valores de concentração da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ com os valores de concentração dos SST e SSV, nota-se que a $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ obedeceu o mesmo comportamento da concentração de SSV.

Para as concentrações de SST e SSV foram observados decréscimos de 75,3% do e 73,1% do valor médio, respectivamente, da amostra A-RAH para a amostra E-MBBR. Ao passar pelo reator RAB foram observados aumentos de 151% e 143,7% na concentração de SST e SSV, respectivamente, provavelmente, devido a varredura da biomassa anóxica, o que aumentou também a concentração das $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$ no ponto E-RAB.

Para as concentrações médias de SDT e SDV foram observados, respectivamente, decréscimos de 32,4% e 41,4% na concentração durante a anaerobiose, acréscimos de 25,1% e 44% na concentração durante a aerobiose e, em seguida, decréscimos de 21,3% e 29% na concentração durante o processo anóxico. Os acréscimos de sólidos na fração dissolvida após o reator MBBR foram referentes a quebra dos SSV que afluíam no reator MBBR.

Para as concentrações médias de ST e STV foram observados, respectivamente, decréscimos de 49% e 55,8% na concentração durante a anaerobiose, acréscimos de 7,97% e 21,9% na concentração durante a aerobiose e, em seguida, decréscimos de 16,94% e 16,8% na concentração durante o processo anóxico. Os acréscimos de sólidos na fração dissolvida após o reator MBBR foram referentes a quebra dos SSV que afluíam no reator MBBR.

Mesmo com a biomassa já adaptada ao processo, a remoção de sólidos na Fase II só não foi maior devido ao dinamismo e constante modificação entre os tipos de sólido ao longo do sistema RAH-MBBR-RAB.

Com o aumento progressivo da carga foi esperado que o sistema operasse durante a fase de aclimatização com algumas anomalias, provocando os altos valores de C.V. obtidos, principalmente, nas análises de sólidos. A série de sólidos foi o parâmetro que apresentou maior anomalia ao longo do sistema influenciando as concentrações de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$ e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$, além da biodegradabilidade da ARMV estudada.

Utilizando a relação $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}} / \text{DQO}_{\text{T}}$ como indicativa de biodegradabilidade, como base nos valores médios foi encontrado para a amostra A-RAH um valor de 0,4 e para a amostra E-RAB um valor de 0,56, demonstrando um aumento na biodegradabilidade do ARMV, após o tratamento no sistema RAH-MBBR-RAB, durante a Fase II. Tal aumento esteve relacionado com o acréscimo na concentração de SSV na amostra E-RAB já discutido anteriormente. Portanto, a varredura da biomassa anóxica ocorrida no reator RAB aumentou a biodegradabilidade final da ARMV tratada.

Considerando os valores de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO (Tabela 20), através da Equação 8 determinou-se as eficiências de remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO, para o sistema resultando em 75,6% e 70,7%, respectivamente.

Na Tabela 21 estão apresentados os valores de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO nas formas total, particulada e solúvel, além dos sólidos nas formas total, suspensa e dissolvida, ambas nas frações total e volátil. Estes valores foram obtidos durante os 115 dias de tratamento (Fase III). Nesta fase, a ARMV *in natura* não foi diluída mantendo o valor original da DQO_{T} , e mesmo assim, foram observados baixos valores de C.V., D.P. e homogeneidade na amostra A-RAH.

Tabela 21- Comportamento da $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO e sólidos no sistema durante a Fase III

Estadística	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
Descritiva	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$ ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)				DQO_{T} ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	4872,69	2261,50	1184,00	869,62	6631,52	2991,85	1810,86	1615,81
Mínimo	3080,85	955,74	27,02	207,80	5000,00	1252,57	712,67	424,72
Máximo	6590,25	4216,75	3675,40	3188,95	9574,23	5640,00	4441,58	5341,41
C.V.	22%	38%	64%	83%	19%	39%	47%	75%
Mediana	4710,28	2234,88	1010,75	544,96	6631,52	3016,24	1580,83	1130,19
D.P	1063,68	858,34	758,60	724,59	1259,78	1164,62	857,28	1215,50
Parâmetro	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$ ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)				DQO_{S} ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	2489,70	1603,65	830,85	666,46	2746,27	1926,78	1124,55	917,27
Mínimo	712,67	755,86	20,36	140,99	712,67	755,86	280,75	331,14
Máximo	4107,80	3390,57	3131,42	3157,06	4740,32	3390,57	3131,42	3167,41
C.V.	39%	43%	79%	101%	41%	42%	69%	78%
Mediana	2451,58	1407,88	657,20	431,13	2947,85	1886,05	1124,55	824,25
D.P	983,08	696,49	653,78	671,92	1113,08	808,87	778,62	717,37
Parâmetro	$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$ ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)				DQO_{P} ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	2382,99	657,85	353,15	203,16	3885,25	1065,06	686,31	698,55
Mínimo	324,30	186,86	6,66	0,00	655,08	194,36	1,68	93,58
Máximo	5830,92	1857,80	600,58	617,11	7162,67	4132,03	2026,42	2740,96
C.V.	66%	69%	52%	87%	49%	88%	76%	103%
Mediana	2359,67	530,76	405,37	124,65	3858,49	1015,01	655,08	357,78
D.P	1561,18	450,68	184,52	177,61	1891,50	940,40	523,50	719,13
Parâmetro	ST (mg L^{-1})				STV (mg L^{-1})			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	2846,36	1518,78	1477,83	1187,75	2131,32	1051,23	1061,14	779,56
Mínimo	1110,00	823,33	980,00	653,33	510,00	123,33	330,00	220,00
Máximo	9230,00	2760,00	2240,00	1840,00	7246,67	2126,67	1783,33	1483,33
C.V.	67%	32%	25%	32%	74%	40%	35%	43%
Mediana	2228,33	1433,33	1521,67	1058,33	1563,33	1066,67	1043,33	715,00
D.P	1906,71	486,93	374,75	374,37	1578,18	424,36	372,03	337,82
Parâmetro	SST (mg L^{-1})				SSV (mg L^{-1})			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	1983,09	602,67	614,74	275,96	1440,18	490,00	538,90	284,44
Mínimo	293,33	0,00	0,00	0,00	10,00	23,33	7,50	10,00
Máximo	8080,00	2206,67	1196,67	986,67	6456,67	1646,67	1303,33	1036,67
C.V.	100%	77%	56%	83%	110%	75%	65%	84%
Mediana	1246,67	510,00	643,33	210,00	1016,67	456,67	646,67	235,00
D.P	1975,38	465,66	375,06	246,73	1590,94	376,18	351,56	241,76
Parâmetro	SDT (mg L^{-1})				SDV (mg L^{-1})			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	991,86	929,08	854,11	902,61	710,69	587,02	522,24	512,72
Mínimo	516,67	500,00	436,67	483,33	123,33	100,00	155,00	110,00
Máximo	1846,67	1980,00	2240,00	1890,00	1193,33	1600,00	1750,00	1460,00
C.V.	33%	47%	54%	39%	40%	57%	73%	58%
Mediana	938,33	853,33	700,83	771,67	736,67	483,33	383,33	443,33
D.P	322,69	432,75	463,80	350,84	283,03	334,82	383,82	299,33

Legenda: ST: Sólidos Totais. STV: Sólidos Totais Voláteis. SDT: Sólidos Dissolvidos Totais. SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis. SST: Sólidos Suspensos Totais. SSV: Sólidos Suspensos Voláteis. DQO: Demanda Química de Oxigênio nas frações total (DQO_{T}), particulada (DQO_{P}), solúvel (DQO_{S}). $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$: Demanda Bioquímica de Oxigênio nas frações total ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{T}}$), particulada ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{P}}$) e solúvel ($\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_{\text{S}}$). DP: desvio padrão. CV: coeficiente de variação.

Com os dados apresentados na Tabela 21, notou-se que durante a Fase III as concentrações de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO ambas nas formas total, particulada e solúvel, SDT e SDV decresceram ao longo do sistema indicando remoção das mesmas.

As concentrações de STV e SSV apresentaram respectivamente remoções de 50,7% e 66% ao passar pelo reator RAH, acréscimos de 0,94% e 10% ao passar pelo reator MBBR e remoção de 26,5% e 47,2% ao passar pelo reator RAB..

As concentrações de SDT reduziram 13,9% no valor médio da amostra A-RAH para a amostra E-MBBR. Essa redução nos valores foi devido aos processos anaeróbio e aeróbio conjugados. Consecutivamente, após o processo anóxico, observou-se um acréscimo de 5,7% na concentração de SDT. Como não houve as mesmas oscilações para as concentrações de SDV, estimou-se que está tenha sido motivada pelos componentes inorgânicos da biomassa e dos meios suportes, denominados sólidos dissolvidos fixos (SDF).

Utilizando a relação $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}} / \text{DQO}_T$ como indicativa de biodegradabilidade, foi avaliada a biodegradabilidade da ARMV estudada antes e após o sistema RAH-MBBR-RAB. Os valores da relação obtidos foram 0,73 (ARMV *in natura*) e 0,54 (ARMV tratada) demonstrando uma remoção de 26,03% na biodegradabilidade da ARMV *in natura*.

Considerando os valores médios apresentados na Tabela 21, através da Equação 8, foram determinadas as eficiências de remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO de 86,3 % e 85,5 %, respectivamente, para o sistema RAH – MBBR- RAB.

Outra forma de avaliar a concentração de matéria orgânica foi através da análise de carbono orgânico dissolvido (COD) presente na ARMV, ao longo do sistema em cada fase (Tabela 22).

Tabela 22 - Concentrações de COD ao longo do sistema durante as etapas de aclimatização e estado estacionário para as fases I, II e III

COD (mg L ⁻¹)				
Estatística Descritiva	Fase I			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	56,36	41,91	5,45	5,66
Mínimo	8,98	3,28	0,00	0,00
Máximo	123,69	80,04	48,71	43,47
C.V.	69%	67%	219%	189%
Mediana	41,49	42,46	1,27	2,07
D.P	39,16	28,03	11,96	10,69
Fase II				
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	191,61	161,00	48,70	52,33
Mínimo	129,88	105,11	14,52	14,00
Máximo	306,90	218,05	164,85	210,85
C.V.	27%	19%	99%	117%
Mediana	186,84	159,54	25,72	18,62
D.P	51,86	30,99	48,19	61,34
Fase III				
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	1221,42	771,30	368,69	367,03
Mínimo	216,75	246,00	11,65	35,00
Máximo	2959,50	1983,50	957,50	1187,35
C.V.	62%	73%	85%	101%
Mediana	936,20	547,98	304,43	216,43
D.P	752,55	563,05	314,35	371,40

Legenda: COD: Carbono Orgânico Dissolvido. DP: desvio padrão. CV: coeficiente de variação. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de amostragem descritos no item 4.7

Os valores determinados para a concentração de COD ao longo do sistema não foram homogêneos, com altos valores de D.P. e C.V. Provavelmente, porque durante a aclimatização a eficiência do sistema oscilava interferindo nas concentrações de COD. Um outro motivo foi que, como o controle da diluição da amostras *in natura*, durante as fases I e II para abastecer o TAE, se dava com base na DQO_T, não se teve controle das concentrações de COD. Foi percebido um decréscimo contínuo na concentração média da amostra A-RAH para amostra E-MBBR. Após, foi observado um acréscimo na concentração da amostra E-MBBR para a amostra E-RAB (Tabela 22).

Com base nos valores apresentados na Tabela 22 foi utilizada a Equação 8, para calcular a eficiência geral em cada fase para cada reator. Para o reator RAH foram obtidas nas fases I, II e III eficiências de remoção de COD de 26%, 16% e 37%, respectivamente,

indicando que o aumento da carga orgânica com base na concentração da DQO_T provocou um aumento da eficiência de remoção de COD, para as fases I e III.

Para remoção de COD no reator MBBR foram obtidas nas fases I, II e III eficiências de 87%, 70% e 52%, respectivamente. Indicando que o aumento da carga orgânica do reator MBBR, provocou uma diminuição na de remoção de COD pelo processo aeróbio.

Para o reator RAB foram obtidas, nas fases I e II, ineficiências de remoção com de 3,8% e 7,4%, respectivamente. Já na fase III, foi obtida a eficiência de 0,5% de remoção de COD.

Com base nos parâmetros operacionais da Tabela 6, utilizando os valores de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}$ da amostra A-RAH em cada fase (tabelas 19, 20 e 21), e quando necessário os valores de biomassa (Tabela 49), foram calculadas as cargas aplicadas ao reator RAH em termos de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}$ (Tabela 23).

Tabela 23 - Cargas Orgânicas (C.O.) aplicadas ao RAH em termos de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}$ total durante as fases I, II e III

C.O. aplicadas em termos de DQO	Fase	Média ± D.P.	C.V. (%)	C.O. aplicadas em termos de DBO	Fase	Média ± D.P.	C.V. (%)
COE mg d⁻¹	I	2239,6 ± 259,0	12,0	COE mg d⁻¹	I	800,8 ± 260,9	33
	II	10331 ± 2244,4	22,0		II	4148,7 ± 755,4	18
	III	28648,2 ± 5583,2	19,0		III	21050,0 ± 4595,1	22
COV mg L⁻¹ d⁻¹	I	620,4 ± 71,8	12,0	COV mg L⁻¹ d⁻¹	I	221,8 ± 72,3	33
	II	2861,8 ± 621,7	22,0		II	1149,2 ± 209,3	18
	III	7935,8 ± 1546,7	19,0		III	5831,0 ± 1272,9	22
COB mg mgSVT⁻¹ d⁻¹	I	0,07 ± 0,01	12,0	COB mg mgSVT⁻¹ d⁻¹	I	0,01 ± 0,003	33
	II	0,47 ± 0,1	22,0		II	0,1 ± 0,03	18
	III	1,04 ± 0,2	19,0		III	0,39 ± 0,15	22
COS mg cm⁻² suporte d⁻¹	I	1,6 ± 0,6	41,0	COS mg cm⁻² suporte d⁻¹	I	0,64 ± 0,21	33
	II	8,3 ± 1,8	22,0		II	3,31 ± 0,6	18
	III	22,9 ± 4,5	19,0		III	16,8 ± 3,7	22

Legenda: COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Os valores apresentados na Tabela 23 foram coletados durante os estágios de aclimatização e estado estacionário. Como a vazão foi mantida constante e as concentrações de DQO_T afluentes ao reator RAH controladas, pôde-se obter valores homogêneos com dispersividade e variação praticamente desprezível.

Aplicando os choques orgânicos com valores de carga apresentados na Tabela 23, foram obtidas para cada fase I, II e III a eficiência na remoção de DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$, tanto

durante o estágio de aclimatização quanto durante o estado estacionário. Os perfis que descrevem a eficiência na remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ durante cada fase estudada estão apresentados na Figura 17.

Figura 17 - Perfil da eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ no reator RAH para as três fases estudadas.

Pode ser observado, através das séries contínuas de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ nas fases I, II e III, durante os 302 dias de experimento (Figura 17), tiveram tanto estágios de aclimatização (A) quanto de estado estacionário (E).

Comparando as fases I, II e III (Figura 17) com base nas cargas aplicadas em cada uma delas, respectivamente (Tabela 24), notou-se que com o aumento progressivo de carga, houve um aumento no tempo necessário para aclimatização. Além disso, foi observado que a biomassa sempre atingia o estado estacionário. Portanto, foi possível concluir que sempre ocorria um restabelecimento da condição metabólica da biomassa, mesmo após grandes oscilações na eficiência.

Para analisar os efeitos dos choques orgânicos na eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, foi feita uma comparação estatística utilizando testes de média, com a média dos dados obtidos durante o estado estacionário de cada fase (Tabela 24).

Tabela 24 - Teste de média (Teste de Scott-Knott) para as cargas aplicadas e resultados de eficiência utilizando os dados do estado estacionário para as 3 cargas estudadas no reator RAH.

Parâmetros Avaliados	Fases		
	I	II	III
Eficiência de remoção de DQO (%)	77,0 a	63,4b	76,9 a
Eficiência de remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (%)	71,4 a	65,9 a	69,6 a
COE em termos de DQO_T (mg d^{-1})	2198,05 a	10.939,73 b	34.589,02 c
COE em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ (mg d^{-1})	666,79 a	4406,23 b	23 321,30 c
COV em termos de DQO_T ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	608,88 a	3.030,4 b	9.581,45 c
COV em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	184,70a	1220,56 b	6.460, 19c
COB em termos de DQO_T ($\text{mg DQO mgSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$)	0,07a	0,49 b	1,26 c
COB em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ ($\text{mg DBO mgSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$)	0,02a	0,2 b	0,85 c

Legenda: COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. CV: Coeficiente de Variação.

Notou-se que para as cargas aplicadas COE, COV e COB foram indicadas diferenças estatísticas entre as médias das fases I, II e III. Isso mostrou que o reator RAH realmente operou sob o efeito de choques orgânicos, devido à variação crescente de concentração da Fase I para a Fase III. Todavia, mesmo sob efeito de choques orgânicos, o reator RAH teve durante o estado estacionário, o mesmo desempenho na eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, indicado para estes parâmetros igualdade estatística entre as fases I e III. A diferença estatística observada na Fase II em relação as fases I e III foi devido a alguma substância presente na ARMV coletada para utilização durante a Fase II o que também justifica a alta oscilação e instabilidade durante a aclimatização na Fase II.

Portanto, mesmo em condições de alta carga orgânica (Fase III), após ocorrer oscilações na eficiência de remoção durante o período de aclimatização, o processo anaeróbio atingiu valores máximos de eficiência, restabelecendo o desempenho observado nas fases anteriores. Isso, provavelmente, aconteceu devido à adaptação da biomassa ter sido feita progressivamente (DE ZEEUW, 1984).

Tal informação será imprescindível se o processo for implantado em escala industrial. Pois, se os choques orgânicos aplicados não afetaram a eficiência do processo no estado estacionário, as oscilações de concentração ocorridas em dias de alta ou baixa atividade de abate, ao longo da semana, provavelmente, também não interferiram no desempenho do reator.

Com os dados das tabelas 19, 20 e 21, comparando as concentrações de SST e SSV afluente (A-RAH) com a efluente (E-RAH) do reator RAH ao longo das fases, junto aos dados de carga nas mesmas (tabelas 22 e 23), conclui-se que o reator RAH foi capaz de absorver choques orgânicos de grande intensidade, sem provocar varredura da biomassa.

Miranda et al. (2005) avaliaram dois sistemas piloto de tratamento para ARM trabalhando com um reator UASB no final de cada sistema. No sistema 1, o reator UASB operava com COV entre 880 a 1460 mg L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO_T, TDH de 18 horas obtendo eficiências entre 70 e 80%. No sistema 2, reator UASB 2 operava com cargas entre 410 a 1000 mg L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO_T, TDH de 27 horas obtendo eficiências entre 70 e 92%. Em ambos os reatores foram utilizados afluentes pretratados por diversos processos. Os autores mostraram que as modificações de carga provocaram oscilações de eficiência.

Comparando os resultados de Miranda et al. (2005) com os dados obtidos no reator RAH estudado, concluiu-se que mesmo operando com cargas orgânicas volumétricas (COV) 7 vezes maior e TDH menor, o reator RAH apresentou eficiências maiores que o referido trabalho. Isso, indicou que o reator RAH, sendo um híbrido melhorado do reator UASB, tende a operar de forma mais estável e eficiente que o reator UASB.

Rajakumar et al. (2012) também avaliaram um reator RAH (UASB/filtro anaeróbio) no tratamento de ARM, operando com COV de 770 mg L⁻¹ d⁻¹ em termos de DQO_T e TDH de 36 horas e utilizando como meio suporte anéis de policloreto de vinil. Os autores obtiveram 75% de eficiência na remoção de DQO, abaixo do desempenho do RAH estudado neste trabalho.

Comparando os resultados obtidos nesse experimento com os resultados descritos pelos diversos trabalhos apresentados no item 3.4.1 que descrevem processos anaeróbios utilizando diversas configurações de reatores, conclui-se que o reator RAH avaliado e descrito neste trabalho está equiparado ou superior em termos de eficiência, na remoção de matéria orgânica durante o tratamento da ARMV. Sendo o seu principal atrativo em relação aos outros trabalhos, a obtenção de altas eficiências operando com valores de TDH abaixo e valores de COV aplicada acima da média apresentada na literatura. Além do baixo custo do meio suporte utilizado para crescimento do biofilme.

Após o reator RAH, a ARMV seguia para o reator MBBR sendo tratado aerobicamente. A Tabela 25 apresenta os valores das cargas COE, COV, COB e COS em termos de DQO e DBO₅^{20°C} aplicadas ao reator MBBR para as três fases estudadas.

Tabela 25 - Cargas Orgânicas (C.O.) aplicadas ao reator MBBR em termos de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}$ durante as 3 fases estudadas

C.O. aplicadas em termos de DQO	Fase	Média ± D.P.	C.V. (%)	C.O. aplicadas em termos de DBO	Fase	Média ± D.P.	C.V. (%)
COE mg d⁻¹	I	985,0 ± 310,9	31,6	COE mg d⁻¹	I	286,8 ± 94,5	33
	II	6529,7 ± 919,2	14,1		II	3467,9 ± 865,9	25
	III	13642,8 ± 5448,6	40		III	10312,4 ± 3914,0	38
COV mg L⁻¹ d⁻¹	I	291,4 ± 92	31,6	COV mg L⁻¹ d⁻¹	I	84,9 ± 28,0	33
	II	1931,9 ± 271,9	14,1		II	1026,0 ± 256,2	25
	III	4036,3 ± 1612,0	40,0		III	3051,0 ± 1158	38
COB mg mgSVT⁻¹ d⁻¹	I	0,9 ± 0,3	31,6	COB mg mgSVT⁻¹ d⁻¹	I	0,25 ± 0,1	33
	II	7,9 ± 1,1	14,1		II	4,2 ± 1,1	25
	III	3,2 ± 1,3	40,0		III	2,5 ± 0,9	38
COS mg cm⁻² suporte d⁻¹	I	0,2 ± 0,1	31,6	COS mg cm⁻² suporte d⁻¹	I	0,1 ± 0,02	33
	II	1,5 ± 0,2	14,1		II	0,8 ± 0,2	25
	III	3,2 ± 1,3	40,0		III	2,4 ± 0,9	38

Legenda: COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

A Tabela 25 apresenta os valores de carga aplicada ao reator MBBR em termos de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}$, coletados durante os estágios de aclimatização e estado estacionário. Mesmo assim, podem ser notados que entre os valores não houveram grandes variações, principalmente para as cargas calculadas em termos de DQO.

Aplicando os choques orgânicos com valores de carga apresentados na Tabela 26, foram obtidas em cada fase a eficiência na remoção de DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$, tanto durante o estágio de aclimatização quanto durante o estado estacionário. Os perfis que descrevem a eficiência na remoção de DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$ durante cada fase estudada estão apresentados na Figura 18.

Figura 18 - Perfil da eficiência de remoção de DQO e DBO₅^{20°C} no reator MBBR para as fases I, II e III

As séries contínuas de remoção de DQO e DBO₅^{20°C} (Figura 18) para as três fases durante os 302 dias de experimento possuíam estágios de aclimatização (A) e estado estacionário (E). Comparando os resultados da Figura 18, com os apresentados na Tabela 25, nota-se que com o aumento progressivo de carga nos choques orgânicos houve um aumento no período de aclimatização, mas sempre, a biomassa atingia o estado estacionário, ocorrendo um restabelecimento na eficiência.

Na Figura 18 foi possível observar que durante o período de aclimatização nas fases II e III houveram oscilações de grande amplitude com de eficiências menores que 20%. Tal aspecto mostra a dificuldade do MBBR em manter o processo de remoção constante, perante altas cargas.

Como o experimento se tratava de um sistema interligado, os reatores MBBR e RAB estabilizaram de forma diferente do reator RAH (Figura 17). O principal fator que interferiu na estabilização do reator MBBR foi a dificuldade na manutenção de um valor constante para a carga aplicada. Como o reator RAH foi o primeiro reator do sistema, foi possível controlar com rigor a carga aplicada ao mesmo, pois a vazão foi mantida constante e a concentração foi controlada mantendo o fator de diluição. Já no reator MBBR mesmo mantendo a vazão afluenta constante, a concentração aplicada foi variável dependendo da concentração efluente ao reator RAH (E-RAH). Portanto, a carga aplicada no reator MBBR dependia da eficiência do reator RAH naquele dia, provocando oscilações ao longo de todo experimento.

Na Tabela 26 estão apresentados os valores médios de eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ além das cargas COE, COV e COB em termos de DQO_T e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}_T$ aplicadas durante o estado estacionário no reator MBBR.

Tabela 26 - Testes de média (Teste de Scott-Knott) para as cargas aplicadas e resultados de eficiência, utilizando os dados do estado estacionário para as 3 cargas estudadas no reator MBBR.

Parâmetros Avaliados	Fases		
	I	II	III
Eficiência de remoção de DQO (%)	76,6 a	60,4 b	73,3a
Eficiência de remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (%)	53,3a	62,1 a	75,0a
COE em termos de DQO (mg d^{-1})	968,5 a	7378,1 b	13146,8 c
COE em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (mg d^{-1})	304,8 a	3877,6 b	11123,7 c
COV em termos de DQO ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	286,5 a	2085,2 b	3889,6 c
COV em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	90,2 a	1147,2 b	3197,5 c
COB em termos de DQO ($\text{mg DQO mgSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$)	0,9 a	3,1 b	8,5 c
COB em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ($\text{mg DBO mgSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$)	0,3 a	2,6 b	4,7 c

Legenda: COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. CV: Coeficiente de Variação.

Com base no teste de média foram observadas diferenças estatísticas entre os valores médios das cargas aplicadas COE, COV e COB em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ de cada fase. Isso mostrou, que o reator MBBR realmente operou sob o efeito de choques orgânicos devido à variação crescente de concentração aplicada da Fase I para a Fase III. O reator MBBR apresentou durante o estado estacionário, eficiências na remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, estatisticamente iguais entre as fases I, II e III. Já os resultados de eficiências de remoção de DQO foram estatisticamente iguais entre si para as fases I e III. Essa diferença na Fase II foi devido ao mesmo motivo descrito para o reator RAH, ou seja, composição da ARMV e não devido ao aumento de carga.

Portanto, mesmo após ocorrer oscilações na eficiência de remoção durante o período de aclimatização, o processo voltou a atingir valores máximos, restabelecendo o desempenho, mesmo sob condições de alta carga orgânica (Fase III)

Conclui-se que mesmo sem inoculação de biomassa, com o aumento contínuo da carga aplicada foi observada formação crescente da biomassa tanto na forma dispersa, quanto no material suporte formando o biofilme.

Após o reator MBBR, a ARMV tratada seguia para o reator RAB para completar o tratamento em condição anóxica. A Tabela 27 apresenta os valores das cargas COE, COV, COB e COS em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ aplicadas ao reator RAB para as três fases estudadas.

Tabela 27 - Cargas Orgânicas (C.O.) aplicadas ao reator RAB em termos de DQO_T e $DBO_5^{20^\circ C}$ durante as fases I, II e III

C.O. aplicadas em termos de DQO	Fase	Média $\pm$ D.P.	C.V. (%)	C.O. aplicadas em termos de DBO	Fase	Média $\pm$ D.P.	C.V. (%)
COE $mg\ d^{-1}$	I	$636,6 \pm 269,6$	42	COE $mg\ d^{-1}$	I	$230,9 \pm 112,1$	49
	II	$4977,4 \pm 1085,2$	22		II	$2332,2 \pm 648,6$	28
	III	$8692,1 \pm 4221,9$	49		III	$5683,2 \pm 3641,3$	64
COV $mg\ L^{-1}\ d^{-1}$	I	$235,8 \pm 99,9$	42	COV $mg\ L^{-1}\ d^{-1}$	I	$85,5 \pm 41,5$	49
	II	$1843,5 \pm 401,9$	22		II	$863,8 \pm 240,2$	28
	III	$3219,3 \pm 1563,7$	49		III	$2104,9 \pm 1348,6$	64
COB $mg\ mgSVT^{-1}\ d^{-1}$	I	$0,3 \pm 0,1$	42	COB $mg\ mgSVT^{-1}\ d^{-1}$	I	$0,9 \pm 0,04$	49
	II	$1,7 \pm 0,4$	22		II	$0,8 \pm 0,2$	28
	III	$0,9 \pm 0,4$	49		III	$0,6 \pm 0,4$	64
COS $mg\ cm^{-2}suporte\ d^{-1}$	I	$0,6 \pm 0,2$	42	COS $mg\ cm^{-2}suporte\ d^{-1}$	I	$0,2 \pm 0,1$	49
	II	$4,4 \pm 0,9$	22		II	$2,0 \pm 0,6$	28
	III	$7,6 \pm 3,7$	49		III	$5 \pm 3,2$	64

Legenda: COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Os valores apresentados Tabela 27 foram coletados durante os estágios de aclimatização e estado estacionário, englobando todas as oscilações ocorridas. O reator RAB operou com variação nas cargas aplicadas, maiores que as submetidas ocorridas nos reatores RAH e MBBR. Provavelmente porque o reator RAB foi o último reator do sistema, e a concentração aplicada a ele dependia da eficiência dos reatores RAH e MBBR.

Com base na endogenia ocorria na biomassa anóxica (Tabela 10), provocando sua fragilidade e inanição, foram esperadas instabilidade nos valores de eficiência de remoção de DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$, para biomassa anóxica (Figura 19).

Figura 19 - Perfil da eficiência de remoção de DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$ no reator RAB para as durante as fases I, II e III

No reator RAB foi observado que a modificação das cargas aplicadas, nos inícios das fases I e II, provocou uma queda acentuada no valor da eficiência. Todavia, com o passar do tempo este valor se restabelecia, notando-se o aumento da eficiência e uma estabilidade não tão significativa quanto as ocorridas nos outros dois reatores anteriores. Já na Fase III, o processo iniciou com valor de eficiência anterior, sendo notando queda acentuada de desempenho apenas por volta 260° dia.

Assim como nos reatores RAH e MBBR, o aumento da carga ao longo das fases provocou aumento na duração do período de aclimatização. Para melhor avaliação do processo foi realizada uma análise de variância e teste de médias com os resultados obtidos durante o estado estacionário (Tabela 28).

Tabela 28 - Testes de média (Teste de Scott-Knott) para as cargas aplicadas e resultados de eficiência utilizando os dados do estado estacionário para as 3 cargas estudadas no reator RAB.

Parâmetros Avaliados	Fases		
	I	II	III
Eficiência de remoção de DQO (%)	68,4a	47,8b	62,1a
Eficiência de remoção de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (%)	58,2 a	54,8 a	66,1 a
COE em termos de DQO (mg d^{-1})	526,3 a	4776,6 b	6022,7 c
COE em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (mg d^{-1})	266,1 a	2249,9 b	3715,5 c
COV em termos de DQO ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	194,9 a	1769,1 b	2230,6 c
COV em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ($\text{mg L}^{-1} \text{d}^{-1}$)	98,6 a	833,3 b	1521,0c
COB em termos de DQO ($\text{mg DQO mgSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$)	0,2 a	0,63 b	1,6 c
COB em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ ($\text{mg DBO mgSTV}^{-1} \text{d}^{-1}$)	0,1 a	0,4 b	0,8 c

Legenda: COE: Carga Orgânica Específica. COV: Carga Orgânica Volumétrica. COB: Carga Orgânica Biológica. COS: Carga Orgânica Superficial. CV: Coeficiente de Variação.

Através da Tabela 28 foi possível observar que o teste de média indicou diferença estatística entre os valores de cada fase. Notou-se que para as cargas aplicadas COE, COV e COB foram indicadas diferenças estatísticas entre as fases. Isso mostrou que o reator RAB realmente operou sob o efeito de choques orgânicos devido à variação crescente de concentração da Fase I para a Fase III.

Com base nos resultados obtidos sobre o efeito dos choques orgânicos na eficiência de remoção de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ (Tabela 28), conclui-se que o aumento progressivo de carga não provocou, diferença estatística entre valores da eficiência de remoção $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ para as fases I, II e III, e entre os valores da eficiência de remoção DQO para as fases I e III. Partindo desta análise, conclui-se que para o parâmetro eficiência na remoção da DQO, a Fase II apresentou a menor eficiência devido aos mesmos motivos descritos para os reatores RAH e MBBR.

Os parâmetros relativos as condições ambientais e de tamponamento da ARMV diluída (fases I e II) ou *in natura* (Fase III), como pH, ácidos voláteis totais, alcalinidades e temperatura são os fatores que mais interferem nos resultados de eficiência em bioprocessos (CHERNICHARO, 2007). Após avaliar os efeitos dos choques orgânicos na eficiência de remoção da DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, avaliou-se os efeitos dos mesmos choques orgânicos nos parâmetros ambientais e de tamponamento ao longo das fases I, II e III. Estas análises foram apresentadas no item 5.3.2 a seguir.

5.3.2 pH, ácidos voláteis totais, alcalinidades e Temperatura

As tabelas 29, 30 e 31 apresentam os resultados obtidos para os fatores ambientais, como: temperatura, pH, concentração de ácidos voláteis totais (AVT) e concentração das alcalinidades total (AT), parcial (AP), bicarbonato (AB), intermediária (AI) e aos ácidos voláteis (A-AVT), coletados durante os estágios de aclimatização e estado estacionário referentes as fases I, II e III, respectivamente.

Para cada parâmetro foram representados os valores mínimos, máximos, médio e mediano. Além disso, dentro das amostras foram levantados o valor de desvio (DP) e coeficiente de variação (CV) para conhecimento da variabilidade em cada fase do experimento.

Tabela 29 - Comportamento do pH, AVT e alcalinidades no sistema durante a Fase I.

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	pH				AI (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	7,24	7,08	5,29	6,64	204,17	213,86	8,79	28,79
Mínimo	6,72	6,75	3,25	5,91	139,36	70,38	0,00	7,28
Máximo	8,03	7,70	6,57	7,23	268,32	281,84	62,22	92,56
C.V.	4%	3%	14%	6%	19%	27%	177%	81%
Mediana	7,20	7,06	5,39	6,64	206,04	216,24	4,16	23,65
D.P	0,30	0,22	0,72	0,37	38,63	57,16	15,60	23,30
Parâmetro	Temperatura (°C)				AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	20,61	20,51	21,94	21,70	337,97	367,06	12,88	47,22
Mínimo	17,60	17,40	18,00	18,00	232,96	88,74	0,00	10,40
Máximo	25,00	25,00	25,00	25,00	434,72	486,72	116,28	159,12
C.V.	12%	12%	9%	9%	20%	28%	233%	86%
Mediana	20,45	20,30	22,05	21,40	346,03	385,26	4,16	39,06
D.P	2,37	2,41	2,01	1,98	67,01	102,34	29,94	40,83
Parâmetro	AVT (mgHAc L ⁻¹)				A-AVT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	30,98	11,72	8,14	9,79	29,65	11,59	8,09	9,52
Mínimo	8,64	6,48	2,88	2,88	8,64	6,48	2,88	2,88
Máximo	75,31	23,76	18,72	18,00	75,31	23,76	18,72	18,00
C.V.	60%	35%	45%	49%	66%	38%	48%	53%
Mediana	33,12	11,16	7,56	7,92	27,00	10,44	6,84	7,20
D.P	18,54	4,13	3,63	4,77	19,53	4,42	3,90	5,05
Parâmetro	AP (mgCaCO ₃ L ⁻¹)				AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	133,80	153,20	4,08	18,43	316,91	358,83	8,91	40,56
Mínimo	86,70	18,36	0,00	2,08	217,11	81,07	0,00	0,00
Máximo	194,82	204,88	54,06	66,56	412,23	477,52	112,70	147,32
C.V.	25%	31%	353%	96%	22%	28%	337%	100%
Mediana	130,21	167,28	0,00	14,39	311,85	379,38	0,00	35,22
D.P	32,82	47,56	14,41	17,62	69,80	101,35	29,99	40,41

Legenda: pH: potencial hidrogênico. AVT: Ácidos Voláteis Totais. AT: Alcalinidade Total. AP: Alcalinidade Parcial. AI: Alcalinidade Intermediária. AB: Alcalinidade Bicarbonato. A-AVT: Alcalinidade a Ácidos Voláteis. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de amostragem ao longo do sistema descritos no item 4.7

Tabela 30- Comportamento do pH, AVT e alcalinidades no sistema durante a Fase II.

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	pH				AI (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	7,75	7,50	6,47	7,26	467,22	482,04	111,48	143,98
Mínimo	7,47	7,20	5,00	6,41	295,36	268,32	3,12	13,52
Máximo	8,47	7,85	9,21	9,02	861,12	833,04	531,44	592,80
C.V.	3%	2%	22%	12%	37%	37%	179%	140%
Mediana	7,71	7,49	6,15	6,83	368,16	372,84	14,56	45,24
D.P.	0,25	0,16	1,43	0,86	170,90	177,29	199,61	201,80
Parâmetro	Temperatura (°C)				AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	24,18	24,34	24,69	24,51	801,42	837,16	204,17	254,28
Mínimo	22,40	22,80	23,10	22,90	495,04	475,28	3,12	22,88
Máximo	27,40	27,70	27,80	28,00	1450,80	1478,88	1006,72	1058,72
C.V.	5%	6%	5%	5%	37%	39%	185%	145%
Mediana	24,03	24,36	24,72	24,53	634,40	636,48	22,88	76,96
D.P.	1,28	1,36	1,23	1,26	294,84	324,31	377,38	368,43
Parâmetro	AVT (mgHAc L ⁻¹)				A-AVT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	138,40	49,94	29,77	37,41	137,07	50,68	30,13	37,84
Mínimo	37,16	34,23	4,89	10,76	37,16	34,23	4,89	10,76
Máximo	285,58	92,91	46,94	75,31	285,58	92,91	46,94	75,31
C.V.	45%	28%	36%	39%	46%	28%	35%	38%
Mediana	140,40	48,41	29,34	37,16	130,50	49,88	29,34	37,16
D.P.	62,78	14,19	10,79	14,73	62,82	14,06	10,59	14,45
Parâmetro	AP (mgCaCO ₃ L ⁻¹)				AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	334,20	355,12	92,69	110,31	704,10	801,17	185,30	227,42
Mínimo	199,68	206,96	0,00	9,36	420,31	445,42	0,00	4,83
Máximo	589,68	645,84	475,28	465,92	1314,01	1442,77	974,08	1005,25
C.V.	38%	42%	192%	151%	42%	41%	200%	160%
Mediana	271,44	270,92	7,80	31,72	523,43	601,42	0,33	54,74
D.P.	126,62	150,15	177,86	166,76	298,55	325,07	371,10	362,95

Legenda: pH: potencial hidrogênico. AVT: Ácidos Voláteis Totais. AT: Alcalinidade Total. AP: Alcalinidade Parcial. AI: Alcalinidade Intermediária. AB: Alcalinidade Bicarbonato. A-AVT: Alcalinidade a Ácidos Voláteis. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de amostragem ao longo do sistema descritos no item 4.7

Tabela 31 - Comportamento do pH, AVT e alcalinidades no sistema durante a Fase III.

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	pH				AI (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF
Média	7,68	7,59	8,14	8,47	1863,88	2062,52	1185,48	1261,19
Mínimo	7,01	7,22	5,98	7,90	940,00	1115,00	56,20	350,26
Máximo	8,06	7,99	8,80	8,91	2736,94	2956,12	2651,89	2823,82
C.V.	4%	3%	9%	3%	26%	25%	66%	54%
Mediana	7,69	7,61	8,40	8,51	1836,55	2043,57	1263,97	1331,57
D.P	0,30	0,23	0,76	0,23	491,84	505,76	784,38	675,33
Parâmetro	Temperatura (°C)				AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF
Média	24,92	25,16	25,15	25,13	2792,07	3316,01	2132,31	2247,25
Mínimo	15,90	15,70	15,60	15,50	1235,00	1655,00	61,82	577,09
Máximo	28,20	28,20	29,00	28,60	4254,34	4878,16	4907,82	5074,54
C.V.	13%	12%	13%	13%	27%	24%	68%	54%
Mediana	25,80	25,75	25,80	25,85	2764,90	3530,07	2271,40	2349,75
D.P	3,22	2,98	3,20	3,33	766,43	808,53	1457,73	1215,85
Parâmetro	AVT (mgHAc L ⁻¹)				A- AVT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF
Média	1434,71	925,15	61,38	79,13	958,42	621,38	61,38	79,13
Mínimo	117,00	40,68	28,48	26,06	117,00	40,68	28,48	26,06
Máximo	3410,16	2908,87	117,52	181,70	2273,44	1939,25	117,52	181,70
C.V.	59%	76%	37%	57%	59%	75%	37%	57%
Mediana	1275,66	775,55	54,92	64,79	850,44	517,03	54,92	64,79
D.P	846,65	705,62	22,81	45,45	561,30	465,14	22,81	45,45
Parâmetro	AP (mgCaCO ₃ L ⁻¹)				AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-BALF
Média	928,20	1253,49	946,83	986,05	2111,60	2874,83	2088,73	2191,06
Mínimo	295,00	540,00	5,62	226,83	697,78	1248,72	23,65	467,37
Máximo	1556,74	1922,04	2255,93	2250,72	3662,88	4473,24	4844,69	5008,15
C.V.	36%	28%	71%	55%	39%	29%	69%	55%
Mediana	882,72	1372,75	1007,43	1018,19	2059,18	3115,03	2240,33	2290,43
D.P	336,91	353,28	675,24	541,48	816,22	843,87	1449,37	1205,47

Legenda: pH: potencial hidrogênio. AVT: Ácidos Voláteis Totais. AT: Alcalinidade Total. AP: Alcalinidade Parcial. AI: Alcalinidade Intermediária. AB: Alcalinidade Bicarbonato. A-AVT: Alcalinidade a Ácidos Voláteis. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de amostragem ao longo do sistema descritos no item 4.7

A temperatura é um fator ambiental que interfere diretamente na seleção das espécies dos microrganismos que compõe a biomassa, na solubilidade da matéria orgânica do efluente, no desempenho do metabolismo microbiano, no requerimento de nutrientes pela biomassa, na composição da biomassa e nos parâmetros cinéticos do processo como reportado por Mayo e Noike (1995), Viraraghavan e Varadarajan (1996), Lim e Fox (2011).

De acordo com Chernicharo (2007) há três faixas de temperatura que podem ser associadas ao crescimento microbiano na maioria dos processos biológicos: psicrófila (4 a 15°C), mesófila (20 a 40°C) e termófila (45 a 70°C). Beux et al. (2007), compararam

o desempenho de reatores anaeróbios tratando ARM operando sob temperatura ambiente (aproximadamente 20°C) e a 32°C (faixa ótima de temperatura dentro da fase mesofílica). Os autores concluíram que dentro da faixa de 20 a 32°C não houve diferença significativa no desempenho dos reatores.

Neste trabalho, mesmo operando com o sistema anaeróbio/aeróbio/anóxico em temperatura controlada, não foi possível manter um valor constante de temperatura, sendo observadas variações máximas de 5°C ao longo de toda a pesquisa. Os reatores operaram em faixa mesofílica durante as fases I (Tabela 29), II (Tabela 30) e III (Tabela 31). Os valores mínimos de 20,5; 21,9; 21,7°C foram observados na Fase I e valores máximos de 25,16; 25,15; 25,13 foram observados na Fase III, para os reatores RAH, MBBR e RAB, respectivamente. De acordo com Beux et al. (2007), a temperatura não foi fator limitante no processo anaeróbio ocorrido no reator RAH.

Para o processo aeróbio, no que diz respeito à temperatura, de acordo com Bitton (2005), é possível observar a ocorrência de nitrificação na faixa de 5 a 50°C, sendo a temperatura ótima na faixa de 20 a 30°C. Portanto, de acordo com Bitton (2005), o reator MBBR operou dentro da faixa ótima de temperatura durante a Fase I (Tabela 29), Fase II (Tabela 30) e Fase III (Tabela 31).

A temperatura também tem efeito direto na velocidade de crescimento das bactérias desnitrificantes, as quais em temperaturas elevadas, próximo de 30°C, possuem melhor velocidade de crescimento (COSTA, 2005).

Segundo van Haandel e Marais (1999), a eficiência na desnitrificação aumenta diretamente, com o aumento na temperatura até o valor próximo a 40 °C. Todavia, alguns trabalhos como de Surrampalli et al. (1997), Zhan et al. (2009) e Kummer et al. (2011) mostraram sucesso durante a etapa de desnitrificação para processos anóxicos operando na faixa de 20 a 25°C como realizado neste trabalho.

O fatores pH, ácidos voláteis totais e alcalinidades estão diretamente relacionados entre si. Estes fatores interferem na atividade enzimática, condição de solubilidade de compostos, tamponamento do meio e influenciam diretamente no metabolismo dos microrganismos que compõem a biomassa (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Na Tabela 32 estão apresentados os valores médios do pH, das alcalinidades AT, AP, AI, AB, A-AVT e dos ácidos voláteis totais (AVT) obtidos durante o estado estacionário ao longo do sistema de tratamento para ARMV para as fases I, II e III.

Tabela 32 - Testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores de pH, concentrações das alcalinidades intermediária (AI), parcial (AP), á ácidos voláteis (A-AVT), bicarbonato (AB), total (AT) e concentração dos ácidos voláteis totais (AVT) ao longo do sistema de tratamento em cada fase.

Parâmetro	Fases	Pontos de amostragem			
		A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
pH	I	7,3 a	7,1 a	5,4 a	6,5 a
	II	7,6 a	7,4 a	5,3 a	6,7 a
	III	7,5 a	7,3 a	8,2 b	8,4 b
AI (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	I	218,4 a	245,0 a	4,4 a	28,1 a
	II	335,9 a	347,4 a	11,6 a	41,6 a
	III	2421,3 b	2740,6 b	1839,1 b	1762,4 b
AP (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	I	131,3 a	172,4 a	0,0 a	17,7 a
	II	273,3 a	243,0 a	6,7 a	25,0 a
	III	1093,9 b	1511,0 b	1465,5 b	1385,0 b
A-AVT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	I	43,6 a	12,6 a	8,3 a	13,4 a
	II	164,4 a	47,6 a	30,3 ^a	34,0 a
	III	1558,3 b	995,6 b	71,5b	78,2 b
AB (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	I	318,7 a	408,5 a	0,0 a	8,8 a
	II	456,5 a	556,6 a	0,1 a	42,4 a
	III	2408,8 b	3544,7 b	3253,7 b	3680,0 b
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	I	349,6 a	417,4 a	4,4 a	45,8 a
	II	573,2 a	590,4 a	18,3 a	66,6 a
	III	3515,2 b	4251,6 b	3304,5 b	3147,3 b
AVT (mg HAc. L ⁻¹)	I	41,3 a	12,6 a	8,3 a	11,2 a
	II	164,7 a	47,5 a	30,7 a	36,4 a
	III	2337,4 b	1493,4 b	71,5 b	78,9 b

Legenda: pH: potencial hidrogênionico. AVT: Ácidos Voláteis Totais. AT: Alcalinidade Total. AP: Alcalinidade Parcial. AI: Alcalinidade Intermediária. AB: Alcalinidade Bicarbonato. A-AVT: Alcalinidade a Ácidos Voláteis. CV: Coeficiente de Variação. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de amostragem ao longo do sistema descritos no item 4.7

Analisando o reator RAH observou-se que os valores médios do pH no afluente (A-RAH) foram de 7,3; 7,6; 7,5 e no efluente (E-RAH) de 7,1; 7,4; 7,3 nas fases I, II e III, respectivamente. Não houve diferença estatística entre as médias, portanto as diluições não afetaram os valores de pH ou seja, o reator RAH mesmo sob choques orgânicos, não operou sob condições de choques de pH.

Analisando os valores dos pontos A-RAH e E-RAH, para as 3 fases avaliadas, pode-se afirmar que o reator RAH operou com pH dentro da faixa ideal para processos anaeróbios com finalidade metanogênica (CHERNICHARO, 2007).

Durante as fases I, II e III (Tabela 32) foram observados decréscimos no valor de pH efluente (E-RAH) em relação ao valor afluente (A-RAH) demonstrando que o efluente possui um caráter mais ácido que o afluente. Tal caráter ácido foi causada pela concentração de H⁺ a qual poderia ser proveniente de dois fatores: excesso de AVT no efluente provocados pela fase acidogênica e que não foram metabolizados na fase

metanogênica (AQUINO; CHERNICHARO, 2005). Ou devido a redução do sulfato (SO_4^{2-}) para as formas mais reduzidas (H_2S e HS^-) realizado na via sulfetogênica (CHERNICHARO, 2007).

Com base nas concentrações de AVT (Tabela 32) foram observados que os valores médios no afluente (A-RAH) foram de 41,3; 164,7; 2337,4 e no efluente (E-RAH) de 12,6; 47,5; 1493,4 para as fases I, II e III, respectivamente.

Não houve diferença estatística entre as médias das fases I e II, apenas na Fase III, isso mostra que as diluições das fases I e II não modificaram as concentrações de AVT afluente, ao reator RAH, apenas a condição *in natura* da ARMV. Os dados da concentração de AVT efluente foram menores que a concentração afluente indicando remoção e não excesso, descartando a possibilidade da concentração de H^+ ser proveniente dos AVT em excesso no meio. Além disso, a A-AVT apresentou o mesmo perfil decrescente de concentração do afluente para o efluente, ou seja, ocorreu consumo da mesma para tamponar os ácidos voláteis excedentes.

Nas tabelas 33, 34 e 35 estão apresentadas as concentrações de sulfato afluente e efluente ao reator RAH. Nota-se que para todas as fases houve diminuição na concentração de sulfato durante a anaerobiose, indicando que ocorreu sua redução no número de oxidação (NOX) do sulfato gerando as formas reduzidas (HS^- e H_2S).

De acordo com Chernicharo (2007), no intervalo de pH e temperatura encontrados nestes trabalho as formas reduzidas do sulfato apresentariam-se 50% na forma não dissociada (H_2S) e 50% na forma na forma dissociada (HS^-). Tal ocorrência provocaria um caráter ácido no efluente que contém, estes compostos, em relação ao afluente que não os continha, justificando os decréscimos no valor do pH.

Quanto as concentrações das alcalinidades AI, AP, AB e AT (Tabela 32) foi possível afirmar que as mesmas seguiram um perfil comum durante a anaerobiose. Analisando o reator RAH foi observado que em todas as fases as concentrações efluentes (E-RAH) para as alcalinidades AT, AP, AB e AI foram maiores que as concentrações afluentes (A-RAH), indicando a geração destas alcalinidades no reator. Houve diferença estatística entre as médias apenas na Fase III, portanto as diluições das fases I e II não modificaram as concentrações destas alcalinidades no afluente, apenas a condição *in natura* da ARMV (Fase III).

Analisando o reator MBBR (Tabela 32), não foram observados diferenças estatísticas entre os valores médios de pH, obtendo para os valores do pH afluente ao MBBR (E-RAH) 7,1; 7,4; 7,3 e efluente (E-MBBR) 5,4; 5,3 e 8,2 nas fases I, II e III,

respectivamente. Já, os resultados obtidos para a amostra E- MBBR mostraram que entre as fases I e II não houve diferenças estatísticas entre os valores médios, ao contrário da fase III.

Durante as fases I e II notou-se que os valores de pH efluente no reator MBBR mantiveram-se na faixa ácida. Isso foi devido ao consumo de todas as concentrações de alcalinidades durante a nitrificação. As concentrações das alcalinidades afluentes ao reator MBBR (E-RAH) encontrados nas fases I e II não foram suficientes para manter o pH na faixa ótima para nitrificação.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), o controle do pH ocorre através do balanço da alcalinidade. No processo de remoção de nitrogênio é interessante que se mantenha o pH acima de 6,5, pois é a faixa na qual a nitrificação é mais eficiente. Campos (1999), indicou como faixa de pH ótima para as bactérias *Nitrosomonas* valores entre 8,5 e 8,8 e para as *Nitrobacter* valores entre 8,3 e 9,3.

Henze et al. (1997) relataram que o pH ótimo para a formação de nitrito e nitrato é superior a 7,0; mas esse valor não está bem definido. O valor oscila entre 7 e 9; ademais as bactérias nitrificantes tem habilidade de adaptar-se em condições de pH fora da faixa ótima, permitindo obter a mesma eficiência de nitrificação. De acordo com os mesmos autores deve-se tomar cuidado com reatores de filme fixo, pois os valores de pH observados na fase líquida podem ser diferentes dos valores reais no biofilme.

As concentrações das alcalinidades AI, AP, A-AVT, AB e AT (Tabela 31) seguiram um perfil comum durante a aerobiose. Todas tiveram suas concentrações efluentes ao reator MBBR (E-MBBR) menores que as afluentes (E-RAH) indicando consumo destas alcalinidades no reator MBBR. Não houve diferença estatística entre os valores médios das fases I e II, apenas na Fase III, portanto o desempenho do reator RAH nas fases I e II não modificaram as concentrações afluentes do reator MBBR destas alcalinidades, apenas durante a condição *in natura* da ARMV.

O consumo das alcalinidades foi devido ao processo de nitrificação, onde a mesma foi utilizada como fonte de matéria carbonacea para crescimento bacteriano e também como tampão dos radicais ácidos (H^+) formados no processo de oxi-redução do íon amônio. Como bactérias nitrificantes são autotróficas, seu crescimento não dependeu da matéria orgânica biodegradável, mas do CO_2 proveniente das alcalinidades AI, AP, AB e AT como fonte de carbono (VON SPERLING, 2008).

Metcalf e Eddy (2003) apresentam um valor teórico de alcalinidade 7,14 g de CaCO_3 para converter uma grama de amônio em nitrato durante o tratamento aeróbio do esgoto doméstico.

Quanto a queda dos valores de AVT no MBBR (Tabela 32), provavelmente ocorreu devido a utilização deste como substrato das bactérias heterotróficas que degradam matéria carbonacea.

Analisando o reator RAB (Tabela 32) observou-se os valores médios do pH no afluente ao reator RAB (E-MBBR) de 5,4; 5,4 e 8,2 e efluente ao reator RAB (E-RAB) de 6,5; 6,7; 8,4 nas fases I, II e III, respectivamente. Não houveram diferença estatística entre os valores médios de pH da amostra afluente ao reator RAB (E-MBBR) e efluente do reator RAB (E-RAB) para as fases I e II, apenas na Fase III.

Quando o efluente a ser tratado apresenta altas concentrações de nitrogênio amoniacal e baixas concentrações de compostos orgânicos biodegradáveis, uma fonte suplementar de carbono é requerida para propiciar a adequada desnitrificação. Metanol é comprovadamente uma excelente fonte de carbono (ILIES; MAVINIC, 2000). No entanto, existe vários compostos naturais que podem ser usados como substrato pelas bactérias desnitrificantes, como detergentes iônicos, compostos aromáticos e sintéticos e solventes clorados. No caso deste trabalho foi utilizado como fonte de carbono, a matéria orgânica presente na ARMV residual do MBBR.

O pH ótimo para que ocorra a desnitrificação está na faixa de 6,5 a 7,5; com queda de 70% na taxa de desnitrificação com pH de 6,0 e 8,0 (Van HAANDEL; MARAIS, 1999). Portanto, a principal função da desnitrificação é reverter parcialmente os efeitos da nitrificação, elevar o pH do meio e gerar alcalinidade durante a redução de nitrato e nitrito para nitrogênio gasoso.

Durante as fases I, II e III ocorreram aumentos no pH, AVT e alcalinidades do efluente em relação ao afluente do reator RAB. Esse aumento se deveu a desnitrificação.

5.3.3 Dinâmica de nutrientes ao longo do sistema RAH-MBBR-RAB

Os resultados referentes à concentração das formas nitrogenadas, fósforo, ânions e cátions obtidos ao longo do sistema para as fases I, II e III estão apresentados nas tabelas 33, 34 e 35, respectivamente. Estes resultados foram coletados tanto durante o período de aclimatização quanto durante o estado estacionário, o que explica as diversas variações observadas.

Utilizando os dados de DQO_T (tabelas 19, 20 e 21), e os valores de NTK e P.T. (tabelas 33, 34 e 35) foram calculadas as relações DQO:N:P para as fases I, II e III, aplicadas em cada reator. Para o reator RAH foram obtidas as relações 143:14:1; 312:16:1 e 206:21:1 para as fases I, II e III, respectivamente. Para o reator MBBR foram obtidas as relações 81:18:1; 222:18:1 e 130:29:1 para as fases I, II e III, respectivamente. Para o reator RAB foram obtidas as relações 53:9:1; 226:15:1 e 83:19:1 para as fases I, II e III, respectivamente.

Além disso, foram observadas remoções de NTK, $N-NH_4^+$, N-O, PT, F^- , Cl^- , Br^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , ao longo do sistema, durante as três fases estudadas, diminuindo o potencial poluidor do efluente (tabelas 33, 34 e 35).

Tabela 33 - Concentração dos macro e micronutrientes ao longo do sistema de tratamento durante a Fase I

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	NTK (mg L ⁻¹)				Cl ⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	51,91	49,19	21,29	17,70	20,73	16,40	17,22	16,21
Mínimo	32,03	29,12	15,72	8,74	1,25	0,14	0,02	0,02
Máximo	79,97	74,26	37,86	30,58	37,29	42,01	39,14	39,16
C.V.	24%	24%	30%	37%	47%	85%	73%	82%
Mediana	51,88	50,39	17,14	18,20	22,96	14,37	14,74	14,49
D.P	12,46	11,77	6,43	6,57	9,67	13,97	12,58	13,22
Parâmetro	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)				Br ⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	47,89	46,26	18,65	15,04	0,84	0,77	0,38	0,50
Mínimo	29,12	26,21	11,65	6,70	0,30	0,29	0,13	0,07
Máximo	71,40	71,40	34,94	26,21	1,30	1,39	0,72	1,10
C.V.	23%	25%	33%	39%	39%	46%	46%	57%
Mediana	48,18	48,59	16,99	15,85	0,86	0,81	0,34	0,45
D.P	11,17	11,70	6,09	5,88	0,33	0,35	0,18	0,29
Parâmetro	N.O. (mg L ⁻¹)				SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	4,02	2,93	2,64	2,65	6,47	5,65	5,13	5,24
Mínimo	2,86	0,87	0,00	0,00	2,46	0,49	0,22	0,22
Máximo	8,57	5,82	5,71	5,71	12,94	10,63	8,38	9,95
C.V.	44%	34%	53%	50%	53%	55%	59%	59%
Mediana	2,91	2,86	2,86	2,86	6,14	4,66	6,49	6,36
D.P	1,79	0,99	1,40	1,33	3,46	3,08	3,00	3,08
Parâmetro	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)				Na ⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,00	0,00	1,32	1,31	34,69	29,09	30,38	28,38
Mínimo	0,00	0,00	0,04	0,03	9,93	1,88	2,49	8,94
Máximo	0,00	0,00	3,82	4,00	59,66	48,85	42,50	38,12
C.V.	0%	0%	97%	98%	36%	46%	33%	28%
Mediana	0,00	0,00	0,93	0,93	33,45	29,85	32,84	30,16
D.P	0,00	0,00	1,29	1,29	12,66	13,37	9,97	7,87
Parâmetro	NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)				K ⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,00	0,00	0,08	0,09	11,07	9,95	10,03	8,81
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	2,11	0,57	0,48	2,26
Máximo	0,00	0,00	0,25	0,50	16,80	17,57	14,77	11,98
C.V.	0%	0%	90%	139%	33%	53%	38%	31%
Mediana	0,00	0,00	0,06	0,05	11,42	10,72	10,06	8,98
D.P	0,00	0,00	0,07	0,13	3,69	5,28	3,85	2,77
Parâmetro	P.T. (mg L ⁻¹)				Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	3,64	2,66	2,50	2,17	1,72	1,54	1,97	1,69
Mínimo	1,54	1,26	1,22	0,90	0,58	0,21	0,17	0,75
Máximo	9,49	3,71	3,12	2,72	2,20	2,46	2,45	2,44
C.V.	49%	26%	17%	24%	25%	42%	30%	30%
Mediana	3,50	2,87	2,57	2,29	1,76	1,65	2,13	1,79
D.P	1,79	0,68	0,42	0,53	0,43	0,64	0,59	0,51
Parâmetro	F ⁻ (mg L ⁻¹)				Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,15	0,16	0,10	0,10	7,37	6,67	7,67	7,02
Mínimo	0,02	0,02	0,02	0,02	3,03	1,31	0,77	3,27
Máximo	0,22	0,24	0,22	0,26	9,94	11,22	10,33	10,46
C.V.	37%	39%	73%	71%	24%	40%	34%	31%
Mediana	0,16	0,17	0,10	0,10	7,82	7,22	8,45	7,12
D.P	0,06	0,06	0,07	0,07	1,73	2,68	2,63	2,16

Legenda: NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl. N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal Total. N.O: Nitrogênio Orgânico. PT: Fósforo Total. Na⁺: Sódio, Mg²⁺: Magnésio. Ca²⁺: Cálcio. K⁺: Potássio. F⁻: Fluoreto. Cl⁻: Cloreto. Br⁻: Brometo. SO₄²⁻: Sulfato. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Tabela 34- Concentração dos macro e micronutrientes ao longo do sistema de tratamento da ARMV durante a Fase II

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	NTK (mg L ⁻¹)				Cl ⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	125,50	115,25	67,47	62,10	96,17	90,06	94,06	98,33
Mínimo	69,89	67,56	25,00	19,00	32,33	30,77	30,58	34,22
Máximo	238,78	225,68	186,37	183,46	164,50	137,03	152,21	153,87
C.V.	39%	43%	81%	88%	42%	37%	40%	42%
Mediana	105,05	91,67	33,49	31,30	96,17	95,98	96,30	98,33
D.P.	48,42	49,41	54,36	54,73	40,51	33,70	37,86	41,28
Parâmetro	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)				Br ⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	115,52	108,14	60,59	55,41	3,09	3,25	1,37	1,80
Mínimo	63,48	62,32	23,00	17,80	1,19	1,16	0,00	0,00
Máximo	211,12	192,19	154,34	151,42	4,88	5,55	2,87	4,41
C.V.	39%	40%	77%	84%	39%	45%	60%	72%
Mediana	99,42	89,30	30,58	26,21	3,18	3,34	1,37	1,78
D.P.	45,37	43,56	46,49	46,51	1,20	1,46	0,83	1,30
Parâmetro	N. O. (mg L ⁻¹)				SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	9,98	7,11	6,88	6,69	13,18	10,57	15,23	18,59
Mínimo	1,46	1,15	0,60	1,20	7,30	5,92	7,29	9,57
Máximo	34,94	33,49	32,03	34,36	19,28	15,24	20,54	32,71
C.V.	90%	110%	133%	156%	28%	24%	27%	37%
Mediana	6,43	5,24	2,91	2,96	12,84	10,37	15,23	16,53
D.P.	8,96	7,83	9,17	10,45	3,72	2,56	4,11	6,86
Parâmetro	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)				Na ⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,00	0,00	3,19	1,53	128,78	108,43	120,56	111,88
Mínimo	0,00	0,00	0,01	0,00	39,74	7,52	9,97	35,75
Máximo	0,00	0,00	6,00	4,92	188,84	179,75	169,99	152,48
C.V.	0%	0%	76%	102%	34%	48%	36%	31%
Mediana	0,00	0,00	3,91	1,36	127,82	112,35	131,36	120,65
D.P.	0,00	0,00	2,42	1,56	43,77	52,24	43,97	34,31
Parâmetro	NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)				K ⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,00	0,00	0,91	0,82	44,28	37,42	38,34	33,98
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,01	8,45	2,28	1,94	9,06
Máximo	0,00	0,00	8,97	7,03	67,21	70,30	59,10	46,68
C.V.	0%	0%	244%	239%	37%	58%	41%	34%
Mediana	0,00	0,00	0,28	0,11	47,34	39,97	40,25	34,67
D.P.	0,00	0,00	2,21	1,96	16,32	21,84	15,87	11,43
Parâmetro	P.T. (mg L ⁻¹)				Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	7,67	6,45	4,59	4,10	6,79	6,19	7,78	6,92
Mínimo	4,70	2,96	2,61	2,41	2,32	0,84	0,68	2,99
Máximo	15,31	14,67	13,72	13,64	8,79	9,83	9,79	9,75
C.V.	37%	45%	60%	70%	27%	46%	33%	31%
Mediana	7,79	6,51	3,73	2,97	7,05	7,17	8,54	7,17
D.P.	2,84	2,91	2,75	2,89	1,85	2,83	2,58	2,11
Parâmetro	F ⁻ (mg L ⁻¹)				Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,29	0,26	0,25	0,26	28,66	26,66	30,83	29,03
Mínimo	0,20	0,20	0,20	0,20	12,14	5,22	3,10	13,10
Máximo	0,51	0,48	0,40	0,46	34,26	44,89	41,32	41,86
C.V.	36%	37%	27%	30%	24%	44%	38%	31%
Mediana	0,25	0,22	0,22	0,23	31,30	31,09	34,43	30,11
D.P.	0,11	0,10	0,07	0,08	6,77	11,82	11,61	9,03

Legenda: NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl. N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal Total. N-O: Nitrogênio Orgânico. PT: Fósforo Total. Na⁺: Sódio, Mg²⁺: Magnésio. Ca²⁺: Cálcio. K⁺: Potássio. F⁻: Fluoreto. Cl⁻: Cloreto. Br⁻: Brometo. SO₄²⁻: Sulfato. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Tabela 35 - Concentração dos macro e micronutrientes ao longo do sistema de tratamento durante a Fase III

Estatística Descritiva	Variáveis Analisadas				Variáveis Analisadas			
	NTK (mg L ⁻¹)				Cl ⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	680,80	660,52	422,85	398,64	139,04	140,57	138,55	138,00
Mínimo	254,83	366,72	128,30	128,30	58,84	66,44	73,74	50,92
Máximo	1019,69	974,06	926,85	824,57	241,12	226,00	220,44	224,86
C.V.	29%	24%	42%	37%	40%	37%	38%	39%
Mediana	621,52	616,03	426,83	401,27	121,73	135,01	113,07	127,66
D.P	194,65	155,51	177,23	149,21	56,04	51,81	53,04	53,28
Parâmetro	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)				Br ⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	598,79	563,87	378,54	355,90	12,40	13,54	8,06	7,98
Mínimo	237,41	338,68	106,08	41,67	6,83	7,92	1,18	1,31
Máximo	917,41	813,55	769,49	697,10	17,25	19,90	15,76	15,97
C.V.	30%	23%	39%	37%	26%	27%	61%	63%
Mediana	552,92	541,94	393,76	358,09	12,31	13,84	8,33	6,30
D.P	177,22	131,17	147,00	133,08	3,20	3,62	4,90	4,99
Parâmetro	N. O. (mg L ⁻¹)				SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	82,01	96,65	44,31	42,75	14,19	6,22	15,47	21,68
Mínimo	10,10	2,53	2,74	0,00	0,66	1,03	2,19	4,01
Máximo	422,80	575,84	157,36	145,60	38,72	12,38	44,13	93,54
C.V.	117%	152%	94%	99%	72%	46%	58%	92%
Mediana	50,36	30,18	28,81	24,70	14,19	6,26	13,47	17,48
D.P	95,60	146,87	41,61	42,50	10,28	2,84	8,94	19,99
Parâmetro	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)				Na ⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,00	0,00	0,13	0,62	334,68	294,44	305,12	282,15
Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,06	99,35	18,80	24,93	89,37
Máximo	0,00	0,00	0,40	4,90	596,63	488,49	424,97	381,21
C.V.	0%	0%	98%	175%	30%	36%	26%	22%
Mediana	0,00	0,00	0,08	0,39	317,11	306,24	315,24	283,87
D.P	0,00	0,00	0,12	1,09	100,42	104,96	78,18	61,65
Parâmetro	NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)				K ⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,00	0,00	66,61	34,34	110,27	102,07	101,48	89,19
Mínimo	0,00	0,00	0,05	0,06	21,13	5,69	4,84	22,65
Máximo	0,00	0,00	340,99	162,80	168,02	175,74	147,75	119,77
C.V.	0%	0%	156%	149%	26%	41%	30%	24%
Mediana	0,00	0,00	0,29	0,31	111,46	108,43	100,63	91,39
D.P	0,00	0,00	103,59	51,02	28,96	41,65	30,24	21,78
Parâmetro	P.T. (mg L ⁻¹)				Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	32,12	23,03	21,70	16,92	17,23	16,09	19,74	17,30
Mínimo	8,90	7,59	8,29	4,27	5,79	2,10	1,71	7,46
Máximo	90,00	86,49	54,20	59,23	21,97	24,58	24,47	24,37
C.V.	74%	82%	57%	74%	19%	32%	23%	24%
Mediana	22,90	18,59	16,89	14,12	17,36	17,18	20,60	18,14
D.P	23,72	18,78	12,43	12,53	3,35	5,13	4,60	4,07
Parâmetro	F ⁻ (mg L ⁻¹)				Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)			
Amostra	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB	A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Média	0,47	0,58	0,24	0,24	74,08	69,88	78,57	72,80
Mínimo	0,16	0,15	0,17	0,15	30,34	13,05	7,74	32,75
Máximo	3,46	6,44	0,35	0,43	99,36	112,24	103,30	104,64
C.V.	154%	243%	24%	33%	18%	31%	26%	24%
Mediana	0,31	0,26	0,25	0,22	76,14	73,99	83,92	76,49
D.P	0,73	1,42	0,06	0,08	13,57	21,44	20,76	17,26

Legenda: NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl. N-NH₄⁺: Nitrogênio Amoniacal Total. N-O: Nitrogênio Orgânico. PT: Fósforo Total.. Na⁺: Sódio, Mg²⁺: Magnésio. Ca²⁺: Cálcio. K⁺: Potássio. F⁻: Fluoreto. Cl⁻: Cloreto. Br⁻: Brometo. SO₄²⁻: Sulfato. DP: Desvio Padrão. CV: Coeficiente de Variação.

Os dados de concentração de NTK, N-NH_4^+ , N.O. , NO_2^- e NO_3^- , obtidos no período de estado estacionário, em cada fase, foram utilizados para análise estatística apresentada na Tabela 36.

Tabela 36 - Testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores de nitrogênio total (NTK), nitrogênio amoniacal total (N-NH_4^+), nitrogênio orgânico (N.O.), nitrato (NO_2^-), nitrito (NO_3^-) ao longo do sistema de tratamento em cada fase.

Parâmetro	Fases	Pontos de amostragem			
		A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
NTK (mg L^{-1} em termos de nitrogênio total)	I	52,1 a	48,3 a	25,0 a	20,4 a
	II	93,5 a	82,1 a	27,6 a	21,8 a
	III	921,5 b	824,3 b	551,4 b	468,6 b
N-NH_4^+ (mg L^{-1} em termos de nitrogênio amoniacal total)	I	48,6 a	44,8 a	22,3 a	17,8 a
	II	87,9 a	80,0 a	26,1 a	20 a
	III	842,2 b	735,8 b	479,0 b	426,4 b
N. O. (mg L^{-1} em termos de nitrogênio orgânico total)	I	5,5 a	3,4 a	2,7 a	2,6 a
	II	5,7 a	2,1 a	1,5 a	1,8 a
	III	79,3 b	30,4 b	72,4 b	42,2 b
NO_2^- (mg L^{-1} em termos de nitrogênio nitroso)	I	0	0	2,7 a	2,3 a
	II	0	0	5,4 b	2,4 a
	III	0	0	0,1 c	0,5 b
NO_3^- (mg L^{-1} em termos de nitrogênio nítrico)	I	0	0	0,1 a	0,02 a
	II	0	0	0,3 a	0,1 a
	III	0	0	91,4 b	40,5 b

Legenda: NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl. N-NH_4^+ : Nitrogênio Amoniacal Total. N-O: Nitrogênio Orgânico. NO_2^- : Nitrito. NO_3^- : Nitrato

A concentração de NO_2^- e NO_3^- nas amostras A-RAH e E-RAH foram avaliadas e determinadas como “0” devido a não detecção destes compostos na análise.

O teste de comparação entre as médias acusou valores de concentração estatisticamente iguais para os parâmetros NTK, N-NH_4^+ , N.O. , obtidos nas fases I e II e estatisticamente diferente, em relação a estes, os valores de concentração obtidos na Fase III.

Para a concentração média de nitrito, na amostra E-MBBR foi observado diferenças estatísticas entre as fases, demonstrando que a geração de nitrito aumentou da Fase I para a Fase II e declinou na Fase III. Este declínio de deveu a oxidação quase que de toda massa de nitrito em nitrato, provocando altos valores de nitrato na Fase III (Tabela 36). Durante as fases I e II as concentrações na amostra E-MBBR de nitrito (Tabela 36) foram maiores que a de nitrato (Tabela 36). Portanto, as condições estudadas nas fases I e II favoreceram a nitrificação (formação de nitrito) e as condições da Fase III favorecem a nitrificação (formação do nitrato).

Para as concentrações de nitrato na amostra E-MBBR não foram observadas diferenças estatística entre os valores médios das fases I e II, apenas para a Fase III apresentando valores de concentrações máximas ao longo do experimento. Isso ocorreu porque sob a mesma condição de OD e TDH foram aumentados em aproximadamente 10 vezes a carga de nitrogênio amoniacal, 7 vezes a carga de alcalinidade total e apenas 2,5 vezes a carga orgânica específica aplicadas ao reator MBBR (Fase III), favorecendo a nitratação e não a nitrificação.

Esses parâmetros estão relacionados diretamente com a produção de nitrato e nitrito no reator MBBR. As bactérias produtoras de nitrato e nitrito utilizam o CO_2 presente na alcalinidade como fonte de carbono para crescimento. Assim, quanto maior a concentração de amônia maior a necessidade de crescimento das bactérias para oxidá-la e, portanto, maior a necessidade de altos valores alcalinidade no meio. Conclui-se que a ARMV *in natura* (Fase III) possui concentrações de alcalinidade total (Tabela 32), suficiente para favorecer o processo da nitratação.

No reator RAB as concentrações de nitrito foram provenientes da redução do nitrato (desnitrificação) e pela oxidação de amônia pelo OD residual do reator MBBR que chegava até o reator RAB ($0,8$ e $1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$). A desnitrificação foi caracterizada pela geração de alcalinidade (Tabela 32) e consumo das concentrações de NO_2^- e NO_3^- (Tabela 36) no reator RAB. Já a oxidação do amônio foi caracterizada pela queda nas concentrações de nitrogênio amoniacal da amostra E-MBBR para a amostra E-RAB.

Com as concentrações apresentadas na Tabela 36 foram determinados os parâmetros remoção de nitrogênio (N), eficiência em nitrificação (NO_x), remoção de amônia (N-NH_4^+), eficiência em amonificação (RAH-NH_4^+), através das equações 9, 10, 11 e 12 (Tabela 37).

Tabela 37 - Testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores de remoção de nitrogênio, eficiência em nitrificação, remoção de amônia, eficiência em amonificação, para as unidades do sistema de tratamento em cada fase.

Parâmetro	Fases	Pontos de amostragem		
		Reator MBBR	Reator RAB	Sistema: MBBR-RAB
Remoção de Nitrogênio (%)	I	54,7 a	19,7 a	63,4 a
	II	61,1 a	18,5 a	72,5 b
	III	31,8 b	19,1 a	48,2 c
Eficiência em Nitrificação (%)	I	61,2 a	34,2 a	70,2 a
	II	68,1 a	27,7 a	75,6 a
	III	50,7 a	18,4 a	55,5 b
Remoção de Amônia (%)	I	57,9 a	22,6 a	67,7 a
	II	67,3 a	23,4 a	75,0 a
	III	48,5 a	11,2 a	53,3 b

Parâmetro	Fases	Pontos de amostragem		
		Reator RAH	Reator MBBR	Reator RAB
Eficiência em Amonificação (%)	I	54,4 a	ND	ND
	II	60,4 a	ND	ND
	III	62,4 a	ND	ND

Legenda: CV: Coeficiente de variação. ND: Não determinado

Na amostra E-RAH foi observado diminuição na concentração de N.O em relação a concentração da amostra A-RAH (Tabela 36), devido a amonificação que ocorreu no reator RAH. As eficiências em amonificação do reator RAH durante as fases I, II e III, estão apresentadas na Tabela 36. Os valores médios obtidos foram estatisticamente iguais entre as três fases mantendo-se entre 54,4 e 62,4%.

Após, o nitrogênio amoniacal da amostra E-RAH foi encaminhado para o reator MBBR para converter o nitrogênio amoniacal em nitrito e nitrato removendo-o do meio. Foram utilizados dois parâmetros para avaliar a diminuição de amônia no reator MBBR.

O primeiro, denominado remoção do nitrogênio amoniacal (R.A.), estima a quantidade do mesmo removida após o tratamento. Este parâmetro engloba a remoção de amônia por “air stripping” e de íon amônio por nitrificação/nitração. O processo “air stripping” é o expurgo da amônia do efluente sob condições de aeração, pH e temperatura ideais. De acordo com as pesquisas realizadas por Gustin e Marinsek-Logar (2011), esse processo poderia ocorrer com a ARMV no reator MBBR, principalmente na Fase III.

O segundo parâmetro utilizado foi a eficiência de nitrificação (E.N.), esta avaliou apenas a quantidade de amônio removida por conversão para formas oxidadas (nitrito e nitrato), não levando em consideração o “air stripping”, utilização de nitrogênio pela biomassa, ou outra forma.

A comparação entre estes dois parâmetros R.A. e E.N. foi de extrema importância para se conhecer o motivo pelo qual ocorreu o decréscimo de amônia durante o processo. Quando as porcentagens de remoção de R.A. são próximas as porcentagens de remoção de E.N., é um indício que a remoção ocorreu por oxidação do amônio para nitrato e nitrito, com queda no valor de alcalinidade, formação da biomassa nitrificante/nitrante, não ocorreu poluição atmosférica por amônia expurgada.

Já quando as porcentagens de remoção de R.A. são bem maiores que as porcentagens de remoção de E.N., é um indício que a remoção de nitrogênio amoniacal foi por “air stripping”, podendo também observar queda de alcalinidade no efluente em relação ao afluente, mas baixa atividade nitrificante/nitrante, e caso o reator seja aberto como na maioria das vezes ocorre conversão da poluição, ou seja, retirada da amônia da água residuária e insere a mesma na atmosfera contaminando o ar (GUSTIN; MARINSEK-LOGAR, 2011).

Comparando os dados obtidos entre as fases I, II e III (Tabela 37), nota-se que os valores médios da R.A. e E.N. foram estatisticamente iguais. Portanto, para as três cargas aplicadas a biomassa formada no reator MBBR atingiu o mesmo patamar na remoção de íon amônio através de sua oxidação.

Os valores de R.A. e E.N não foram iguais (Tabela 37), sendo os valores de E.N. sempre um pouco maiores que os de R.A. Baseado nos valores apresentados na Tabela 37 foi possível afirmar que devido as proximidades dos valores de R.A. e E.N. a remoção de nitrogênio amoniacal ocorreu por oxidação e não por “air stripping”.

Os mesmos parâmetros R.A e E.N. foram avaliados para o reator RAB e quanto a sistema integrado MBBR-RAB referente ao prisma nitrificação/nitração e desnitrificação, ambos apresentados na Tabela 37.

O reator RAB foi projetado para operar em condições anóxicas, ou seja, na ausência de oxigênio, mas na presença de nitrato funcionando como aceptor de elétrons no final da cadeia respiratória, reduzindo o nitrato e nitrito a nitrogênio atmosférico (N_2) retirando o nitrogênio da ARMV. Portanto, o ideal seria um reator anóxico com concentração de OD zero. Todavia, de acordo com van Haandel e Marais (1999), isso que quase impossível. Teoricamente, recomenda-se nível máximo de OD de 0,2 a 0,3 $mg\ L^{-1}$, acima deste valor a desnitrificação é reduzida significativamente (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Na prática é usual e aceitável trabalhar com OD entre 0,5 $mg\ L^{-1}$, com máximo de 1,0 $mg\ L^{-1}$, a partir daí começa a inibição mais intensa da desnitrificação (FERREIRA, 2000).

O reator RAB operou com concentrações de OD entre 0,8 e 1,0 mg L⁻¹. O fato da presença de OD no reator RAB levou a oxidação do amônio afluente do reator RAB (E-MBBR). Sinergicamente ocorria a desnitrificação, comprovada pela queda de nitrito e nitrato junto a geração de alcalinidade no reator RAB (Tabela 36). As remoções de nitrogênio amoniacal no reator RAB devido a presença e OD ocorreram com eficiências de 22,6; 23,4; 11,2%, e estas concentrações de amônia removidas foram convertida a nitrato e nitrito com eficiências de 34,2; 27,7 e 18,4% para as fases I, II e III, respectivamente.

Para o sistema MBBR-RAB foi possível perceber que tanto os valores de R.A. quanto os valores de E.N. foram para as fases I e II estatisticamente iguais entre si, diferenciando da média obtida na fase III.

Além da nitrificação/nitração e desnitrificação, foi avaliada também a remoção de fósforo total ou biodesfosfatação ao longo do sistema para as três fases estudadas (Tabela 38).

Tabela 38 - Testes de média (Teste de Scott-Knott) para valores da concentração de fósforo total (P.T.) e remoção de P.T., nas unidades do sistema de tratamento da ARMV em cada fase

Parâmetro	Fases	Pontos de amostragem			
		A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Concentração de fósforo total	I	3,6 a	2,9 a	2,6 a	2,2 a
	II	8,6 a	6,9 a	4,2 a	3,9 a
	III	55,9 b	37,6 b	28,1 b	17,1 b
Parâmetro	Fases	Reatores e sistema			
		RAH	MBBR	RAB	Sistema
Eficiência de remoção (%)	I	20,1 a	10,3 a	16,5 a	40,2 a
	II	20,8 a	45,5 b	22,3 b	58,7 b
	III	63,3 b	54,5 c	37,7 c	75,5 c

Legenda: A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de coleta ao longo do sistema descritos no item 4.7

Na Tabela 38 estão apresentados os perfis de concentração de fósforo ao longo do sistema e eficiência de remoção dos três reatores e do sistema RAH-MBBR-RAB para as três fases avaliadas.

Nota-se que para todos os pontos de amostragem as médias obtidas nas fases I e II foram estatisticamente iguais, diferenciando apenas na Fase III. Além disso, é possível perceber quedas na concentração ao longo do sistema, indicando eficiências de remoção. Os valores de eficiência de remoção durante o estado estacionário também estão apresentados na Tabela 38.

Com base nos valores de eficiência obtidos, foi possível afirmar que os mesmos acompanharam o perfil estatístico dos valores de concentração. Nota-se que para os reatores RAH, MBBR, RAB as médias de eficiência obtidas nas fases I e II foram estatisticamente iguais, diferenciando apenas na Fase III. Já para o sistema foram observadas diferenças estatísticas entre as três fases avaliadas.

Analisando os valores de eficiência dos reatores RAH, MBBR e RAB e do sistema foi possível concluir que a maior eficiência de remoção de P.T. ocorreu na Fase III.

Além do nitrogênio, fósforo e enxofre os quais juntamente com o carbono e oxigênio, constituem as macromoléculas das células microbianas, um grande número de outros elementos tem se mostrado necessário ao processo da digestão anaeróbia. Estes elementos são denominados micronutrientes e compreendem as micromoléculas das células. Eles são responsáveis por cerca de 4% do peso seco das células (CHERNICHARO, 2007).

A quantidade necessária de cada um é difícil de ser determinada na prática, sendo que estes mesmos compostos quando presentes em quantidades acima da necessária podem intoxicar os microrganismos diminuindo ou inibindo seu metabolismo.

Como apresentado nas tabelas 33, 34 e 35 a ARMV apresentou nutrientes que podem atuar como inibidores no processo biológico, interferindo na cinética de crescimento microbiano (CHERNICHARO, 2007).

A toxicidade por sais é normalmente associada aos cátions, e não a o ânion do sal. Estudos de toxicidade por cátions, efetuados por Kugelman e McCarty (1965), indicam a classificação para inibição conforme a Tabela 38. Além dos sais, determinadas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar toxicidade e inibição durante a anaerobiose (Tabela 39).

Tabela 39 - Concentração limite dos cátions avaliados na ARMV e do nitrogênio amoniacal para atuação dos mesmos como inibidores do processo biológico.

Cátion	Concentração (mg L ⁻¹)		
	Estimuladora	Moderadamente inibidora	Fortemente Inibidora
Ca ²⁺	100 a 200	2500 a 4500	8000
Mg ²⁺	75 a 150	1000 a 1500	3000
K ⁺	200 a 400	2500 a 4500	12000
Na ⁺	100 a 200	3500 a 5500	8000
Efeito da toxicidade por amônia	Concentração em termos de nitrogênio (mg L ⁻¹)	Efeito da toxicidade por amônia	Concentração em termos de nitrogênio (mg L ⁻¹)
Benefício	50 a 200	Inibidor para pH > 7,4	1500 a 3000
Não tem efeito adverso	200 a 1000	Tóxico	Acima de 3000

Legenda: Na⁺: Sódio, Mg²⁺: Magnésio. Ca²⁺: Cálcio. K⁺: Potássio.

As tabelas 33, 34 e 35 apresentam as concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+} e Na^{+} encontradas na ARMV para as três fases avaliadas. Comparando os resultados encontrados com os valores limites descritos na Tabela 39, conclui-se que a concentração destes cátions encontrava-se próximo a fase estimuladora não apresentando risco de inibição da biomassa. Já as concentrações de nitrogênio amoniacal apresentadas nas tabelas 33, 34 e 35 para as fases I, II e III, mantiveram-se dentro do intervalo que as classificam como benéfico ou não possui efeito adverso (Tabela 39).

Outro elemento causador de toxidade principalmente para arqueias metanogênicas e bactérias anaeróbias é o sulfeto (SPEECE, 1996). Normalmente é encontrado sulfato nos diversos tipos de efluente, e durante a anaerobiose estes são reduzidos a sulfeto, que dependendo de sua concentração em relação a concentração de DQO da amostra pode provocar toxidade aos microrganismos levando a inibição da biomassa. Comumente, utiliza-se a relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ para prevenir a inibição por sulfeto, visto que a concentração de sulfeto é dependente, entre outros motivos, da concentração de sulfato. De acordo com Chernicharo (2007), uma relação $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$ maior que 10 não provoca a ocorrência de problemas de toxidade no reator.

Com base nos valores da concentração de DQO afluente em cada reator apresentados nas tabelas 19, 20 e 21, juntos aos valores da concentração de SO_4^{2-} afluente em cada reator apresentados nas tabelas 33, 34 e 35, fazendo a razão $\text{DQO}/\text{SO}_4^{2-}$, obtem-se para todas as amostras, em todas as fases, valores acima de 10, indicando a que não houve toxidade por sulfeto ao longo do processo.

5.3.4 Dinâmica de toxidade ao longo do sistema

Como foi apresentado anteriormente no item 5.2 a ARMV proveniente do abate de bovinos apresentou-se tóxica para diversos organismos-teste a níveis agudo e crônico (tabelas 17 e 18). Devido a toxidade do efluente foi monitorado nas fases I, II e III a eficiência do processo anaeróbio/aeróbio/anóxico em remover ou diminuir a toxidade a nível agudo e crônico

Os organismos que mostraram-se mais sensíveis aos testes de toxidade com a ARMV em condições *in natura* foram os microcrustaceos *D. similis* no teste agudo, e

Ceriodaphnias dubia e silvestri para teste crônico (Tabelas 17 e 18). Os testes de toxicidade aguda com *D. similis* foram realizados para as quatro amostras ao longo do sistema. Já os testes de toxicidade crônica foram realizados nas amostras referentes a entrada (A-RAH) e saída (E-RAB) do sistema.

Na Tabela 39 estão apresentados os perfis de toxicidade aguda para as amostras ao longo do sistema de tratamento durante as fases I, II e III. Os resultados foram expressos de forma qualitativa (tóxico ou não tóxico), e quantitativa referentes a concentração efetiva mediana (CE₅₀) em termos de imobilidade da *D. similis* e unidade tóxica,

Tabela 40 - Toxicidade aguda com *Daphnia similis* ao longo do sistema durante as três fases avaliadas

Valores para cada fase		CE ₅₀ (%) de cada amostra			
		A-RAH	E-RAH	E-MBBR	E-RAB
Fase I	M.d	18,95	25		
	LI-LS	14,7-24,72	19,93 - 31,36		
	Classificação qualitativa	Tóxico	Tóxico	N.T	N.T
	UTA	5,3	4		
Fase II	M.d	7,13	11,7		
	LI-LS	5,44 - 9,35	10,02 - 13,5		
	Classificação qualitativa	Tóxico	Tóxico	N.T	N.T
	UTA	14	9		
Fase III	M.d	6,04	8,84	5,44	5,08
	LI-LS	5,17 - 7,04	7,84 - 9,84	4,72 - 6,27	4,48 - 5,75
	Classificação qualitativa	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
	UTA	16,6	11,3	18,4	19,7

Legenda: CE₅₀: Concentração Efetiva Mediana. CI₅₀: concentração de inibição. Md: média aritmética. LI: limite inferior. LS: limite superior. UTA: unidade de toxicidade aguda. A-RAH, E-RAH, E-MBBR, E-RAB: Pontos de coleta ao longo do sistema descritos no item 4.7

Durante a Fase I, inicialmente no reator RAH foram removidos 24,5% da toxicidade aguda em termos de UTA. Após no reator MBBR foram removidos 100% da toxicidade aguda em termos de UTA. Como não houve modificações na condição toxicológica do efluente ao passar pelo processo anóxico, a ARMV tratada pelo sistema RAH-MBBR-RAB não apresentou toxicidade. A nível de sistema notou-se que para as condições estudadas durante a Fase I o sistema eliminou toda a toxicidade a nível agudo da ARMV tratada.

Na Fase II, o reator RAH removeu 35,71% da toxicidade aguda em termos de UTA. Após no reator MBBR foram removidos 100% da toxicidade aguda em termos de UTA. Como não houve modificações na condição tóxica do efluente ao passar pelo reator RAB, a ARMV tratada não apresentou toxicidade a nível agudo. A nível de sistema notou-se que para as condições estudadas durante a Fase II o sistema eliminou novamente toda a toxicidade a nível agudo da ARMV tratada.

Analisando os resultados obtidos para as fases I e II (Tabela 40), percebeu-se que as condições submetidas aos reatores proporcionaram remoção completa da toxicidade aguda ao longo do sistema. Todavia, o mesmo não foi observado durante a Fase III.

Na Fase III, o reator RAH removeu 31,92% da toxicidade aguda em termos de UTA. Após o reator MBBR ocorreu um aumento nos valores de UTA, resultando em um acréscimo de 38% no potencial tóxico da ARMV. Ao passar pelo reator RAB, também houve um aumento nos valores de UTA, resultando em um acréscimo de 0,1% no potencial tóxico da ARMV. Para as condições estudadas durante a Fase III, o sistema RAH –MBBR- RAB, aumentou a toxicidade aguda da ARMV tratada em 0,2%, em termos de UTA, piorando sua condição *in natura*.

Os valores obtidos nos ensaios de toxicidade crônica com os organismos-teste *C. dubia* e *C. silvestri*, para as amostras A-RAH e E-RAB, podem ser observados nas tabelas 41 e 42. Foram utilizadas como variáveis resposta as variáveis as concentrações CI_{50} , CEO e CENO, além da classificação qualitativa tóxico e não tóxico. Na Tabela 41 estão apresentados os parâmetros de toxicidade crônica analisados com o microcrustáceo *C. silvestri* na entrada e saída do sistema durante as fases I, II e III.

Tabela 41 - Toxicidade crônica com *Ceriodaphnia silvestri* ao longo do sistema durante as três fases avaliadas

Parâmetros avaliados para toxicidade crônica	Fase I		Fase II		Fase III	
	A-RAH	E-RAB	A-RAH	E-RAB	A-RAH	E-RAB
CI_{50} (%)						
Md	12,31	N.T.	8,1	N.T.	0,3	2,5
LS – LI	8,72-17,32		7,4 - 9,5		0,2- 0,45	1,84 - 3,4
CENO (%)	5	N.T.	0,25	N.T.	0,265	0,35
CEO (%)	10	N.T.	0,5	N.T.	0,53	0,63
VC (%)	7,07	N.T.	0,35	N.T.	0,37	0,48
Classificação qualitativa	Tóxico	N.T.	Tóxico	N.T.	Tóxico	Tóxico

Legenda: CI_{50} : concentração de inibição (%), Md: Média Aritimética; LS: Limite Superior; LI: Limite Inferior; DP: Desvio Padrão. N.D.: Não determinado. UTA: unidade de toxicidade aguda. CENO: Concentração de Efeito Não Observado. CEO: Concentração de Efeito Observado. VC: Valor Crônico. Md: média aritmética; LS: Limite superior; LI: Limite inferior; DP: Desvio Padrão, ND: não determinado. UTC: unidade de toxicidade crônica. E-RAH, E-RAB: Pontos de coleta afluente e efluente ao sistema descritos no item 4.7.

Durante a Fase I (Tabela 41) foi encontrado para a ARMV afluente do sistema (A-RAH) os valores de 12,31%; 5%; 10% e 7,07%, para as concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC, respectivamente, sendo a amostra classificada como tóxica. Após o tratamento

no sistema RAH-MBBR-RAB, foi observado remoção de 100% do valor crônico, sendo que o efluente do sistema (E-RAB) não apresentou toxicidade a nível crônico (N.T.).

Durante a Fase II (Tabela 41) foi encontrado para a ARMV afluyente do sistema (A-RAH) valores de 8,1%; 0,25%; 0,5% e 0,35%, para as concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC, respectivamente, sendo a amostra classificada como tóxica. Após o tratamento no sistema RAH-MBBR-RAB, foi observado remoção de 100% do valor crônico, sendo que o efluente do sistema (E-RAB) não apresentou toxicidade a nível crônico (N.T.).

Na Fase III (Tabela 41) foi encontrado para a ARMV afluyente do sistema (A-RAH), valores de 0,3%; 0,265%; 0,53% e 0,37% para as concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC, respectivamente, sendo a amostra classificada como tóxica. Após o tratamento no sistema RAH-MBBR-RAB, foram observadas eficiências de remoção para concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC de 88%; 24,3%; 15,9% e 22,9%, respectivamente, todavia, ainda apresentava toxicidade.

Portanto, para as fases I e II o sistema RAH-MBBR-RAB operou com remoção de 100% de toxicidade a nível crônico, para o organismo *C. silvestri*. Todavia, operando em cargas máximas (Fase III), o tratamento avaliado na Fase III não foi eficiente para modificar a condição tóxica da ARMV.

Na Tabela 42 estão apresentados os parâmetros de toxicidade crônica analisados com o microcrustaceo *C. dubia* na entrada e saída do sistema durante as fases I, II e III.

Tabela 42 - Toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* ao longo do sistema durante as três fases avaliadas

Parâmetros avaliados para toxicidade crônica		Fase I		Fase II		Fase III	
		A-RAH	E-RAB	A-RAH	E-RAB	A-RAH	E-RAB
CI_{50}	Md	16,5	N.T.	10,72	N.T.	0,41	2,87
(%)	LS - LI	15,2-17,3		8,43-13,63		0,3- 0,52	2,35 - 3,51
CENO (%)		5	N.T.	0,3	N.T.	0,078	0,3
CEO (%)		10	N.T.	0,6	N.T.	0,155	0,6
VC (%)		7,07	N.T.	0,42	N.T.	0,11	0,42
Classificação qualitativa		Tóxico	N.T.	Tóxico	N.T.	Tóxico	Tóxico

Durante a Fase I (Tabela 42) foi encontrado para a ARMV afluyente do sistema (A-RAH) os valores de 16,5%; 5%; 10%; 7,07%, para as concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC, respectivamente, sendo a amostra classificada como tóxica. Após o tratamento no sistema RAH-MBBR-RAB, foi observado remoção de 100% do valor crônico, sendo que o efluente do sistema (E-RAB) não apresentou toxicidade a nível crônico (N.T.).

Durante a Fase II (Tabela 42) foi encontrado para a ARMV afluyente do sistema (A-RAH) valores de 10,72%; 0,3%; 0,6%; 0,42%, para as concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC, respectivamente, sendo a amostra classificada como tóxica. Após o tratamento no sistema RAH-MBBR-RAB, foi observado remoção de 100% do valor crônico, sendo que o efluente do sistema (E-RAB) não apresentou toxicidade a nível crônico (N.T.).

Na Fase III (Tabela 42) foi encontrado para a ARMV afluyente do sistema (A-RAH), valores de 0,41%; 0,078%; 0,155%; 0,11%, para as concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC, respectivamente, sendo a amostra classificada como tóxica. Após o tratamento no sistema RAH-MBBR-RAB, foram observadas eficiências de remoção para concentrações CI_{50} , CENO, CEO e VC de 85,7%; 74%; 74,1%; 73,8%, respectivamente, todavia, ainda apresentava toxicidade.

Portanto, para as fases I e II o sistema RAH-MBBR-RAB operou com remoção de 100% de toxicidade a nível crônico, para o organismo *C. dubia*. Todavia, operando em cargas máximas (Fase III), o tratamento avaliado na Fase III não foi eficiente para modificar a condição tóxica da ARMV. O organismo *C. silvestri* foi mais sensível a toxicidade da ARMV quando comparado com o organismo *C. dubia*.

Os parâmetros operacionais utilizados nas fases I e II promoveram valores de remoção total da toxicidade aguda e crônica para os organismos-teste avaliados.

5.4 Caracterização Hidrodinâmica dos reatores RAH, MBBR e RAB

Neste serão apresentados as características hidrodinâmicas dos reatores RAH, MBBR e RAB em condições abióticas e bióticas, e os coeficientes de degradação de matéria orgânica obtidos no experimento.

5.4.1 Reator Anaeróbio Híbrido (RAH)

Durante o teste hidrodinâmico em meio abótico, os fatores que influenciam no tipo de mistura do reator são: vazão aplicada, número de distribuidores de efluente por área da base, relação comprimento/largura e geometria do reator. Além destes no caso do RAH que foi resultado da união de um reator UASB com Filtro anaeróbio, ainda podem ser citados a geometria ou forma da cabeça do reator, a condição de equalização entre a água

interna no reator e o equalizador de pressão, a porosidade, afinidade de sorção pelo traçador e do meio suporte utilizado.

Durante o teste abiótico exceto pela vazão, todos os outros parâmetros foram mantidos constantes como descrito no item 4.10. A caracterização hidrodinâmica em meio abiótico foi realizada para avaliar a qualidade da engenharia do projeto utilizada na concepção do reator, verificar se haveria sorção do traçador pelo meio suporte e determinar o verdadeiro TDH do reator.

Os resultados dos testes hidrodinâmicos em condições abióticas foram apresentados na Figura 20. Durante a realização dos mesmos foram feitos aumentos nos valores de vazão (Tabela 4), e portanto diminuição no TDH, utilizando uma proporção de decréscimo de 5 horas no TDH teórico a cada ensaio (Tabela 43).

Figura 20 - Caracterização Hidrodinâmica em meio abiótico sob condições de decréscimo no TDH.

Os dados extraídos dos perfis hidrodinâmicos do reator RAH descritos na Figura 20 estão apresentados na Tabela 42. Nota-se que os valores dos TDH teóricos foram diferentes dos valores de TDH reais obtidos no experimento. Todavia, os valores de TDH real encontrados nos ensaios 1 e 3 foram próximos. Isso indicou que em condições abióticas os valores para vazão de 0,18 e 0,36 L h^{-1} proporcionaram valores de TDH real semelhante aos valores de TDH teórico, com baixos valores de zona mortas.

Xião-Lei et al. (2007) e Krishna et al. (2008) verificaram que, em termos físicos, as zonas mortas podem ser divididas em duas categorias: zonas mortas biológicas (quando se tem biomassa ou seja, em condições bióticas) e zonas mortas hidráulicas (que podem ocorrer tanto em condições bióticas e abióticas). As zonas mortas hidráulicas ocorrem nas extremidades dos reatores, onde há formação de rodamosinhos que efetivamente atuam como reservatório onde o traçador se difunde lentamente, permanecendo no rodamosinho e atrasando o TDH teórico. Essas zonas mortas hidráulicas podem ocorrer em condições específicas de vazão devido à interferência da velocidade do fluido no valor do número de Reynolds.

No caso deste trabalho, o valor utilizado no Ensaio 2 para a vazão de $0,24 \text{ L h}^{-1}$ provocou o maior atraso no TDH indicando maior valor de zona morta hidráulica. Além disso, percebeu-se que mesmo em condições abióticas houve sorção do traçador com porcentagens adsorvidas de 0,5; 1,1 e 2,8%, para os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Portanto, com o aumento da vazão obteve-se menor quantidade de massa recuperada e também aumento na amplitude da variância na curva (σ). Os valores de dispersão encontrados foram 0,13; 0,01 e 0,18 para os ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

De acordo com Levenspiel (2000), quando o experimento resulta em número de dispersão (D/uL) tendendo ao infinito, é um indicativo que o escoamento do reator é do tipo perfeitamente misturado ou mistura completa. Quando o número de dispersão (D/uL) é igual a zero é um indicativo que o escoamento no reator é do tipo pistonado ou fluxo em pistão. Quando o número de dispersão (D/uL) está na faixa de 0 a 0,002 é um indicativo que o escoamento no reator é dispersivo com dispersão de pequena intensidade. Quando o número de dispersão (D/uL) está na faixa de 0,002 a 0,025 é um indicativo que o escoamento é dispersivo com dispersão intermediária. E quando o número de dispersão (D/uL) está na faixa de 0,025 a 0,2 é um indicativo que o escoamento é dispersivo e a dispersão é de grande intensidade.

Já para Metcalf e Eddy (2003), quando a caracterização hidrodinâmica resulta em número de dispersão (D/uL) tendendo ao infinito, é um indicativo que o escoamento é perfeitamente misturado ou mistura completa. Quando o número de dispersão (D/uL) é igual a zero é indicativo que o escoamento é pistonado ou fluxo em pistão. Quando o número de dispersão (D/uL) é menor que 0,05 é um indicativo que o escoamento é dispersivo com dispersão de pequena intensidade. Quando o número de dispersão (D/uL) está na faixa entre 0,05 e 0,25 é um indicativo que o escoamento é dispersivo e a dispersão

tem intensidade intermediária. E quando o número de dispersão (D/uL) está acima de 0,25 é um indicativo que o escoamento é dispersivo com a dispersão de grande intensidade.

Comparando os dois autores tem-se que o reator RAH construído com as características descritas no item 4.3, apresentou escoamento dispersivo com dispersão de intensidade intermediária nas condições abióticas.

Após a partida e os choques orgânicos, com a biomassa adaptada a ARMV foi realizado o mesmo teste hidrodinâmico sob as mesmas condições hidráulicas aplicadas no ensaio 1 (Tabela 4). Porém, desta vez com biomassa no reator RAH para avaliar as condições do processo, quantidade de zonas mortas, curto circuitos e caminhos preferenciais. Os perfis de distribuição da concentração do traçador ao longo do tempo no reator RAH que comparam as condições abióticas com as bióticas estão descritos na Figura 21. Os dados extraídos destes perfis foram apresentados na Tabela 43.

Figura 21- Comparação entre os comportamentos hidrodinâmicos no RAH em meio abiótico e biótico.

Na Figura 21 foi possível perceber que o perfil da curva de concentração em função do tempo para o meio biótico é quase sobreponível a curva encontrada para o meio abiótico. Isso mostrou que a distribuição de concentração do traçador no RAH em condições abióticas com água foi semelhante a realizada em condições com biomassa e ARMV. A porcentagem de zona morta no reator RAH (Tabela 43) foi mínima, com o reator RAH operando em condições ideais quanto a mistura o que propiciou o contato

máximo possível entre a biomassa e a ARMV que estava sendo tratada. Outros parâmetro levantados nos ensaios hidrodinâmicos em meio abiótico e biótico no reator RAH foram descritos na Tabela 43.

Tabela 43 - Levantamento dos parâmetros de desempenho hidrodinâmicos e hidráulico do RAH em condições abióticas e bióticas.

Parâmetros Hidrodinâmicos	Ensaio em meio abiótico			Ensaio em meio biótico
	Q1	Q2	Q3	Q1
Q (L h ⁻¹)	0,18	0,24	0,36	0,18
TDH teórico (h)	20	15	10	20
E (t) (mgLi ⁺ L ⁻¹ h ⁻¹)	11,3	7	4,5	11,8
Mr (mg de Li ⁺)	2,03	1,78	1,75	2
Mi (mg de Li ⁺)	2,04	1,8	1,8	2,1
sorção (%)	0,5	1,1	2,8	4,8
TDH real (h)	20,5	23	13	22
σ^2 (h ²)	104,6	91,8	51,9	132
σ (h)	0,25	0,18	0,31	0,27
D/uL	0,13	0,01	0,18	0,16
N-CSTR	4	5,56	3,23	3,7
Parâmetros Hidrodinâmicos para comparação do meio abiotico em relação ao biótico				
β (%)	3,00	ND	ND	10,00
Volume total (L)	3,61	ND	ND	3,61
Volume ativo (L)	3,50	ND	ND	3,25
Volume de zonas mortas (L)	0,11	ND	ND	0,36
Tk (h)	14,00	ND	ND	15,00
Ψ	6,90	ND	ND	7,50
λ	2,63	ND	ND	2,37

Legenda: Q: Vazão aplicada ao reator. TDHreal: Tempo de detenção hidráulica real. E (t): Concentração do traçador recuperada após o ensaio hidrodinâmico. Mr: Massa do traçador recuperada após o ensaio hidrodinâmico. Mi: Massa do traçador injetada no reator. TDH teórico: Tempo de Detenção Hidráulica teórico. σ^2 : variância da distribuição do tempo de residência do fluido. σ (h): variância adimensional da distribuição do tempo de residência do fluido. D/uL: Número de dispersão. N-CSTR: Número de tanques em série. λ : Eficiência Hidráulica do reator. Tk: Tempo que ocorre o pico de concentração. Ψ : Presença de curto circuito.

Após os ensaios hidrodinâmicos em meios abiótico e biótico foram calculados os parâmetros porcentagem de zonas mortas (β), presença de curto circuito (Ψ) e eficiência hidráulica (λ).

O valor de β para o meio abiótico representou a relação entre o TDH teórico e o TDH real encontrado no experimento. Notou-se que o valor real nas condições abióticas foi quase equivalente ao valor teórico (Tabela 6), com apenas 3% de diferença. Isso demonstrou que o reator RAH estava em ótimas condições de construção, distribuição de efluentes e permeabilidade do material suporte. Além disso, o meio suporte utilizado demonstrou baixa afinidade á sorção do traçador, apenas 0,5%. Já estes mesmos parâmetros nas condições bióticas, mostraram que a inserção da biomassa, aumentou para 10% a porcentagem de zonas mortas e a sorção do traçador para 4,8%. Isso, demonstrou que

mesmo com alta carga e presença de biomassa, mais de 90% do reator estava ativo. Os valores de zonas mortas encontradas tanto em meio abiótico quanto em meio biótico, neste trabalho podem ser considerados baixos se comparados como os valores obtidos por Lourenço e Campos (2009) e Matangue (2011).

Segundo Sarathai et al. (2010), os curtos-circuitos são a relação existente entre o tempo que ocorreu o primeiro pico de concentração do traçador no efluente e o TDH real encontrado no teste hidrodinâmico. Thackston et al. (1987) descrevem que valores de (Ψ) iguais ou menores que 0,3 refletem em fluxo com efeito pronunciado de curto-circuito, sendo que quanto maior o valor de (Ψ) menor o efeito do curto circuito no processo. Com os dados apresentados na Tabela 43, notou-se que tanto em condições abióticas quanto em condições bióticas, não houveram pronunciamentos de curto circuitos no reator, apresentando altos valores de (Ψ). Além, disso percebe-se que a inserção de biomassa no meio aumentou o valor de Ψ em relação ao valor encontrado para o meio abiótico, mostrando que a biomassa reduziu ainda mais a expressividade de curtos circuitos no reator RAH.

A eficiência hidráulica (λ) reflete o volume efetivo e a condição de tanques em série. A eficiência hidráulica pode ser classificada em três tipo de acordo com Persson et al. (1999): boa eficiência hidráulica para $\lambda > 0,75$; eficiência hidráulica satisfatória para $0,5 > \lambda > 0,75$ e eficiência hidráulica pobre para $\lambda \leq 0,5$. Sendo que quanto maior o valor de λ quando o mesmo estiver acima de 0,75, melhor a eficiência hidráulica do reator.

Baseando na classificação de Persson et al. (1999), foi possível afirmar que o reator RAH operou sob excelentes condições hidráulicas tanto em meio biótico quanto em meio abiótico, apresentando-se como um reator que operava equivalente, a 4 tanques em série. Todavia, foi observado que inserção de biomassa diminuiu a eficiência hidráulica do reator RAH.

Utilizando as equações 21 e 22 foram determinadas as taxas de degradação da matéria orgânica em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ utilizando os dados coletados durante o estado estacionário para as três fases I, II e III (Tabela 44).

Tabela 44 - Taxa de degradação da matéria orgânica (K), levando em consideração as condições hidrodinâmicas do reator RAH durante as fases I, II e III avaliadas

Fase	K (d^{-1})	
	para DQO	para $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$
I	$1,92 \pm 0,24$	$1,92 \pm 0,48$
II	$1,2 \pm 0,048$	$1,44 \pm 0,096$
III	$2,16 \pm 0,72$	$1,68 \pm 0,72$

Com os valores apresentados na Tabela 43, notou-se que a Fase II apresentou menor taxa de degradação de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. Já as maiores taxas de degradação foram obtidas nas fases I e III para os substratos DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. De acordo com os dados apresentados na Tabela 43, o RAH operou com baixos valores de zonas mortas e caminhos preferenciais, além disso apresentando TDH real em meio biótico próximo ao meio TDH real em meio abiótico.

Com base nos dados apresentados foi possível concluir que os coeficientes de degradação apresentados na Tabela 43 foram valores ótimos obtidos no processo, pois, a biomassa estava ativa com zonas mortas a nível insignificante se comparado com os trabalhos de Lourenço e Campos (2009) e Matangue (2011).

5.4.2 Reator Aeróbio de Leito Móvel com biofilme (MBBR)

Nos testes hidrodinâmicos realizados em condições abióticas (Figura 22), foram feitos aumentos nos valores de vazão (Tabela 4), e portanto diminuição no TDH, utilizando uma proporção de decréscimo de 4 horas no TDH teórico em cada ensaio (Tabela 45).

Figura 22 - Caracterização Hidrodinâmica do reator MBBR em meio abiótico sob condições de decréscimo no TDH.

Os dados extraídos dos perfis descritos na Figura 22 foram apresentados na Tabela 45. Notou-se que os valores dos TDH teóricos foram diferentes dos valores dos TDH reais obtidos no experimento, todavia próximos.

Quanto as zonas mortas hidráulicas observadas no MBBR, podem ser utilizados os mesmos conceitos descritos por Xião-Lei et al. (2007) e Krishna et al. (2008). Todavia, o reator MBBR ainda contava com o fator aeração como colaborador na formação de rodamosinhos que efetivamente atuaram como reservatório onde o traçador se difundia lentamente, permanecendo no rodamosinho e atrasando o TDH teórico.

Utilizando tanto os conceitos de Levenspiel (2000) quanto os de Metcalf e Eddy (2003), anteriormente apresentados neste trabalho, foi observado através dos altos valores de dispersão (Du/L) encontrados para o reator MBBR em meio abiótico, que o escoamento era dispersivo do tipo grande intensidade tendenciando para a mistura completa.

De acordo com Levenspiel (2000) é uma característica dos reatores de mistura completa apresentarem uma cauda contínua e estagnada em um valor, com perfil assíntoto ao eixo do tempo de coleta. Essa cauda que tende ao infinito foi devido a sorção do traçador pelo meio reacional, que junto com as zonas mortas contribuíram com a retenção do traçador no reator.

Como em meio abiótico, o reator MBBR já apresentava comportamentos próximos ao perfil de mistura completa, com valores de $N-CSTR$ próximos a 1, principalmente para as fases II e III. Devido ao perfil da curva de concentração do traçador ao longo do tempo ter indicado uma curva de declínio constante, era esperado que em meio biótico ocorresse o fenômeno da calda prolongada no reator MBBR devido a possibilidade de sorção, como mostrado na Figura 23.

Figura 23 - Comparação entre os comportamentos hidrodinâmicos no MBBR em meio abiótico e biótico.

Na Figura 23 foi possível perceber que o perfil da curva de concentração em função do tempo para o meio biótico é quase sobreponível a curva encontrada para o meio abiótico. Isso mostrou que a distribuição de concentração do traçador no reator MBBR em condições hidráulicas foi semelhante em condições com biomassa e ARMV.

Portanto, pode-se afirmar que os valores de porcentagem de zona morta (Tabela 45) foram mínimos, mesmo ocorrendo a cauda no final do teste em condições bióticas. Outros parâmetros levantados nos ensaios hidrodinâmicos em meio abiótico e biótico no MBBR como: porcentagem de zonas mortas (β), presença de curto circuito (Ψ) e eficiência hidráulica (λ), foram apresentados na Tabela 45.

Tabela 45 - Levantamento dos parâmetros de desempenho hidrodinâmicos e hidráulico do reator MBBR em condições abióticas e bióticas.

Parâmetros Hidrodinâmicos	Ensaio em meio abiótico			Ensaio em meio biótico
	Q1	Q2	Q3	Q1
Q (L h ⁻¹)	0,19	0,26	0,37	0,19
TDH teórico (h)	17	13	9	17
E (t) (mgLi ⁺ L ⁻¹ h ⁻¹)	10,1	7,4	5,5	8,8
MR (mg de Li ⁺)	1,92	1,93	2	1,7
MI (mg de Li ⁺)	2	2	2	2
sorção (%)	4,0	3,5	0,0	15,0
TDH real (h)	17,2	14,8	9,9	18,5
σ^2 (h ²)	176,5	185	80,42	243,8
σ^2 (θ)	0,6	0,85	0,82	0,71
D/uL	0,58	1,94	1,54	0,9
Pe real	1,7	0,5	0,6	1,1
N-CSTR	2	1	1	1
Parâmetros Hidrodinâmicos para comparação do meio abiótico em relação ao biótico				
β %	1,2	ND	ND	9,00
Volume total (L)	3,30	ND	ND	3,30
Volume ativo (L)	3,26	ND	ND	3,00
Volume de zonas mortas (L)	0,04	ND	ND	0,30
Tk (h)	2,30	ND	ND	0,00
Ψ	0,13	ND	ND	0,00
λ	1,30	ND	ND	0,87

Legenda: Q: Vazão aplicada ao reator. TDHreal: Tempo de detenção hidráulica real. E (t): Concentração do traçador recuperada após o ensaio hidrodinâmico. Mr: Massa do traçador recuperada após o ensaio hidrodinâmico. Mi: Massa do traçador injetada no reator. TDH teórico: Tempo de Detenção Hidráulica teórico. σ^2 : variância da distribuição do tempo de residência do fluido. σ^2 (θ): variância adimensional da distribuição do tempo de residência do fluido. D/uL: Número de dispersão. N-CSTR: Número de tanques em série. λ: Eficiência Hidráulica do reator. Tk: Tempo que ocorre o pico de concentração. Ψ: Presença de curto circuito. ND: Não Determinado.

Os valores de β para o meio abiótico representou a relação entre o valor do TDH teórico e o TDH real encontrado no experimento. Notou-se que o valor do TDH real é quase equivalente ao valor do TDH teórico, com apenas 1,2% de diferença. Estes dados revelaram que o reator MBBR possuía ótimas condições de construção, distribuição de efluentes, e permeabilidade dos anéis de tubo de PVC corrugado inserido para formação da zona móvel, sendo que o mesmo demonstrou baixa afinidade à sorção do traçador, apenas 4 %. Já este mesmo parâmetro nas condições bióticas, mostrou que a inserção da biomassa, aumentou para 9% a porcentagem de zonas mortas e a sorção do traçador para 15 %, devido ao fenômeno da calda prolongada. Assim, mesmo com alta carga e presença de biomassa o reator MBBR estudado possuía mais de 91% do volume do reator ativo.

Com os dados apresentados na Tabela 45, utilizando a classificação de Thackston et al. (1987), mencionada anteriormente, notou-se que tanto em condições abióticas quanto em condições bióticas, houve grande pronunciamento de curto circuitos no reator MBBR, apresentando valores de Ψ bem menores que 0,3. Além disso, percebeu-se que a inserção de biomassa no meio aumentou a expressividade de curto circuitos tendendo a zero o valor

de Ψ , devido ao pico de concentração ter se apresentado na primeira amostra coletada instantaneamente a injeção do traçador. Essa foi mais uma característica marcante do perfil de curva de um reator MBBR com mistura completa, principalmente quando o mesmo apresentou condição de N-CSTR com 1 tanque em série com apresentado em Levenspiel (2000).

Baseado na classificação de Persson et al. (1999), foi possível verificar na Tabela 45 que o reator MBBR operou em boas condições hidráulicas, devido o valor de λ ter sido maior que 0,75. Todavia, foi observado que inserção de biomassa diminuiu a eficiência hidráulica de 1,3 para 0,83 no reator MBBR.

Utilizando as equações 21 e 22 foram determinadas as taxas de degradação da matéria orgânica em termos de DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ utilizando os dados coletados durante o estado estacionário durante as fases I, II e III (Tabela 46).

Tabela 46 - Taxa de degradação da matéria orgânica (K), levando em consideração as condições hidrodinâmicas do reator MBBR durante as três fases avaliadas

Ensaio	K (d^{-1})	
	para DQO	para $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$
I	$3,12 \pm 0,24$	$1,69 \pm 0,24$
II	$1,92 \pm 0,24$	$1,68 \pm 0,24$
III	$3,84 \pm 0,72$	$3,36 \pm 1,2$

Com os valores apresentados na Tabela 46, notou-se que a Fase II foi a que apresentou menor coeficiente de degradação do substrato DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. Já os maiores valores de degradação no MBBR foram obtidos na Fase III para os substratos DQO e $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$. De acordo com os dados apresentados nas tabelas 45 e 46 foi possível concluir que os coeficientes de degradação apresentados na Tabela 46 são os valores ótimos do processo, ou seja, com biomassa ativa, influência de zonas mortas a nível insignificante e TDH teórico próximo ao valor do TDH real.

5.4.3 Reator Anóxico com Biofilme (RAB)

Nos testes hidrodinâmicos realizados em condições abióticas (Figura 24), foram feitos aumentos nos valores de vazão (Tabela 4), e portanto diminuição no TDH, utilizando uma proporção de decrescimento de 4 horas no TDH teórico a cada ensaio (Tabela 47).

Figura 24 - Caracterização Hidrodinâmica do reator RAB em meio abiótico sob condições de decréscimo no TDH.

Os dados extraídos dos perfis descritos na Figura 24 estão apresentados na Tabela 47. Notou-se que os valores dos TDH teóricos foram diferentes dos valores TDH real obtidos no experimento. Todavia, o valor de TDH real encontrado no ensaio 1 foi próximo ao valor teórico calculado. Isso indicou que em condições abióticas a vazão de $0,2 \text{ L h}^{-1}$ proporcionou valor de TDH real semelhante ao valor TDH teórico, com baixos valores de zona mortas hidráulicas. Já para os ensaios 2 e 3, maior expressividade de zonas mortas hidráulicas. Em ambos os três ensaios foram observadas caudas longas, o que também atrasou a saída de toda massa de traçador aumentando o valor do TDH real.

Jimeez et al. (1988) também observaram caudas longas nas curvas $C(t)$ e atribuem essa ocorrência principalmente a difusão do traçador nos poros do material suporte, no caso deste trabalho espuma de poliuretano.

Nardi et al. (1999), apontam que os fenômenos de zonas mortas hidráulicas ou biológicas, ou mesmo retenção do traçador podem ocorrer dentro do meio suporte, todavia, os mesmos autores afirmam que os mesmos não são distinguíveis nas curvas resposta em relação as mesmas ocorrências mas pelos motivos descritos por Xião-Lei et al. (2007) e Krishna et al. (2008).

Com os dados da Tabela 47, é possível observar que mesmo em condições abióticas houve sorção do traçador com porcentagens adsorvidas de 1, 3 e 5 %, nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente.

As zonas mortas hidráulicas e caudas longas, observadas no reator RAB, podem ser explicadas utilizando a tanto as hipóteses descritas por Xião-Lei et al. (2007) e Krishna et al. (2008), quanto utilizando a hipótese do efeito da cauda longa nas curvas $C(t)$ ter sido causado pela difusão do traçador no meio poroso, ou seja, sua retenção em zonas ativas dentro da espuma de poliuretano.

Utilizando tanto os conceitos de Levenspiel (2000) quanto os de Metcalf e Eddy (2003), anteriormente apresentados neste trabalho, foi observado através dos altos valores de dispersão encontrados no experimento em meio abiótico, que o escoamento no reator RAB era do tipo dispersivo com grande intensidade, tendenciando para o escoamento em mistura completa nos ensaios 1 e 3, e tendenciando para dispersão intermediária no ensaio 2.

Após os ensaios em meio abiótico o reator RAB foi inoculado e submetido a variação de cargas para formação da biomassa anóxica, como já descrito anteriormente. Após a Fase III, o mesmo procedimento utilizado na caracterização hidrodinâmica em meio abiótico foi repetido em meio biótico e o resultado comparativo entre os dois ensaios foi apresentado na Figura 25.

Figura 25 - Comparação entre os comportamentos hidrodinâmicos no reator RAB em meio abiótico e biótico.

Na Figura 25 foi possível perceber que o perfil da curva de concentração em função do tempo para o meio biótico tinha perfil diferente da curva encontrada para o meio abiótico. Essa diferença foi refletida principalmente durante as primeiras 15 horas, onde estão apresentados os picos de concentração (Tk). Com base nessas afirmações concluiu-se que a inserção de biomassa no reator RAB retardou a ocorrência de curto-circuitos, provavelmente devido ao preenchimento dos poros presentes no meio suporte. Entretanto, os efeitos da cauda prolongada foram observados em ambos ensaios, sendo mais representativo no meio biótico.

Outros parâmetros levantados nos ensaios hidrodinâmicos em meio abiótico e biótico no reator RAB como: porcentagem de zonas mortas (β), presença de curto circuito (Ψ) e eficiência hidráulica (λ) foram apresentados na Tabela 47.

Tabela 47 - Levantamento dos parâmetros de desempenho hidrodinâmicos e hidráulico do reator RAB em condições abióticas e bióticas.

Parâmetros Hidrodinâmicos	Ensaio em meio abiótico			Ensaio em meio biótico
	Q1	Q2	Q3	Q1
Q (L h ⁻¹)	0,2	0,27	0,42	0,2
TDH teórico (h)	14	10	6	14
E (t) (mgLi ⁺ L ⁻¹ h ⁻¹)	10,4	7,2	4,5	9,4
MR (mg de Li ⁺)	2,08	1,94	1,9	1,9
MI (mg de Li ⁺)	2,1	2	2	2
sorção (%)	1,0	3,0	5,0	5,0
TDH real (h)	14,7	21	15	15,2
σ^2 (h ²)	91,5	137,5	124,9	78,7
σ^2 (θ)	0,4	0,3	0,5	0,4
D/uL	0,31	0,18	0,4	0,32
Pe real	3,2	5,6	2,5	3,1
N-CSTR	3	3	2	3
Parâmetros Hidrodinâmicos para comparação do meio abiotico em relação ao biótico				
β (%)	5	Nd	Nd	8,60
Volume total (L)	2,70	Nd	Nd	2,70
Volume ativo (L)	2,57	Nd	Nd	2,47
Volume de zonas mortas (L)	0,14	Nd	Nd	0,23
Tk (h)	2,67	Nd	nd	11,33
Ψ	0,18	Nd	nd	0,75
λ	1,54	Nd	nd	1,48

Legenda: Q: Vazão aplicada ao reator. TDHreal: Tempo de detenção hidráulica real. E (t): Concentração do traçador recuperada após o ensaio hidrodinâmico. Mr: Massa do traçador recuperada após o ensaio hidrodinâmico. Mi: Massa do traçador injetada no reator. TDH teórico: Tempo de Detenção Hidráulica teórico. σ^2 : variância da distribuição do tempo de residência do fluido. σ^2 (θ): variância adimensional da distribuição do tempo de residência do fluido. D/uL: Número de dispersão. N-CSTR: Número de tanques em série. λ : Eficiência Hidráulica do reator. Tk: Tempo que ocorre o pico de concentração. Ψ : Presença de curto circuito. ND: Não Determinado.

Os valores de β para o meio abiótico representou a relação entre o TDH teórico e o TDH real do experimento. Notou-se que o valor real foi quase equivalente ao valor teórico, com apenas 5% de diferença. Isso mostrou ótimas condições de construção,

relação base:altura ideal, boa distribuição de efluentes, e permeabilidade dos cubos de espuma de poliuretano inserido para formação da camada de biofilme. O meio suporte demonstrou baixa afinidade á sorção do traçador, apenas 1 %, em meio abiótico. Já este mesmo parâmetro nas condições bióticas, mostrou que a inserção da biomassa, aumentou para 8,6% a porcentagem de zonas mortas e a sorção do traçador para 5 %, provavelmente, devido ao fenômeno da cauda prolongada que retardou a saída do traçador. Concluiu-se que em alta carga e presença de biomassa o reator RAB estudado possuía mais de 91% do volume do reator ativo (Tabela 47).

Com os dados apresentados na Tabela 47, utilizando a classificação de Thackston et al. (1987), mencionada anteriormente, notou-se que em condições abióticas houve grande pronunciamento de curto circuitos no reator, apresentado valores de Ψ bem menores que 0,3. Já em condições bióticas o reator apresentou pouco pronunciamento de curto-circuito, com valores de Ψ de 0,75. Portanto, no reator RAB a inserção de biomassa e aclimatização da mesma para condições anóxicas diminuiu a expressividade do curto-circuito no reator. Isso ocorreu devido a mudança o tempo de pico do traçador (T_k), sendo que na condição abiótica o T_k ocorreu em 2,67 h e no ensaio biótico o T_k ocorreu as 11,33 h.

Baseado na classificação de Persson et al. (1999), foi possível verificar na Tabela 47 que o reator RAB operou em boas condições hidráulicas, devido o valor de λ ter sido maior que 0,75. Todavia, foi observado que inserção de biomassa diminuiu a eficiência hidráulica de 1,54 para 1,48 no reator RAB.

Utilizando as equações 21 e 22 foram determinadas as taxas de degradação da matéria orgânica em termos de DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$ utilizando os dados coletados durante o estado estacionário durante as fases I, II e III (Tabela 48).

Tabela 48 - Taxa de degradação da matéria orgânica (K), levando em consideração as condições hidrodinâmicas do reator RAB durante as três fases avaliadas

Ensaio	K (d ⁻¹)	
	para DQO	para $DBO_5^{20^\circ C}$
I	2,4 ± 0,48	1,45 ± 0,072
II	1,2 ± 0,24	1,44 ± 0,048
III	1,92 ± 0,72	1,92 ± 0,72

Com os valores apresentados na Tabela 48, notou-se que a Fase II apresentou menor coeficiente de degradação do substrato DQO e $DBO_5^{20^\circ C}$. Já as maiores taxas de degradação no reator RAB foram obtidas nas fases I e III para os substratos DQO e

$\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$, respectivamente. De acordo com os dados apresentados na Tabela 47, o reator RAB operou com baixos valores de zonas mortas e caminhos preferenciais, além disso apresentou TDH real do meio biótico próximo ao meio abiótico. Baseado nos dados obtidos foi possível concluir que os coeficientes de degradação apresentados na Tabela 48 são os valores ótimos para o processo anóxico, devido terem sido obtidos com biomassa ativa e com influência de zonas mortas a nível insignificante.

5.5 Caracterização quantitativa e qualitativa da biomassa nos reatores RAH, MBBR e RAB

Neste item serão apresentados os resultados referentes a caracterização quantitativa da biomassa dispersa em termos de parâmetros cinéticos, perfil de biomassa dispersa ao longo da altura do reator durante as 3 fases e crescimento de biofilme no final da Fase III em relação ao dia de partida.

A caracterização qualitativa diz respeito a ocorrência e frequência de organismos encontrados na biomassa dos reatores RAH, MBBR e RAB no final do experimento.

5.5.1 Reator Anaeróbio Híbrido

O reator RAH foi inoculado com biomassa de uma lagoa anaeróbia como já explicado anteriormente no item 5.1. do capítulo Material e Métodos. Após a inoculação e partida utilizando EDS, o perfil de sólidos sofreu modificação de concentração ao longo da altura do reator, como mostrado na Figura 16 e Tabela 8. Essa modificação continuou a ocorrer durante as 3 fases avaliadas com ARMV. A Tabela 8 marcou a condição inicial, e a partir dela monitorou-se o crescimento da biomassa com o aumento da carga através de choques orgânicos como mostrado na Tabela 49.

Tabela 49 - Perfil de concentração dos STV da biomassa dispersa ao longo da altura do reator RAH

Local e altura de amostragem		mg L ⁻¹ em termos de STV do lodo		
Amostrador	Altura (cm)	Fase I	Fase II	Fase III
1	106	25083,3	27830,0	33390,0
2	210	22156,7	28125,0	4683,3
3	348	1443,3	2356,7	3010,0
4	420	1781,7	2600,0	1966,7
5	503	701,7	2280,0	3236,7
6	846	121,7	1481,7	4740,0

Legenda: STV: Sólidos Totais Voláteis

Como pode ser observado na Tabela 49, os amostradores 1 e 2 apresentaram sempre as maiores concentrações de STV da biomassa, indicando que no reator RAH estudado essas duas partes atuaram como leito de lodo devido a maior concentração e os amostradores 3, 4 e 5 atuaram como manta de lodo devido as menores concentrações.

O amostrador 6 ficava acima da camada de biofilme. Através deste amostrador era possível verificar a concentração de biomassa que permeava a camada de minifiltros. Na Tabela 49 foi possível perceber que com o aumento da carga a concentração de biomassa no amostrador 6 aumentava, todavia não ocorreu o “wash-out” no reator. Isso pode ser afirmado devido aos resultados de sólidos suspensos no efluente em relação ao afluente para as 3 fases estudadas (tabelas 19, 20 e 21). Nessas tabelas notaram-se que os valores de E-RAH eram sempre bem menores que os de A-RAH, indicando que não houve escape da biomassa para o meio externo.

A manutenção da biomassa no interior do reator se deveu a característica que a cabeça do reator RAH (separador trifásico e defletor de sólidos) foi baseada na cabeça do reator UASB, que propiciava a sedimentação dos sólidos, mantendo-os dentro do reator RAH. Tal fato, facilitou a formação de um biofilme com distribuição média de 1,75 gSTV por unidade de meio suporte.

Além da avaliação quantitativa do perfil de sólidos foi feita para as mesmas amostras a avaliação qualitativa da biomassa utilizando coloração de gram, microscopia de contraste e visualização microscópica com amostra *in vivo*. Os resultados foram apresentados na Tabela 50.

Tabela 50 - Levantamento qualitativo das morfologias bacterianas existentes ao longo da altura do reator RAH

Classificação morfológica da bactéria presente na biomassa dispersa	Amostrador do reator RAH					
	A1	A2	A3	A4	A5	A6
Bastonete	3	4	2	2	2	1
Bastonete curvo	2	0	0	0	0	1
Filamentosa	4	3	3	3	4	4
Cocos	4	4	4	4	2	3
Diplococos	2	2	3	4	4	4
Estafilococos	2	2	3	2	3	1
Streptococos	2	2	3	2	3	1
Sarcinas	4	3	2	1	1	0
Bacilo	2	1	2	2	2	2

Legenda: A1: Amostrador 1 do reator RAH. A2: Amostrador 2 do reator RAH. A3: Amostrador 3 do reator RAH. A4: Amostrador 4 do reator RAH. A5: Amostrador 5 do reator RAH. A6: Amostrador 6 do reator RAH. 4: Predominante. 3: Freqüente. 2: Pouco freqüente. 1: Raro. 0: não observado.

Como pode ser observado na Tabela 50, o amostrador A1 foi o mais diversificado em termos de morfologia bacteriana, com prevalência tanto de filamentosas quanto de cocos, sendo que a maior parte da morfologia cocos era de organização sarcinas, ou seja, cocos ligadas em forma de cubos.

Notou-se pela Tabela 50 que aumentando a altura de amostragem houve uma queda na incidência de sarcinas e aumento na incidência de diplococos, sendo que na amostra acima da camada de biofilme havia prevalência de diplococos e filamentosas.

Através das técnicas de microscopia foi possível visualizar que no amostrador 1 (A1) os grânulos tinham o maior diâmetro se comparado com os observados nas outras amostras. A biomassa apresentou bastante material amorfo onde encontravam-se redes de bactérias filamentosas e cocos ligadas ao mesmo. Os bastonetes encontrados neste amostrador eram móveis.

No amostrador 2 (A2), foi encontrado material amorfo em quantidade semelhante ao encontrado no A1, todavia, a biomassa do A2 apresentava mais lixo bacteriano. Granulos irregulares e semelhantes aos da amostra do A1 com bastante formas bacterianas ligadas a ele. Além disso, foi nitidamente observado menos morfologias filamentosas que na amostra A1, porém tanto na amostra A1 quanto na amostra A2, as formas filamentosas observadas eram fixas em redes de cocos e em material amorfo.

No amostrador 3 (A3), os flocos de lodo eram de tamanho menor que os observados nas amostras A1 e A2 e maiores que os observados na amostra A4. Além disso, foi visualizado menor quantidade de morfologias bacterianas que nas outras amostras A1 e A2. Poucas bactérias filamentosas fixas a material amorfo ou a rede de cocos e grande parte das filamentosas observadas estavam livres no meio de forma segregada.

No amostrador 4 (A4), foi observado o aparecimento de diversas leveduras, sendo que as mesmas estavam rodadas por bactérias de morfologia cocos. Também foi observado estruturas semelhantes a ovos de nematóide. Os flocos de lodo eram pequenos e irregulares. As filamentosas encontradas estavam livres ou em emaranhados com apenas filamentosas. A grande prevalência de cocos observadas eram de morfologia diplococos.

No amostrador 5 (A5), os grânulos observados estavam segregados. Havia predominância de filamentosas aderidas ao grânulo em relação as filamentosas fixas. Sendo que as filamentosas aderidas apresentavam-se como grandes feixes. Menos cocos e bacilos em relação a base do reator.

No amostrador 6 (A6) encontravam-se os organismos que saíram da camada de material suporte. Os flocos de biomassa eram pequenos, irregulares e distantes. Havia

grande predominância de bactérias filamentosas livres. Muitas leveduras. Bacilos livres. Eram observadas redes de cocos abertas e com poucos em linha. Resto de material lignocelulósico e material amorfo.

Para caracterizar quantitativamente a biomassa dispersa no reator RAH foi utilizando os parâmetros cinéticos de crescimento da biomassa. Através da marcha de cálculo apresentada no item 4.11 do capítulo Material e métodos baseado nas equações 30 a 39 foram determinados os parâmetros K_s e $\mu_{\max}$. E com base na mesma marcha de calculo porém baseado nas equações 40 a 45 foram determinados dos parâmetros Y , K_d e k . Os resultados obtidos com aplicação dos dados nas equações mencionadas foram apresentados na Tabela 51.

Tabela 51 - Sentenças utilizadas para levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa dispersa no reator RAH

Fases	$1/\theta_c$	$[Q (Si-Se)]/X_r.V_r$	$1/((1/\theta_c)+K_d)$	$1/Se$
	Média $\pm$ dp	Média $\pm$ dp	Média $\pm$ dp	Média $\pm$ dp
I	$0,03 \pm 4,3.10^{-4}$	$0,06 \pm 2,1.10^{-3}$	$19,33 \pm 0,2$	$4,6 . 10^{-3} \pm 2,4 . 10^{-4}$
II	$0,06 \pm 2,5.10^{-3}$	$0,16 \pm 2,5.10^{-2}$	$11,27 \pm 0,3$	$6,5 . 10^{-4} \pm 5,5 . 10^{-5}$
III	$0,32 \pm 1,4 . 10^{-2}$	$1,4 \pm 0,14$	$4,56 \pm 0,32$	$3,4 . 10^{-4} \pm 4,2 . 10^{-5}$

Utilizando as sentenças apresentadas na Tabela 51, determinou-se por regressão linear com base na equação da reta descritos pelas equações 39, 44 e 45 foram levantados os parâmetros apresentados na Tabela 52.

Tabela 52 - Parâmetros cinéticos determinados para a biomassa dispersa no reator RAH

Parâmetro cinético avaliado	Unidade	valor	R ²
Y	mgSTV mgDQOrem ⁻¹	0,22	0,99
K_d	d ⁻¹	0,02	0,99
Mmax	d ⁻¹	0,16	0,84
K_s	mg L ⁻¹	445,59	0,84
k	mgDQO mgSTV ⁻¹ d ⁻¹	0,73	NR

Legenda: Y: Coeficiente de produção de biomassa. K_d: Coeficiente de decaimento endógeno. $\mu_{\max}$: Taxa de crescimento específica máxima. K_s: Constante de saturação. k: Taxa específica de utilização do substrato pela biomassa.

Saleh et al. (2005), avaliaram um reator UASB como primeiro estágio anaeróbio no tratamento de água residuária de suinocultura (ARS), em condições mesofílicas. Os autores levantaram para o processo, os seguintes parâmetros cinéticos: $Y = 0,3046$ a $0,4231$ mgDQO mgSTV⁻¹ d⁻¹, $K_d=0,0125$ a $0,0173$ d⁻¹, $\mu_{\max}=0,2835$ a $0,03938$ d⁻¹ e $K_s=51,70$ a $71,80$ mg L⁻¹ em termos de DQO.

Matangue e Campos (2011), avaliaram um reator UASB em escala piloto, como segundo estágio anaeróbio no tratamento de ARS e obtiveram para o processo, os seguintes parâmetros cinéticos: $Y = 0,091 \text{ mgDQO mgSTV}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $K_d = 0,01 \text{ d}^{-1}$, $\mu_{\max} = 0,051 \text{ d}^{-1}$ e $K_s = 282,5 \text{ mg L}^{-1}$ em termos de DQO.

Chan et al. (2012), avaliaram um reator UASB como primeiro estágio anaeróbio, de um sistema anaeróbio-aeróbio no tratamento de água residuária da fabricação de óleo de palma e obtiveram para o processo, os seguintes parâmetros cinéticos: $Y = 0,181 \text{ mgDQO mg STV}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $K_d = 0,059 \text{ d}^{-1}$, $\mu_{\max} = 0,125 \text{ d}^{-1}$ e $K_s = 5067 \text{ mg L}^{-1}$ em termos de DQO.

De acordo com Saleh et al. (2005), Matangue e Campos (2011) e Chan et al. (2012), os valores dos parâmetros cinéticos variam de acordo com o tipo de efluente, processo avaliado, parâmetros operacionais aplicados, entre outros fatores, não havendo uma escala fixa de valores. Com base no estado da arte descrito no item 3.4.1, e demais pesquisas realizadas, não foram encontrados valores para parâmetros cinéticos Y , K_d , $\mu_{\max}$ e K_s , obtidos em reatores anaeróbios tratando água residuária de matadouro.

De acordo com Lourenço e Campos (2011) e Saleh et al. (2005), o comportamento hidrodinâmico do reator exerce elevada influência sobre a cinética bacteriana do mesmo. Como pode ser observado na Tabela 43 e Figura 21, o reator RAH demonstrou ótimo desempenho hidrodinâmico, com baixos valores de zonas mortas, caracterizando boa dispersividade do efluente promovendo contato constante com a biomassa (Campos, 1990). Portanto, com base no desempenho hidrodinâmico e operacional do RAH, conclui-se que os valores dos parâmetros cinéticos apresentados na Tabela 52, foram valores ótimos e máximos do processo estudado.

5.5.2 Reator Aeróbio de Leito Móvel com Biofilme

Na Tabela 10 foram apresentados os resultados de concentração da biomassa nos amostradores A1 e A2 referentes ao seu crescimento após a aplicação de EDS antes das fases com ARMV. Os valores de concentração da biomassa antes de iniciar a Fase I com ARMV para os amostradores A1 e A2 eram 500 e 535 mgSTV L^{-1} , respectivamente.

Já a Tabela 52, mostra os valores de concentração da biomassa após as fases I, II e III.

Tabela 53 - Perfil de concentração dos STV da biomassa dispersa ao longo da altura do reator MBBR

Local e altura de amostragem		mg L ⁻¹ em termos de STV do lodo		
Amostrador	Altura (cm)	Fase I	Fase II	Fase III
1	390	441,7	1801,7	1806,7
2	570	300,0	2021,7	2570,0

Legenda: STV: Sólidos Totais Voláteis

Após a Fase I notou-se queda na concentração da biomassa para ambos os amostradores. Isso ocorreu devido a mudança no tipo de efluente, o que ocasionou uma mudança nas concentrações nitrificadas, concentração de alcalinidade, AVT e pH do meio (tabelas 29, 30 e 31).

Todavia, após a Fase I devido a adaptação da biomassa presente no MBBR à ARMV foram observados constantes crescimentos na concentração da biomassa dispersa. As maiores concentrações sempre eram observadas no A2 que amostrava todo leito móvel. Estima-se que o leito tenha auxiliado na retenção da biomassa, aumentando a concentração do meio.

Além da avaliação quantitativa do perfil de sólidos foi feita para as mesmas amostras a avaliação qualitativa da biomassa utilizando coloração de gram, microscopia de contraste e visualização microscópica com amostra *in vivo*. Os resultados estão apresentados na Tabela 54.

Tabela 54 - Levantamento qualitativo das morfologias bacterianas, protozoários e nematóides existentes ao longo da altura do reator MBBR

Classificação morfológica das bactérias presentes na biomassa dispersa	Amostradores do reator MBBR						
	Base	A1	A2	Protozoário	Base	A1	A2
Bastonete	4	4	3	CL	3	3	3
Bastonete curvo	2	2	2	CN	3	3	3
Filamentosa	4	4	4	CP	0	0	0
Cocos	4	4	4	S	0	0	0
Diplococos	4	4	4	F	2	2	2
Estafilococos	3	3	3	S.A.	1	1	0
Streptococos	3	3	3	N	1	1	0
Sarcinas	0	0	0				
Bacilo	4	4	3				

Legenda: A1: Amostrador 1 do reator MBBR. A2: Amostrador 2 do reator MBBR. Base: Base do reator MBBR. 4: Predominante. 3: Frequente. 2: Pouco frequente. 1: Raro. 0: não observado. CL: Ciliados de vida livre. CN: Ciliados livres Nadantes. CP: ciliados pedunculados. S: Suctórias. F: Flagelados, A: Amebas. N: Nematóides, R: rotíferos

A área denominada como base do reator MBBR, era a parte inferior do reator MBBR onde se encontrava o aerador e o distribuidor de efluente. Como mostra na Figura 3

a base do reator MBBR foi afunilada, e na mesma ocorria sedimentação da biomassa. Tanto nesta área do reator, quanto na base foram verificadas uma biomassa extremamente diversificada. Muitas bactérias de morfologia cocos, filamentosas, bacilos, bastonetes. Grande parte das filamentosas eram livres e os cocos de forma geral presos aos flocos de biomassa. A maior parte dos diplococos eram livres. Os flocos de lodo eram irregulares e grandes. Quanto aos protozoários havia predominância de ciclozoides tanto de vida livre quanto nadante.

Já no amostrador A2 que se localizava na parte mais superior do reator MBBR a diversidade de morfologias bacterianas e tipos de protozoário era alta, porém menor que a base e amostrador A1. No A2 já eram observados predominância maciça de filamentosas e diplococos tanto livres quanto aderidas ao floco de biomassa. Os flocos eram grandes e também irregulares. Todos os bastonetes e bacilos observados apresentavam-se em vida livre.

Antes da caracterização morfologia da biomassa com base nos resultados do teste hidrodinâmico e baseado na engenharia do reator MBBR imaginava-se que não ocorreria diferença entre os amostradores, visto que dentro do reator MBBR a mistura ocorria de forma completa e continua sob influência de aeração e mobilização do biofilme. Todavia, é possível com certeza afirmar que houve uma segregação microbiológica dentro do reator MBBR utilizado no polimento da ARMV.

Para caracterizar quantitativamente a biomassa dispersa no reator MBBR foi utilizando os parâmetros cinéticos de crescimento da biomassa. Através da marcha de cálculo apresentada no item 4.11 do capítulo Material e métodos baseado nas equações 30 a 39 foram determinados os parâmetros K_s e μ_{max} . E com base na mesma marcha de calculo porém baseado nas equações 40 a 45 foram determinados dos parâmetros Y , K_d e k . Os resultados obtidos com aplicação dos dados nas equações mencionadas foram apresentados na Tabela 55.

Tabela 55- Sentenças utilizadas para levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa dispersa no reator MBBR

Fase	$1/\theta_c$ Média $\pm$ dp	$[Q (Si-Se)]/X_r.V_r$ Média $\pm$ dp	$1/((1/\theta_c)+k_d)$ Média $\pm$ dp	$1/Se$ Média $\pm$ dp
I	$0,8 \pm 0,2$	$0,3 \pm 0,01$	$0,9 \pm 0,06$	$0,008 \pm 0,001$
II	$3,2 \pm 0,03$	$3,0 \pm 0,07$	$0,3 \pm 0,02$	$0,001 \pm 0,0001$
III	$1,5 \pm 0,4$	$1,4 \pm 0,4$	$0,5 \pm 0,01$	$0,0009 \pm 0,0003$

Utilizando as sentenças apresentadas na Tabela 55, determinou-se por regressão linear com base na equação da reta descritos pelas equações 39, 44 e 45 foram levantados os parâmetros apresentados na Tabela 56.

Tabela 56 - Parâmetros cinéticos determinados para a biomassa dispersa no reator MBBR

Parâmetro cinético avaliado	Unidade	valor	R ²
Y	mgSTV mgDQOrem ⁻¹	0,91	0,98
K _d	d ⁻¹	0,4	0,98
μ _{max}	d ⁻¹	2,85	0,78
K _s	mg L ⁻¹	185,87	0,78
k	mgDQO mgSTV ⁻¹ d ⁻¹	3,13	NR

Legenda: Y: Coeficiente de produção de biomassa. K_d: Coeficiente de decaimento endógeno. μ_{max}: Taxa de crescimento específica máxima. K_s: Constante de saturação. k: Taxa específica de utilização do substrato pela biomassa.

Couillard et al. (1989), avaliaram dois reatores aeróbios CSTR, separadamente, no tratamento da água residuária de matadouro em condições termofílicas. O reator 1 operou com 52°C e COV em termos de DQO entre 1,7 e 8,8 g L⁻¹ d⁻¹, obtendo para o processo, os seguintes parâmetros cinéticos: Y = 0,3 mgDQO mgSTV⁻¹ d⁻¹, K_d = 0,32 d⁻¹, μ_{max} = 6 d⁻¹ e K_s = 30 mg L⁻¹ em termos de DQO. O reator 2 operou com 58°C e COV em termos de DQO entre 1,8 e 9,6 g L⁻¹ d⁻¹, obtendo para o processo, os seguintes parâmetros cinéticos: Y = 0,32 mgDQO mgSTV⁻¹ d⁻¹, K_d = 0,78 d⁻¹, μ_{max} = 10,1 d⁻¹ e K_s = 992 mg L⁻¹ em termos de DQO.

De acordo com Lourenço e Campos (2011) e Saleh et al. (2005), o comportamento hidrodinâmico do reator exerce elevada influência sobre a cinética bacteriana do mesmo. Todavia, mesmo os reatores CSTR (COUILLARD et al., 1989) e MBBR (Figura 23 e Tabela 45), possuírem condições hidrodinâmicas semelhantes a mistura completa, foram observadas diferenças nos valores dos parâmetros cinéticos, provavelmente devido a diferença de carga aplicada e temperatura operacional.

Comparando os valores obtidos por Couillard et al. (1989) com os valores da Tabela 56, notam-se que ambas as biomassas aeróbias demonstraram altos valores de K_d e μ_{max}, com baixos valores de K_s, quando comparadas a biomassa anaeróbia (Tabela 52).

De acordo com Campos (1990), com base no desempenho hidrodinâmico e operacional do reator MBBR, conclui-se que os valores dos parâmetros cinéticos apresentados na Tabela 56, foram valores ótimos e máximos do processo estudado. Mesmo, com a ocorrência do fenômeno da cauda longa, devido a sorção do traçador pela biomassa no teste em condições bióticas (LEVENSPIEL, 2000).

5.5.3 Reator Anóxico com Biofilme

Na Tabela 11 estão apresentados o perfil da biomassa ao longo do reator RAB após a partida com EDS. Como já foi discutido anteriormente, houve digestão do lodo anóxico, hidrolizando a biomassa transformando-a em sólidos dissolvidos. Antes de iniciar a Fase I com ARMV diluída a concentrações de biomassa no reator RAB eram 963,3 e 2653,3 mgSTV L⁻¹ para os amostradores A1 e A2, respectivamente.

Na Tabela 57 estão apresentados as concentrações de STV para cada amostrador ao longo das fases I, II e III. Com base nesses resultados foi possível perceber uma recuperação da biomassa em termos de crescimento após a inserção de ARMV no sistema. Isso ocorreu devido ao aumento da concentração de substrato, o que inibiu a endogenia e estimulou o crescimento da biomassa.

Ainda é possível perceber que a carga aplicada na Fase III provocou queda na concentração de biomassa. Todavia, nota-se que em todas as 3 fases a concentração do amostrador A1 localizado na base do reator é sempre maior que a concentração do amostrador A2. Ocorrendo portanto, o inverso do observado durante a aclimatização com EDS.

Tabela 57 - Perfil de concentração dos STV da biomassa dispersa ao longo da altura do reator RAB

Local e altura de amostragem		mg L ⁻¹ em termos de STV do lodo		
Amostrador	Altura (cm)	Fase I	Fase II	Fase III
1	188	3403,3	10003,3	7533,3
2	371	810,0	3536,7	1813,3

Além da avaliação quantitativa do perfil de sólidos foi feita para as mesmas amostras a avaliação qualitativa da biomassa utilizando coloração de gram, microscopia de contraste e visualização microscópica com amostra *in vivo*. Os resultados estão apresentados na Tabela 58.

Tabela 58 - Levantamento qualitativo das morfologias bacterianas existentes ao longo da altura do reator RAB

Classificação morfológica das bactérias presentes na biomassa dispersa	Amostrador do reator RAB				
	A1	A2	Protozoário	A1	A2
Bastonete	1	2	CL	2	3
Bastonete curvo	0	0	CN	1	1
Filamentosa	4	4	CP	0	0
Cocos	4	4	S	0	0
Diplococos	4	4	F	0	0
Estafilococos	2	1	S.A.	0	0
Estreptococos	2	1	N	0	0
Sarcinas	0	0			
Bacilo	3	3			

Legenda: A1: Amostrador 1 do reator RAB. A2: Amostrador 2 do reator RAB. 4: Predominante. 3: Frequente. 2: Pouco frequente. 1: Raro. 0: não observado. CL: Ciliados de vida livre. CN: Ciliados livres Nadantes. CP: ciliados pedunculados. S: Suctórias. F: Flagelados, A: Amebas. N: Nematóides, R: rotíferos

Na biomassa do reator RAB foi observada menor diversidade de microrganismos em relação as biomassas dos reatores RAH e MBBR. Mostrando que a biomassa anóxica é mais pobre em ecologia microbiana que as biomassas anaeróbia e aeróbia.

Em ambos os amostradores A1 e A2 foram observadas uma biomassa flocular, fraca e dispersiva, todavia os flocos do A1 eram maiores que os observados no A2. Para ambos os amostradores foram observadas quase o mesmo tipo de morfologia bactéria referente a predominância de diplococos e filamentosas e uma grande frequência de bacilos gram negativos. Uma diferença notada entre os dois amostradores foi que no A1 tanto as bactérias em forma de cocos quanto as filamentosas eram encontradas em redes e aderidas a material amorfo. Já no amostrador A2 todos os organismos eram encontrados dispersos e as bactérias filamentosas formavam cadeias curtas sem redes.

Mesmo com baixa concentração de OD foram encontrados poucos protozoários, sendo a predominância de ciliados de vida livre principalmente no topo do reator (A2).

Para caracterizar quantitativamente a biomassa dispersa no RAH foi utilizando os parâmetros cinéticos de crescimento da biomassa. Através da marcha de cálculo apresentada no item 4.11 do capítulo Material e métodos baseado nas equações 30 a 39 foram determinados os parâmetros K_s e μ_{max} . E com base na mesma marcha de calculo porém baseado nas equações 40 a 45 foram determinados dos parâmetros Y , K_d e k . Os resultados obtidos com aplicação dos dados nas equações mencionadas foram apresentados na Tabela 59.

Tabela 59 - Sentenças utilizadas para levantamento dos parâmetros cinéticos da biomassa dispersa no reator RAB

Fase	1/θc	[Q (Si-Se)]/Xr.Vr	1/((1/θc)+kd)	1/Se
	Média ± dp	Média ± dp	Média ± dp	Média ± dp
I	0,4 ± 0,1	0,02 ± 0,007	1,4 ± 0,2	0,009 ± 0,003
II	0,6 ± 0,02	0,15 ± 0,03	1,1 ± 0,05	0,001 ± 0,00006
III	0,7 ± 0,1	0,16 ± 0,02	0,9 ± 0,1	0,0019 ± 0,0009

Utilizando as sentenças apresentadas na Tabela 59, determinou-se por regressão linear com base na equação da reta descritas pelas equações 39, 44 e 45 foram levantados os parâmetros apresentados na Tabela 60.

Tabela 60 - Parâmetros cinéticos determinados para a biomassa dispersa no RAB

Parâmetros cinéticos avaliados	Unidade	valor	R ²
Y	mgSTV mgDQOrem. ⁻¹	2,34	0,91
K _d	d ⁻¹	0,29	0,91
μ _{max}	d ⁻¹	1,1	0,89
K _s	mg L ⁻¹	60	0,89
K	mgDQO mgSTV ⁻¹ d ⁻¹	0,47	N.R

Legenda: Y: Coeficiente de produção de biomassa. K_d: Coeficiente de decaimento endógeno. μ_{max}: Taxa de crescimento específica máxima. K_s: Constante de saturação. k : Taxa específica de utilização do substrato pela biomassa.

Gomes (2006) avaliaram o tratamento de água residuária de curtume utilizando lodos ativados. O processo no lodo ativado foi dividido em fase aeróbia (com aeração para nitrificação e remoção de matéria orgânica) e fase anóxica (para remoção de nitrogênio). Utilizando os dados obtidos durante a fase anóxica foram levantados os seguintes parâmetros cinéticos: Y = 0,414 mgDQO mgSTV⁻¹ d⁻¹, K_d = 0,07 d⁻¹, μ_{max} = 2,71 d⁻¹ e K_s = 3087 mg L⁻¹ em termos de DQO e k = 6,53 d⁻¹.

Munz et al. (2011) realizaram um estudo sobre os fatores que afetam as bactérias nitrificantes e desnitrificantes. Os autores mostraram que os parâmetros cinéticos μ_{max} e K_d foram os parâmetros que mais afetaram o processo tanto de nitrificação quanto de desnitrificação. No experimento onde avaliaram o efeito do tempo de retenção da biomassa nos parâmetros cinéticos, determinaram para obtenção de um processo com alta eficiência durante a fase anóxica intervalos de para os valores μ_{max} e K_d entre 0,91 d⁻¹ < μ_{max} < 1,31 d⁻¹ e 0,04 d⁻¹ < K_d < 0,16 d⁻¹, utilizando esgoto doméstico sintético como efluente para levantamento dos parâmetros cinéticos.

Com base nos resultados de Gomes (2006) e Munz et al. (2011), foi observado que os valores dos parâmetros cinéticos variaram de acordo com o processo adotado e tipo de efluente utilizado. Todavia, nos trabalhos de Gomes (2006), Munz et al. (2011) e no

processo anóxico estudado no reator RAB foram caracterizados por altos valores na velocidade de crescimento ($\mu_{\max}$) da biomassa anóxica.

De acordo com Campos (1990), com base no desempenho hidrodinâmico e operacional do reator RAB, conclui-se que os valores dos parâmetros cinéticos apresentados na Tabela 59, foram valores ótimos e máximos do processo estudado. Além disso, foi observado que o valor encontrado para o parâmetro $\mu_{\max}$ estava dentro do intervalo estabelecido por Munz et al. (2011) e o valor de K_d de $0,29 \text{ d}^{-1}$ encontrado foi próximo ao limite estabelecido por Munz et al. (2011).

6. CONCLUSÕES

O sistema anaeróbio/aeróbio/anóxico constituído pelos reatores RAH/MBBR/RAB respectivamente, para o tratamento de águas residuárias da ARMV e operados com altas cargas orgânicas e hidráulicas, permitiu apresentar as conclusões relacionadas abaixo:

a) Com base na caracterização físico-química e toxicologicamente a ARM, *in natura*, proveniente do processo da linha verde de abate:

- A água residuária de matadouro proveniente da linha verde do processo de abate de bovinos, apresentou altas concentrações em toda série de sólidos, ácidos voláteis totais, alcalinidades, macro e micronutrientes, matéria orgânica em termos de $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e DQO nas formas total, solúvel e particulada e também de COD.
- Não foi encontrado nitrato e nitrito na água residuária de matadouro proveniente da linha verde do processo de abate de bovinos.
- A maior parte da matéria biodegradável apresentou-se na forma solúvel, indiciando que processos físicos comuns não seriam eficazes no tratamento deste efluente.
- As concentrações de cátions, sulfato e amônio não apresentaram efeitos inibidores ao processo biológico.
- A água residuária de matadouro proveniente da linha verde do processo de abate de bovinos foi caracterizada como efluente extremamente tóxico a nível agudo para os organismos, bactérias *P. putida* e *E. coli* e microcrustáceo *D. similis*. Além disso, também apresentou-se extremamente tóxico a nível crônico para os organismos, microcrustáceos *C. silvestri* e *C. dúbia*, bactérias *E. coli* e *P. putida* e alga *P. subcaptata*.
- Em relação aos organismos-teste os microcrustáceos e algas foram mais sensíveis a toxidade da ARMV que as bactérias.

b) Com base no monitoramento dos parâmetros operacionais, sinergicamente aos parâmetros de eficiência dos reatores de forma individual durante a partida (*start-up*), operação transiente mediante a modificação de cargas (aclimatização), e avaliação dos estados de estabilidade (*steady-state*):

- Quanto á partida realizada com esgoto doméstico sintético foi observado que o RAH e o MBBR alcançaram a estabilidade em 2 meses. O mesmo não foi observado para o RAB.

- Durante a etapa de estado estacionário foram obtidas eficiências de remoção de 90%, 85%, 75% para o RAH e 75%, 60% e 98% para o MBBR em termos de DQO, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e COD, respectivamente.
- Quando atingido o estado estacionário, o MBBR apresentou alta atividade nitrificante e alta remoção de fósforo. Mesmo sem inoculação, em 60 dias de operação formou-se uma biomassa de 1136,4 mg de STV.
- Tanto durante a etapa de aclimatização quanto durante a etapa de estado estacionário não foi possível estabilizar o reator RAB em termos de DQO, $\text{DBO}_5^{20^\circ\text{C}}$ e COD.
- O RAB foi eficiente em remover fósforo. Além disso, foi observada atividade nitrificante devido à concentração de OD no reator anóxico, e alta atividade desnitrificante ocorrendo simultaneamente.
- A baixa concentração de substrato provocou a digestão da biomassa anóxica no RAB para estas condições.

c) Com base no monitoramento do sistema conjugado RAH-MBBR-RAB operando sob choques orgânicos durante o tratamento da ARM, visando remover matéria orgânica, nutrientes e toxidade aguda e crônica:

- O reator RAH operando sob choques orgânicos demonstrou ótimo desempenho operacional, sendo capaz de absorver choques orgânicos submetidos a biomassa, retornando aos picos de eficiência. Aumentando a carga aplicada ao RAH aumentou o tempo necessário para o reestabelecimento da biomassa. O reator RAH apresentou boas eficiências de amonificação, remoção de sólidos, geração de alcalinidade e manteve o tamponamento do meio.
- Conclui-se com a pesquisa realizada que o reator MBBR foi capaz de absorver choques orgânicos submetidos a biomassa gerada naturalmente, apresentando bom desempenho operacional. Aumentando a carga aplicada ao MBBR aumentou-se o tempo necessário para o reestabelecimento da biomassa. O reator MBBR apresentou bom desempenho no processo de nitrificação com eficiências de 61,2%; 68,1%; 50,7% para as fases I, II e III, respectivamente.
- O reator RAB operando sob choques orgânicos demonstrou ótimo desempenho operacional e no processo de desnitrificação com geração de alcalinidade principalmente bicarbonato. A concentração de OD residual entre 0,8 e 1 mg L^{-1} mantida no RAB

permitiu que acontecesse além da desnitrificação, também nitrificação ocorrendo o consumo de nitrogênio amoniacal. O processo anóxico no reator RAB mostrou-se complicado para estabilizar e manter-se ausente de oxigênio. Ao longo das fases aumentou-se a carga aplicada ao RAB obtendo como resposta da biomassa anóxica o aumento o tempo necessário para o reestabelecimento do estado estacionário.

➤ Em termos de toxicidade, as fases I e II mostraram-se eficientes na remoção de toxicidade, sendo que no final de ambas a ARMV tratada apresentou-se livre de toxicidade a nível agudo e crônico.

d) Com base na caracterização da biomassa dispersa dos reatores RAH, MBBR e RAB de forma quantitativa através dos parâmetros cinéticos de crescimento (k , Y , K_d , K_s , μ_{max}) e de forma qualitativa através de técnicas de microscopia:

➤ Na biomassa anaeróbia do RAH foi encontrada uma grande diversidade morfológica de bactérias. Na base do RAH houve uma predominância de morfologias sarcinas e filamentosas e no topo do reator RAH uma predominância de morfologia diplococos e filamentosas.

➤ Para o MBBR foi encontrada na biomassa aeróbia uma grande diversidade morfológica de bactérias e diversos tipos de protozoários. Não houve diferença da microbiota encontrada na base, meio e topo do MBBR, provavelmente devido a condição hidrodinâmica de mistura completa e aeração ascendente constante do reator mantendo a biomassa uniforme e homogênea.

➤ Para o reator RAB foi encontrado na biomassa anóxica uma grande diversidade morfológica de bactérias principalmente filamentosas e diplococos e poucos tipos de protozoários, sendo que os mais observados foram ciliados de vida livre. Praticamente, não houve diferença da microbiota bacteriana entre a base e topo. Já quanto a presença de protozoário, foi mais observada no topo que na base, que devido as concentrações de OD restantes.

e) Com base na avaliação das características hidrodinâmicos dos reatores RAH, MBBR e RAB em condições abióticas e bióticas, determinando o tipo de regime, tempo de detenção hidráulica real, cinética de degradação de matéria orgânica, eficiência hidráulica e porcentagem de zonas mortas:

➤ O reator RAH demonstrou um ótimo desempenho hidrodinâmico resultando em baixas porcentagens de zona morta. A sorção do traçador pelo meio suporte foi quase

inexistente. Os valores de coeficiente de dispersão (D/uL) para as condições abióticas e bióticas foram 0,13 e 0,16, respectivamente. Os coeficientes de degradação da matéria orgânica da biomassa anaeróbia considerando a condição de mistura do reator foram de 1,92; 1,2 e 2,16 d^{-1} em termos de DQO. O tempo de detenção hidráulica real foi apenas 2 horas maior do TDH teórico. Provavelmente, as relações base/altura e demais condições de engenharia utilizadas no projeto favoreceram a condição hidrodinâmica no reator.

➤ O reator MBBR demonstrou um ótimo desempenho hidrodinâmico resultando em baixas porcentagens de zona morta. A condição de mistura completa do reator MBBR propiciou durante o teste em meio biótico um perfil caudal onde a concentração do traçador não zerou, permanecendo assintota ao eixo do tempo. Essa calda foi devido ao traçador que se manteve dentro do reator, resultando na recuperação de apenas 85% da massa de traçador injetada. Os valores de coeficiente de dispersão (D/uL) para as condições abióticas e bióticas foram 0,58 e 0,9, respectivamente. Os coeficientes de degradação da matéria orgânica da biomassa anaeróbia considerando a condição de mistura do reator foram de 3,2; 1,92 e 3,84 d^{-1} em termos de DQO. O tempo de detenção hidráulica real foi apenas 1 hora de diferença do TDH teórico.

➤ O reator RAB demonstrou um ótimo desempenho hidrodinâmico resultando em baixas porcentagens de zona morta e sorção do traçador pelo meio suporte e lodo quase inexistente. Os valores de coeficiente de dispersão (D/uL) para as condições abióticas e bióticas foram 0,31 e 0,32, respectivamente. Os coeficientes de degradação da matéria orgânica da biomassa anaeróbia considerando a condição de mistura do reator foram de 2,4; 1,2 e 1,92 d^{-1} em termos de DQO. O tempo de detenção hidráulica foi apenas 0,5 horas maior do TDH teórico. Provavelmente a utilização das normas da ABNT 13369 para filtros anaeróbios junto as relações base/altura 1:11 do RAB favoreceram a condição hidrodinâmica no reator.

f) Com base na quantificação da biomassa aderida no meio suporte dos três reatores em termos de sólidos voláteis e aspectos do meio suporte dos reatores RAH, MBBR e RAB:

➤ Os meios suportes espuma de poliuretano e tubo de PVC corrugado propiciaram ótimas condições para o crescimento da biomassa e formação do biofilme.

➤ Os meios suportes apresentaram-se vantajosos quanto ao preço e manuseio não interferindo na eficiência dos reatores.

Quanto ao tubo de PVC corrugado, foi observado que o crescimento da biomassa ocorreu apenas na parte interna dos anéis, provavelmente, devido a aeração ascendente que cisalhava a biomassa que crescia na parte exterior do anel.

6.1 Conclusão geral

Os reatores RAH, MBBR e RAB apresentaram ótimas condições hidrodinâmicas com zonas mortas inexistentes o que valorizou os parâmetros cinéticos levantados para os três reatores. Essas características aliadas ao alto desempenho operacional comprovaram a eficácia dos reatores de forma individual e conjugada como sistema AOA. Com base nos dados obtidos, os reatores estudados podem ser escalonados para tratar a ARMV em escala pleno para abatedouros e matadouros. A aplicação em escala plena, dos resíduos sólidos utilizados como meio suporte nos três reatores será viável devido a baixo preço e fácil operacionalização.

REFERENCIAS

ABREU, M. J.; SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; ROCHA, O.; ORLANDO, T. C. The use of PCR-RFLP to genetically distinguish the morphologically close species: *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894 and *Ceriodaphnia silvestrii* Daday, 1902 (Crustacea Cladocera). **Brazilian Journal Biology**, v. 70, n. 1, p. 121-124, 2010.

AGUILAR, C. P.; PERUZZOLO, M.; DI LUCCIO, M.; DALLAGO, R. M.; NASCIMENTO FILHO, I. Qualitative study of organic compounds in wastewaters of a swine slaughterhouse. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 116, p. 103–110, 2006.

ANTHONISEN, A. C.; LOEHR, R. C.; PRAKASAM, T. B. S. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.48, n.5, p. 835-852, 1976.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse causas e estratégias de controle. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 2, p. 152-161, 2005.

ARAÚJO, D. J.; ROCHA, S. M. S; CAMMAROTA, M. C.; XAVIER, A. M. F.; CARDOSO, V. L. Anaerobic treatment of wastewater from the household and personal products industry in a hybrid bioreactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 3, p. 443-451, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12648**: Ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com algas (Chlorophyceae). Rio de Janeiro. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com *Daphnia sp* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia sp* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro. 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR:13.969**: Tanques Sépticos- Unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação., Rio de Janeiro, 60p. 1997.

AVNIMELECH, Y.; MOZES, N.; DIAB, S.; KOCHBA, M. Rates of organic carbon and nitrogen degradation in intensive fish ponds. **Aquaculture**, v.134, n.2, p. 211-216, 1995.

BAILEY, J.E.; OLLIS, D.F. **Biochemical engineering fundamentals**. 2nd edition. McGraw-Hill, New York, 1986.

BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. N. **Experimentação agrícola-3^a** ed. Jaboticabal: FUNEP, 1995. 247p.

BARNWELL, T. O. Least squares estimates of BOD parameters. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 106, n. 6, p.1043-1055, 1980.

BASSIN, J. P.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR, G. L. Nitrification of industrial and domestic saline wastewaters in moving bed biofilm reactor and sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v.185, n.3, p. 242–248, 2011.

BERTOLETTI, E. **Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB. 2013. 49 p. (Série Manuais).

BEUX, S.; NUNES, E.; BARANA, A. C. Effect of temperature on two-phase anaerobic reactors treating slaughterhouse wastewater. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.50, n. 6, p.1061-1072, 2007.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: Wiley Liss Publishing, 2005. 449 p.

BORGES, A. C.; SIMAN, R. R.; RODRIGUES, J. A. D.; RATUSZNEI, S. M.; ZAIAT, M.; FORESTI, E.; BORZANI, W. Stirred anaerobic sequencing batch reactor containing immobilized biomass: a behavior study when submitted to different fill times. **Water Science and Technology**, v. 49, n.12, p. 311-318, 2004.

BORJA, R.; BANKS, C. J.; WANG, Z.; MANCHA, A. Anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater using a combination sludge blanket and filter arrangement in a sludge reactor. **Bioresource Technology**, v. 65, n.3, p.125-133, 1998.

BENEFIELD, L.D.; RANDALL, C.W. **Biological process design for wastewater treatment**. Prentice Hall: New Jersey, 1980, 526 p.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764p.

BROWN, P.; ONG, S. K.; LEE, Y. W. Influence of anoxic and anaerobic hydraulic retention time on biological nitrogen and phosphorus removal in a membrane bioreactor. **Desalination**, v. 270, n. 4, p. 227–232, 2011.

CAMPOS, C. M. M.; SALEH, B. B.; CARMO, F. R. DO. Determination of kinetic parameters of a lab-scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket reator (UASB) removing organic loading from swine manure effluents. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n.5, p. 1045-1051, 2005.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulation in UASB reactors**. 1990. 459p. (Ph.D.) Thesis - University of Newcastle Upon Tyne, Newcastle, 1990.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 1999. 464 p.

CAO, W.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater treatment by combined anaerobic baffled reactor and UV/H₂O₂ processes. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 89, n. 3, p. 1136–1143, 2011.

CAPELA, I.; BILÉ, M. J.; SILVA, F.; NADAIS, H.; PRATES, A.; ARROJA, L. Hydrodynamic behaviour of a full scale anaerobic contact reactor using residence time distribution technique. **Journal of Chemical Technology e Biotechnology**, v.84, n. 6, p. 716–724, 2009.

CETESB, 1987. **Avaliação da toxicidade de despejos industriais na Região da Grande São Paulo**. São Paulo. 88p.

CHAIPRASERT, P.; SUVAJITTANONT, W.; SURARAKSAC, B.; TANTICHAROEND, M.; BHUMIRATANA, S. Nylon fibers as supporting media in anaerobic hybrid reactors: It's effects on system's performance and microbial distribution. **Water Research**, v. 37, n.3, p. 4605-4612, 2003.

CHAN, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L. Start-up, steady state performance and kinetic evaluation of a thermophilic integrated anaerobic–aerobic bioreactor (IAAB). **Bioresource Technology**, v. 125, n.3, p. 145–157, 2012.

CHAVES, P. C.; CASTILLO, L. R.; DENDOOVEN, L.; ESCAMILLA-SILVA, E. M. Poultry slaughterhouse wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Bioresource Technology**, v. 96, n. 3, p. 1730-1736, 2005.

CHEN, C. K.; LO, S. L. Treatment of slaughterhouse wastewater using an activated sludge/contact aeration process. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 285-292, 2003.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2007. 359p.

COSTA, T. B. **Desempenho de reatores em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. 2005. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

COUILLARD, D.; GARIÉPY, S.; TRAN, F.T. Slaughterhouse effluent treatment by thermophilic aerobic process. **Water Research**, v. 23, n. 5, p. 573–579, 1989.

CUSTÓDIO, T. N. **Curso de nivelamento em estatística**. Lavras: UFLA, 2005. 125p. Apostila.

DEBIK, E.; COSKUN, T. Use of the Static Granular Bed Reactor (SGBR) with anaerobic sludge to treat poultry slaughterhouse wastewater and kinetic modeling. **Bioresource Technology**, v.100, n. 2, p. 2777-2782, 2009.

DEL NERY, V., POZZI, E., DAMIANOVIC, M.H.R.Z., DOMINGUES, M.R., ZAIAT, M. Granules characteristics in the vertical profile of a full-scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket reactor treating poultry slaughterhouse wastewater. **Bioresource Technology**, v. 99, n.3, p. 2018–2024, 2008.

DEL POZO, R.; DIEZ, V. Integrated anaerobic–aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Water Research**, v. 39, n.2, p. 1114–1122, 2005.

DE ZEEUW, W. **Acclimatization of Anaerobic Sludge for UASB- reactor “Start-up”**. 1984.Thesis (Ph.D.)- Agricultural University, Wageningen, The Netherlands, 1984.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 33, n. 4, p. 356-365, 1961.

DUARTE, I. C. S.; OLIVEIRA, L. L.; SAAVEDRA, N. K. D. Evaluation of the microbial diversity in a horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor treating linear alkylbenzene sulfonate. **Biodegradation**, v. 19, n. 3, p. 375-85, 2008.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000. 1CD-ROM.

FERREIRA, D.F. **Software Sisvar**: versão 4.6 (Build 63). Lavras: DEX/UFLA, 2003.

FIA, R.; MATOS, A. T.; LUIZ, F. A. R.; PEREIRA, P. A. Coeficientes de degradação da matéria orgânica de água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro em condições anóxica e aeróbia. **Engenharia na Agricultura**, v.15, n.1, p.45-54, 2007.

FILHO, I. N.; MUHLEN, C.; SCHOSSLER, P.; CARAMÃO, E. B. Identification of some plasticizers compounds in landfill leachate. **Chemosphere**, v. 50, n.3, p. 657–663, 2003.

FILHO, I. N.; SCHOSSLER, P.; FREITAS, L. S.; MELECCHI, M. I. S.; VALE, M. G. R.; CARAMÃO, E. B. Selective extraction of benzoic acid from landfill leachate by solid-phase extraction and ion-exchange chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 1027, n.3, p.167–170, 2004.

GANNOUN, H.; BOUALLAGUI, H.; OKBI, A.; SAYADI, S.; HAMDI, M. Mesophilic and Thermophilic anaerobic digestion of biologically pretreated abattoir wastewater in an upflow anaerobic filter. **Journal of Hazardous Materials**, v.170, n.3, p. 263-271, 2009.

GOMES, M. R. **Determinação dos coeficientes cinéticos e avaliação da eficiência de um sistema de lodos ativados no tratamento de efluentes de curtume**. 2006. 78p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande. 2006.

GULLEY, D. D.; BOELTER, A. M.; BERGMAN, H. L. **TOXTAT 3.3**: fish physiology and toxicology laboratory. Laramie: University of Wyoming, 1991.

GUSTIN, S.; MARINSEK-LOGAR, R. Effect of pH, temperature and air flow rate on the continuous ammonia stripping of the anaerobic digestion effluent. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 89, n.1, p.61-66.2011.

GUTIÉRREZ-SARABIA, A.; FERNÁNDEZ-VILLAGÓMEZ, G.; MARTÍNEZ PEREDA, P.; RINDERKNECHT- SEIJAS, N.; POGGI-VARALDO, H. M. Slaughterhouse wastewater treatment in a full-scale system with constructed wetlands. **Water Environment Research**, v.76, n.4, p. 334-343, 2004.

HAI, F. I.; LI, X.; PRICE, W. E.; NGHIEM, L. D. Removal of carbamazepine and sulfamethoxazole by MBBR under anoxic and aerobic conditions. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 4, p. 10386–10390, 2011.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURFTON, R. B. Trimmed Spearman–Karber method for estimating median lethal concentration in toxicity bioassays. **Environmental Science and Technology**, v. 11, n.4, p. 714-719, 1977.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JASEN, J. L. C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment**. 2.nd ed. Berlin: Springer, 1997.

ILIES, P.; MAVINIC, D. S. The effect of decreased ambient temperature on the biological nitrification and denitrification of a high ammonia landfill leachate. **Water Research**, v. 35, n. 8, p. 2065 - 2072, 2000.

JENKINS, S. R., MORGAN, J. M., SAWYER, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 55, n.5, p. 448-453, 1983.

JIA, Y.; GAO, C.; ZHANG, L.; JIANG, G. Effects of pre-fermentation and influent temperature on the removal efficiency of COD, NH₄ -N and PO₃ -P in slaughterhouse wastewater by using SBR. **Energy Procedia**, v. 16, p. 1964 – 1971, 2012.

JIMENEZ, B.; NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROUSTAN, M.; FAUP, G. Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. **Water Research**, v.22, n. 6, p. 1253-1257, 1998.

KIST, L. T.; EL MOUTAQI, S.; MACHADO, E. L. Cleaner production in the management of water use at a poultry slaughterhouse of Vale do Taquari, Brazil: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v.17, n. 5, p.1200–1205, 2009.

KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. **Journal Hazardous Materials**, v.133, n.3, p. 172-180, 2006.

KRISHNA, G. V. T. G.; KUMAR, P.; KUMAR, P. Treatment of low strength complex wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR). **Bioresource Technology**, v.99, n.17, p. 8193- 8200, 2008.

KUDO, R.R. **Handbook of protozoology**. Illinois: Charles C. Thomas Publisher, 1931.

KUMMER, A. C. B.; ANDRADE, L.; GOMES, S. D.; FAZOLO, A.; HASAN, S. D. M.; MACHADO, F. Treatment of tilapia slaughterhouse wastewater with addition of cassava in anoxic stage. **Engenharia Agrícola**, v.31, n.1, p.150-157, 2011.

KUGELMAN, I. J.; MCCARTY, P. L. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment I: Slug feed studies. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 4, p. 97-116, 1965.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. V. DE; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. **Recomendações para uso de esterqueiras para armazenagem de dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. p. 1-5. (Comunicado Técnico, 361).

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3 ed. São Paulo. Ed. Edgard Blücher, 563 p, 2000.

LEVENSPIEL, O. Engenharia das reações químicas. In: _____. **Cálculo de reatores**. São Paulo: POLI/USP. 1988. v.2, cap.9, p.205-233.

LI, J.; HEALY, M.; ZHAN, X.; RODGERS, M. Nutrient removal from slaughterhouse wastewater in an intermittently aerated sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 2, p. 7644–7650, 2008.

LIM, J. S.; FOX, P. E. A kinetic evaluation of anaerobic treatment of swine wastewater at two temperatures in a temperate climate zone. **Bioresource Technology**, v.102, n. 4, p. 3724–3729, 2011.

LÓPEZ, A. L.; FRAIRE, J. L. B; RODRÍGUEZ, R. V.; ARGUETA, C. B. Estudio comparativo entre un proceso fisicoquímico y uno biológico para tratar agua residual de rastro. **Interciência**, v. 33, n.7, 490-495, 2008.

LOURENÇO, A. M. P.; CAMPOS, C. M. M. Hydrodynamic behavior of a lab-scale upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) operated with an adopted hydraulic retention time (HRT) of 12 hours. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, n. 4, p. 1139-1144, 2009.

MANJUNATH, N. T.; MEHROTRA, I.; MATHUR, R.P. Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system. **Water Research**, v. 34, n.5, p. 1930-1936, 2000.

MARTINEZ, J. R.; GARZA, I. R.; FLORES, E.P.; BALAGURUSAMY, N. SANTILLAN, G. S.; GARCIA, Y. G. Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresource Technology**, v.85, n.5, p. 235–241, 2002.

MASSE, D. I.; MASSE, L. Characterization of wastewater from hog slaughterhouse in Eastern Canada and evaluation of their in plant wastewater treatment systems. **Canadian Agricultural Engineering**, v.42, n. 6, p. 139- 146, 2000.

MASSE, L.; MASSE, D. I.; KENNEDY, K. J.; CHOU, S. P. Neutral fat hydrolysis and long-chain fatty acid oxidation during anaerobic digestion at 25°C of pork fat particles in slaughterhouse wastewater. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 52, n.4, p.79 – 43, 2002.

MASSE, L.; MASSE, D. I. Effect of soluble organic, particulate organic, and hydraulic shock loads on anaerobic sequencing batch reactors treating slaughterhouse wastewater at 20°C. **Process Biochemistry**, v.40, n.3, p. 1225–1232, 2005.

MASSE, L.; MASSE, D. I.; KENNEDY, K. J. Effect of hydrolysis pretreatment on fat degradation during anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater. **Process Biochemistry**, v. 38, n. 6, p. 1365-1372, 2003.

MATANGUE, M. T. A.; CAMPOS, C. M. M. Determination of kinetic parameters of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB), treating swine wastewater. **Ciência Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1204-1210, 2011.

MATANGUE, M. T. A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbio compartimentado (RAC) e de manta de lodo (UASB) operados em série**. 2011. 395 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras. Lavras. 2011.

MEES, J. B. R.; GOMES, S. D.; BOAS, M. A. V.; FAZOLO, A.; SAMPAIO, S. C. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**, v.29, n.4, p. 466-473, 2009.

MÉNDEZ-ROMERO, D. C.; LÓPEZ-LÓPEZ, A.; VALLEJO-RODRÍGUEZ, R.; LEÓN-BECERRIL, E. Hydrodynamic and kinetic assessment of an anaerobic fixed-bed reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Chemical Engineering and Processing**, v. 50, n. 4, p. 273–280, 2011.

METCALF; EDDY. **Wasterwater engineering: treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

MIRANDA, L. A. S; HENRIQUES, J. A. P; MONTEGGIA, L. O. A full-scale UASB reactor for treatment of pig and cattle slaughterhouse wastewater with a high oil and grease content **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 22, n. 4, p. 601 – 610, 2005.

MOSEY, E. E. Anaerobic biological treatment of food industry waste waters. **Water Pollution Control**, v.80, n. 3, 273-91, 1981.

MOTTERAN, F.; PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M. Characterization of an acidification and equalization tank (AET) operating as a primary treatment of swine liquid effluent. **Brazilian archives biology and technology**, v.56, n.3, 485-494, 2013.

MUNZ, G.; LUBELLO, C.; OLESZKIEWICZ, J. A. Factors affecting the growth rates of ammonium and nitrite oxidizing bacteria. **Chemosphere**, v. 83, n.4, p. 720–725, 2011.

NACHEVA, P. M.; PANTOJA, M. R.; SERRANO, E. A. L. Treatment of slaughterhouse wastewater in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 5, p. 877-884, 2011.

NARDI, I. R.; DEL NERY, V.; AMORIM, A. K. B., SANTOS N.G.; CHIMENES, F. Performances of SBR, chemical–DAF and UV disinfection for poultry slaughterhouse wastewater reclamation. **Desalination**, v. 269, n. 5, p. 184–189, 2011.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, v. 21, n. 3, p. 469- 476, 1999.

NEEDHAM, J.G.; NEEDHAM, P.R. **Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces**. Barcelona: Reverte, 1978.

NERY, V. D.; NARDI, I.R.; DAMIANOVIC, M.H.R.Z.; POZZI, E.; AMORIM, A.K.B.; ZAIAT, M. Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 50, n.4, p. 102–114, 2007.

NHAT, P. H. Environmental performance improvement for small and medium-sized slaughterhouses in Vietnam. **Environmental Development and Sustainability**, v. 8, n. 4, p. 251–269, 2006.

NORBERT-KING, T. J. **A linear interpolation method for sublethal toxicity: the inhibition concentration (ICp) approach (Version 2.0)**. Dulunth: USEPA, 1993. Tech. Rept. 03-93. 25 p.

OLIVEIRA, L.; DUARTE, I. C. S; SAKAMOTO, I. K.; VARESCHE, M. B. A. Influence of support material on the immobilization of biomass for the degradation of linear alkylbenzene sulfonate in anaerobic reactors. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 2, p. 1261-1268, 2009.

PALATSI, J.; VINAS, M.; GUIVERNAU, M.; FERNANDEZ, B.; FLOTATS, X. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. **Bioresource Technology**, v.102, n. 5, p. 2219-2227, 2011.

PARK, H. O.; OH, S.; BADE, R.; SHIN, W. S. Application of A²O moving-bed biofilm reactors for textile dyeing wastewater treatment. **Korean Journal of Chemical Engineering**, v. 27, n. 3, p. 893-899, 2010.

PENA, M. R.; MARA, D. D.; AVELLA, G. P. Dispersion and treatment performance analysis of an UASB reactor under different hydraulic loading rates. **Water Research**, v. 40, n. 5, p.445-452, 2006.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. **Water Science and Technology**, v. 40, n.3, p. 291–300, 1999.

POOPATHI, S.; ARCHANA, B. Wastewater Management from Slaughterhouse: A New Approach to Control Mosquitoes. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 223, n. 6, p. 3263-3270, 2012.

POWELL, G. E. Interpreting gas kinetics of batch cultures. **Biotechnology Letters**, v.5, n. 4, p. 437- 40, 1983.

POZO, R. D.; DIEZ, V. Organic matter removal in combined anaerobic-aerobic fixed-film bioreactors. **Water Research**, v.37, n. 5, p. 3561-3568, 2003.

RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL, T.; SARAVANAN, P.M.; ANANTHANARAYANAN, P. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in hybrid upflow anaerobic sludge blanket reactor packed with pleated poly vinyl chloride rings. **Bioresource Technology**, v. 103, n.2, p. 116–122, 2012.

RAMALHO, M. A. P.; FERREIRA, D. F.; OLIVEIRA, A. C. **Experimentação em genética e melhoramento de plantas**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2005. 326 p.

REDDY, R.C.; FEIJTEL, T.C.; PATRICK, W.H. Effects of soil redox conditions on microbial oxidation of organic matter. In: CHEN, Y; AVNIMELECH, Y. (Ed), **The role of organic matter in modern agriculture**. Martinus Nijhoff Publ., p. 306, 1986.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali Soils**. USDA. Agriculture Handbook 60. Washington D. C. 1954.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-411, 1986.

RODRIGUES, L. B.; SANTOS, L. R.; TAGLIARI, V. Z; RIZZO, N. N.; TRENHAGO, G.; OLIVEIRA, A. P.; GOETZ, F.; NASCIMENTO, V. P. Quantification of biofilm production on polystyrene by *Listeria*, *Escherichia coli* and *Staphylococcus aureus* isolated from a poultry slaughterhouse. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 41, n. 3, p. 1082-1085, 2010.

RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, J.; RODRÍGUEZ-GARZA, I.; PEDRAZA-FLORES, E.; BALAGURUSAMY, N., SOSA-SANTILLA, G.; GARZA-GARCIA, Y. Kinetics of anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater in batch and upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresource Technology**, v.85, n. 4, p. 235-241, 2002.

ROSSI JÚNIOR, O. D.; AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A. ; SCHOCKENITURRINO, R. P. Enterotoxigenicidade de cepas de *Aeromonas* sp. isoladas em diferentes pontos do fluxograma de abate bovino. **Arquivos Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.53, n.5, p.589-594, 2001.

RUIZ, I.; VEIGA, M. C.; SANTIAGO, P.; BLÁZQUEZ, R. Treatment of slaughterhouse wastewater in a UASB reactor and an anaerobic filter. **Bioresource Technology**, v. 60, n.4, p. 251-258, 1997.

SABUMON, P. C. Effect of potential electron acceptors on anoxic ammonia oxidation in the presence of organic carbon. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n.3, p. 280–288, 2009.

SADDOUD, A.; SAYADI, S. Application of acidogenic fixed bed reactor prior to anaerobic membrane bioreactor for sustainable slaughterhouse wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 149, n. 4, p. 700-706, 2007.

SALÉH, B. B.; CAMPOS, C. M. M.; FIGUEIREDO, J. G. Survey of kinetic parameters measured in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) in pilot-scale treatment of dairy wastewater. **Acta Scientiarum Technology**, v. 31, n. 1, p. 51-56, 2009.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste- a review. **Bioresource Technology**, v.83, n.2, p. 13-26, 2002.

SALMINEN, E.; RINTALA, J.; HARKONEN, J.; KUITUNEN, M.; HORGMANDER, H.; OIKARI, A. Anaerobically digested poultry slaughterhouse wastes as fertilizer in agriculture. **Bioresource Technology**, v.78, n. 3, p. 81-88, 2001.

SÁNCHEZ, M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MÉNDEZ, R.; LEMA, J. M. Simple methods for the determination of the denitrifying activity of sludges. **Bioresource Technology**, v. 75, n. 1, p. 1 - 6, 2000.

SARATHAI, Y.; KOOTTATEP, T.; MOREL, A. Hydraulic characteristics of an anaerobic baffled reactor as onsite wastewater treatment system. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 9, p. 1319-1326, 2010.

SARAVANAN V.; SREEKRISHNAN, T. R. A mathematical model for a hybrid anaerobic reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n.3, p. 136-146, 2008.

SAYED, S. K. I.; VAN CAMPEN, L.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of slaughterhouse waste using a granular sludge UASB reactor. **Biological Wastes**, v. 21, n.1, p. 11-28, 1987.

SAYED, S. K. I.; ZEEUW, W.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of slaughterhouse waste using a flocculent sludge UASB reactor. **Agricultural Wastes**, v. 2, n.1, p. 197-226, 1984.

SAYED, S. K. I.; ZEEUW, W. The Performance of a Continuously Operated Flocculent Sludge UASB Reactor with Slaughterhouse Wastewater. **Biological Wastes**, v. 24, n. 3, p. 199-212, 1988.

SHENGQUAN, Y.; SIYUAN, G.; HUI, W. High effective to remove nitrogen process in abattoir wastewater treatment. **Desalination**, v. 222, n.3, p. 146-150, 2008.

SILVA, V. G.; CAMPOS, C. M. M.; PEREIRA, E. L.; SILVA, J. F. Start-up and steady-state conditions of an Anaerobic Hybrid Reactor (AHR) using mini-filters composed with two types of support medium operating under low loading rates. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 54, n.4, p. 973-982, 2011.

SILVA, V. G.; CAMPOS, C. M. M.; SILVA, J.F. ; ALMEIDA, P.H. ; MARTINS, M.A. Monitoramento de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um reator anaeróbio híbrido (RAH) em escala piloto, tratando água residuária do café produzido por via úmida. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n.6, p. 204-211. 2010.

SILVEIRA, I. C. T.; MONTEGGIA, L. O. Análise dos fatores intervenientes no desempenho de reatores anaeróbios de manto de lodos de fluxo ascendente tratando esgotos sanitários. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 7., 1998, Lima, 1998.

SIMAN, R. R.; BORGES, A. C.; RATUSZNEI, S. M.; RODRIGUES, J. A. D.; ZAIAT, M.; FORESTI, E.; BORZANI, W. Influence of organic loading on an anaerobic sequencing biofilm batch reactor (ASBBR) as a function of cycle period and wastewater concentration. **Journal of Environmental Management**, v. 72, n.4, p. 241-247, 2004.

SITTIJUNDA, S.; REUNGSANG, A.; O-THONG, S. Biohydrogen production from dual digestion pretreatment of poultry slaughterhouse sludge by anaerobic self-fermentation. **International Journal of Hydrogen Energy**, v.35, n.3, p. 13427- 13434, 2010.

SLABBERT, J. L. Improved bacterial growth test for rapid water toxicity screening. **Bulletin of Environmental Contamination Toxicology**, v.37, n. 3, p. 565-569, 1986.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology**: For industrial wastewater. Nashville: Archae, 1996. 394 p.

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, desnitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v.61, n.4, p.151-157, 1997.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

THACKSTON, E. L.; SHIELDS JR, F. D.; SCHROEDER, P. R. Residence time distributions of shallow basins. **Journal of Environmental Engineering**, v. 116, n. 6, p. 1319–1332, 1987.

TORKIAN, A.; EQBALI, A.; HASHEMIAN, S. J. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 40, n.3, p. 1-11, 2003.

ÜN, Ü. T., KOPARAL, A. S.; ÖĞÜTVEREN, Ü. B. Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. **Journal Hazardous Materials**, v.164, n.3, p. 580–586, 2009.

VALLADÃO, A. B. G.; FREIRE, D. M. G.; CAMMAROTA, M. C. Enzymatic pre-hydrolysis applied to the anaerobic treatment of effluents from poultry slaughterhouses. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 60, n.3, p. 219–225, 2007.

VAN HAANDEL, A. C.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n.2, p. 21–38, 2006.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos**: manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf, 210 p. 1994.

VAN HAANDEL A.; MARAIS, G. O. **Comportamento do sistema de lodo ativado**. Campina Grande: Epgraf, p. 488. 1999.

VAN HULLE, S.W.H; VANDEWEYER, H.; AUDENAERT, W.; MONBALLIU, A.; MEESSCHAERT, B. Influence of the feeding regime on the start-up and operation of the autotrophic nitrogen removal process. **Water SA**, v. 37, n.3, 2011.

VENDRAMEL, S. M. R. ; DEZOTTI, M.; SANTANNA JR., G. L. Nitrification of an industrial wastewater in a moving-bed biofilm reactor: Effect of salt concentration. **Environmental Technology**, v. 32, n. 8, p. 837-846, 2011.

VIRARAGHAVAN, T.; VARADARAJAN, R. Low-temperature kinetics of anaerobic-filter wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.57, n.2, p. 165–171, 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA). 2008. v . 4, 428 p.

VON SPERLING, M. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. 2º ed. Belo Horizonte: SEGRAC, v.1. 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, 1996. 243p.

WANG, W.; WANG, S.; PENG, Y.; ZHANG, S.; YIN, F. Enhanced Biological Nutrients Removal in Modified Step-feed Anaerobic/Anoxic/Oxic (A²O) process. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 17, n.5, p. 840-848, 2009.

WESTPHAL, A. **Zoología especial**: protozoários. Barcelona: Omega, 1977.

Winkler, M.; Coats, E. R.; Brinkman, C. K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal. **Water Research**, v. 45, p. 6119-6130. 2011.

XIÃO-LEI, L.; NAN-QI, R.; CHUN-LI, W. Hydrodynamic characteristics of a four compartment periodic anaerobic baffled reactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n.4, p.1159-1165, 2007.

XU, X.; LIU, G.; ZHU, L. Enhanced denitrifying phosphorous removal in a novel anaerobic/aerobic/anoxic (A²O) process with the diversion of internal carbon source. **Bioresource Technology**, v.102, n. 6, p. 10340–10345, 2011.

ZENG, W.; LI, L.; YANG, Y.; WANG, X.; PENG, Y. Denitrifying phosphorus removal and impact of nitrite accumulation on phosphorus removal in a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A²O) process treating domestic wastewater. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 48, n. 3, p. 134–142, 2011.

ZHAN, X.; HEALY, M. G.; LI, J. Nitrogen removal from slaughterhouse wastewater in a sequencing batch reactor under controlled low DO conditions. **Bioprocess & Biosystems Engineering**, v. 32, n.4, p- 607–614, 2009.

ANEXOS

Anexo A. Características químicas da ARM de diversas atividades (pecuária, avicultura e suinícola) estudadas em diversos trabalhos publicados de 1997 a 2012

Referência Bibliografica	pH	DQO _T	DQO _S	DBO _T	DBO _S	Alcalinidade	Acidez	NTK	N-NH ₄	N-org	FT	Fosfato
Ruiz et al. (1997)	7,2	7540	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	44	n.a.	n.a.	20
Borja et al. (1998)	6,4	10410	n.a.	6600	n.a.	620	250	230	n.a.	n.a.	59	n.a.
Masse e Massé (2000a) - Abatedouro 1	6,7	2941	1510	n.a.	n.a.	333	197	174	41	133	20	n.a.
Masse e Massé (2000a) - Abatedouro 2	7,2	3589	2605	n.a.	n.a.	333	166	271	154	117	0	n.a.
Masse e Massé (2000a) - Abatedouro 3	6,5	4976	2817	n.a.	n.a.	333	221	372	99	273	0	n.a.
Masse e Massé (2000a) - Abatedouro 4	4,9	2333	778	n.a.	n.a.	83	164	90	19	71	28	n.a.
Masse e Massé (2000a) - Abatedouro 5	6,9	8627	4753	n.a.	n.a.	906	311	593	169	424	61	n.a.
Masse e Massé (2000a) - Abatedouro 6	6,5	3417	1250	n.a.	n.a.	250	175	158	20	138	80	n.a.
Masse e Massé (2000b)- Coleta 1	7	6908	3449	1800	n.a.	1056	n.a.	534	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Masse e Massé (2000b)- Coleta 2	7,4	9665	4714	3313	n.a.	667	n.a.	619	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Masse e Massé (2000b)- Coleta 3	7,1	11500	5490	3213	n.a.	972	n.a.	735	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Masse e Massé (2000b)- Coleta 4	6,7	9445	4505	2781	n.a.	889	n.a.	617	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Del Pozo et al. (2000)	n.a.	2100	n.a.	1200	n.a.	n.a.	n.a.	220	n.a.	n.a.	70	n.a.
Manjunath et al. (2000)	6,9	4175	n.a.	2250	n.a.	n.a.	n.a.	120	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Rodríguez - Martínez et al. (2002)	7,5	12820	n.a.	n.a.	n.a.	530	880	531	n.a.	n.a.	n.a.	410
Torkian et al. (2003)	7,2	6.037	3799	1748	n.a.	1351	440	n.a.	89	n.a.	17	n.a.
Pozo e Diez (2003)	n.a.	1040	n.a.	420	n.a.	n.a.	n.a.	180	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Chen e Lo (2003)	7,6	1.018	n.a.	737	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Gutiérrez-Sarabia et al. (2004)	6,88	3633	n.a.	1593	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Chaves et al. (2005)	6,6	7333	n.a.	5500	n.a.	12	n.a.	74,9	62	17,2	4,58	n.a.
Masse e Massé (2005)	6,85	7083	3623	3460	n.a.	903	467	574	174	400	2257	n.a.
Del Pozo e Diez (2005)	7,2	1820	800	900	490	430*	n.a.	190	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Miranda et al. (2005)	7,1	2500	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	156	n.a.	n.a.	34	n.a.
Saddoud e Sayadi (2007)	7,6	13.744	10.470	5.766	n.a.	n.a.	79	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Li et al. (2008)	7,5	4672	n.a.	2895	n.a.	n.a.	n.a.	356	342	n.a.	29	n.a.
Shengquan et al. (2008)	n.a.	7421	n.a.	3288	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	122	n.a.	n.a.	n.a.
Gannoun et al. (2009)	7,1	5950	2150	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	670	205	n.a.	32,5	n.a.
Debik e Coskun (2009)	6,85	6880	n.a.	n.a.	n.a.	1315	n.a.	675	335	n.a.	8,95	n.a.
Méndez-Romero et al. (2011)	7,2	6500	n.a.	2900	n.a.	1500	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
Nacheva et al. (2011)	7,2	3437	2589	2646	1176	658	n.a.	208	131	n.a.	17	n.a.
Jia et al. (2012)	n.a.	2190	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	208,5	200,5	114	n.a.	38,5	36
Rajakumar et al. (2012)	7,3	3900	2015	1320	n.a.	970	395	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.

Anexo B. Características físicas e químicas da ARM de diversas atividades (pecuária, avicultura e suinícola) estudadas em diversos trabalhos publicados de 1997 a 2012

[illegible]

Referencia Bibliografica	Cloretos	Sulfatos	Sulfetos	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	C.E.	Fluoreto	P.S.
--------------------------	----------	----------	----------	----	----	----	---	----	----	------	----------	------

[illegible]

Anexo E. Análise Estatística de 32 trabalhos cinéticos realizados ao longo dos 15 anos levantados (1997-2012)

Estatística Descritiva	pH	DQOtotal	DQOsolúvel	DBOtotal	DBOsolúvel	Alcalinidade	Acidez	NTK	N-NH₄	N-org	Fósforo	Fosfato	COR
N.D.	28	32	17	20	2	19	13	24	16	17	15	3	2
Média	6,97	5800,13	3371,59	2716,50	833,00	720,05	304,12	356,18	132,50	315,25	183,77	155,33	1297,00
Mínimo	4,90	1018,00	778,00	420,00	490,00	12,00	79,00	74,90	19,00	17,20	4,58	20,00	194,00
Máximo	7,60	13744,00	10470,00	6600,00	1176,00	1500,00	880,00	735,00	342,00	735,00	2257,00	410,00	2400,00
C.V.	0,08	0,59	0,69	0,62	0,58	0,60	0,69	0,62	0,74	0,71	3,12	1,42	1,20
Mediana	7,10	5463,00	2817,00	2713,50	833,00	667,00	221,00	250,50	118,00	230,00	32,50	36,00	1297,00
Média geométrica	6,95	4756,76	2733,93	2210,98	759,10	507,79	254,69	288,45	98,02	226,12	37,27	66,58	682,35
d.p.	0,52	3422,79	2322,02	1680,93	485,08	429,87	208,46	219,84	97,93	223,59	573,98	220,69	1559,88
Percentis													
10%	6,5	2109	1070	883,7	558,6	216,6	164,4	130,8	30,5	98,6	12,17	23,2	414,6
25%	6,8125	3298	2015	1524,75	661,5	333	175	178,5	57,5	133	18,5	28	745,5
50%	7,1	5463	2817	2713,5	833	667	221	250,5	118	230	32,5	36	1297
75%	7,2	7450,75	4505	3294,25	1004,5	971	395	578,75	170,25	531	60	223	1848,5
90%	7,5	10335,5	5047,8	5526,6	1107,4	1322,2	461,6	654,7	270	617,8	76	335,2	2179,4

Unidades de medida: DQO e DBO₅^{20°C} total e solúvel (mg L⁻¹ de O₂); Alcalinidade (mg L⁻¹ em termos de CaCO₃); Acidez (mg L⁻¹ em termos de ácido acético); Nitrogênio Total de Kjeldahl (mg L⁻¹ em termos de Nitrogênio); Nitrogênio Amoniacal (mg L⁻¹ em termos de N-NH₄⁺); Nitrogênio orgânico (mg L⁻¹ em termos de NOT – nitrogênio orgânico total); Fósforo (mg L⁻¹ em termos P_{total}); Fósforo (mg L⁻¹ em termos PO₄²⁻); Cor (mg L⁻¹ em termos de PtCo). Legendas: d.p. – desvio padrão; C.V. – coeficiente de variação, N.D.- número de dados.

Anexo F. Análise estatística de 32 trabalhos científicos realizados ao longo de 15 anos levantados (1997-2012)

Estatística Descritiva	TOC	O&G	Temperatura	Fenois	Bicarbonatos	Cloretos	Sulfatos	Sulfetos	Ca	Mg	Na	K	Fe
N.D.	1	13	12	1	1	1	6	2	5	5	5	5	5
Média	2100	242,69	23,72	0,18	803,00	342,00	254,17	495,50	52,60	20,80	223,20	58,20	7,72
Mínimo	2100	54,00	20,00	0,18	803,00	342,00	21,00	21,00	15,00	12,00	54,00	26,00	2,00
Máximo	2100	705,00	33,30	0,18	803,00	342,00	1107,00	970,00	84,00	36,00	369,00	122,00	25,00
C.V.	*	0,70	0,18	*	*	*	1,68	1,35	0,47	0,47	0,51	0,67	1,28
Mediana	2100	225,00	22,35	0,18	803,00	342,00	51,50	495,50	54,00	17,00	238,00	56,00	2,60
Média geométrica	2100	198,09	23,38	0,18	803,00	342,00	91,09	142,72	45,99	19,14	189,42	49,18	4,49
d.p.	*	170,50	4,38	*	*	*	426,96	671,04	24,57	9,83	112,72	39,02	9,88
Percentis													
10%	2100	108,4	20	0,18	803	342	28,5	115,9	30,6	12,8	116	26,4	2
25%	2100	110	20	0,18	803	342	39,25	258,25	54	14	209	27	2
50%	2100	225	22,35	0,18	803	342	51,5	495,5	54	17	238	56	2,6
75%	2100	271,5	25,65	0,18	803	342	207	732,75	56	25	246	60	7
90%	2100	393,2	28,86	0,18	803	342	682,5	875,1	72,8	31,6	319,8	97,2	17,8

Unidades de medida: O &G – Óleos e graxas (mg L⁻¹); TOC (mg L⁻¹ - padrão de calibração bifitalato de potássio); temperatura (°C); o restante dos parâmetros possuem como unidade mg L⁻¹. Legendas: d.p. – desvio padrão; C.V. – coeficiente de variação, N.D. - número de dados.

Anexo G. Análise estatística de 32 trabalhos científicos realizados ao longo de 15 anos levantados (1997-2012)

Estatística Descritiva	ST	STV	SST	SSV	SDT	SDV	Sol. Sed	Mn	C.E.	Fluoreto	P.S.	Turbidez	Nitrato
N.D.	13	12	23	12	2	2	1	2	5	1	15	1	1
Média	4550,77	3392,67	1378,78	1363,67	2074,00	1171,50	20,00	1,07	2125,60	7,62	1425,47	990,00	0,96
Mínimo	2244,00	1204,00	290,00	576,00	1833,00	965,00	20,00	0,13	1170,00	7,62	72,00	990,00	0,96
Máximo	7121,00	5724,00	2900,00	2546,00	2315,00	1378,00	20,00	2,00	2630,00	7,62	5790,00	990,00	0,96
C.V.	0,40	0,46	0,55	0,51	0,16	0,25	*	1,24	0,27	*	1,10	*	*
Mediana	4892,00	3400,00	1300,00	1170,50	2074,00	1171,50	20,00	1,07	2363,00	7,62	831,00	990,00	0,96
Média geométrica	4193,90	3022,47	1162,47	1209,15	2059,95	1153,16	20,00	0,51	2046,84	7,62	709,07	990,00	0,96
d.p.	1823,42	1575,41	756,92	691,20	340,83	292,04	*	1,32	577,26	*	1570,96	*	*
Percentis													
10%	2530,2	1734,4	469	611,6	1881,2	1006,3	20	0,32	1512	7,62	122,2	990	0,96
25%	2747	1936	907,5	808,25	1953,5	1068,25	20	0,60	2025	7,62	233,5	990	0,96
50%	4892	3400	1300	1170,5	2074	1171,5	20	1,07	2363	7,62	831	990	0,96
75%	6098	4800,25	1796	1899,25	2194,5	1274,75	20	1,53	2440	7,62	2403,5	990	0,96
90%	6919,8	5121,4	2553,4	2405,8	2266,8	1336,7	20	1,81	2554	7,62	2724,2	990	0,96

Unidades de medida: ST, STV, SST, SSV, SDT, SDV, Mn, Fluoreto, Proteínas solúveis, Nitrato em mg L⁻¹; Sol. Sed. (mL L⁻¹); C.E. (μS cm⁻¹); Turbidez (NTU),
 Legendas: d.p. – desvio padrão; C.V. – coeficiente de variação, N.D. - número de dados.

Anexo H. Análise resumida de 7 trabalhos científicos realizados ao longo de 15 anos levantados

Parâmetro microbiológico						
Unidade de Medida	Coliformes fecais	Enterococcus fecais	Microrganismos aerobios totais	Bactérias que degradam ácido láctico	Bacillus	Salmonella
NMP 100mL- ₁	45x 10 ³ a 1,5 x 10 ⁶	6,7 x 10 ⁵	7x10 ⁷ - 8x 10 ⁵	2 x 10 ² - 6 x 10 ⁴	4 x 10 ⁵	
UFC mL ⁻¹	7x10 ⁷ a 21x10 ⁸					
Presença (+)						+
Ausencia (-)						
Parâmetro microbiológico						
Unidade de Medida	Streptococcus Totais	Streptococcus fecais	Pseudomonas	Staphylococcuss áureos	Coliformes totais	
NMP 100mL- ₁	1,1x10 ³ - 2,1x10 ³	90-300			11 x10 ⁵ a 20 x10 ⁵	
UFC mL ⁻¹					20x10 ⁷ a 32x10 ⁸	
Presença (+)			+	+		
Ausencia (-)

Legenda: CE_{50} : concentração de NaCl, em mg L^{-1} , que imobiliza 50% da população de organismos teste. LI: limite inferior do conjunto amostral. LS: limite superior do conjunto amostral. Média: média aritmética do conjunto amostral de CE_{50} .

Anexo I. Carta controle para teste de sensibilidade do organismo teste *Daphnia similis*

Legenda: CI_{50} : concentração de NaCl, em $mg L^{-1}$, inibiu em termos de reprodução 50% da população de organismos- teste. LI: limite inferior do conjunto amostral. LS: limite superior do conjunto amostral. Média: média aritmética do conjunto amostral de CI_{50} .

Anexo J. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste *Ceriodaphnia dubia*.

Legenda: CI₅₀: concentração de NaCl, em mg L⁻¹, provoca a inibição de 50% da população de organismos-teste. LI: limite inferior do conjunto amostral. LS: limite superior do conjunto amostral. Média: média aritmética do conjunto amostral de CI₅₀.

Anexo K. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste *Ceriodaphnia silvestri*.

Legenda: CL_{50} : concentração de $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, em $mg\ L^{-1}$, que inibi 50% da população de organismos-teste em termos de crescimento celular algal. LI: limite inferior do conjunto amostral. LS: limite superior do conjunto amostral. Média: média aritmética do conjunto amostral de CL_{50} .

Anexo L. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Legenda: CI_{50} : concentração de $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, em $mg\ L^{-1}$, que mata 50% da população de organismos teste. LI: limite inferior do conjunto amostral. LS: limite superior do conjunto amostral. MED: média aritmética do conjunto amostral de CI_{50}

Anexo M. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste *Escherichia coli*.

Legenda: CI₅₀: concentração de CuSO₄.5H₂O, em mg L⁻¹, que mata 50% da população de organismos teste. LI: limite inferior do conjunto amostral. LS: limite superior do conjunto amostral. MED: média aritmética do conjunto amostral de CI₅₀

Anexo N. Carta controle obtida com os dados do teste de sensibilidade para o organismo teste *Pseudomonas putida*

APÊNDICE

Efeito da aplicação de águas residuárias no solo

A classificação de água para fins de reuso ou aplicação é um recurso que fornece uma base para predizer com razoável confiança o efeito geral da sua utilização sobre o solo e a planta.

Segundo Richards (1954), ao se classificar uma água residuária para fertirrigação ou disposição no solo se supõe que ela será usada sob condições controladas com respeito à textura do solo, velocidade de infiltração, drenagem, quantidade de água disposta ou aplicada, clima e finalmente à tolerância dos cultivos aos sais.

Desvio em qualquer uma destas variáveis pode tornar insegura a disposição da água residuária em qualquer solo.

Os esquemas de classificação estabelecidos para avaliação da qualidade da água são empíricos e baseados em algumas características químicas da água e fisiologia das plantas.

Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, publicou em 1954 um diagrama de classificação combinando a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a concentração total de sais, para formar 16 classes de água, variando assim de C1 a C4 e de S1 a S4 em todas as combinações possíveis. O diagrama de classificação é mostrado na Figura 9.1.

O significado e a interpretação das classes, de acordo com este diagrama, se resumem a seguir:

Perigo de Salinidade:

As águas superficiais e residuárias são divididas em classes segundo sua condutividade elétrica (CE). Provavelmente o critério mais importante com respeito à qualidade da água para irrigação seja a concentração total de sais.

Tomando como base este critério de CE, as águas se dividem em quatro classes: salinidade baixa, salinidade média, salinidade alta e salinidade muito alta, sendo os pontos divisórios entre classes 250, 750 e 2.250 $\mu\text{mho cm}^{-1}$.

C1 - Água de baixa salinidade (com menos de 250 micromhos cm^{-1} de condutividade elétrica): pode ser usada para irrigação na maior parte dos cultivos em

quase todos os tipos de solo, com pouca probabilidade de desenvolver problemas de salinidade.

C2 - Água de salinidade média, com conteúdo de sais entre 250 e 750 micromhos cm^{-1} : pode ser usada sempre que houver um grau moderado de lixiviação. Plantas com moderada tolerância aos sais podem ser cultivadas, em muitos casos, sem necessidade de práticas especiais de controle da salinidade.

C3 - Água com alta salinidade, com conteúdo de sais de 700 a 2.250 micromhos cm^{-1} : não pode ser usada em solos com drenagem deficiente e mesmo com drenagem adequada, podem ser necessárias práticas especiais para controle de salinidade e só deve ser aplicada para irrigação de plantas tolerantes aos sais.

C4 - Água com salinidade muito alta, com mais de 2.250 micromhos cm^{-1} : não pode ser usada em condições normais, apenas ocasionalmente, em circunstâncias muito especiais, tais como em solos muito permeáveis e plantas altamente tolerantes aos sais.

Perigo de Sodificação (Alcalinização):

As águas são divididas em classes segundo a Razão de Adsorção de Sódio (RAS). Esta relação expressa a atividade relativa dos íons de sódio em reações de intercâmbio catiônico com o solo. Tomando-se como base este critério de perigo de sódio, as águas se classificam em quatro classes: baixo, médio, alto e muito alto, a depender dos valores da RAS e da CE, para valor de CE de 100 $\mu\text{mhos/cm}$. Os pontos de divisão se encontram em valores para RAS de 10, 18 e 26, entretanto, com uma maior salinidade, os valores para RAS diminuem progressivamente até 2.250 $\mu\text{mhos/cm}$ onde os pontos divisórios se encontram para valores de RAS de, aproximadamente, 4, 9 e 14 (AALISON, 1966). Ou seja, para valores maiores de salinidade (CE), necessitamos menores valores de RAS para aumentar o perigo de sodificação.

S1 - Água com baixo teor de sódio: pode ser usada para irrigação em quase todos os solos, com pouco perigo de desenvolvimento de problemas de sodificação;

S2 - Água com teor médio de sódio: estas águas só devem ser usadas em solos de textura arenosa ou em solos orgânicos de boa permeabilidade, uma vez que em solos de textura fina (argilosos) o sódio representa perigo;

S3 - Água com alto teor de sódio. Pode produzir níveis tóxicos de sódio trocável na maior parte dos solos, necessitando assim de práticas especiais de manejo tais como: drenagem, fácil lavagem, aplicação de matéria orgânica;

S4 - Água com teor muito alto de sódio. É geralmente inadequada para irrigação exceto quando a salinidade for baixa ou média ou o uso de gesso ou outro corretivo torne possível o uso dessa água.

Apendice 1. Diagrama de Richards (1954) utilizado para avaliar o risco de disposição de águas residuárias no solo ou em fertirrigação.