



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL**

LUCIMARA ALVES BANDEIRA DA SILVA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA
ATRAVÉS DA BIOAUMENTAÇÃO COM CEPAS ALÓCTONES
(*Escherichia coli* ATCC 25922 E *Pseudomonas aeruginosa*) SOB
DIFERENTES CONDIÇÕES DE AERAÇÃO**

FORTALEZA – CEARÁ

2011



LUCIMARA ALVES BANDEIRA DA SILVA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA ATRAVÉS
DA BIOAUMENTAÇÃO COM CEPAS ALÓCTONES (*Escherichia coli* ATCC 25922 E
Pseudomonas aeruginosa) SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE AERAÇÃO.**

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientadora: Prof. Dra. Mabel Calina de França Paz

Co-Orientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

FORTALEZA – CEARÁ

Setembro de 2011

S586t Silva, Lucimara Alves Bandeira da.
Tratamento biológico de água residuária doméstica através da bioaugmentação com cepas alóctones (*Escherichia coli* ATCC 25922 e *Pseudomonas aeruginosa*) sob diferentes condições de aeração / Lucimara Alves Bandeira da Silva. - 2011.
125f.: il.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) –
Instituto Federal do Ceará, 2011.
Orientadora: Prof.^a Dra. Mabel Calina de França Paz.

1. Água residuária doméstica. 2. Aeração. 3. *Escherichia coli* ATCC 25922. 4. *Pseudomonas aeruginosa*. 5. Bioaugmentação. 6. Nitrificação. 7. Esgoto doméstico I. Título. II. Instituto Federal do Ceará – IFCE.

CDD 628. 165

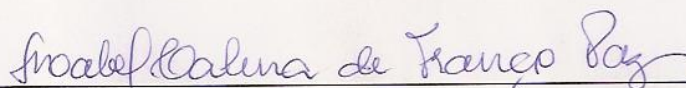
LUCIMARA ALVES BANDEIRA DA SILVA

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DOMÉSTICA ATRAVÉS
DA BIOAUMENTAÇÃO COM CEPAS ALÓCTONES (*Escherichia coli* ATCC 25922 E
Pseudomonas aeruginosa) SOB DIFERENTES CONDIÇÕES DE AERAÇÃO**

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

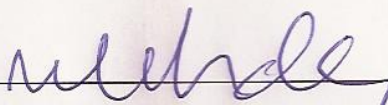
Aprovada em 21/09/2011

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra. Mabel Calina de França Paz (Orientador)

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG



Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

Instituto Federal do Ceará - IFCE



Prof. Dra. Maria Gorethe de Sousa Lima

Universidade Federal do Ceará - UFC

DEDICATÓRIA

*A Deus, Pai misericordioso,
pelo seu amor fiel e incondicional.*

*À minha mãe Lúcia,
pela garra diante das inúmeras
dificuldades enfrentadas e por
incentivar a minha educação.*

*Aos professores que contribuíram
na minha formação acadêmica.*

*Ao meu noivo Henrique Bruno,
companheiro que me apóia e que
me ajudou nesta caminhada.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e por tudo, e à minha mãe que mesmo diante da nossa realidade, sem muitos recursos financeiros, me deu uma boa educação.

À banca examinadora, os professores: Mabel Calina de França Paz, Rinaldo dos Santos Araújo e a examinadora externa Maria Gorethe de Sousa Lima, pela disponibilidade em participar desta banca e contribuir com este trabalho.

A todos que de forma direta ou indireta contribuíram para que eu chegasse até aqui, o que para minha família, de origem humilde, era inimaginável e para mim um sonho que sempre busquei realizar e que hoje se torna realidade.

Ao IFCE e aos professores, que fizeram parte da minha graduação e pós-graduação e que contribuíram para o crescimento desta Instituição de ensino.

A Profa. Mabel Calina, pela orientação, compreensão e valiosos conselhos, por sempre me orientar não somente em minhas pesquisas, mas também na vida.

Ao professor Rinaldo Araújo que contribuiu para concretização deste trabalho, ao ceder o Laboratório de Tecnologia Química e materiais para os experimentos e aos professores das disciplinas que cursei durante o mestrado: Cattony, Rinaldo, Mabel, Glória, Kelly, Nágila e Priscilla, pelos ensinamentos valiosos.

À Tacianne, à Natália e à Tailena, por terem me ajudado a realizar as coletas e análises, pois sem essa ajuda teria tornado tudo ainda mais árduo do que foi, e também aos colegas de mestrado: Jaqueline, Tacianne, Andrea, Iara e Nilson.

À FUNCAP pela concessão de bolsa de mestrado no primeiro ano de disciplinas e que foi primordial para me manter de forma integral e exclusiva ao Programa de Pós-Graduação durante esse período.

Ao Diretor da UFC Campus Cariri, Prof. Ricardo Ness, ao coordenador do curso de Engenharia Civil, Prof. Ary Ferreira, pelas autorizações para que eu pudesse concluir meus experimentos e também a Profa. Maria Gorethe por sua compreensão durante esse período;

A todos àqueles que me ajudaram a não esmorecer diante das dificuldades encontradas, ao meu noivo, Henrique Bruno, pelo apoio incondicional, compreensão e por sempre me ajudar, a minha irmã Flávia e sobrinha Anna Luine pela compreensão, as minhas eternas amigas: Mayhara, Suelen, Ariana e Luana, as quais sei que sempre posso contar e também a Diana, Ivna e Edênia pelo apoio quando cheguei a Juazeiro do Norte.

RESUMO

Esta pesquisa teve como objetivo o tratamento de água residuária doméstica, em escala de laboratório, por reatores em batelada com adição de culturas puras de *Escherichia coli* ATCC 25922 e *Pseudomonas aeruginosa*, sob diferentes condições de aeração. O estudo foi dividido em três experimentos: no primeiro e segundo experimentos, os reatores foram divididos em dois sistemas sendo um sistema alimentado com esgoto bruto e outro com efluente da lagoa facultativa, no primeiro experimento os reatores foram submetidos à aeração contínua e no segundo submetidos à aeração intermitente (30'on/30'off), o terceiro experimento foi composto por três reatores sob aeração contínua e mais três reatores sob aeração intermitente (30'on/45'off) e alimentados com o efluente da lagoa facultativa. Os experimentos foram realizados com a finalidade de promover a remoção de matéria orgânica e dos nutrientes em excesso, visando à aplicação no reúso. As concentrações finais de DQO em todos os sistemas estiveram abaixo dos valores exigidos pela legislação ambiental vigente para o lançamento de efluentes; sendo verificada a ocorrência de nitrificação em todos os sistemas estudados, com base nos elevados percentuais de oxidação da amônia e a formação de nitrito e nitrato observado no monitoramento dos reatores. As condições operacionais do terceiro experimento proporcionaram as maiores reduções nas concentrações de amônia e baixas concentrações de nitrito. As concentrações de nitrato aumentaram em todos os sistemas, porém estes ficaram abaixo do padrão estabelecido pela Resolução Conama 357/2005. Em termos de fosfato, foi observado aumento das concentrações nos reatores sob aeração intermitente, no entanto, o efluente tratado pode ser aplicado na fertirrigação, desde que sejam observados os diversos parâmetros para reúso, pois ao contrário do nitrogênio, teores excessivos dos compostos de fósforo não são causadores de problemas às culturas agrícolas. A velocidade de degradação da matéria orgânica pelos reatores obedece a um modelo cinético de primeira ordem.

Palavras-Chaves: *Escherichia coli* ATCC 25922, *Pseudomonas aeruginosa*, bioaugmentação, nitrificação, aeração intermitente, esgoto doméstico.

ABSTRACT

This research aimed at treatment of domestic wastewater, in laboratory scale, for batch reactors with the addition of pure cultures of *Escherichia coli* ATCC 25922 and *Pseudomonas aeruginosa*, which was investigated under different conditions of aeration. The study was divided into three experiments: on first and second experiments, the reactors were divided into two systems, being a system fed with raw sewage and the other with facultative pond effluent, the reactors in the first experiment were submitted to continuous aeration and in the second experiment submitted to intermittent aeration (30'on/30'off), the third experiment was composed by three reactors under continuous aeration and three reactors under intermittent aeration (30'on/45'off) and fed with facultative pond effluent. The experiments were carried with the aim to promote organic matter and nutrients in excess removal, aiming at application in reuse. The final concentrations of COD in all systems were below the values required by environmental legislation for effluent disposal, being verified the occurrence of nitrification in all systems studied, based on high rates of ammonia oxidation and the formation of nitrite and nitrate observed in the monitoring of the reactors. The operational conditions of the third experiment provided the greatest reductions in the concentrations of ammonia in its final effluents and also showed low concentrations of nitrite. It was observed increase in concentrations of nitrate in all systems, but these were below the standard established by Conama Resolution 357/2005. In terms of phosphate, increase in concentrations were observed in reactors under intermittent aeration, however, the treated effluent can be applied in fertirrigation, provided that the various parameters for reuse be observed, because, contrary to nitrogen, excessive levels of phosphorus compounds aren't causing problems for crops. The degradation rate of organic matter by reactors follows a first order kinetic model.

Key words: *Escherichia coli* ATCC 25922, *Pseudomonas aeruginosa*, bioaugmentation, nitrification, intermittent aeration, domestic sewage.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Composição do esgoto doméstico bruto.	4
Figura 3.2 – Proporção de domicílios particulares permanentes urbanos, com serviço de saneamento, segundo as grandes Regiões – 1999/2009.	5
Figura 3.3 – Representação esquemática dos processos metabólicos num ambiente aeróbio/fermentativo.	10
Figura 3.4 – Transformações do nitrogênio nos processos biológicos de tratamento de esgotos.	13
Figura 3.5 – Metabolismo de remoção de fósforo sob condições anaeróbias e sob condições aeróbia/anóxica.	24
Figura 3.6 – Estrutura de uma célula bacteriana procariótica típica	26
Figura 3.7 – <i>E. coli</i> em meio EMB.	27
Figura 3.8 – <i>P. aeruginosa</i> em meio AN.	28
Figura 4.1 – Esquema de montagem dos reatores de acordo com cada regime de aeração a que foram submetidos durante os experimentos	39
Figura 4.2 – Cultivo dos inóculos de <i>E. coli</i> e <i>P. aeruginosa</i> em shaker orbital	41
Figura 4.3 – Localização do Conjunto Renascer e da respectiva ETE.	42
Figura 4.4 – Visão Panorâmica da ETE - Conjunto Renascer	42
Figura 4.5 – Esquematização do método Pour-Plate para determinação de BHM	45
Figura 5.1 – Variação temporal dos valores de temperatura, pH e OD nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).	51
Figura 5.2 – Variação temporal das concentrações de DQO nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).	53

- Figura 5.3** – Variação temporal das concentrações de Amônia nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente)..... 54
- Figura 5.4** – Variação das concentrações de Nitrito e Nitrato afluente e efluente nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente)..... 55
- Figura 5.5** – Variação temporal das concentrações de Ortofosfato nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente)..... 56
- Figura 5.6** – Variação temporal dos valores de temperatura, pH, alcalinidade total e OD nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente) 57
- Figura 5.7** – Variação das concentrações de OD após 30 min sem aeração (2ºexperimento).59
- Figura 5.8** – Variação temporal das concentrações de DQO nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 60
- Figura 5.9** – Variação temporal das concentrações de DBO_5 nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 61
- Figura 5.10** – Variação temporal das concentrações de Amônia nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 62
- Figura 5.11** – Variação temporal das concentrações de Nitrito nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 62

Figura 5.12 – Variação temporal das concentrações de Nitrato nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 63

Figura 5.13 – Variação temporal das concentrações de Ortofosfato nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 64

Figura 5.14 – Variação temporal das concentrações de SST e SSV nos sistemas de reatores alimentados com EB e dos reatores alimentados com EF do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente)..... 66

Figura 5.15 – Variação temporal dos valores de temperatura, pH, alcalinidade total e OD nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente)..... 67

Figura 5.16 – Perfil das concentrações de OD durante um ciclo de aeração intermitente 30'on/45'off completo no 10º dia de operação dos sistemas do 3º experimento 69

Figura 5.17 – Variação temporal das concentrações de DQO nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente)..... 70

Figura 5.18 – Variação temporal das concentrações de DBO_5 nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente)..... 71

Figura 5.19 – Variação temporal das concentrações de Amônia nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente)..... 72

Figura 5.20 – Variação temporal das concentrações de Nitrito nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente)..... 73

Figura 5.21 – Variação temporal das concentrações de Nitrato nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).....	73
Figura 5.22 – Variação temporal das concentrações de Ortofosfato solúvel nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).	75
Figura 5.23 – Variação temporal das concentrações de SST e SSV nos sistemas de reatores submetidos à aeração contínua e dos reatores submetidos à aeração intermitente com ciclo 30'on/45'off do 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).	77
Figura 5.24 – Eficiências de remoção da DQO, amônia, nitrogênio total e ortofosfato solúvel nos reatores operados no primeiro experimento.....	78
Figura 5.25 – Eficiências de remoção da DQO, DBO ₅ , amônia, nitrogênio total e ortofosfato solúvel nos reatores operados no segundo experimento.....	80
Figura 5.26 – Eficiências de remoção da DQO, DBO ₅ , amônia, nitrogênio total e ortofosfato solúvel nos reatores operados no terceiro experimento.....	81
Figura 5.27 – Modelagem cinética do consumo da matéria orgânica, medida em DQO, em função do tempo, utilizando modelo cinético de primeira ordem para os reatores do primeiro experimento em cada sistema operacional	83
Figura 5.28 – Modelagem cinética do consumo da matéria orgânica, medida em DQO, em função do tempo, utilizando modelo cinético de primeira ordem para os reatores do segundo experimento em cada sistema operacional	85
Figura 5.29 – Modelagem cinética do consumo da matéria orgânica, medida em DQO, em função do tempo, utilizando modelo cinético de primeira ordem para os reatores do terceiro experimento em cada sistema operacional	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Distribuição relativa das formas de nitrogênio segundo distintas condições em que estão presentes.	12
Tabela 3.2 – Processos chave e procariotos do ciclo do nitrogênio.	14
Tabela 3.3 – Comparativo entre os padrões de lançamento de efluentes presentes na Resolução CONAMA nº357/2005 e Portaria SEMACE nº 154/2002.....	33
Tabela 3.4 – Padrões de qualidade para reuso não potável.	35
Tabela 4.1 – Descrição das condições operacionais dos sistemas de reatores em cada período experimental	38
Tabela 4.2 – Variáveis físico-químicas, unidades e metodologias empregadas.....	44
Tabela 5.1 – Caracterização físico-química e microbiológica das águas residuárias afluentes dos sistemas de reatores em cada experimento	49
Tabela 5.2 – Valores das constantes cinéticas de 1ª ordem (k_1) e dos coeficientes de correlação (R^2) nos reatores de cada sistema obtidos em cada etapa experimental	87
Tabela 5.3 – Caracterização quanto aos parâmetros de NT, OPS, DBO ₅ , CE e Turbidez dos efluentes gerados pelos reatores em cada experimento e respectivos limites destes parâmetros para aplicabilidade no reúso	88

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1 – Limites para reuso em atividades agronômicas.....	34
Quadro 3.2 – Variáveis e limites propostos para a água de reuso urbano.	36
Quadro 3.3 – Parâmetros associados à qualidade de água para irrigação e recomendações relativas às concentrações máximas por grau de restrição	36
Quadro 4.1 – Variáveis microbiológicas e metodologia aplicada.....	45
Quadro 4.2 – Distribuição das variáveis analisadas para o monitoramento dos reatores e frequência das alíquotas em cada período experimental	46

LISTA DE ABREVIATURAS

ABES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT: Associação Brasileira de Normas Técnicas
AN: Nutrient Agar
ANA: Agência Nacional de Águas
AT: Alcalinidade total
ATP: Adenosina Trifosfato
BHI: Brain Heart Infusion
BHM: Bactérias Heterotróficas Mesófilas
CE: Condutividade Elétrica
CETESB: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo
CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT: Carbono Orgânico Total
CTT: Coliformes Termotolerantes
D.O: Densidade Óptica
DATASUS: Banco de dados do Sistema Único de Saúde
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO: Demanda Química de Oxigênio
EB: Esgoto Bruto
EF: Efluente da Lagoa Facultativa
EMB: Eosin Methylene Blue (eosina azul de metileno)
EPA: Environmental Protection Agency
ER-DQO: Eficiência de remoção de DQO
ER-DBO₅: Eficiência de remoção de DBO₅
EO N-NH₃: Eficiência de oxidação de amônia
EC-NT: Eficiência de conversão do nitrogênio total
ER-OPS: Eficiência de remoção de ortofosfato solúvel
ETE: Estação de Tratamento de Esgoto
FGV: Fundação Getúlio Vargas
FUNASA: Fundação Nacional de Saúde
IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISBN: International Standard Book Number

ISO 14000: International Organization for Standardization (Organização Internacional para Padronização)

LTQ: Laboratório de Tecnologia Química

NBR: Norma Brasileira

NMP: Número mais provável

NT: Nitrogênio Total

NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl

NTU: Nephelometric Turbidity Unit

OAF: Organismos acumuladores de fósforo

OD: Oxigênio Dissolvido

OMS: Organização Mundial da Saúde

OPS: Ortofosfato Solúvel

PCA: Plate Agar Count

PHB: poli-b-hidróxibutirato

PHV: poli-b-hidróxivalerato

PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

POA: Processo Oxidativo Avançado

SEMACE: Superintendência Estadual do Meio Ambiente

SIS: Síntese de Indicadores Sociais

SND: Simultaneous Nitrification/Denitrification

SS: Sólidos Suspensos

SST: Sólidos Suspensos Totais

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

SUS: Sistema Único de Saúde

Temp.: Temperatura

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

Turb.: Turbidez

UFC: Unidades Formadoras de Colônias

UV: Radiação ultravioleta

SUMÁRIO

RESUMO	V
ABSTRACT	VI
LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS E QUADROS	XI
LISTA DE ABREVIATURAS	XII
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1. Geral	3
2.2. Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. Geração e Composição do Esgoto Doméstico	4
3.2. A Situação do Saneamento no Brasil e a Importância do Tratamento de Esgoto Sanitário	5
3.3. Processos Biológicos de Tratamento de Águas Residuárias	7
3.4. Remoção Biológica de Matéria Orgânica Carbonácea	9
3.5. Conversão e Remoção Biológica de Compostos Nitrogenados	12
3.5.1. <i>Amonificação/Assimilação</i>	14
3.5.2. <i>Nitrificação</i>	15
3.5.3. <i>Desnitrificação</i>	17
3.5.4. <i>Novos processos biológicos de tratamento</i>	19
3.5.5. <i>Fatores interferentes</i>	20
3.6. Remoção Biológica de Fósforo	22
3.7. A Influência da Aeração nos Processos Biológicos de Tratamento	25
3.8. As Bactérias no Tratamento de Efluentes	25

	XV
3.8.1. <i>Escherichia coli</i>	27
3.8.2. <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	28
3.9. Processos Biotecnológicos: Adição de Microrganismos no Tratamento de Águas Residuárias	29
3.10. Legislação Ambiental Quanto aos Padrões de Lançamento de Efluentes e Limites para Práticas de Reúso	31
4. MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1. Descrição dos Experimentos	37
4.2. Aparato Experimental: Configuração dos Reatores	39
4.3. Cepas Elencadas e Inóculo	40
4.3.1. Fonte dos microrganismos elencados	40
4.3.2. Conservação das cepas	40
4.3.3. Reativação das culturas e verificação da pureza das cepas elencadas	40
4.4.4. Preparação do inóculo	40
4.4. Área de Estudo	41
4.5. Coleta e Caracterização da Água Residuária Doméstica	43
4.6. Métodos Analíticos	43
4.6.1. Metodologia da caracterização físico-química	44
4.6.2. Metodologia da caracterização microbiológica	44
4.7. Distribuição e Frequência das Alíquotas em cada Experimento	45
4.7. Cálculos de Eficiência da Biodegradação	47
4.8. Estudo Cinético de Biodegradação da Matéria Orgânica Carbonácea	47
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1. Caracterização da Água Residuária Doméstica	49
5.2. Biodegradação em Regime de Aeração Contínua – Primeiro Experimento	50
5.2.1. Variações de temperatura, pH e oxigênio dissolvido	50

5.2.2. Concentrações de matéria orgânica carbonácea	52
5.2.3. Concentrações de nutrientes	53
5.3. Biodegradação em Regime de Aeração Intermitente com Ciclo 30'ON e 30'OFF – Segundo Experimento	57
5.3.1. Variações de temperatura, pH, alcalinidade total e oxigênio dissolvido	57
5.3.2. Concentrações de matéria orgânica carbonácea	59
5.3.3. Concentrações de nutrientes	61
5.3.4. Concentrações de SST e SSV	65
5.4. Biodegradação sob Diferentes Regimes de Aeração (Aeração Contínua e Intermitente com Ciclo 30'ON e 45'OFF) – Terceiro Experimento	66
5.4.1. Variações de temperatura, pH, alcalinidade total e oxigênio dissolvido	66
5.4.2. Concentrações de matéria orgânica carbonácea	70
5.4.3. Concentrações de nutrientes	72
5.4.4. Concentrações de SST e SSV	76
5.5. Análise da Eficiência dos Reatores Biológicos na Remoção da Matéria Orgânica Carbonácea e dos Nutrientes	78
5.6. Estudo Cinético da Biodegradação de Matéria Orgânica Carbonácea	82
5.7. Análise da Possibilidade de Reúso com os Efluentes Gerados pelos Reatores Biológicos em Batelada	88
6. CONCLUSÕES	91
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94

1. INTRODUÇÃO

É evidente que o crescimento desordenado da população brasileira e o desenvolvimento urbano sem planejamento prévio é um dos fatores que dificultam as ações de saneamento, como tratamento e disposição de resíduos. A falta destas ações está correlacionada ao aumento dos problemas de saúde pública e estes, por sua vez, relacionados à contaminação hídrica, em grande parte causada pelo lançamento de esgotos domésticos “*in natura*” ou sem o tratamento adequado.

Apesar de ser reconhecida a necessidade e a importância dos sistemas de tratamento de esgoto, estes costumam ser postergados pelo poder público por falta de recursos financeiros, pois o setor de saneamento básico requer elevados custos para que possa atender toda a população. Porém, devido ao aumento na discussão das consequências do impacto ambiental causado pela ação antrópica, principalmente a poluição hídrica por esgotos como um dos agentes que acarreta problemas à saúde humana, atualmente, é crescente a aplicação de recursos, embora que ainda insuficientes, e tem avançado significativamente em termos de legislação, através da criação de diplomas legais que visam reprimir estes impactos, bem como reforçar uma nova visão sobre a questão da água, que antes era tida como um recurso natural infinito.

Embora este setor tenha avançado significativamente em termos de legislação, porém ainda persistem algumas necessidades técnicas que impõem o desafio da pesquisa para o desenvolvimento de alternativas para solucionar de maneira sustentável as questões ambientais e econômicas, buscando implantar de maneira efetiva o saneamento ambiental no Brasil, de forma a minimizar os problemas de saúde pública e o impacto ambiental.

Entre outros fins, o tratamento de esgoto objetiva a oxidação da matéria orgânica transformando-a em compostos inorgânicos e a remoção de microrganismos patogênicos, porém com os padrões de qualidade para lançamento dos efluentes cada vez mais restritivos, fazem-se necessárias tecnologias capazes de remover nitrogênio e fósforo da forma mais econômica possível; apesar dos recentes estudos este ainda é um objetivo difícil de alcançar.

Porém, o tratamento não deve visar somente à diminuição da carga contaminante para poder atender a legislação de lançamento de efluente em corpos hídricos, pois, diante da necessidade de atenuar o problema da escassez hídrica no semiárido e da crescente demanda por água, deve haver mais estudos que aperfeiçoem o tratamento de águas residuárias domésticas, que se tem revelado como fonte natural de fertilizantes, portanto, podendo ser utilizado na fertirrigação, que além de garantir uma boa produtividade das culturas irrigadas

também diminui a demanda por água significativamente, tendo em vista que a agricultura é uma atividade que demanda bastante água. Vale salientar, porém, que o tratamento destas águas residuárias deve ter a finalidade de produzir um efluente seguro para a prática do reúso.

A biotecnologia tem contribuído para o surgimento das chamadas “novas tecnologias de tratamento”, que são tecnologias aplicadas ao tratamento dos resíduos orgânicos, sejam estes no estado sólido ou líquido, que terão suas características físico-químicas alteradas pelo processo de tratamento visando a sua adequação aos limites propostos para lançamento nos corpos receptores (e/ou para prática de reúso), respeitando a legislação vigente, assim como a sua adequação às normas de qualidade ambiental (ISO 14000).

Dentre estas novas tecnologias de tratamento tem-se a bioaugmentação/biorremediação, que pode ser definida como sendo a aplicação de microrganismos pré-selecionados para incrementar a microbiota autóctone, visando melhorar a qualidade do ambiente a ser tratado.

Dentre as bactérias mais utilizadas atualmente como biorremediadores está a *Pseudomonas aeruginosa*, pois sintetizam grande número de enzimas e podem metabolizar ampla variedade de substratos e embora sejam classificadas como aeróbicas algumas são capazes de substituir o oxigênio por nitrato comoceptor final de elétrons, sendo, portanto, uma das espécies responsáveis pelo processo de desnitrificação (TORTORA *et al.*, 2000).

A *Escherichia coli* é uma bactéria de extrema importância para a avaliação da qualidade microbiológica da água, por ser um indicador de contaminação fecal, embora esta espécie não seja tão utilizada na biorremediação quanto a *P. aeruginosa*, há estudos utilizando a *E. coli* na degradação de corantes (CHEN *et al.*, 2006a; CHANG e KUO, 2000), pois como possuem necessidades nutricionais simples, podem crescer em diversos compostos carbonados. Embora o efluente doméstico já contenha grandes quantidades de *E. coli*, uma cepa de referência (*Escherichia coli* ATCC 25922) foi escolhida para a bioaugmentação, tendo em vista que o bioaumento com microrganismos alóctones promove a manutenção de elevada concentração de biomassa ativa e, portanto, eleva a eficiência dos sistemas de tratamento biológico.

Com base no exposto, o presente estudo visa avaliar o processo biológico de tratamento de esgoto doméstico em reatores em batelada bioaugmentados com cepas alóctones (*Escherichia coli* ATCC25922 e *Pseudomonas aeruginosa*), submetidos a diferentes regimes de aeração (contínua e intermitente), quanto à remoção da matéria orgânica carbonácea, dos nutrientes em excesso e na conversão das formas de nitrogênio, bem como avaliar a aplicabilidade do efluente gerado pelos reatores no reúso.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar, em escala de bancada, o desempenho da operação de reatores em batelada inoculados com cepas alóctones (*Escherichia coli* ATCC 25922 e *Pseudomonas aeruginosa*) e submetidos a diferentes regimes de aeração no tratamento de esgoto doméstico, visando à remoção simultânea de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes em excesso, que atendam à legislação em vigor para lançamento de efluentes e para possível aplicação em reúso.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar o comportamento da matéria orgânica carbonácea nos reatores controle, com adição de *E. coli* ATCC 25922 e de *P. aeruginosa* ao longo do período reacional nos sistemas de tratamento de cada experimento;
- Avaliar o comportamento dos compostos nitrogenados e do ortofosfato solúvel nos reatores controle, com adição de *E. coli* ATCC 25922 e de *P. aeruginosa* ao longo do tempo de reação nos sistemas de tratamento de cada período experimental;
- Identificar a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação nos sistemas de reatores em cada experimento;
- Determinar as eficiências de oxidação da amônia, conversão do nitrogênio total e de remoção da matéria orgânica e do ortofosfato solúvel;
- Realizar estudo cinético de degradação da matéria orgânica nos reatores biológicos em cada condição experimental;
- Avaliar a qualidade dos efluentes gerados pelos sistemas, quanto ao atendimento aos padrões de lançamento de efluentes e à sua possível aplicabilidade em práticas de reúso, como a fertirrigação.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Geração e Composição do Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico provém principalmente das residências, dos estabelecimentos comerciais, instituições, ou quaisquer edificações que dispõem de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas. Compõe-se essencialmente da água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem (FUNASA, 2006).

As águas residuárias domésticas estão constituídas num elevado percentual por água, cerca de 99,9%, e apenas 0,1% de sólidos suspensos, coloidais e dissolvidos e é esta pequena fração de sólidos que apresenta os maiores problemas no tratamento e na sua disposição (MENDONÇA, 2000).

A composição da água residuária é caracterizada por diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos. As análises mais comuns incluem os parâmetros de sólidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio e pH. A composição típica do esgoto doméstico bruto em termos de percentagem de massa é mostrada na Figura 3.1 (WRIGHT, 2003).

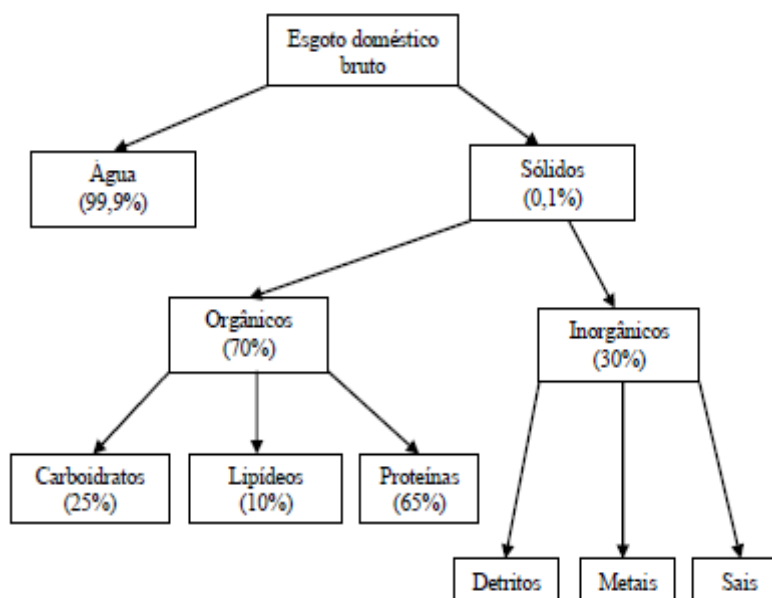


FIGURA 3.1 – Composição do esgoto doméstico bruto. Fonte: WRIGHT (2003).

Logo, os principais poluentes deste tipo de esgoto, que acarretam desequilíbrio no ambiente, são: matéria orgânica carbonácea, nutrientes e patógenos. Portanto, de acordo com Wright (2003), as funções do tratamento de esgotos são: reduzir a matéria biodegradável total,

incluindo sólidos suspensos, a níveis aceitáveis de medidas de DBO; remover materiais tóxicos, e eliminar bactérias patogênicas.

3.2. A Situação do Saneamento no Brasil e a Importância do Tratamento de Esgoto Sanitário

No Brasil, o saneamento básico tem ganhado cada vez mais espaço nas políticas públicas nos últimos anos, pois desde meados de 2003 foram assumidos acordos de investimentos em saneamento básico; em maio de 2003 houve a criação do Ministério das Cidades; e em janeiro de 2007, o lançamento do Programa de Aceleração de Crescimento – PAC, com previsão de grandes investimentos em infra-estrutura urbana. Outro grande avanço no setor de saneamento no Brasil foi a sanção da Lei 11.445 em 05 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, e esta lei é um marco regulatório, pois estabelece a universalização dos serviços de abastecimento de água, rede de esgoto e drenagem de águas pluviais, além da coleta de lixo para garantir a saúde da população.

Apesar destes avanços do ponto de vista legal, o Brasil tem ainda muitos desafios e ainda muito a avançar, pois se observarmos a Figura 3.2, que apresenta as proporções de domicílios urbanos brasileiros com serviço de saneamento, observa-se que em 2009 apenas 62,6% dos domicílios eram atendidos, ao mesmo tempo, por rede de abastecimento de água, rede coletora de esgoto e coleta de lixo direta, e este resultado é ainda insatisfatório, apesar de ter evoluído em relação ao ano de 1999, quando o percentual era de 57,2% (IBGE/SIS, 2010).

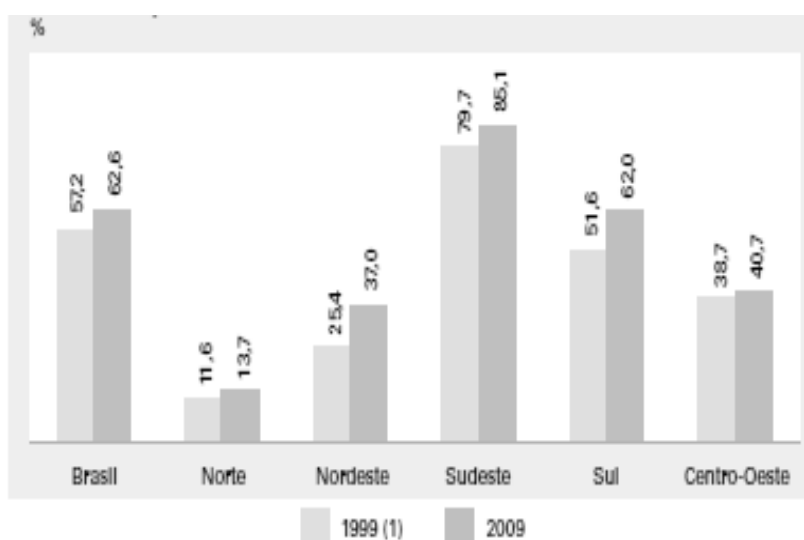


FIGURA 3.2 – Proporção de domicílios particulares permanentes urbanos, com serviço de saneamento, segundo as grandes Regiões – 1999/2009. Fonte: IBGE/SIS (2010).

Como pode ser observado na Figura 3.2, segundo o levantamento feito pelo IBGE/SIS (2010), as diferenças ficam mais visíveis na análise regional onde o Norte teve o pior índice com apenas 13,7% dos domicílios urbanos com acesso aos três serviços simultâneos de saneamento, a situação era um pouco melhor no Nordeste, onde a média ficou em 37%, o percentual, contudo, está bastante distante do resultado alcançado pelo Sudeste, que tem uma média de 85,1% dos domicílios em condições favoráveis.

Constata-se que não há setor que interfira mais diretamente na saúde da população de um país do que o do saneamento, pois a falta deste acarreta um problema grave, que é a deterioração do meio ambiente, e consequentemente afeta a qualidade de vida das pessoas, o que acaba por elevar os custos com saúde, por aumentar a demanda por serviços de saúde.

Segundo a pesquisa “Benefícios econômicos da expansão do saneamento básico”, realizada pelo Instituto Trata Brasil e pela Fundação Getúlio Vargas (FGV), em 2009, de acordo com DATASUS, o banco de dados do Sistema Único de Saúde (SUS), dos 462 mil pacientes internados por infecções gastrointestinais, 2.101 morreram no hospital. Cada internação custa, em média, R\$ 350. Com a universalização do acesso à rede de esgoto haveria uma economia de R\$ 745 milhões em internações ao longo dos anos e reduziria 25% no número de internações e 65% na mortalidade, ou seja, 1.277 vidas teriam sido salvas. A falta de saneamento também impacta os indicadores sócio-econômicos, pois de acordo com o que o estudo apurou, por ano, 217 mil trabalhadores precisaram se afastar de suas atividades devido a problemas gastrointestinais ligados à falta de saneamento. A cada afastamento, são perdidas 17 horas de trabalho, considerando o valor médio da hora de trabalho no país de R\$ 5,70 e os afastamentos provocados apenas pela falta de saneamento básico, os custos chegam a R\$230 milhões por ano em horas pagas e não trabalhadas.

Para se obter condições sanitárias adequadas, não basta que o esgoto seja adequadamente coletado por meio de uma rede geral. É necessário que este também seja tratado, caso contrário, recursos hídricos ficarão poluídos e haverá proliferação de doenças, como a diarreia, devido à contaminação da água por microrganismos patogênicos, causando prejuízo à saúde da população e o aumento da mortalidade infantil (IBGE/PNSB, 2010).

Segundo Zagatto e Bertolotti (2006), o ambiente aquático não é um compartimento de diluição infinita da poluição gerada e que a superfície da Terra e seus ambientes nada mais são do que compartimentos frágeis de matéria viva dos quais depende a existência humana. E um exemplo típico dessa fragilidade é a previsão de escassez dos recursos hídricos com qualidade adequada e a diminuição de fontes de água potável nas próximas décadas, caso não

seja implantado, a tempo, número suficiente de estações de tratamento de despejos líquidos para recuperação e reaproveitamento de água.

Portanto, é de suma importância o tratamento de efluentes, principalmente os domésticos, pois, atualmente, há um maior controle no tratamento e disposição de efluentes industriais, enquanto que a emissão de efluentes domésticos “in natura” ou com tratamento inadequado, devido à situação precária de muitas ETE’s no Brasil, têm sido a grande responsável pela poluição dos recursos hídricos.

3.3. Processos Biológicos de Tratamento de Águas Residuárias

O princípio básico dos processos biológicos de tratamento é a oxidação biológica da matéria orgânica. Entende-se por oxidação biológica a conversão de compostos orgânicos a formas inorgânicas, exclusivamente pela ação de microrganismos, principalmente pelas bactérias (METCALF e EDDY, 2003).

Estes processos envolvem o uso de unidades, como reatores e lagoas, destinadas ao confinamento de microrganismos (bactérias, fungos e protozoários), a fim de que estes possam atuar na remoção do poluente, utilizando-o como fonte de carbono e energia, reproduzindo o que ocorre naturalmente no meio ambiente, que são as reações bioquímicas de oxidação da matéria orgânica, só que de forma otimizada e em menor tempo.

Todo processo biológico está baseado no crescimento bacteriano e na utilização do material orgânico como alimento, na presença ou na ausência de oxigênio sendo denominados respectivamente como processos aeróbios ou anaeróbios, bem como também dos nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (VEIGA, 2003).

De acordo com a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio, diferenciam-se os processos biológicos em aeróbios (O_2), anóxicos (NO_3^-) e anaeróbios (SO_4^{2-} e CO_2). Cabe destacar também, que os sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias podem ser divididos em sistemas com biomassa aderida ou sistemas com biomassa dispersa, em que a depuração é realizada predominantemente nos flocos, formados pelo crescimento suspenso, ou no biofilme, formado pelo crescimento aderido a um suporte (ZIM, 2006).

O ideal para um sistema biológico de tratamento seria alcançar a conversão total de toda matéria orgânica a formas inorgânicas e inertes, porém na realidade isto não ocorre devido alguns fatores. O primeiro é o fato de que, mesmo em esgotos domésticos, há uma pequena fração de matéria orgânica cuja estrutura molecular mais complexa os microrganismos não conseguem oxidar. Tal parcela recebe o nome de não biodegradável e

deixará o sistema de forma inalterada. Outro fator é a própria geração celular, isto é, uma porção da matéria orgânica é assimilada na formação de novas células, ficando retida parte na biomassa ativa e parte no lodo excedente que, dependendo do tipo de sistema, necessitará ser descartado com maior ou menor frequência (DOMINGUES, 2005).

Os primeiros processos de tratamento de águas residuárias domésticas visavam apenas à remoção de sólidos sedimentáveis, mas com a evolução e desenvolvimento de novos processos o objetivo passou a ser a remoção praticamente completa de todo material orgânico, além de remoções de nitrogênio e fósforo (CHERNICHARO *et al.*, 2001 *apud* AGRA, 2009).

Um dos processos biológicos de tratamento de esgotos mais comumente utilizados no Brasil são as lagoas de estabilização, no qual o processo de remoção da matéria orgânica se realiza através de processos biológicos aeróbios e anaeróbios e dependendo do processo predominante, as lagoas são aeróbias (de maturação ou de polimento), anaeróbias ou facultativas (MENDONÇA, 2000). Dependendo da configuração, as lagoas de estabilização podem alcançar o grau de purificação desejado, a baixo custo financeiro, em vista da simplicidade de operação e manutenção, sendo indiscutível a sua eficiência, especialmente quanto à remoção de patógenos (ARAÚJO, 2000).

Porém, segundo Mendonça (2000), vários fatores (físicos, químicos e biológicos) interferem no mecanismo de autodepuração das lagoas de estabilização, os fatores que geralmente afetam as condições hidráulicas e biológicas das lagoas de estabilização que, por conseguinte, afetam a sua eficiência, podem ser desde os problemas relacionados à etapa de elaboração do projeto ou durante o funcionamento, relacionados à má operação das lagoas, até fatores que não são controlados pelo homem como os fenômenos meteorológicos e variações locais como, infiltração e características das águas residuais que recebem o tratamento. Podendo apresentar problemas, principalmente quanto ao teor de nutrientes, necessitando de soluções alternativas que melhorem a eficiência do tratamento.

Uma dessas soluções alternativas, para melhorar a eficiência dos processos biológicos de tratamento de efluentes existentes, é a adição de microrganismos (bioaumento). Pois mesmo já existindo bactérias naturais presentes no meio, o processo de bioaugmentação por agentes biológicos decompõem com maior facilidade e eficiência os poluentes existentes nos efluentes (HÁBIL QUÍMICA, 2000 *apud* VEIGA, 2003). Entre os sistemas aeróbios que podem se beneficiar da tecnologia da bioaugmentação destaca-se os lodos ativados, filtros biológicos, lagoas de estabilização e lagoas aeradas (VEIGA, 2003).

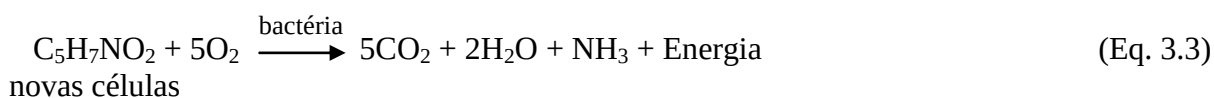
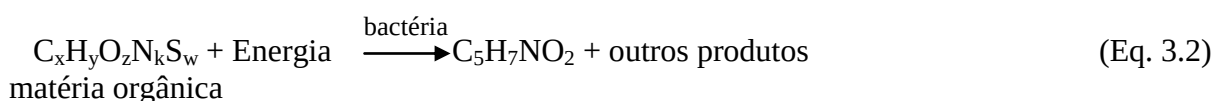
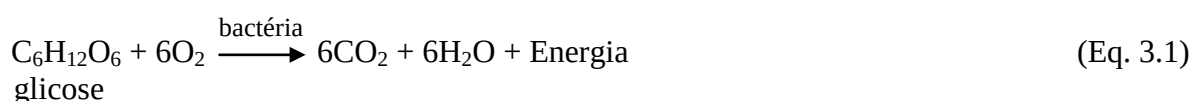
Através do entendimento da ação dos microrganismos nos processos biológicos de tratamento de águas residuárias, várias estratégias de operação têm sido propostas visando à

melhoria dos processos quanto à remoção de nutrientes e/ou para obter, em um ciclo de operação, remoção de matéria carbonácea e nutrientes, fósforo e nitrogênio em suas diversas formas (SHEKER *et al.*, 1993; LEE *et al.*, 1997; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; HAO e HUANG, 1996; ARTAN *et al.*, 2001; BARBOSA *et al.*, 2003; PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003; SCHMIDT *et al.*, 2003; CYBIS *et al.*, 2004; COSTA *et al.*, 2005; CHEN *et al.*, 2006b); recentes estudos têm utilizado, dentre outras estratégias de operação: o emprego de aeração intermitente (BORTONE *et al.*, 1994; BICUDO e SVOBODA, 1995a; BICUDO e SVOBODA, 1995b; CHENG & LIU, 2001; HASAR *et al.*, 2002; MARCHETTO *et al.*, 2003; PEREIRA-RAMIREZ *et al.*, 2003; MARTÍN MARTÍN *et al.*, 2007; HIGARASHI *et al.*, 2009) e a adição de culturas de microrganismos (STANTE *et al.*, 1997; PATUREAU *et al.*, 2001; SARIOGLU, 2005; RAMOTHOKANG, *et al.*, 2006; KIM *et al.*, 2008; YU *et al.*, 2010).

3.4. Remoção Biológica de Matéria Orgânica Carbonácea

A matéria orgânica presente nos esgotos é uma característica importante, pois é a causadora de um dos principais problemas de poluição das águas: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microrganismos na oxidação da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

De acordo com Zim (2006), os compostos orgânicos contidos nos esgotos servem como fonte de energia e carbono às bactérias quimiorganotróficas heterotróficas que, através da degradação desses compostos, realizam efetivamente o tratamento de efluentes; onde parte da matéria orgânica, que entra na célula bacteriana, é degradada até CO₂ e água (Equação 3.1) e o restante é incorporado ao novo material celular através de processos de síntese celular (Equação 3.2). Ressaltando-se que em condições de ausência de matéria orgânica no meio líquido, a própria massa celular, que também contém material biodegradável, pode ser parcialmente oxidada pela respiração endógena a produtos inorgânicos (Equação 3.3). Nas equações abaixo, C_kO_wH_xN_yS_z representa a matéria orgânica em água residuária e a fórmula empírica C₅H₇NO₂ representa a biomassa bacteriana pela síntese de novas células.



Resumidamente, o processo de oxidação completa dos carboidratos se dá da seguinte forma: a glicose é convertida a piruvato, com formação de ATP (Adenosina Trifosfato). Em condições aeróbias, o piruvato pode ser descarboxilado, formando Acetil-Coenzima que entra no Ciclo de Krebs e através de uma série de oxidações é convertido a CO_2 . A produção de energia ocorre principalmente na cadeia transportadora de elétrons por meio de uma série de reações de oxidação que tem a função de receber elétrons de compostos reduzidos e transferi-los aoceptor final (O_2) para a formação de água (PELCZAR *et al.*, 1980 *apud* ZIM, 2006).

A maioria dos microrganismos utiliza a via glicólise no catabolismo de carboidratos; porém, muitas bactérias têm outra via em adição à glicólise para oxidação da glicose, a alternativa mais comum é a via da pentose fosfato, que produz um ganho de somente uma molécula de ATP por cada molécula de glicose oxidada e uma das bactérias que utilizam esta via é a *E. coli*, uma outra alternativa é a via Entner-Doudoroff e as bactérias que possuem as enzimas para esta via (por exemplo, *Pseudomonas*) podem metabolizar a glicose sem a glicólise ou a via pentose fosfato (TORTORA *et al.*, 2000).

Costa (2005) diz que a base para o entendimento dos fundamentos da remoção de matéria carbonácea em processos de tratamento de esgotos está no fato que um alimento afluyente (substrato) é fornecido aos microrganismos que o metabolizam (ver Figura 3.3), enquanto que o que resta é oxidado a compostos mais simples.

Os processos de catabolismo e anabolismo resultam em fenômenos mensuráveis. A oxidação de material orgânico causa consumo de oxigênio dissolvido, e este pode ser determinado experimentalmente (VAN HAANDEL e CATUNDA, 1983 *apud* VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Por outro lado, a síntese pode ser detectada através da determinação de sólidos voláteis em suspensão (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

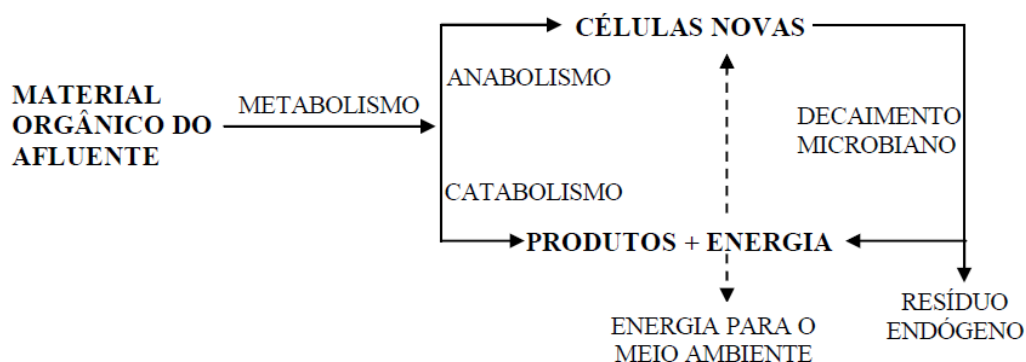


FIGURA 3.3 – Representação esquemática dos processos metabólicos num ambiente aeróbio/fermentativo. Fonte: Adaptado de VAN HAANDEL e MARAIS (1999).

O esgoto possui uma grande heterogeneidade, e tentar estabelecer todos os seus constituintes para, a partir das reações químicas de cada um deles, calcular a demanda resultante de oxigênio, é totalmente destituído de praticidade. Então, a solução encontrada foi a de se medir em laboratório o consumo de oxigênio que um volume padronizado de esgoto ou outro líquido exerce em um período de tempo pré-fixado. Foi, assim, introduzido o importante conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar a matéria orgânica carbonácea através de processos bioquímicos, sendo uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável (VON SPERLING, 1996).

Porém, uma importante desvantagem do teste da DBO é o longo período entre o início da incubação de uma amostra e a obtenção do resultado do teste. Dessa maneira o teste da DBO não é de grande utilidade para controle de processos, pois quando se obtém um valor fora da faixa esperada, em geral será tarde demais para tomar uma medida corretiva (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Outro método indireto e mais utilizado devido a sua praticidade é a Demanda Química de Oxigênio (DQO). O teste da DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica carbonácea (sem ser afetado pela nitrificação). A desvantagem é que o teste de DQO superestima o oxigênio a ser consumido no tratamento biológico dos despejos (VON SPERLING, 1996).

Quando se realiza o teste de DQO conforme as especificações do ensaio quase que invariavelmente ter-se-á que o resultado experimental desvia no máximo uma pouca porcentagem do valor teórico calculado e esta observação conduz a duas conclusões: (1) Na realização do teste da DQO a oxidação do material orgânico é essencialmente completa e (2) a precisão e a reprodutibilidade do teste da DQO são boas. (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999). Logo, por estas razões, e pelo fato de que o valor da DQO pode ser obtido em poucas horas, sendo útil como um parâmetro de controle de processo, é que este teste tem sido bastante utilizado para o monitoramento dos processos de tratamento de águas residuárias.

Dado o exposto, é notável que em processos aeróbios a eficiência de conversão da matéria orgânica é bastante elevada, sendo estes sistemas os mais utilizados em diversas estações de tratamento de águas residuárias. Pois em ambiente aeróbio são encontrados diferentes gêneros de bactérias, fungos, protozoários e outros microrganismos que atuam no processo de degradação dos compostos indesejáveis, o qual ocorre pela interação de três processos básicos: oxidação, síntese e endogenia ou respiração endógena.

3.5. Conversão e Remoção Biológica de Compostos Nitrogenados

Os compostos nitrogenados quando descarregados conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos são os grandes responsáveis pelo processo de eutrofização (enriquecimento do meio que acarreta crescimento excessivo de macrófitas e algas) dos corpos receptores. Como os compostos de nitrogênio são macronutrientes para os processos biológicos, e, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelos microrganismos que acabam sendo os grandes responsáveis pela remoção dos compostos nitrogenados.

De acordo com as condições do meio, determinada forma de nitrogênio é predominante. Em resumo, pode-se visualizar a distribuição das formas de nitrogênio segundo distintas condições na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Distribuição relativa das formas de nitrogênio segundo distintas condições em que estão presentes.

Condição	Forma predominante do nitrogênio
Esgoto bruto	- Nitrogênio orgânico - Amônia
Poluição recente em um curso d'água	- Nitrogênio orgânico - Amônia
Estágio intermediário da poluição em um curso d'água	- Nitrogênio orgânico - Amônia - Nitrito (em menores concentrações) - Nitrato
Poluição remota em um curso d'água	- Nitrato
Efluente de tratamento sem nitrificação	- Amônia
Efluente de tratamento com nitrificação	- Nitrato
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	- Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio

Fonte: VON SPERLING (1996).

O material nitrogenado em águas residuárias se compõe principalmente de nitrogênio amoniacal (gasoso, NH_3 , e salino, NH_4^+) e nitrogênio orgânico (uréia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino). Ocasionalmente ocorrem traços de formas oxidadas do nitrogênio como nitrito (NO_2^-) e, principalmente, nitrato (NO_3^-). Diferentemente do material orgânico, no caso do material nitrogenado o parâmetro adequado para quantificá-lo é bem definido: determina-se a concentração do nitrogênio nas suas diferentes formas. Na

prática usam-se testes espectrofotométricos ou eletrodos específicos para determinar as concentrações de amônia, nitrito e nitrato (VAN HAANDEL E MARAIS, 1999).

Segundo Metcalf e Eddy (2003) o nitrogênio pode ser removido de esgotos sanitários por processos físicos, químicos ou biológicos. Porém, a vantagem dos processos biológicos está em oferecer custos relativamente baixos quando comparados aos outros. Por ser o nitrogênio um nutriente importante para a manutenção da vida, microrganismos presentes em processos de tratamento irão assimilar o nitrogênio amoniacal e incorporá-lo dentro de sua massa celular. Uma porção desse nitrogênio amoniacal será devolvida para o esgoto sanitário na morte e lise das células. Na nitrificação/desnitrificação, a remoção de nitrogênio é efetuada em duas etapas de conversão. Na primeira etapa, nitrificação, a amônia é oxidada à forma de nitrato. Entretanto, o nitrogênio teve apenas a conversão das formas, não sendo removido nesta etapa. Na segunda etapa, desnitrificação, nitrato é convertido para um produto gasoso para remoção (Figura 3.4).

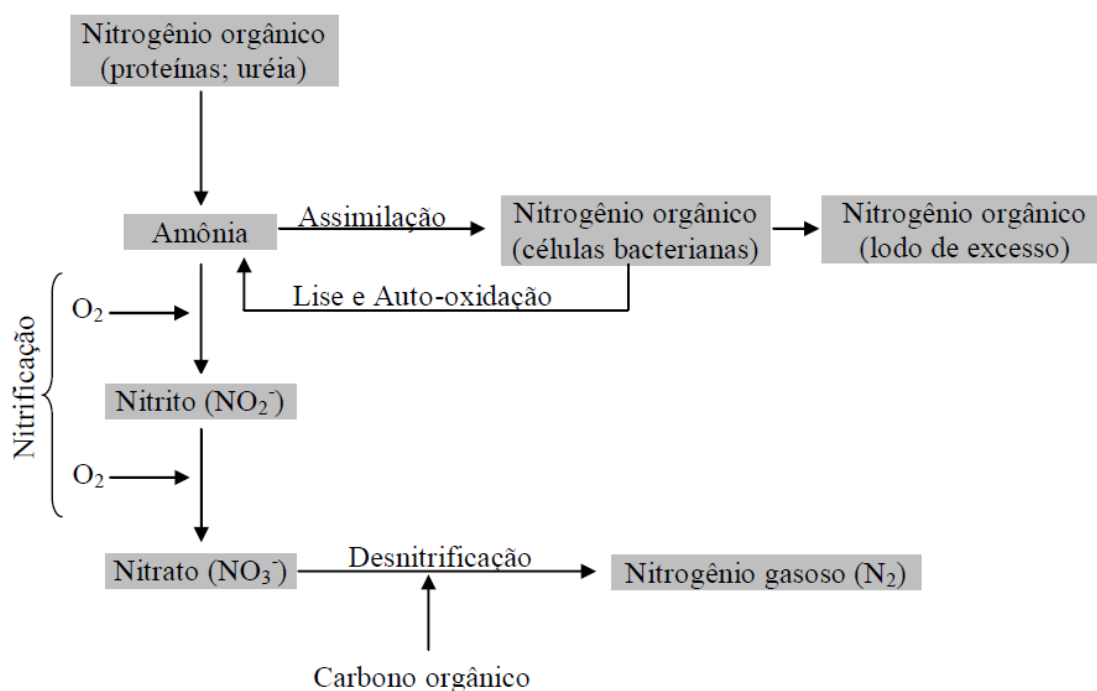


FIGURA 3.4 – Transformações de nitrogênio nos processos biológicos de tratamento.
Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY (2003).

Logo, a remoção de nitrogênio de águas residuárias é frequentemente feita pelo processo biológico de nitrificação/desnitrificação que ocorre em três estágios: a conversão do nitrogênio orgânico para amônia (amonificação), a oxidação da amônia a nitrato na presença de oxigênio (nitrificação) e por fim, a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso utilizando um

composto orgânico como agente redutor na ausência de oxigênio dissolvido (desnitrificação) (CYBIS e PICKBRENNER, 2000).

Várias das reações de óxido-redução de nitrogênio são realizadas exclusivamente por microrganismos, sendo, portanto, a sua participação no ciclo de nitrogênio de grande importância (BROCK, 2000). A Tabela 3.2 mostra os processos chave e os microrganismos envolvidos no ciclo do nitrogênio.

Tabela 3.2 – Processos chave e procariotos do ciclo do nitrogênio.

PROCESSOS	MICRORGANISMOS
Amonificação ($N_{\text{orgânico}} \rightarrow NH_4^+$)	Pode haver muitos microrganismos
Nitrificação ($NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$)	Bactéria Nitrificantes
$NH_4^+ \rightarrow NO_2^-$	<i>Nitrosomonas</i>
$NO_2^- \rightarrow NO_3^-$	<i>Nitrobacter</i>
Desnitrificação ($NO_3^- \rightarrow N_2$)	<i>Bacillus</i> , <i>Paracoccus</i> , <i>Pseudomonas</i> , etc.
Fixação de N_2 ($N_2 + 8H^+ \rightarrow 2NH_3 + H_2$)	Organismos de vida livre
Aeróbia	<i>Azotobacter</i> , Cianobactérias
Anaeróbia	<i>Clostridium</i> , bactérias fototróficas roxas e verdes
Simbiótica	<i>Rhizobium</i> , <i>Bradyrhizobium</i> , <i>Frankia</i>

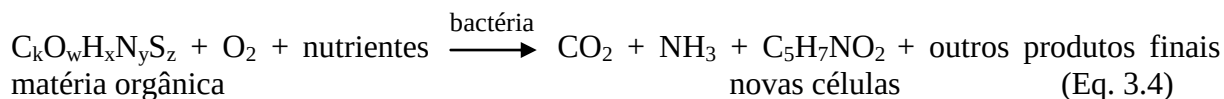
Fonte: Adaptado de BROCK (2000).

A remoção biológica de nitrogênio através da nitrificação/desnitrificação é considerada, entre as tecnologias atualmente disponíveis, a maneira mais eficiente e economicamente viável para o tratamento de efluentes (VANOTI e HUNT, 2000 *apud* HIGARASHI *et al.*, 2009).

3.5.1. Amonificação/Assimilação

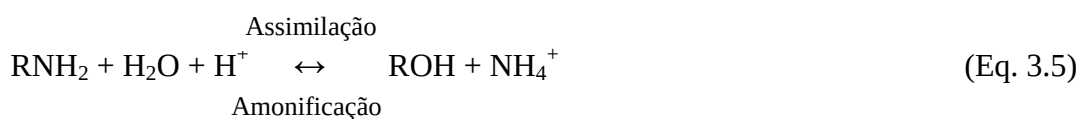
Andrade *et al.* (1994) *apud* Domingues (2005), definem amonificação como a liberação da amônia a partir dos compostos nitrogenados, usados por um grupo diversificado de microrganismos heterotróficos como fonte de carbono e nitrogênio.

A conversão da matéria orgânica através das reações de oxidação e síntese biológica por bactérias é representada pela equação geral, não balanceada (METCALF e EDDY, 2003):



No esgoto doméstico bruto, o nitrogênio está presente basicamente sob duas formas: nitrogênio, principalmente na forma de uréia (excretada na urina) e proteínas não assimiladas (excretadas nas fezes), e amônia originada a partir da hidrólise da uréia, da decomposição biológica do nitrogênio orgânico presente nas fezes, onde as proteínas são convertidas a moléculas mais simples pela ação de enzimas produzidas pelas bactérias proteolíticas que na sequência ocorre a desaminação com produção de amônio (NH_4^+) e pelo processo de amonificação (BITTON, 2005).

Segundo Van Haandel e Marais (1999), na reação de amonificação o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal, enquanto na assimilação o processo inverso ocorre e levando-se em consideração que o nitrogênio amoniacal a um pH perto do valor neutro terá predominantemente a forma iônica (NH_4^+), pode-se escrever a seguinte equação:

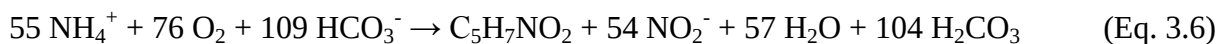


3.5.2. Nitrificação

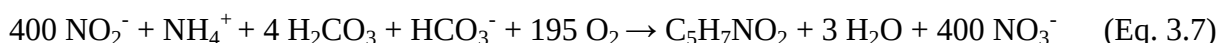
Metcalf e Eddy (2003) utilizam o termo nitrificação para descrever a primeira etapa na remoção de nitrogênio, que é dividido em dois processos biológicos em que a amônia ($N-NH_4^+$) é oxidada para nitrito ($N-NO_2^-$) e o nitrito é oxidado para nitrato ($N-NO_3^-$). Os microrganismos envolvidos neste processo são as bactérias autotróficas quimiossintetizantes (quimioautótrofos), para os quais a principal fonte de carbono utilizada é a inorgânica (gás carbônico) e a energia obtida através da oxidação de um substrato inorgânico, como a amônia (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998).

Dois gêneros de bactérias responsáveis pela nitrificação em sistemas de tratamento de águas residuárias são as bactérias autotróficas: *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. As *Nitrossomonas* oxidam a amônia para um produto intermediário, o nitrito. O nitrito é então convertido a nitrato pelas bactérias do grupo *Nitrobacter*. Admitindo-se que a biomassa bacteriana possa ser representada pela fórmula empírica $C_5H_7NO_2$, a conversão da amônia a nitrato envolve uma complexa série de reações (METCALF e EDDY, 1991).

Para o processo de conversão do íon amônio a nitrito (nitritação) pelas *Nitrossomonas* a reação é dada pela Equação 3.6 a seguir (METCALF e EDDY, 1991):



Para o processo de conversão do nitrito a nitrato (nitratação) pelas bactérias *Nitrobacter* a reação é dada pela Equação 3.7 a seguir (METCALF e EDDY, 1991):



A alcalinidade é consumida pela oxidação do N-amoniacal, com consumo de 8,64 mg de HCO_3^- ou 7,14 mg CaCO_3 por mg de amônio (NH_4^+ oxidado), e o valor de pH diminui se não houver controle, por meio da adição de substâncias que conferem alcalinidade ao meio. As Equações 3.8, 3.9 e 3.10 apresentam as reações envolvidas em cada etapa do processo de oxidação do nitrogênio amoniacal até nitrato (METCALF e EDDY, 2003):

- Equação de nitritação:



- Equação de nitratação:



- Equação global de nitrificação:



Das equações acima, observa-se que há um consumo da alcalinidade e um consumo maior de oxigênio dissolvido (demanda nitrogenada) na primeira fase da nitrificação (nitritação) e a energia liberada nessas reações é usada pelos micro-organismos nitrificantes para a síntese celular a partir das fontes de carbono inorgânico, como o dióxido de carbono, bicarbonato e carbonato (BARNES e BLISS, 1983). Ao observarmos as equações envolvidas no processo de nitrificação, pode-se observar que durante o processo há liberação de H^+ e, sendo assim, possivelmente ocorre redução de pH, portanto, o processo de nitritação é o maior responsável pela acidificação do meio.

3.5.3. Desnitrificação

A redução biológica de nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso é denominada desnitrificação. A remoção de nitrogênio na forma de nitrato por conversão a nitrogênio gasoso pode ser realizada biologicamente em condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de nitrato) tendo-se o material orgânico como redutor (METCALF e EDDY, 2003; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; TEIXEIRA, 2006). A principal via bioquímica não é a anaeróbica, mas sim uma modificação da aeróbica, portanto, o uso do termo anóxico no lugar de anaeróbico é considerado apropriado (METCALF e EDDY, 2003).

O processo de desnitrificação pode ser realizado por vários tipos de micro-organismos como as bactérias quimiorganotróficas e fototróficas e ainda por alguns fungos (SCHMIDT *et al.*, 2003), porém as maiores responsáveis por este processo são as bactérias heterotróficas e há uma variedade que atuam no processo de desnitrificação. Metcalf e Eddy (2003) apresentam como bactérias desnitrificantes os seguintes gêneros: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio*. Além dessas bactérias Sánchez *et al.* (2000) citam ainda: *Paracoccus* e *Thiobacillus* (que na ausência de fonte de carbono orgânico pode realizar a desnitrificação autotrófica) e Mateju *et al.* (1992) adiciona ainda a essa lista de organismos desnitrificantes outros gêneros: *Azospirillum*, *Beggiatoa*, *Clostridium*, *Dessulfovibrio*, *Erythrobacter*, *Galionella*, *Helobacterium*, *Halomonas*, *Thiosphaera* e *Xanthomonas*.

Segundo Payne (1981) *apud* Randall *et al.* (1992), citado por Aun (2007), as *Pseudomonas sp* são as bactérias desnitrificantes mais comumente encontradas em sistemas biológicos de tratamento, algumas das espécies não reduzem NO_3^- , mas iniciam a desnitrificação com NO_2^- e outras acumulam óxido nitroso como produto final ao invés do N_2 .

Carlson e Ingraham (1983, *apud* Aun, 2007) fizeram uma comparação entre os microrganismos *Pseudomonas stutzeri*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Paracoccus denitrificans* quanto à desnitrificação e os autores observaram que, embora os três tenham promovido a redução de nitrato a nitrogênio gasoso, eles o fizeram a diferentes taxas e em alguns casos acumularam compostos intermediários, como foi o caso da *Pseudomonas aeruginosa* que no estudo produziu, sob certas condições, mais óxido nitroso que nitrogênio gasoso.

Por ser mediado principalmente por bactérias heterotróficas, o processo de desnitrificação necessita da presença de matéria orgânica no meio, e esta pode se originar de três fontes: matéria orgânica da água residuária afluente, matéria orgânica do material celular

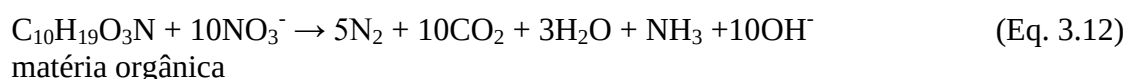
produzido durante o decaimento endógeno e ainda através da adição de fonte externa de carbono (como, por exemplo: metanol). Geralmente, dependendo da configuração e objetivo do sistema de tratamento, a adição de fonte externa de carbono se faz necessária, tendo em vista que geralmente o processo é a última etapa do tratamento; portanto, a maior parte da matéria orgânica que poderia ser utilizada pela microbiota já foi removida.

Nas reações para redução do nitrato, o nitrogênio passa por várias formas (Equação 3.11), onde a primeira etapa da desnitrificação é a conversão de nitrato para nitrito e esse estágio é seguido pela produção de óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso (METCALF e EDDY, 2003).

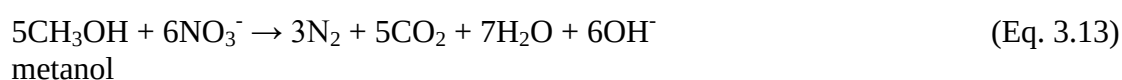


No processo biológico de remoção de nitrogênio, o doador de elétrons pode ser a matéria orgânica disponível no meio, que geralmente é o próprio material orgânico biodegradável presente nos esgotos (Equação 3.12), que segundo a USEPA (1993) é representado pela fórmula química $\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$, como também pode ser o metanol (Equação 3.13), que geralmente é adicionado no sistema para suprir a necessidade de matéria orgânica (METCALF e EDDY, 2003).

- Desnitrificação na presença de matéria orgânica:



- Desnitrificação pela adição de metanol:



Segundo Metcalf e Eddy (2003), nas reações descritas nas Equações 3.12 e 3.13, um equivalente de alcalinidade é produzido por equivalente de N-NO_3^- , que equivale a 3,57 g de alcalinidade (como CaCO_3) produzidos por cada grama de nitrato reduzido, enquanto que, na nitrificação 7,14 g de alcalinidade (como CaCO_3) são consumidos por grama de N-NH_4^+ oxidados. Logo, a desnitrificação recupera metade da alcalinidade consumida na nitrificação.

Quando a fonte de energia é orgânica, a água residuária a ser desnitrificada deve conter carbono orgânico suficiente para prover a conversão de nitrato (NO_3^-) a nitrogênio gasoso (N_2) pela bactéria. O requerimento de carbono pode ser provido por meio de fonte interna (recirculação de parte da água residuária ou material celular) ou externa (aminoácidos,

etanol, acetato, succinato, acetona, glicose, óleo de oliva e benzoato) (METCALF e EDDY, 2003; HENZE *et al.*, 1997).

3.5.4. Novos Processos Biológicos de Tratamento

Nos sistemas biológicos de tratamento de esgotos os processos usualmente empregados na conversão de nitrogênio são a amonificação e a nitrificação autotrófica; quando se deseja também a remoção do nitrogênio soma-se a desnitrificação em ausência ou em baixa concentração de oxigênio (micro-aeração). Porém, com os recentes estudos relatados, mostraram que há rotas alternativas de remoção biológica de nitrogênio, dentre os processos em estudos temos:

a) SHARON (*Single Reactor for High Activity Ammonium Removal Over Nitrite*) é a técnica empregada para tratamento de efluentes com altas cargas de nitrogênio, neste tipo de processo a nitrificação é encurtada, pois a oxidação da amônia cessa na forma de nitrito para numa próxima etapa, sem aeração, haver conversão de nitrito em nitrogênio gasoso, este processo promove uma economia de 25% de oxigênio e 40% de carbono orgânico (MULDER e VAN KEMPEN, 1997; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; POLICE *et al.*, 2002).

b) ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*) que é um processo que utiliza nitrogênio amoniacal como doador de elétrons e dispensa adição de fonte externa de carbono, as bactérias que realizam este processo geram N₂ como produto (VAN DER GRAAF *et al.*, 1996; JETTEN *et al.*, 1997; JETTEN *et al.*, 1999).

c) CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite*) é um processo que combina a nitrificação parcial e anammox num só reator aerado, essa interação entre as bactérias nitrificantes (aeróbias) e as do tipo anammox (anaeróbia) resulta na conversão quase completa do amônio a nitrogênio gasoso (JETTEN *et al.*, 2002; SCHMIDT *et al.*, 2003).

d) OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification*), neste processo o oxigênio é fornecido em quantidade estequiométrica para que a nitrificação proceda apenas até nitrito e, subsequentemente, devido à escassez de aceptores de elétrons, o nitrito formado é consumido para oxidar o restante do amônio (VERSTRAETE e PHILIPS, 1998).

e) SND (*Simultaneous Nitrification and Denitrification*) é um processo que vem sendo explorado nos últimos anos, e seu princípio básico é permitir que duas reações separadas (nitrificação e desnitrificação) ocorram num mesmo reator. (SURMACZ-GÓRSKA *et al.*, 1997; POCHANA e KELLER, 1999).

Outros processos que têm sido investigados ultimamente são a nitrificação heterotrófica (VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; JOO *et al.*, 2005a, 2005b; LI *et al.*, 2006) e desnitrificação aeróbia (MARCHETTO, 2001; VAN LOOSDRECHT e JETTEN, 1998; YE e THOMAS, 2001; JOO *et al.*, 2005a, 2005b; LI *et al.*, 2006). No entanto, estes tipos de processos ainda não são muito bem compreendidos, sendo considerados menos significativos, já que as taxas de nitrificação/desnitrificação dos processos convencionais, nitrificação autotrófica e desnitrificação anóxica/anaeróbia, são maiores.

3.5.5. Fatores Interferentes

Segundo Von Sperling (1996b) os fatores que influenciam a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes são: pH, temperatura, oxigênio dissolvido e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras. Já a taxa de desnitrificação, também é afetada pelos fatores supracitados, porém como este processo é mediado principalmente por microrganismos heterotróficos, estes são menos sensíveis à presença de substâncias tóxicas ou inibidoras (METCALF e EDDY, 2003).

Num sistema biológico de tratamento de esgoto, naturalmente ocorrem os processos de conversão das formas de nitrogênio e, dependendo das condições do meio, estes processos podem ser favorecidos ou prejudicados. Dentre os fatores ambientais que geralmente influenciam os processos de conversão e remoção dos compostos nitrogenados, temos:

a) pH

Sabe-se que a nitrificação é mediada principalmente pelos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, são considerados como valores ótimos de pH para crescimento destes microrganismos a faixa de 7,0 a 9,0. A taxa de nitrificação é constante entre 7,2 e 8,0 (VON SPERLING, 1996b). Porém, Da Costa (1999, *apud* AUN, 2007), observou como faixa ideal de pH para nitrificação entre 6,8 e 7,2. A nitrificação cessa em pH abaixo de 6 (Bitton, 2005).

Para que a desnitrificação ocorra em taxa máxima, a faixa de pH deve estar entre 7,0 e 7,5 decrescendo de forma aproximadamente linear com a redução e aumento do pH (EPA, 1993). O pH ótimo para a desnitrificação está na faixa de 6,5 a 8,0 (Metcalf e Eddy, 2003).

b) Temperatura

A temperatura ótima para o crescimento de bactérias nitrificantes, responsáveis pela nitrificação, encontra-se na faixa de 25°C a 36°C. Segundo Von Sperling (1996b) para cada

acréscimo de 7°C a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes dobra. Estudos realizados por Kim *et al.* (2007 *apud* AUN, 2007), mostraram que a taxa de nitrificação era maior no verão (38°C) do que na primavera (29°C).

Metcalf e Eddy (2003) diz que, para que um sistema biológico de nitrificação funcione satisfatoriamente a temperatura ótima está na faixa de 28°C a 36°C.

Van Haandel e Marais (1999) citam que a temperatura é uma condição ambiental para que ocorra a desnitrificação e que a taxa de desnitrificação aumenta com o aumento da temperatura até valor ótimo de 40°C. Para Metcalf e Eddy (2003), o processo de desnitrificação ocorre em temperaturas na faixa de 10°C a 30°C.

c) Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido é o fator que mais influencia o processo de conversão e remoção da matéria nitrogenada, pois enquanto que o processo de nitrificação ocorre em ambiente aeróbio, o processo de desnitrificação ocorre em ambiente anóxico/anaeróbio.

No processo de nitrificação, considera-se como concentração crítica (abaixo da qual a nitrificação não ocorre) a quantidade de 0,2 mgO₂/L, porém recomenda-se que os níveis se mantenham, no mínimo, em torno de 2,0 mgO₂/L, para garantir a manutenção satisfatória em todos os pontos do reator (VON SPERLING, 1996b).

Já no processo de desnitrificação o oxigênio tem efeito inibitório. Segundo Metcalf e Eddy (2003) a taxa de desnitrificação decresce linearmente com o aumento da concentração de OD, atingindo zero quando a concentração deste é igual a 1,0 mgO₂/L.

d) Presença de substância tóxica ou inibidora

No esgoto sanitário, a única substância inibidora do processo de nitrificação presente é a amônia livre ou não ionizada (NH₃). Sua concentração é dependente do pH e da temperatura. Em faixas de pH próximas da neutralidade praticamente toda amônia se mantém na forma ionizada (NH₄⁺), não tóxica. As elevações de pH e da temperatura contribuem para o aumento da fração não ionizada, podendo inibir a nitrificação (VON SPERLING, 1996b).

A presença de substâncias tóxicas ou inibidoras também pode influenciar a taxa de desnitrificação. Porém, as bactérias heterotróficas envolvidas no processo de desnitrificação são menos sensíveis a presença destes tipos de substância do que as nitrificantes, e caso haja a presença de tais substâncias, a desnitrificação não deverá ocorrer pelo simples fato da nitrificação ter sido inibida primeiramente (EPA, 1993).

e) Alcalinidade

A alcalinidade está intimamente ligado ao controle do pH. O processo de nitrificação gera íons H^+ , que reagem com os compostos formadores de alcalinidade no meio. O decréscimo nos valores da alcalinidade e, em decorrência, o decréscimo da capacidade tampão do sistema, pode levar a reduções no pH e na taxa de nitrificação. Dependendo da alcalinidade presente no esgoto a ser tratado e da carga de matéria nitrogenada a ser convertida, haverá a necessidade de se adicionar algum composto químico formador de alcalinidade (VON SPERLING, 1996b).

No processo de desnitrificação, quando o nitrato é reduzido a gás nitrogênio, tem-se um aumento da alcalinidade do sistema. Logo, dependendo da característica da água residuária a ser tratada, sistemas biológicos de tratamento que visam a nitrificação e desnitrificação simultânea oferecem a vantagem de diminuir custos com a adição desses compostos químicos, uma vez que o próprio processo de desnitrificação devolve cerca de metade da alcalinidade consumida na nitrificação.

f) Relação C/N

Outro fator que influencia os processos de nitrificação/desnitrificação é a relação C/N. Na nitrificação observa-se que a concentração de organismos nitrificantes decresce à medida que a relação C/N cresce. Esta relação varia de acordo com o objetivo e a configuração do sistema de tratamento, em reatores que combinam oxidação carbonácea e nitrogenada a relação DBO/N ideal é maior que 5; já em sistemas onde a nitrificação ocorre em separado a relação ideal é entre 1 e 3 (METCALF e EDDY, 2003).

Na desnitrificação a relação C/N varia de acordo com a fonte de carbono utilizada. Henze *et al.* (1997) relataram valores de C/N ótimo de 4 a 5 kgDQO/ kg N no caso de matéria orgânica e de 3,1 a 3,7 kgDQO/kg N no caso do ácido acético como fonte de carbono. Segundo Chui *et al.* (2000), a maior taxa de remoção de nitrogênio ocorre quando a relação DQO/N- NO_3 é maior ou igual a 5 (cinco).

3.6. Remoção Biológica de Fósforo

Em esgotos sanitários, os macronutrientes nitrogênio e fósforo estão presentes em suas diversas formas. A estrutura de alguns aminoácidos apresenta fósforo orgânico como parte de sua composição, porém o fósforo de esgotos sanitários é encontrado, principalmente, na forma de fosfatos, notadamente ortofosfato (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

De acordo com Chernicharo (2001), dentre as formas de fosfato, o ortofosfato (P-orto) assume maior relevância, por ser a principal forma assimilada mais facilmente e pode ser encontrado sob diferentes espécies iônicas, em função do pH do meio. Em esgoto sanitário o fósforo aparece sob as formas de fósforo orgânico, polifosfato e ortofosfato; o fósforo orgânico solúvel sofre decomposição biológica e dá origem ao ortofosfato (MARCHETTO *et al.*, 2003). Logo, praticamente todo fósforo presente em esgoto apresenta-se sob a forma de ortofosfato dissolvido.

O mecanismo de remoção biológica de fósforo é baseado na capacidade que certas bactérias apresentam de acumular fósforo em excesso das suas necessidades. Este fenômeno ocorre quando se utilizam sistemas anaeróbios/aeróbios combinados com regimes de excesso e escassez de matéria orgânica, criando condições favoráveis ao desenvolvimento de bactérias removedoras de fósforo (CYBIS e PICKBRENNER, 2000).

Sob condição anaeróbia (ausência de oxigênio e nitrato) e na presença de substrato facilmente degradável, as bactérias que acumulam fósforo em excesso são capazes de utilizar a energia (ATP) derivada da hidrólise de polifosfatos, para apreender substratos orgânicos, que são armazenados na forma de poli-b-hidroxibutirato (PHB) ou poli-b-hidroxivalerato (PHV) (KERN-JESPERSEN *et al.*, 1993 *apud* MARCHETTO *et al.*, 2003).

Nas condições aeróbias as bactérias começam a oxidar a DQO armazenada, a qual está muitas vezes na forma de poli-b-hidroxibutirato (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 armazenam mais fosfato do que liberaram na fase anaeróbia (COSTA, 2005).

Kern-Jespersen *et al.* (1993 *apud* MARCHETTO *et al.*, 2003) observaram, mediante avaliação da quantidade de PHV/PHB degradada, que sob condição aeróbia, mais fosfato foi removido do que em condição anóxica. Foi explicado por essa conceituação que existem dois grupos de microrganismos, afirmando-se que a menor remoção de fósforo, sob condições anóxicas, pode originar-se de uma combinação do armazenamento de fósforo por um grupo, e de liberação secundária por outro.

Segundo estudos recentes, alguns fatores podem prejudicar a eficiência de remoção biológica de fósforo, dentre eles podemos citar a presença de elevada concentração de nitrato (SORM *et al.*, 1996). Porém, Finger e Cybis (1999) operaram um reator de dois estágios (anaeróbio-aeróbio) que apresentou um efluente com concentrações elevadas de nitrato, mas com eficiência de remoção do fósforo em torno de 81%.

Wang *et al.* (2008), em estudo usando RBS com uma fase aeróbia seguida pela fase de sedimentação e repouso de igual período, mostraram que é viável a remoção de fósforo sem um reator anaeróbio, pois os autores obtiveram remoções de fósforo com eficiências > 90%.

Várias espécies de bactérias estão envolvidas na remoção de fósforo, então para uma melhor compreensão do metabolismo envolvido no interior da célula destas bactérias, Van Haandel e Van Der Lubbe (2007) apresentam um modelo metabólico desenvolvido por Smolders *et al.* (1994), que é apresentado na Figura 3.5, onde se pode observar que dentro das células dessas bactérias (OAF) há três produtos armazenados: polifosfato, PHB e glicogênio.

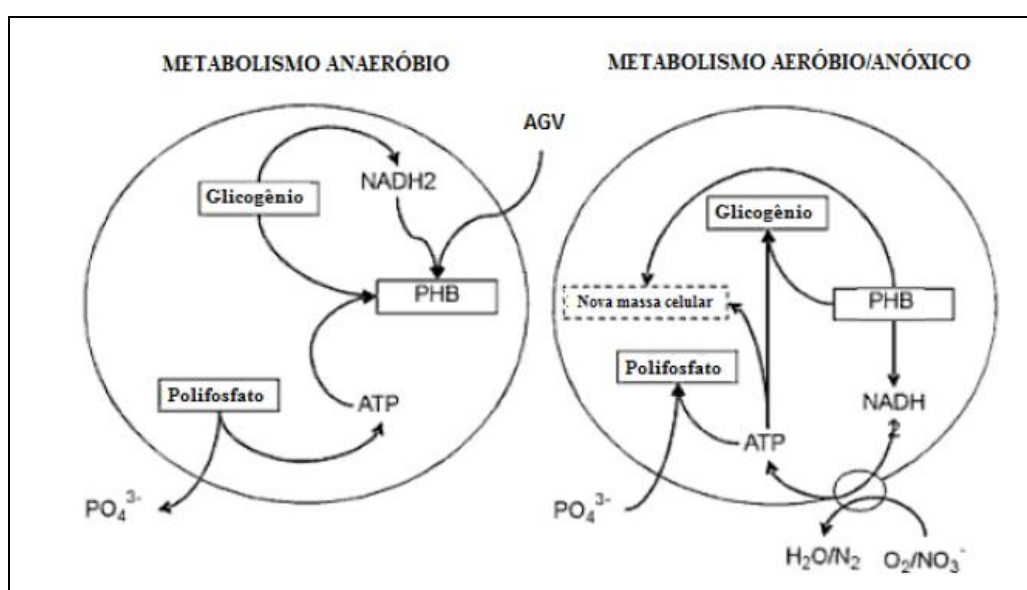


FIGURA 3.5 – Metabolismo de remoção de fósforo sob condições anaeróbias e sob condições aeróbia/anóxica. Fonte: Adaptado de Smolders *et al.* (1994) *apud* Van Haandel e Van Der Lubbe (2007).

A partir da Figura 3.5 observa-se que, no metabolismo anaeróbio, os organismos acumuladores de fosfato (OAF) liberam o fosfato, armazenado na forma de polifosfato, de forma a obter energia (ATP) para o transporte do substrato e para formação e armazenamento dos produtos metabólicos como PHB, os ácidos graxos voláteis (AGV) são absorvidos e estocados como PHB utilizando como fonte de energia o NADH₂, que é gerado durante a formação de PHB a partir da conversão do glicogênio. No metabolismo aeróbio/anóxico, o PHB armazenado será metabolizado liberando energia (NADH₂), que será usada para criar a energia (ATP) necessária para formação de nova massa celular, para produção de glicogênio (a partir do PHB) e para reabastecer o polifosfato a partir da remoção de ortofosfato do meio.

3.7. A Influência da Aeração nos Processos Biológicos de Tratamento

A aeração é um fator determinante nos processos biológicos de tratamento, sendo estes determinados de acordo com a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio. A aeração consiste na transferência de oxigênio da fase gasosa à fase líquida, geralmente essa transferência é realizada de forma natural através da interface massa líquida/ar ou artificialmente através da aplicação de aeradores, onde o ar ou oxigênio puro é distribuído na massa líquida na forma de pequenas bolhas, aumentando a superfície de contato entre gás e líquido ou ainda de forma mecânica através de turbilhonamento.

Sabe-se que a degradação do substrato representa o consumo de oxigênio por parte dos microrganismos para a degradação dos substratos presentes no meio e que é reconhecida a elevada eficiência dos processos aeróbios de tratamento na remoção de matéria orgânica. Porém nestes processos, é fundamental o fornecimento de oxigênio para que ocorram os processos metabólicos necessários à estabilização da matéria orgânica.

Os aeradores mecânicos podem ter a capacidade de oxigenação controlada por meio de variação da submersão dos aeradores (variação do nível do vertedor de saída ou do eixo do aerador), da velocidade ou por ciclos de liga-desliga dos aeradores (VON SPERLING, 1997).

O objetivo principal da aeração é o fornecimento de oxigênio para os microrganismos presentes na biomassa a fim de garantir sua atividade e a conseqüente biodegradação da matéria orgânica. Em menor parte, a aeração também ajuda a manter a biomassa em suspensão (MAESTRI, 2007).

O uso de aeração intermitente, por sua vez, além de fornecer oxigênio aos microrganismos, permite que a nitrificação e desnitrificação ocorram no mesmo reator, o que incorre na maior facilidade de controle do pH, visto que metade da alcalinidade requerida na nitrificação é devolvida ao sistema na desnitrificação.

Como foi visto anteriormente, o oxigênio influencia diretamente as diferentes reações responsáveis pela degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes, com mecanismos de controle da aeração, pode-se otimizar os processos biológicos e dependendo do regime de aeração adotado pode-se aliar elevada eficiência à menor consumo de energia e de espaço.

3.8. As Bactérias no Tratamento de Efluentes

A maioria dos microrganismos contribui para o bem-estar da população, pois existem os que são responsáveis pelo bom funcionamento do nosso organismo, os responsáveis pela reciclagem dos elementos químicos, e outro importante papel destes seres, com destaque para

as bactérias, está no fato de serem eficientes remediadores da poluição e por serem encontrados naturalmente no solo e na água.

Segundo Tortora *et al.* (2000), em 1988 os cientistas começaram a utilizar micróbios para limpar poluentes e entre os mais utilizados atualmente como biorremediadores, estão certas espécies de bactérias do gênero *Pseudomonas* e *Bacillus*. As bactérias possuem várias vantagens como combatentes da poluição, dentre essas vantagens, é a capacidade de alterar quimicamente uma substância nociva de modo que se torne inofensiva ou até mesmo benéfica. Porém, em pequeno número são ineficientes para lidar com contaminação em grande escala.

As milhares de espécies de bactérias são diferenciadas por muitos fatores, incluindo a morfologia, a composição química (frequentemente detectada por reações de coloração), as necessidades nutricionais, as atividades bioquímicas e a fonte de energia (TORTORA *et al.*, 2000). A estrutura típica de uma célula de procarioto é mostrada na Figura 3.6.

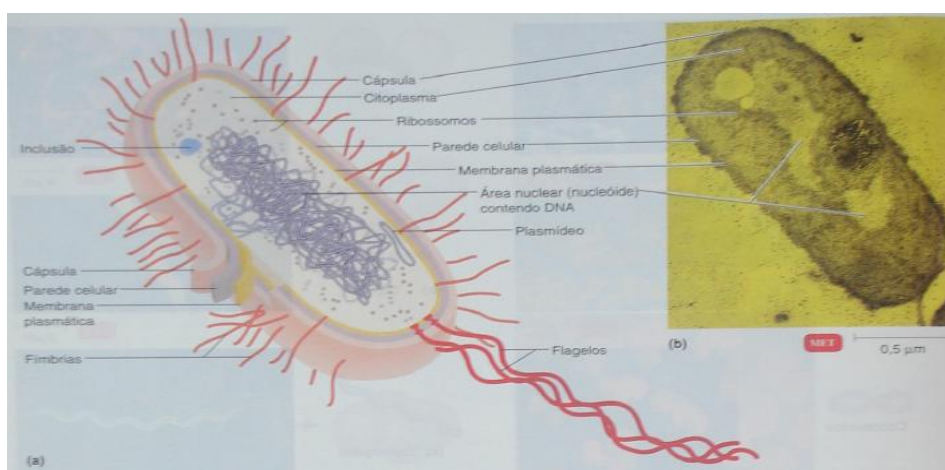


FIGURA 3.6 – Estrutura de uma célula bacteriana procariótica típica. Fonte: TORTORA *et al.*, 2000.

Na microbiologia geralmente dividem-se as bactérias, principalmente, em dois grandes grupos: Gram-Positivas e Gram-Negativas. De acordo com Tortora *et al.* (2000), esta divisão se baseia nas diferenças na estrutura da parede celular das bactérias gram-positivas e gram-negativas, e como cada uma reage com vários reagentes (utilizados na técnica de coloração de Gram). Dentre estes grupos, destacam-se as bactérias gram-negativas, dentre outros motivos, por conter em seu espaço periplásmico uma alta concentração de enzimas de degradação e proteínas de transporte.

Na coloração de Gram, as bactérias gram-negativas são assim denominadas, pois os cristais de corante (formados por cristal violeta e lugol ou violeta de genciana e iodo) são removidos após a aplicação de álcool (descorante), que dissolve os lipídeos presentes na membrana externa da parede celular gram-negativa permitindo assim a descoloração da célula; como as bactérias gram-negativas ficam incolores após a lavagem com álcool, um contracorante (fuccina ou safranina) é adicionado e as células adquirem a cor rosa (TORTORA *et al.*, 2000).

A seguir serão abordadas as principais características de duas espécies de bactérias gram-negativas, que foram aplicadas neste estudo.

3.8.1. *Escherichia coli*

A bactéria *E. coli* representada na Figura 3.7, crescida em meio EMB (Eosin Methylene Blue), é bastante estudada em microbiologia; ela recebeu esta denominação em homenagem a Theodor Escherich (1855) que descreveu um microrganismo que se encontrava em altas densidades nas fezes humanas e foi por ele nomeado *Bacterium coli*. Na década de 1950, esta bactéria passou a ser denominada *Escherichia coli* pelos microbiologistas e foi escolhida como modelo para estudos de processos biológicos básicos (KUHNERT *et al.*, 2000; KONEMAN *et al.*, 2001).



FIGURA 3.7 – *E. coli* em meio EMB. Fonte: A autora.

É uma bactéria móvel e anaeróbia facultativa, sua temperatura ótima é de 37°C e por fermentação produz ácidos mistos e gás à temperatura de 44,5°C ± 0,2°C em até 48 horas. Além disso, oxida manitol, lactose e outros açúcares, realiza nitrificação, é capaz de produzir

indol a partir do triptofano e muitas cepas produzem β -glucoronidase, usada na identificação com substrato cromogênio (BROCK, 2003).

A *Escherichia* raramente tem requerimentos nutricionais especiais, podendo crescer em uma grande diversidade de compostos carbonados tais como açúcares aminoácidos, ácidos orgânicos e assim sucessivamente (BROCK, 2003).

3.8.2. *Pseudomonas aeruginosa*

A *P. aeruginosa* é um bacilo aeróbio Gram-negativo, oxidase positiva, móvel, apresentando um ou mais flagelos polares monotríquios (KONEMAN *et al.*, 2001), é encontrada na água, solo, plantas e dejetos (DUBOIS, 2001). A cor das colônias em meio sólido varia de acordo com o tipo de pigmento produzido, geralmente são azul-esverdeadas, podendo ser marrom ou até mesmo não produzir pigmento (FREITAS e BARTH, 2004).

A piocianina é um pigmento azul esverdeado solúvel em água e sua principal função é extrair íon ferro e nutrientes para a sobrevivência da bactéria (TREDGET *et al.*, 2004). A colônia produz outros pigmentos como a pioverdina que desenvolve a cor amarelo-esverdeado, a piomelina que confere a cor marrom e aeruginosina a cor vermelha (RAMALHO *et al.*, 2002); e produz um odor bem característico, adocicado e semelhante à uva e produz fluorescência sob luz UV (HPA, 2003).

A Figura 3.8 é uma fotografia de *Pseudomonas aeruginosa* em Agar Nutriente (AN), onde pode ser observada a produção de piocianina, que conferiu ao meio de cultura coloração azul-esverdeada.



FIGURA 3.8 – *P. aeruginosa* em meio AN. Fonte: A autora.

Uma das características que mais chamam atenção nas *Pseudomonas*, é a grande quantidade de compostos que podem utilizar como fonte de carbono e energia (BROCK, 2003). Por isto, essa espécie é bastante utilizada pela comunidade científica, para remoção de substâncias indesejáveis, por sua extrema versatilidade, poder de adaptação e resistência a

vários ambientes; pois segundo Tortora *et al.* (2000) a *P. aeruginosa* tem tanta capacidade genética quanto leveduras e quase metade da capacidade genética da mosca e embora essas bactérias sejam menos eficientes que outras heterotróficas na utilização de muitos nutrientes comuns, elas compensam fazendo uso de sua grande capacidade genética, pois sintetizam grande número de enzimas e podem metabolizar ampla variedade de substratos. Apesar de serem classificadas aeróbicas algumas são capazes de substituir o oxigênio por nitrato comoceptor final de elétrons e este fornece tanta energia quanto à respiração aeróbica.

De acordo com Botes *et al.* (2003), a grande habilidade metabólica da *P. aeruginosa* preocupa os cientistas, pois de acordo com a análise do chamado *Pseudomonas Genome Project* conclui-se que a bactéria possui um genoma formado por 6.264.403 pares de base, reguladores de funções conhecidas e desconhecidas. Porém é a habilidade de transformar em energia as moléculas orgânicas por vias metabólicas que faz da *Pseudomonas aeruginosa* um bom agente de biorremediação (ALEXANDER, 1999).

3.9. Processos Biotecnológicos: Adição de Microrganismos no Tratamento de Águas Residuárias

Com o conhecimento de que os microrganismos eram os grandes responsáveis pela capacidade de autodepuração dos corpos hídricos receptores de descarga de águas residuárias; começou-se a utilizar os microrganismos em saneamento básico e ambiental, através do confinamento destes efluentes em tanques e/ou lagoas onde a própria microbiota ficaria responsável pelo tratamento da água residuária, originando-se assim os processos biológicos de tratamento de efluentes que se fundamentam na capacidade que os microrganismos apresentam de utilizar os compostos orgânicos biodegradáveis, transformando-os em substâncias que possam ser removidas do sistema de tratamento, como lodo biológico, água e gases. Seja o processo utilizado aeróbio ou anaeróbio, a capacidade de utilização dos compostos depende da atividade da biomassa presente no sistema de tratamento (CHERNICHARO, 1997).

A grande maioria dos processos biotecnológicos divide-se em reações de crescimento microbiano (microbiológicas) e as reações catalisadas por enzimas (bioquímicas) e esses processos têm sido largamente utilizados na biodegradação de compostos tóxicos, como no tratamento de efluentes municipais, industriais e de águas subterrâneas, revelando-se como uma tecnologia de tratamento relativamente econômica, se comparada aos processos físico-

químicos, além de apresentar alta eficiência e menor efeito adverso ao ambiente (METCALF e EDDY, 2003).

A bioaumentação consiste na adição de organismos em um determinado ecossistema para aperfeiçoar um determinado processo biológico (BOUCHEZ *et al.*, 2000), geralmente os agentes responsáveis são microrganismos oriundos do próprio local que se pretende remediar, ou seja autóctones, ou são isolados previamente de outros sítios que são posteriormente inoculados no local em questão, chamados de alóctones, desta forma as espécies microbianas podem ser introduzidas isoladas ou em consórcio, que é uma mistura de diferentes linhagens (BOON *et al.*, 2000).

A utilização de técnicas de bioaumentação para o tratamento de efluentes, industriais ou domésticos, consiste basicamente da inoculação de microrganismos no efluente, que será retido por alguns dias, para reduzir matéria orgânica carbonácea, nutrientes, sólidos e até mesmo outros compostos recalcitrantes.

De acordo com Veiga (2003), a aplicação de técnicas de bioaumentação tem suas vantagens e desvantagens, que são:

a) Vantagens:

- Reduz a formação de lodo (biomassa) e assegura a continuidade do tempo de detenção original.
- Recupera lagoas assoreadas por biomassa numa operação de dragagem biológica, não havendo limite de profundidade.
- Aumento da capacidade e/ou eficiência de sistemas existentes.
- Tolerância a sobrecargas ou mudanças bruscas ocasionais e transitórias de carga orgânica, pH, temperatura, fluxo, etc.
- Evita a necessidade do uso de produtos químicos, reduzindo e/ou eliminando a formação de resíduos.

b) Restrições/Desvantagens:

- O meio não deve exceder a temperaturas de 40°C;
- Não tolera a presença de agentes bactericidas em estado concentrado no meio (ex.: cloro).
- Dosagens devem ser feitas nos horários de menor fluxo.
- Necessita manter o controle de pH do meio, na faixa próxima à neutralidade (5 a 8).

A utilização de biorreatores aerados, na aplicação de técnicas de bioaugmentação através da adição de cepas selecionadas, promove a manutenção elevada da concentração dos microrganismos ativos e substitui a necessidade de reciclo parcial do lodo no sistema, tendo-se aí um ganho na economia de energia (VEIGA, 2003).

As bactérias e os fungos são dois grupos de microrganismos dominantes na biodegradação. As bactérias têm a vantagem de reterem facilmente o substrato e proverem um rápido crescimento. Em condições favoráveis, as bactérias dominam mesmo na presença de fungos, embora degradem apenas pequenas moléculas orgânicas que são facilmente incorporadas nas suas células. Elas se caracterizam por seu crescimento rápido, sua versatilidade metabólica, plasticidade genética e capacidade de adaptação rápida as variações ambientais. *Pseudomonas* e *Nocardia* são normalmente bactérias presentes nestas situações (PEDROTI, 2007).

3.10. Legislação Ambiental Quanto aos Padrões de Lançamento de Efluentes e Limites para Práticas de Reúso.

A compatibilização dos interesses econômicos com a proteção do meio ambiente, desde as primeiras fases de elaboração das políticas de desenvolvimento, além de permitir uma utilização mais racional, dos recursos, tende a evitar que a sociedade se vulnerabilize econômica e ecologicamente, diante de futuros danos ambientais (BURSZTYN, 1994).

Devido ao crescimento desordenado da população e, conseqüentemente, a falta de controle do lançamento de esgotos, especialmente os sanitários, e diante dos possíveis e graves danos ambientais ocasionados pelo lançamento deste tipo de água residuária, rica em matéria orgânica e nutrientes, nos corpos hídricos receptores, tornou-se necessária a definição dos limites de concentração destes compostos para a proteção do meio ambiente.

Para adequar um efluente de sistema de tratamento de esgotos a padrões legais, primeiramente é importante considerar as normas estaduais e/ou municipais, e, quando o local não dispuser de tais leis, deve-se tomar como referência a Resolução N°357 de 17 de Março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA N°357). Essa resolução nacional abrange a classificação de corpos d'água e atribui alguns padrões para lançamento de efluentes nos corpos hídricos receptores.

O Artigo 24 da referida resolução determina que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o

devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

O Artigo 28 estabelece que os efluentes lançados não poderão conferir ao corpo de água características em desacordo com as metas obrigatórias do seu enquadramento. De acordo com o seu § 2º, para os parâmetros não incluídos nas metas, os padrões de qualidade a serem obedecidos são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

Como a Resolução Nº357/2005 do CONAMA não define padrões de lançamento para todos os parâmetros, mas somente para alguns, vale ressaltar que, para o lançamento de efluentes em corpos d'água, o tratamento dos efluentes deve atender às exigências de enquadramento desses corpos, visando à manutenção da qualidade do corpo hídrico receptor.

Segundo a Legislação, na ausência de padrões, os efluentes devem obedecer aos padrões de qualidade referente à Classe 2 (quando corpo hídrico não enquadrado) estando, portanto, alguns desses padrões presentes na Classe 1; temos que, quanto às frações nitrogenadas o limite aceitável para nitrato é de até 10 mgN/L e nitrito até 1 mgN/L (constantes na Classe 1). Já o fósforo total segue os critérios da Classe 2, onde a concentração máxima permissível varia de 0,030 mgP/L a 0,050 mgP/L para ambientes lânticos ou intermediários, respectivamente.

Vários parâmetros importantes como Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), nitrogênio nas formas de nitrito e nitrato, e o fósforo não são contemplados em nenhuma das leis citadas; quando se trata da legislação nacional além destes parâmetros ela também não estabelece precisamente um limite para OD, DQO, DBO₅ e sólidos em suspensão. Este fato chama atenção para a necessidade de haver mais estudos para se definir padrões para mais parâmetros, de forma a melhorar a qualidade dos efluentes gerados por estações de tratamento de esgotos (ETE's), por pressionar estas a gerarem efluentes de acordo com estes padrões.

Mesmo tendo esta alternativa como solução para a ausência desses parâmetros, vale ressaltar a importância de estudos para enquadrar os mananciais brasileiros, bem como realizar estudos da capacidade suporte destes que possibilitem uma definição justa do limite aceitável para estes parâmetros, no que concerne ao lançamento de efluentes. Pois, a ausência de alguns parâmetros nos padrões de lançamento faz com as ETE's tenham que atender a um limite mais restritivo que o necessário, o que acaba sendo inacessível na maioria dos sistemas de tratamento, pois geralmente para atender esses limites faz-se necessário o uso de/ tecnologias caras; e a realidade do Brasil é de não ter muitos recursos financeiros para um bom programa de Saneamento, que aliado a falta de controle e fiscalização piora a situação.

Um exemplo disto, é que enquanto na Comunidade Européia/OMS a concentração de nitrato tem como limite 50mg N-NO₃/L para descarga de efluente (MATEJU *et al.*, 1992); no Brasil como esse limite não está definido nos padrões de lançamento, tem-se que atender o disposto nos padrões de qualidade da Classe 1, que é de 10 mgN-NO₃/L (BRASIL, 2005).

A Tabela 3.3 apresenta limites de concentração permissíveis de alguns parâmetros físico-químicos para descarte de esgotos em corpos de água, presente na Legislação Nacional (CONAMA n° 357/2005) e na Legislação Estadual (SEMACE n° 154/2002).

Tabela 3.3 – Comparativo entre os padrões de lançamento de efluentes presentes na Resolução CONAMA n°357/2005 e Portaria SEMACE n°154/2002.

PARÂMETROS	CONAMA N° 357	SEMACE N° 154
Temperatura	< 40°C	< 40°C
pH	5,0 a 9,0	5,0 a 9,0
OD	-	>3,0 mg/L ¹
DQO	-	200,0 mg/L
DBO	-	60,0 mg/L ^{1,2}
Amônia	20,0 mg/L	5,0 mg/L
Sólidos em Suspensão	-	50,0mg/L ou 150,0mg/L ¹

Observações:

¹ Limites para lançamento de efluentes provenientes de sistemas de Lagoas de Estabilização;

² Limite para amostra filtrada em filtro de fibra de vidro e porosidade (Ø) entre 0,7 à 1 µm.

Diante da situação de escassez de água na região do semiárido, as ETE's devem se preocupar não somente em atender aos padrões de lançamento como também devem verificar a viabilidade de usar seus efluentes nas práticas de reúso.

Um dos motivos que tem incentivado a prática de reúso de água é o rigoroso limite e o alto custo do tratamento para remoção de nitrogênio e fósforo, requerido na qualidade da água dos corpos d'água (EPA, 2004 *apud* CUNHA, 2008).

Portanto, a reutilização de efluentes de origem doméstica em atividades agronômicas que demandam grandes quantidades de água, como por exemplo, irrigação e drenagem, dessedentação de animais e aquicultura, surge como uma solução para suprir a demanda por água nestas regiões e para evitar a eutrofização dos corpos hídricos receptores pelo lançamento destes efluentes, que geralmente contém altas concentrações de nutrientes.

O Artigo 6º da Portaria SEMACE nº 154/2002, preconiza que a reutilização dos efluentes de origem doméstica em atividades agronômicas deve obedecer aos limites mostrados no Quadro 3.1.

ATIVIDADES	PARÂMETROS	LIMITES
Tipo 1: Irrigação de vegetais ingeridos crus e sem remoção de película, dessedentação de animais e aquicultura	Coliformes fecais	< 1000 CF/100 mL.
	Condutividade elétrica	< 3000 µS/cm
Tipo 2: Aquelas não referidas no inciso anterior	Coliformes fecais	< 5000 CF/100 mL
	Condutividade elétrica	< 3000 µS/cm

Quadro 3.1 – Limites para reúso em atividades agronômicas. Fonte: Adaptado da Portaria SEMACE nº 154/2002.

A remoção de nutrientes é fundamental para atenuar o processo de eutrofização, entre outros impactos ambientais, quando as águas superficiais são o destino final do efluente, porém, quando o efluente se destina à irrigação, o interesse é manter altas concentrações de fósforo e nitrogênio, visto que substituirão os fertilizantes químicos (SOUSA *et al.*, 2006).

É fundamental para a fertirrigação que o efluente seja rico em nutrientes, mas também deve manter boa qualidade sanitária, e dentre os sistemas de tratamento, SOUSA *et al.* (2006) diz que o efluente da lagoa de polimento apresenta boa qualidade sanitária, podendo ser utilizado para a irrigação irrestrita, muito embora possua baixa quantidade de nutrientes e elevado pH, fator que, provavelmente, poderá torná-lo pouco adequado para a utilização em culturas sensíveis a águas alcalinas.

Logo, pode-se dizer que, na prática de reúso para fertirrigação, deve-se atentar para o tipo de cultura que melhor se adapta às características do efluente final gerado pelo sistema de tratamento, bem como para as necessidades nutricionais da planta e para o tipo de sistema de irrigação que será aplicado.

Atualmente, as práticas de reúso têm sido difundidas de forma mais rápida que antigamente, contudo, a falta de regulamentação específica sobre o assunto pode trazer consequências indesejáveis como riscos à saúde pública e meio ambiente, através de práticas inadequadas; outra consequência é o descrédito da prática do reúso pela população.

A prática de reúso que tem sido mais difundida no Brasil, por ser menos exigente quanto à qualidade do efluente e mais aceitável pela população, é o reúso para fins não potáveis. No Brasil a NBR 13.969/97 estabelece padrões de qualidade para que o esgoto tratado, de origem doméstica ou com características similares, possa ser reutilizado para uso não potável (Tabela 3.4).

Tabela 3.4 – Padrões de qualidade para reúso não potável.

CLASSE 1	
USOS	PARÂMETROS
Lavagem de carros e outros que requerem contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes.	Turbidez: <5 NTU Coliformes fecais: < 200 NMP/100mL Sólidos dissolvidos: < 200 mg/L Cloro residual: 0,5 – 1,5 mg/L pH: 6 - 8
CLASSE 2	
USOS	PARÂMETROS
Lavagem de pisos, calçadas e irrigação de jardins, manutenção de lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes.	Turbidez: <5 NTU Coliformes fecais: < 500 NMP/100mL Cloro residual: > 0,5 mg/L
CLASSE 3	
USOS	PARÂMETROS
Reúso nas descargas dos vasos sanitários.	Turbidez: <10 NTU Coliformes fecais: < 500 NMP/100mL Sólidos dissolvidos: < 200 mg/L
CLASSE 4	
USOS	PARÂMETROS
Reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gado e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	Coliformes fecais: < 5000 NMP/100mL Oxigênio dissolvido: > 2,0 mg/L

Fonte: NBR 13.969/97 *apud* MAESTRI (2007).

O reúso das águas residuária é um assunto bastante complexo, pois a qualidade da água de reúso vai depender do uso escolhido e de diversos fatores, e só após considerar todos os fatores é possível estabelecer limites para o reúso.

Em seu estudo, CUNHA (2008) propôs variáveis de qualidade e limites para o reúso urbano não potável, a partir da avaliação de diversos critérios (Quadro 3.2).

VARIÁVEL	LIMITE
Coliformes Termotolerantes	Não detectáveis
Sólidos dissolvidos totais	<500 mg/L
DBO ₅	<10 mg/L
Óleos e Graxas	Virtualmente ausentes
Turbidez	< 5 uT
Cloro residual	1 a 5 mg/L
Odor	Não objetável

Quadros 3.2 – Variáveis e limites propostos para a água de reúso urbano. Fonte: CUNHA (2008).

Levando-se em consideração que os processos de tratamento de esgotos utilizados atualmente no Brasil não são eficientes na remoção de nutrientes, como o nitrogênio, que está presente principalmente na forma de nitrato, e o fósforo; sendo que estes são considerados nutrientes para as plantas e considerando ainda o fato de que geralmente apresentam elevadas remoções de patógenos, logo, conclui-se que para o Brasil o tipo de reúso melhor a ser adotado, devido às características gerais dos efluentes gerados é a fertirrigação, porém ainda não há uma legislação específica que estabeleça todos os critérios, variáveis e limites.

A legislação dos Estados Unidos, por exemplo, está avançada com relação à qualidade de água para irrigação, pois são consideradas as variáveis que afetam as culturas, e os limites são divididos em graus de restrição. O Quadro 3.3 apresenta alguns dos principais parâmetros que fazem parte das recomendações norte-americanas para a qualidade de água requerida para irrigação com os limites por grau de restrição (METCALF e EDDY, 2003).

Parâmetro	Unidade	Grau de restrição		
		Nenhum	Moderado	Severo
pH	-	6,5 – 8,4		
Nitrogênio total	mgN/L	< 5,0	5,0 – 30	> 30
Condutividade elétrica	dS/m	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	< 450	450 – 2000	> 2000
Cloro residual (aspersão convencional)	mg/L	< 1,0	1,0 – 5,0	> 5,0

Quadros 3.3 – Parâmetros associados à qualidade de água para irrigação e recomendações relativas às concentrações máximas por grau de restrição. Fonte: Adaptado de METCALF e EDDY (2003).

4. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada utilizando reatores para o tratamento biológico de esgoto doméstico proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto do Conjunto Renascer (ETE Renascer), bioaumentado através da adição de cepas puras alóctones de *Escherichia coli* ATCC 25922 e *Pseudomonas aeruginosa* com a biomassa dispersa. O estudo foi desenvolvido em três experimentos distintos, determinando a remoção de matéria orgânica e de nutrientes (nitrogênio e fósforo) nos sistemas de reatores em cada etapa experimental.

4.1. Descrição dos Experimentos

O estudo foi dividido em três experimentos, nos dois primeiros experimentos as condições operacionais adotadas tinham por objetivo avaliar o comportamento dos reatores para cada tipo de água residuária (esgoto bruto e efluente da lagoa facultativa) sob diferentes regimes de aeração: contínua (1º experimento) e intermitente (2º experimento). Estes experimentos primeiros serviram para definir o ciclo de aeração intermitente e o tipo de água residuária para alimentar os reatores no terceiro experimento.

Cada experimento foi dividido em dois sistemas com três reatores cada, compostos por um reator controle, um com inóculo de *E. coli* e outro com inóculo de *P. aeruginosa*, no primeiro e segundo experimentos os três reatores do primeiro sistema eram alimentados com esgoto bruto e os outros três do segundo sistema alimentados com o efluente da lagoa facultativa, sendo que no primeiro experimento todos os reatores foram submetidos à aeração contínua e no segundo experimento todos os reatores foram submetidos à aeração intermitente com ciclos de aeração 30'on/30'off.

No terceiro experimento todos os reatores foram alimentados com o efluente da lagoa facultativa e o experimento foi dividido da seguinte maneira: os três reatores do primeiro sistema foram submetidos à aeração contínua e os outros três submetidos à aeração intermitente com ciclos de aeração 30'on/45'off, neste experimento o período sem aeração foi aumentado para 45 minutos pois de acordo com os dados obtidos no segundo experimento 30 minutos sem aeração não era suficiente para a completa desnitrificação, a escolha do efluente da lagoa facultativa para alimentar os reatores do terceiro experimento se deu principalmente devido ao fato de que o tratamento preliminar da ETE – Conjunto Renascer não estava funcionando de forma adequada, desde o início da pesquisa, e portanto a coleta do esgoto bruto era realizada muito próximo a entrada deste na referida ETE, outro fator que contribuiu para a escolha do efluente da lagoa facultativa foram os problemas verificados nos

experimentos anteriores, como a formação excessiva de espuma nos reatores alimentados com o esgoto bruto, principalmente no tempo inicial de reação e durante os períodos de aeração.

Sempre após a alimentação dos reatores, que tinham volume de reação de dois litros e meio, e a adição do inóculo na proporção de 1% v/v, nos sistemas que foram submetidos ao regime de aeração intermitente, a bomba de aeração era ligada de forma contínua para favorecer o crescimento da biomassa. Posteriormente (após 24h) foram implantados os ciclos de aeração intermitente (2° e 3° experimentos).

Na tabela 4.1, a seguir, estão descritos as condições de operação dos reatores em cada experimento, onde foi definido o afluente usado para alimentação do sistema, o regime de aeração adotado e, no caso dos sistemas com aeração intermitente, a duração dos períodos com aeração ligada (on) e desligada (off).

Tabela 4.1 – Descrição das condições operacionais dos sistemas de reatores em cada período experimental.

1° Experimento (Ar: contínuo)		2° Experimento (Ar: 30'on/30'off)		3° Experimento (Afluente: ELF)		1°, 2° e 3° Experimentos
Reator	Afluente	Reator	Afluente	Reator	Aeração	Biomassa
RC _{1B}	EB	RC _{2B}	EB	RC _{3C}	contínua	Mista autóctone
REC _{1B}	EB	REC _{2B}	EB	REC _{3C}	contínua	Mista autóctone e com adição de <i>EC</i>
RPA _{1B}	EB	RPA _{2B}	EB	RPA _{3C}	contínua	Mista autóctone e com adição <i>PA</i>
RC _{1F}	EF	RC _{2F}	EF	RC _{3I}	30'on/45'off	Mista autóctone
REC _{1F}	EF	REC _{2F}	EF	REC _{3I}	30'on/45'off	Mista autóctone e com adição de <i>EC</i>
RPA _{1F}	EF	RPA _{2F}	EF	RPA _{3I}	30'on/45'off	Mista autóctone e com adição <i>PA</i>

Legenda: EB – esgoto bruto; EF – efluente da lagoa facultativa; *EC* – *E. coli*; *PA* – *P. aeruginosa*; RC – reator controle, sem adição de cepa; REC – reator com adição de *E. coli*; RPA – reator com adição de *P. aeruginosa*; Siglas em subscrito: referem-se aos sistemas de reatores, no qual o primeiro número faz referência ao experimento e as letras: B – significa que o reator faz parte do sistema alimentado com esgoto bruto e F – que o reator faz parte do sistema alimentado com o efluente da lagoa facultativa, esta divisão em relação ao tipo de afluente foi feita nos dois primeiros experimentos, que serviram para definir o melhor tipo de afluente e o ciclo de aeração para o terceiro experimento, onde todos os reatores foram alimentados com o efluente da lagoa facultativa, neste último experimento as letras: C – significa que o reator faz parte do sistema submetido à aeração contínua e I – que o reator faz parte do sistema submetido a aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/45'off.

4.2. Aparato Experimental: Configuração dos Reatores

O sistema biológico de tratamento estudado era composto por reatores biológicos, em escala de bancada, e foi instalado no setor de Biotecnologia do LTQ – IFCE. Experimentalmente foram operados seis reatores em paralelo, com alimentação intermitente (batelada) e submetidos a diferentes regimes de aeração (contínuo e/ou intermitente). A Figura 4.1 apresenta o desenho esquemático dos reatores em cada condição de aeração.

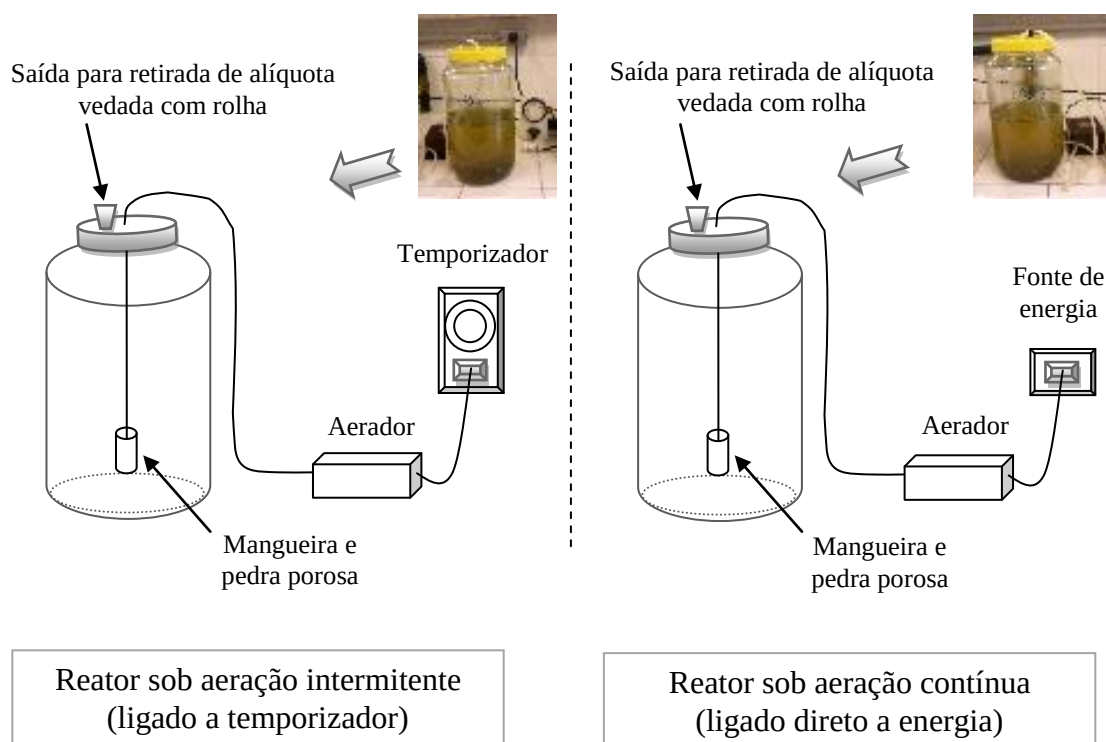


FIGURA 4.1 – Esquema de montagem dos reatores de acordo com cada regime de aeração a que foram submetidos durante os experimentos.

Os reatores eram constituídos de frascos cilíndricos de vidro com tampa rosqueável e com volume total de três litros, os quais foram previamente desinfetados com HCl 3,0 mols/L. Foi feito, manualmente, dois orifícios nas tampas dos reatores, um para entrada da mangueira de aeração e outro para retirada das alíquotas, sendo este último vedado com uma rolha durante todo período reacional, sendo removido apenas durante a retirada das amostras. Os reatores ficaram submetidos à temperatura ambiente de $\pm 30^{\circ}\text{C}$ e a aeração realizada através do uso de bomba difusora tipo aerador de aquário com mangueira e pedra porosa acoplada em sua extremidade, instalada no fundo do reator para permitir a injeção de microbolhas, ligada ou não ao temporizador, de acordo com o regime de aeração adotado em cada experimento.

Os sistemas de aeração tiveram dupla finalidade: a de disponibilizar oxigênio (com vazão de ar inicial de, aproximadamente, 0,6 L/min) para os microrganismos presentes no meio e provocar uma agitação para homogeneizar o meio reacional.

4.3. Cepas Elencadas e Inóculo

4.3.1. Fonte dos microrganismos elencados

Os microrganismos alóctones elencados foram duas espécies de bactérias gram-negativas: *Escherichia coli* ATCC 25922, a qual foi gentilmente cedida pelo Banco de Culturas do Laboratório de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará (LABOMAR), e *Pseudomonas aeruginosa*, que foi isolada de efluente industrial petroquímico. As cepas encontram-se preservadas em meio sólido AN (Nutrient Agar – BIOLIFE®) sob refrigeração em geladeira a uma temperatura de 4°C a 8°C, no núcleo de Biotecnologia do LTQ – IFCE.

4.3.2. Conservação das cepas

As bactérias elencadas foram conservadas através de repiques mensais, em tubos de ensaio contendo Agar Nutriente (BIOLIFE®) inclinado. Após incubação por até 48h em estufa a 37°C, as culturas foram mantidas sob refrigeração a 4°C, para diminuir o metabolismo celular, até futura utilização.

4.3.3. Reativação das culturas e verificação da pureza das cepas elencadas

Na reativação dessas bactérias, as mesmas foram semeadas com o auxílio da alça de platina para caldo BHI (Brain Heart Infusion - DIFCO®) esterilizado, incubadas a 37°C por um período de 24 horas. Após esse período foram transferidas alçadas do líquido e estriadas em placa de Petri contendo meio sólido PCA (Plate Agar Count®), a qual finalmente foi levada para estufa bacteriológica a 37°C por um período de 24 horas. Então, foi feita a coloração de Gram para verificar a pureza das culturas e a colônia isolada de cada cepa foi repicada em meio sólido inclinado AN seguido de incubação por 24h a 37°C para posterior utilização no preparo do inóculo.

4.3.4. Preparação do inóculo

Para os inóculos, os microrganismos foram cultivados em frascos Erlenmeyer com capacidade de 250 mL contendo 100mL do Caldo Luria Bertani (LB®), e incubados a 37°C por até 18 horas em shaker orbital a 150 rpm (Figura 4.2).



FIGURA 4.2 – Cultivo dos inóculos de *E. coli* e *P. aeruginosa* em shaker orbital.

Durante o período de cultivo foram realizadas leituras espectrofotométricas da densidade óptica no comprimento de onda de 660nm para o acompanhamento do crescimento microbiano até que se obtivesse um valor praticamente constante de 0,8 ($D.O_{660nm} = 0,8$).

De cada inóculo obtido foi retirado uma alíquota de 1 mL e realizadas diluições até 10^{-8} para, através da técnica Pour-Plate, de modo a se fazer a contagem em placas para a determinação do tamanho do inóculo. Os inóculos para a $D.O_{660nm}$ igual a 0,8 continham em média 10^8 UFC/mL. O aumento real de células em UFC/mL foi, em média, da ordem de 10^{15} UFC/mL para o esgoto bruto e de 10^{13} para o efluente da lagoa facultativa.

4.4. Área de Estudo

Durante o período de estudo, a alimentação do sistema foi feita com esgoto doméstico proveniente de uma ETE em operação na cidade de Fortaleza, a ETE do Campo Experimental da Comunidade Renascer, e com o efluente da Lagoa Facultativa da referida ETE. Os fatores que definiram a escolha da ETE foram (i) a localização numa área de conjunto habitacional e, portanto estritamente residencial, garantindo as características de esgoto doméstico, (ii) o fato de ser uma ETE operada pela comunidade e com prática de reúso e (iii) pelo livre acesso a ETE, por se tratar de um Centro de Estudos Ambientais controlado pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) e a Prefeitura Municipal de Fortaleza.

A área tomada como objeto de estudo está situada no Bairro Dias Macedo a 10 Km do centro de Fortaleza/CE (Figura 4.3) e está inserida na Bacia Hidrográfica do Sistema Cocó/Coaçu, apresentando as seguintes coordenadas geográficas: 3° 43' 02" latitude sul e 38° 32' 35" longitude oeste (FILHO *et al.*, 2002).

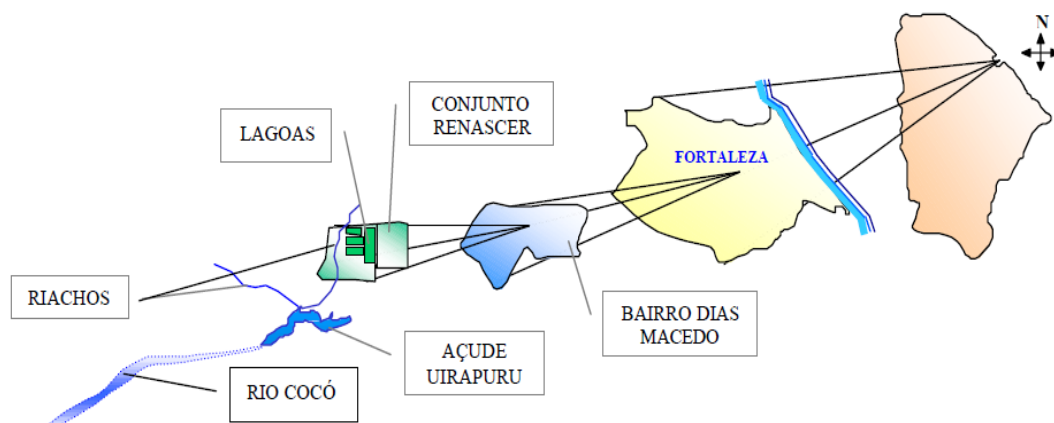


FIGURA 4.3 – Localização do Conjunto Renascer e da respectiva ETE. Fonte: PIMENTEL *et al.*, 2001.

Os esgotos tratados na ETE do Conjunto Renascer são tipicamente domésticos. A unidade é composta por tratamento preliminar, com gradeamento e caixa de retenção de areia e tratamento biológico formado por um sistema de quatro lagoas de estabilização em série com a seguinte configuração: uma lagoa facultativa (1 - Figura 4.4) e três lagoas de maturação (2, 3 e 4 - Figura 4.4).



FIGURA 4.4: Visão Panorâmica da ETE - Conjunto Renascer. Fonte: ARAÚJO (2000).

A primeira etapa do tratamento realiza-se através de uma Lagoa Facultativa Primária (1), de forma retangular, com 125 metros de comprimento por 35,5 metros de largura e a

profundidade média é de 1,5 metros, com tempo de detenção da ordem de 23,76 dias. A segunda etapa é formada por três lagoas de maturação (2, 3 e 4) sendo que cada uma ocupa uma área de 1.300m^2 , estas foram projetadas com comprimento médio de 51 metros, largura média de 25,50 metros e uma profundidade de 1,0 metro, o que estabelece para cada uma um tempo de detenção de 6,92 dias (PIMENTEL *et al.*, 2001).

O lançamento do efluente final da estação de tratamento é feito numa área residual alagada do conjunto habitacional de onde escoar para um riacho, tributário do açude Uirapuru, onde se observa o cultivo de forrageiras. Ao longo das margens do riacho observam-se pequenas hortas, caracterizando o reúso informal pela comunidade.

4.5. Coleta e Caracterização da Água Residuária Doméstica

Para a caracterização e alimentação dos reatores foram coletadas amostras do esgoto doméstico bruto e da saída da Lagoa Facultativa da ETE Renascer, dentro do período de julho a novembro de 2010.

As coletas foram realizadas sempre entre 7:00 e 8:00 horas da manhã, para tentar manter uma regularidade nas características do esgoto durante o estudo, e logo em seguida eram mantidas sob refrigeração a 4°C , com o objetivo de preservar suas características durante o período de análises. Imediatamente após as coletas, as amostras eram enviadas ao Laboratório de Tecnologia Química (LTQ) - IFCE para realizar as análises de caracterização.

Em termos analíticos, o esgoto doméstico foi caracterizado segundo os parâmetros: pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura, alcalinidade total, oxigênio dissolvido e matéria orgânica carbonácea (via Demanda Química de Oxigênio – DQO e Demanda Biológica de Oxigênio – DBO₅).

Especificamente quanto aos nutrientes foram realizadas determinações de nitrogênio nas formas de amônia, nitrito e nitrato, e fósforo na forma de ortofosfato solúvel e frações de sólidos (sólidos totais, sólidos suspenso totais e sólidos suspensos voláteis). Para se estimar a carga microbiológica, foram realizadas análises de coliformes termotolerantes (CTT) e bactérias heterotróficas mesófilas (BHM).

4.6. Métodos Analíticos

Algumas variáveis físico-químicas foram analisadas durante a pesquisa, estas foram determinadas de modo a realizar: (i) a caracterização prévia do efluente a ser tratado e (ii) o

monitoramento dos reatores para avaliar a eficiência do sistema de acordo com o tipo de cepa adicionada e com o regime de aeração adotado.

4.6.1. Metodologia da caracterização físico-química

As análises físico-químicas foram executadas no Laboratório de Tecnologia Química (LTQ) do IFCE, conforme os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters (APHA, 2005), com exceção do nitrato, cujo procedimento é descrito em RODIER *et al.* (1975).

A Tabela 4.2 apresenta as variáveis físico-químicas analisadas durante o período da pesquisa com as respectivas unidades e metodologias adotadas.

Tabela 4.2 – Variáveis físico-químicas, unidades e metodologias empregadas.

Variável	Unidade	Método Empregado
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Titulométrico
Condutividade	mS/cm	Eletrométrico
Temperatura	°C	Termômetro digital
Turbidez	UNT	Nefelométrico
pH	-	Potenciométrico (pHmetro Digimed)
OD	mg O ₂ /L	Eletrométrico (Oxímetro)
DQO	mg O ₂ /L	Titulométrico – Refluxação Fechada
DBO	mg O ₂ /L	Titulométrico – Modificação Azida
SST	mg/L	Gravimétrico
SSV	mg/L	Gravimétrico
N-NH ₃	mg N- NH ₃ /L	Espectrofotométrico por nesslerização direta
N-NO ₂ ⁻	mg N-NO ₂ ⁻ /L	Colorimétrico via diazotização
N-NO ₃ ⁻	mg N-NO ₃ ⁻ /L	Colorimétrico com salicilato de sódio
P-PO ₄ ⁻³	mg P-PO ₄ ⁻³ /L	Colorimétrico com ácido ascórbico

4.6.2. Metodologia da caracterização microbiológica

As análises microbiológicas foram realizadas de acordo com cada etapa do processo experimental. Na etapa de preparação do inóculo foi utilizado meio de cultivo padrão para as distintas cepas e mensuração por D.O₆₆₀ (densidade óptica a 660nm), que é um método indireto. Após a leitura da D.O₆₆₀, realizou-se a inoculação em placas para posterior contagem de células viáveis do inóculo. A Figura 4.5 representa, esquematicamente, a descrição do

método adotado para a contagem de células viáveis e determinação de bactérias heterotróficas mesófilas (BHM).

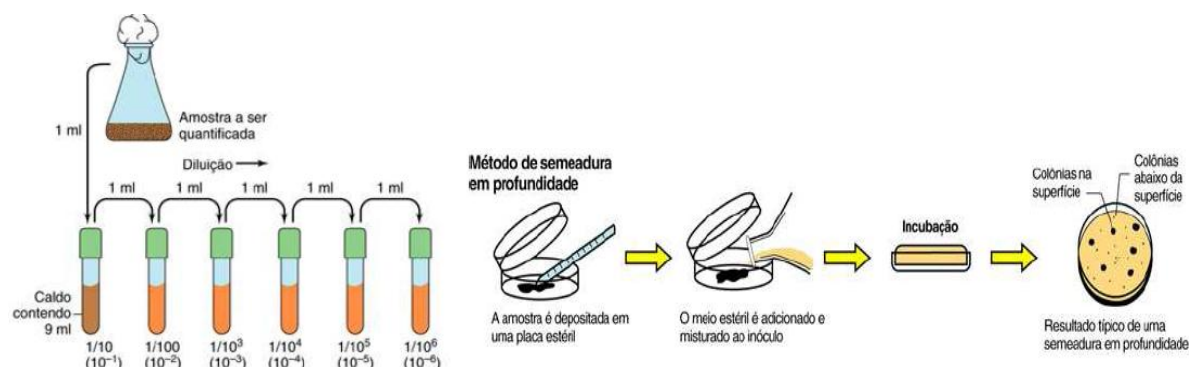


FIGURA 4.5 – Esquematisação do método Pour-Plate para determinação de BHM.

Fonte: Adaptado de TORTORA *et al.*, 2000.

Já nas etapas de caracterização do efluente a ser tratado e de monitoramento dos reatores, as variáveis microbiológicas determinadas foram: Coliformes Termotolerantes (CTT) e Bactérias Heterotróficas Mesófilas (BHM). Todas as análises microbiológicas foram realizadas no núcleo de Biotecnologia do LTQ/IFCE, de acordo com as metodologias citadas no Quadro 4.1.

VARIÁVEIS	UNIDADES	METODOLOGIA EMPREGADA
D.O	abs	Espectrofotometria ($\lambda = 660\text{nm}$)
BHM	UFC/mL	Técnica do Pour-Plate (APHA, 2005)
CTT	NMP/100mL	Tubos Múltiplos em Meio A ₁ (APHA, 2005)

Quadro 4.1 – Variáveis microbiológicas com unidades e metodologia aplicada.

4.7. Distribuição e Frequência das Análises em cada Experimento

A retirada das alíquotas, para a realização das análises físico-químicas e microbiológicas, foi realizada da seguinte maneira: retirando a rolha que veda o orifício destinado para tal fim e colocando neste uma pipeta com pêra acoplada que era posicionada aproximadamente no ponto central dos reatores para a retirada das alíquotas. O Quadro 4.2 mostra a distribuição das variáveis analisadas durante o monitoramento dos reatores e a respectiva frequência de retiradas das alíquotas em cada etapa experimental.

Variáveis	Frequência das alíquotas		
	1° Experimento	2° Experimento	3° Experimento
pH	24h, 30h, 44h, 48h, 72h, 92h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
OD	24h, 48h, 72h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
Turb.	24h, 48h, 72h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
Temp.	24h, 30h, 44h, 48h, 72h, 92h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
AT	-	5°, 10° e 15° dia de operação	1°, 3°, 5° 7°, 10° e 15° dia de operação
DQO	24h, 30h, 44h, 48h, 72h, 92h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
OPS	24h, 30h, 44h, 48h, 72h, 92h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
Amônia	24h, 30h, 44h, 48h, 72h, 92h, 96h e 120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
Nitrito	120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
Nitrato	120h	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	Diariamente durante 10 dias e no 15° dia
SST	-	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	1°, 3°, 5° 7°, 10° e 15° dia de operação
SSV	-	1°, 2°, 3°, 4°, 5°, 10° e 15° dias	1°, 3°, 5° 7°, 10° e 15° dia de operação
DBO₅	-	5°, 10° e 15° dia de operação	5°, 10° e 15° dia de operação
CTT	-	3° e 5° dia de operação	5° e 10° dia de operação
BHM	-	3°, 5° e 10° dia de operação	5° e 10° dia de operação

Quadro 4.2 – Distribuição das variáveis analisadas durante o monitoramento dos reatores e frequência das alíquotas em cada período experimental.

No primeiro experimento foram realizadas poucas análises devido ao fato de que este tinha como objetivo maior servir como teste preliminar para verificar o comportamento dos reatores quanto à remoção de matéria orgânica (DQO) e nutrientes, em aeração contínua.

4.8. Cálculos de Eficiência da Biodegradação

Algumas equações foram utilizadas de modo a calcular a eficiência do sistema, como durante a biodegradação aeróbia ocorre aumento da biomassa, que produz aumento da matéria orgânica total do efluente, a eficiência do sistema para a remoção de matéria carbonácea (ER_{DQO}) foi calculada considerando-se a DQO total do afluente ($(DQO)_i$) e a DQO centrifugada ao final do teste ($(DQO)_f$), conforme expresso na Equação 4.1 (METCALF e EDDY, 2003).

$$ER_{DQO} (\%) = \frac{(DQO)_i - (DQO)_f}{(DQO)_i} \times 100 \quad \text{Eq. 4.1}$$

Onde:

ER_{DQO} = eficiência de remoção de DQO; $(DQO)_i$ = DQO inicial; $(DQO)_f$ = DQO final.

A Equação 4.1 também foi utilizada para a estimativa das eficiências de oxidação da amônia e da remoção de ortofosfato e DBO_5 , alterando-se apenas o termo DQO por $N-NH_3$, OPS e DBO_5 , respectivamente.

Já para avaliar a eficiência de conversão do nitrogênio total a outras formas nitrogenadas ($N-NH_3$; $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$), utilizou-se o seguinte cálculo (Equação 4.2):

$$EC_{NT} (\%) = \frac{(N-NH_3)_i - (N-NH_3)_f - (N-NO_2^-)_f - (N-NO_3^-)_f}{(N-NH_3)_f} \times 100 \quad \text{Eq. 4.2}$$

Onde:

EC_{NT} = eficiência de conversão do nitrogênio total; $(N-NH_3)_i$ = concentração de nitrogênio amoniacal inicial; $(N-NH_3)_f$ = concentração de nitrogênio amoniacal final; $(N-NO_2^-)_f$ = concentração de nitrogênio na forma de nitrito final; $(N-NO_3^-)_f$ = concentração de nitrogênio na forma de nitrato final.

4.9. Estudo Cinético de Biodegradação da Matéria Orgânica Carbonácea

Na área de tratamento de esgotos há várias reações que ocorrem segundo uma cinética de primeira ordem. A introdução de oxigênio pela aeração artificial é um exemplo. Outros exemplos são a remoção de matéria orgânica. Há, também, vários processos complexos em que a velocidade global se processa segundo uma cinética de primeira ordem. Neste caso,

várias substâncias podem individualmente exibir uma cinética de ordem zero, mas os substratos complexos, em que diversas destas substâncias encontram-se agregadas (ex.: despejos domésticos), podem apresentar uma velocidade de degradação que se dá na forma de primeira ordem. Inicialmente, quando a maioria dos componentes está sendo removida (consumida) simultaneamente, a velocidade de remoção é elevada. Após certo tempo, no entanto, a velocidade pode ser mais lenta, quando apenas os compostos de degradação mais difícil estão ainda presentes. Assim, a velocidade global de reação assemelha-se a uma típica reação de primeira ordem (GHILARDI, 2006).

Um modelo cinético de primeira ordem foi ajustado para os dados de eficiência de remoção de matéria orgânica, expressa em DQO, ao longo do tempo, para as diversas combinações avaliadas.

Os modelos de primeira ordem, que representam grande parte das degradações biológicas, podem ser representados pela equação diferencial a seguir (Equação 4.3):

$$(-r) = \frac{dC}{dt} = -k_1 \cdot C \quad \text{Eq. 4.3}$$

Em que:

r = velocidade de reação ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$); C = Concentração de matéria orgânica (mg.L^{-1}); t = tempo (em dias); k_1 = constante de velocidade do consumo de matéria orgânica para a reação cinética de primeira ordem (d^{-1}).

Considerando-se uma concentração inicial C_0 para um tempo inicial t_0 igual a zero e integrando-se a equação anterior, tem-se a equação a seguir (Equação 4.4):

$$C = C_0 \cdot e^{-k_1 t} \quad \text{Eq. 4.4}$$

Para que fosse possível analisar a aplicabilidade do modelo cinético de 1º ordem, em termos de consumo da DQO, representado pela Equação 4.5, para cada reator em cada ensaio realizado, foi construído um gráfico $\ln(C/C_0)$ versus tempo.

$$\ln \left(\frac{C}{C_0} \right) = -k_1 \times t \quad \text{Eq. 4.5}$$

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos durante o monitoramento dos sistemas de reatores nos três experimentos, as eficiências de remoção da matéria orgânica carbonácea e de conversão do nitrogênio, o estudo cinético e a avaliação da possibilidade de reúso com os efluentes gerados pelos sistemas propostos.

5.1. Caracterização da Água Residuária Doméstica

Na Tabela 5.1 são apresentados os valores para as variáveis monitoradas nas águas residuárias oriundas da ETE do Conjunto Habitacional Renascer, que foram utilizadas na alimentação dos reatores biológicos em batelada em cada período experimental.

Tabela 5.1 – Caracterização físico-química e microbiológica das águas residuárias afluentes dos sistemas de reatores em cada experimento.

Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto		Efluente Lagoa Facultativa		
		1° Exp.	2° Exp.	1° Exp.	2° Exp.	3° Exp.
pH	-	7,0	7,5	7,5	8,5	8,0
OD	mgO ₂ /L	7,3	7,2	7,2	7,7	8,4
DQO	mgO ₂ /L	925,9	1131,4	444,5	875,9	757,1
DBO ₅	mgO ₂ /L	-	523,1	-	284,1	338,6
N-NH ₃	mgN/L	57,36	71,97	39,75	52,23	38,69
N-NO ₂ ⁻	mgN/L	0,109	0,113	0,116	0,123	0,12
N-NO ₃ ⁻	mgN/L	0,571	0,52	0,946	0,74	0,76
P-PO ₄ ⁻³	mgP/L	7,68	5,62	1,22	2,87	3,33
SST	mg/L	198	206	204	216	582
SSV	mg/L	138	118	112	94	412
CTT	NMP/100mL	-	2,60 E+07	-	3,00 E+06	1,70E+06
BHM	UFC/mL	-	2,11E+05	-	2,11 E+04	1,49 E+05
AT	mgCaCO ₃ /mL	350,0	315,0	300,0	295,0	425,0
Cond.	mS/cm	1,500	1,575	0,994	1,237	1,241
Temp.	°C	28,6	29,3	29,3	30,3	30,1

O valores de pH no esgoto bruto e no efluente da lagoa facultativa se mantiveram na zona da neutralidade, esses valores entre 7,0 e 8,5 juntamente com os valores de alcalinidade maiores que 300 mgCaCO₃/L conferem a essas águas capacidade de tamponar o meio e manter o pH na zona neutra. Com exceção do efluente da lagoa facultativa coletada para o terceiro experimento, que apresentou o maior valor de OD (8,4 mgO₂/L), as águas apresentaram nas demais coletas valores entre 7,1 e 7,8 mgO₂/L.

Vale salientar que o esgoto bruto apresentou valores atípicos de OD, isto é explicado pelo fato de que a ETE – Conjunto Renascer na época deste estudo estava com problemas em seu tratamento preliminar e a coleta foi realizada muito próxima da entrada do esgoto e como as residências são bem próximas a ETE, na entrada do esgoto havia bastante turbilhonamento, que contribuiu para elevar o OD.

O esgoto bruto apresentou em sua composição concentrações altas de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal nas duas campanhas em que foi utilizado como afluente dos reatores, caracterizando em um esgoto doméstico forte. A concentração de SST e SSV acima de 100 e de 80 mg/L, respectivamente, demonstra que para estes parâmetros o esgoto é caracterizado como médio, segundo a classificação proposta por Metcalf e Eddy (2003).

Observa-se que a concentração de DQO no efluente da lagoa facultativa praticamente duplicou da primeira (444,5 mg/L) para a segunda (875,9 mg/L) coleta, permanecendo alta na terceira coleta (757,1 mg/L), vale salientar que durante as coletas, principalmente na segunda, foi verificado que a lagoa facultativa apresentava, visualmente, um *Bloom* de algas com uma coloração verde escura, bem concentrado, o que deve ter contribuído para o elevado valor de DQO na amostra coletada e também para a concentração de nitrogênio amoniacal que também foi maior na segunda coleta. As concentrações de SST e SSV foram maiores na terceira coleta, o que caracteriza que para o terceiro experimento houve uma maior quantidade de microbiota autóctone que nos outros dois experimentos.

5.2. Biodegradação em Regime de Aeração Contínua – Primeiro Experimento

5.2.1. Variações de temperatura, pH e oxigênio dissolvido

A temperatura, o pH e o OD são fatores importantes no monitoramento dos sistemas biológicos de tratamento, a temperatura é um parâmetro que influencia o crescimento microbiano; o OD e o pH estão diretamente relacionados aos processos de nitrificação e remoção de matéria orgânica, que ocorre com a presença de oxigênio dissolvido no meio em que altas concentrações de amônia ao ser oxidada pode levar à diminuição significativa do

valor de pH o que acarreta a inibição dos microrganismos, e desnitrificação, que ocorre em ambiente anóxico e onde parte da alcalinidade consumida é devolvida.

A Figura 5.1 apresenta os gráficos de variação dos parâmetros: temperatura (a), pH (b) e OD (c), para a batelada do 1º experimento, ao longo do tempo reacional dos sistemas de reatores 1B, que foram alimentados com o esgoto bruto, e sistema 1F, alimentados com efluente da lagoa facultativa, ambos submetidos ao regime de aeração contínua.

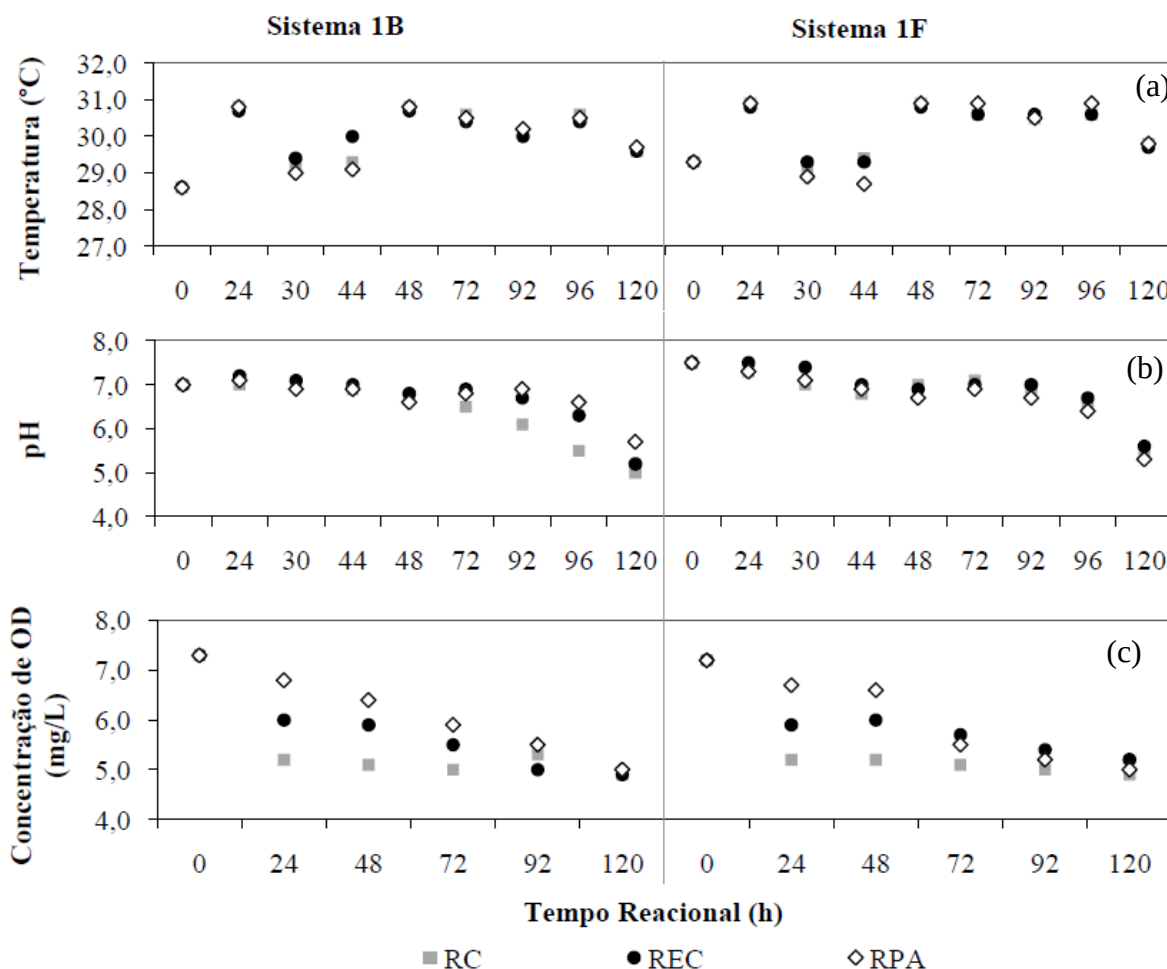


Figura 5.1 – Variação temporal dos valores de temperatura, pH e OD nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).

Na Figura 5.1a, observa-se que os reatores biológicos, dos dois sistemas de tratamento, apresentaram valores de temperatura acima do limite mínimo e dentro da faixa de temperatura ótima para o processo de nitrificação, o qual de acordo com Metcalf e Eddy (2003) está na faixa de 28°C a 36°C, logo, a temperatura não foi fator limitante para o tratamento.

No gráfico da Figura 5.1b pode-se inferir que a variação dos valores de pH foi muito pequena nos reatores durante as primeiras 72h de funcionamento dos sistemas apresentando valores de pH próximo a faixa de neutralidade, os quais diminuíram até atingir valores abaixo de 6, devido a nitrificação estimulada pela aeração contínua.

Pode-se ainda inferir que os reatores apresentaram valores de pH dentro da faixa (6 a 8), em que a nitrificação não é inibida, até 92h de operação, com exceção do reator controle alimentado com esgoto bruto que apresentou o valor de pH próximo ao limite mínimo (pH = 6), que de acordo com Bitton (2005) e Arrojo *et al.* (2004) indica o fim do processo de nitrificação no sistema, pois neste caso poderá haver aumento da concentração de substâncias inibidoras da nitrificação, como o ácido nitroso que associado à falta de amônia livre faz com que o processo de nitrificação praticamente acabe (ARROJO *et al.*, 2004).

Nos reatores os valores de pH só ficaram abaixo do limite mínimo de pH 6,0 no último dia de operação, com exceção do reator controle do sistema 1B, alimentado com esgoto bruto, que apresentou pH 5,5 com 96 horas de operação e pH 5,0 no último dia de operação do sistema (Figura 5.1b). Logo, infere-se que a alcalinidade total inicial de 350 mg/L (EB) e 300 mg/L (EF) não foi suficiente para manter os valores de pH na zona de neutralidade para as condições operacionais deste experimento, em aeração contínua tratando águas residuárias com concentrações de nitrogênio amoniacal de 57,4 mg/L (EB) e 39,7 mg/L (EF), portanto, seria inviável aumentar o tempo de operação dos sistemas, uma vez que não haveria mais a continuidade do processo de nitrificação e assim poderia ocasionar o acúmulo de nitrito.

Como foi adotado regime de aeração contínua neste experimento, pode-se observar na Figura 5.1c, que as concentrações de OD diminuíram ao longo do tempo, o que é explicado pela ação das bactérias na estabilização da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, porém o sistema conseguiu manter a concentração de OD elevada, valor maior que 5,5 mgO₂/L.

5.2.2. Concentrações de matéria orgânica carbonácea

A Figura 5.2 apresenta o comportamento da matéria orgânica carbonácea, expressa em DQO, nos reatores monitorados durante o primeiro experimento. Como neste período experimental os reatores trabalharam apenas sob aeração contínua, sem o período anóxico, pode-se inferir que a DQO disponível no substrato foi consumida somente pelas bactérias heterotróficas que utilizaram o oxigênio dissolvido disponível comoceptor de elétrons.

Pelo gráfico da Figura 5.2 observa-se que a DQO do sistema de reatores 1B, submetidos à aeração contínua e alimentados com esgoto bruto, diminui bastante nas primeiras 24h, pois para a estabilização de elevadas concentrações de DQO é necessária alta

demanda de oxigênio dissolvido e como neste experimento foi adotado o regime de aeração contínua, isto permitiu uma rápida degradação da matéria orgânica carbonácea.

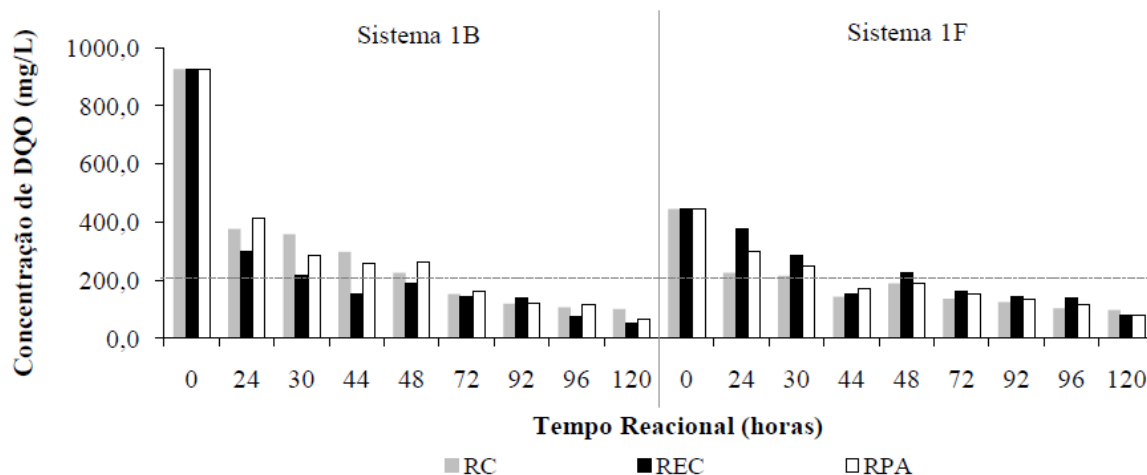


Figura 5.2 – Variação temporal das concentrações de DQO nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).

Nos reatores do sistema 1F, observa-se que a degradação de matéria orgânica ocorre de forma mais lenta onde não é observada grande remoção nas primeiras 24h, em parte isso se deve ao fato de que os reatores deste sistema foram alimentados com o efluente da lagoa facultativa, portanto parte da matéria orgânica mais prontamente assimilável já havia sido convertida pela ação dos microrganismos da lagoa facultativa.

Quanto ao atendimento ao padrão de lançamento, no sistema 1B, o reator inoculado com *E. coli* (REC) atendeu ao limite recomendado pela Portaria Semace nº154/2002 de 200 mgO₂/L (linha tracejada) em 44h, enquanto que os demais reatores apenas com 72h de reação, no sistema 1F todos os reatores apresentaram valor ≤ 200 mg/L com 44h. Logo, a adição de cepas pouco contribuiu para atender ao padrão de lançamento em menor tempo de reação.

5.2.3. Concentrações de nutrientes

Neste experimento, foram monitoradas as concentrações de amônia e de ortofosfato solúvel como formas de nutrientes, devido a importância destas formas no tratamento biológico do esgoto doméstico. O nitrito e nitrato só foram analisados no início (0h) e no final do experimento (120h).

No gráfico da Figura 5.3 está apresentado o comportamento da variação das concentrações de nitrogênio amoniacal, que foram obtidos durante o monitoramento dos dois sistemas de reatores.

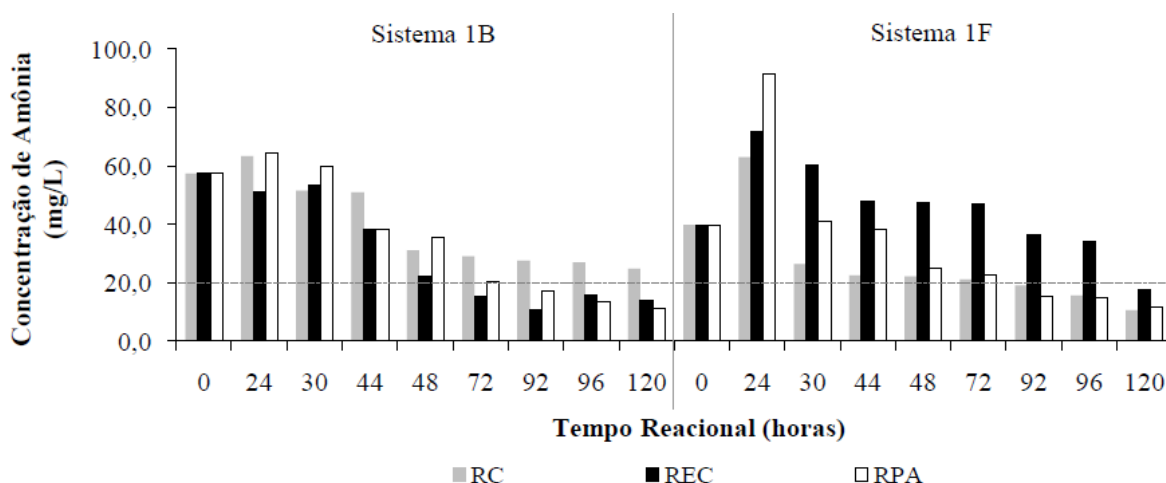


Figura 5.3 – Variação temporal das concentrações de Amônia nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1º experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).

Pode-se observar que em todos os reatores, com exceção do reator inoculado com *E. coli* do sistema 1B, a concentração de amônia aumentou até 24h e a partir de então começou a decrescer, sendo que nos reatores do sistema 1B com adição de *E. coli* e controle, a concentração atingiu valores inferiores ao afluente com 30h, enquanto que o reator inoculado com *P. aeruginosa* só atingiu com 44h de reação. Nos reatores do sistema 1F, o reator controle atinge valor inferior ao inicial (afluente) com 30h de operação, enquanto que os reatores inoculado com as cepas autóctones somente atingiu com 44h e 92h, respectivamente.

O aumento do nitrogênio amoniacal no sistema de reatores alimentados com esgoto bruto pode ser explicado pelo fato de que o nitrogênio presente neste está quase todo combinado sob a forma de proteína e uréia e com isso a concentração de nitrogênio amoniacal aumentou decorrente do predomínio da atividade degradadora de bactérias, responsáveis pela conversão de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal.

No sistema de reatores alimentados com o efluente da lagoa facultativa ocorreu um elevado aumento nas primeiras 24h, isto se deve ao fato de que parte do nitrogênio amoniacal oriundo do esgoto doméstico bruto havia sido assimilado pela biomassa de algas e com o

início da operação deste sistema parte foi liberada para o meio pela lise das células desta biomassa, que junto com a ação das bactérias amonificadoras contribui para este aumento.

No sistema 1B, os efluentes dos reatores inoculados com as cepas alóctones (REC e RPA) apresentaram respectivamente valores de amônia de 13,9 e 11,1 mgN-NH₃/L, estes valores atendem ao limite de 20 mgN-NH₃/L estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005, enquanto que o controle apresentou uma concentração de 24,7mgN-NH₃/L, ficando um pouco acima deste limite. No sistema 1F, em que os reatores foram alimentados com o efluente da lagoa facultativa, todos os reatores apresentaram valores inferiores ao limite padrão de lançamento de esgoto; os efluentes de RC, REC e RPA apresentaram respectivamente os seguintes valores de amônia: 10,6; 17,8 e 11,9 mgN-NH₃/L.

Na Figura 5.4 é apresentado o gráfico das concentrações de nitrito e nitrato afluente e efluente dos sistemas de reatores biológicos. De acordo com o gráfico desta figura, pode-se observar que tanto no grupo de reatores alimentados com esgoto bruto (sistema 1B), quanto o grupo de reatores alimentados com o efluente da lagoa facultativa (sistema 1F), houve aumento das concentrações de nitrito e nitrato nos efluentes de todos os reatores. Este aumento das concentrações de nitrito e nitrato, podem ser decorrentes da ocorrência do processo de nitrificação nos sistemas, tendo em vista que estes foram operados sob aeração contínua, o que contribui para o crescimento das bactérias nitrificantes.

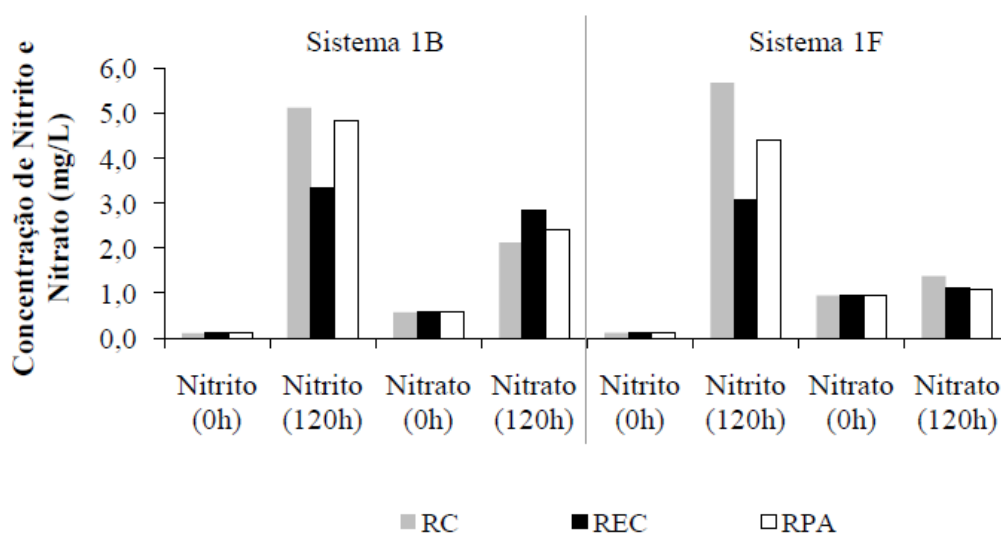


Figura 5.4 – Variação das concentrações de Nitrito e Nitrato afluente e efluente nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições do 1° experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).

Apesar do aumento das concentrações de nitrato nos efluentes dos reatores todos apresentaram concentrações inferiores a 10 mgN-NO₃/L, conforme preconiza a Resolução CONAMA n° 357/05 para corpos receptores de classe 2. Porém, o mesmo não foi observado, quanto ao nitrito, em que os efluentes apresentaram valores muito acima do recomendado pelo CONAMA n° 357/2005, o que nos permite inferir que houve acúmulo de nitrito nos sistemas de reatores neste experimento.

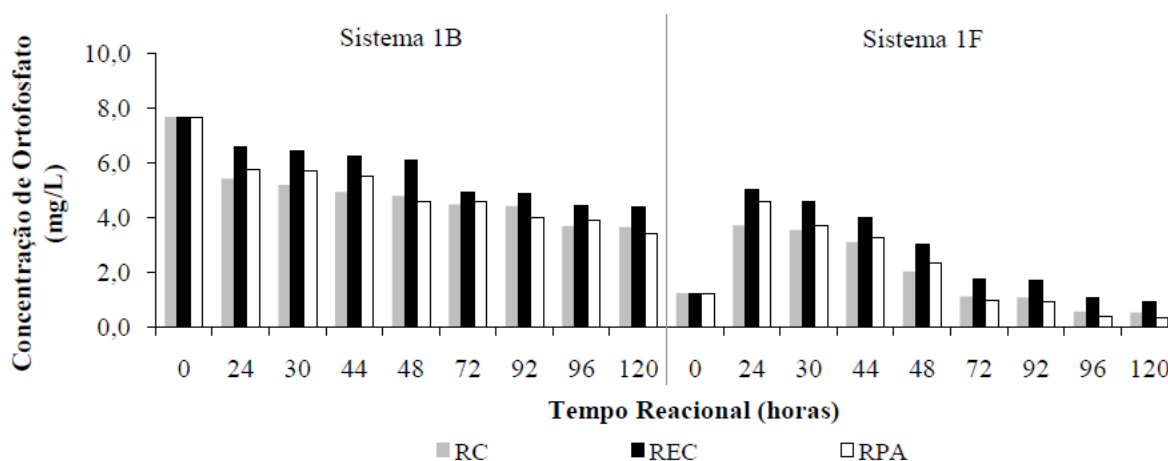


Figura 5.5 – Variação temporal das concentrações de Ortofosfato nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 1B) e do sistema alimentado com EF (sistema 1F), submetidos às condições operacionais do 1° experimento (aeração contínua e temperatura ambiente).

Geralmente os sistemas biológicos de tratamento não apresentam grandes remoções de fósforo, contudo os resultados deste experimento mostraram boas remoções de ortofosfato solúvel, principalmente no reator alimentado com EF e inoculado com *P. aeruginosa* que apresentou remoção de 72%. No grupo de reatores do sistema 1B, ocorreu uma leve diminuição das concentrações de OPS ao longo do tempo, já no grupo de reatores do sistema 1F, há um aumento de OPS com 24h e depois este diminui ao longo do tempo (Figura 5.5).

Embora não tenha sido realizada análise de clorofila “a”, pelas características da água que apresentava coloração bastante esverdeada pode-se dizer que, provavelmente, grande parte do fósforo já tinha sido assimilada pela biomassa de algas, o que contribuiu para as menores concentrações no afluente dos reatores do sistema 1F, que por sua vez, com o início da operação do sistema, a lise das células da biomassa de algas contribuiu para liberação de fosfato no meio, que ocasionou o aumento das concentrações de OPS nas primeiras 24h.

5.3. Biodegradação em Regime de Aeração Intermitente com Ciclo 30'ON e 30'OFF – Segundo Experimento

5.3.1. Variações de temperatura, pH, alcalinidade total e oxigênio dissolvido

A Figura 5.6 apresenta as variações de temperatura, pH, alcalinidade total e das concentrações de oxigênio dissolvido ao longo do tempo de reação dos sistemas de reatores.

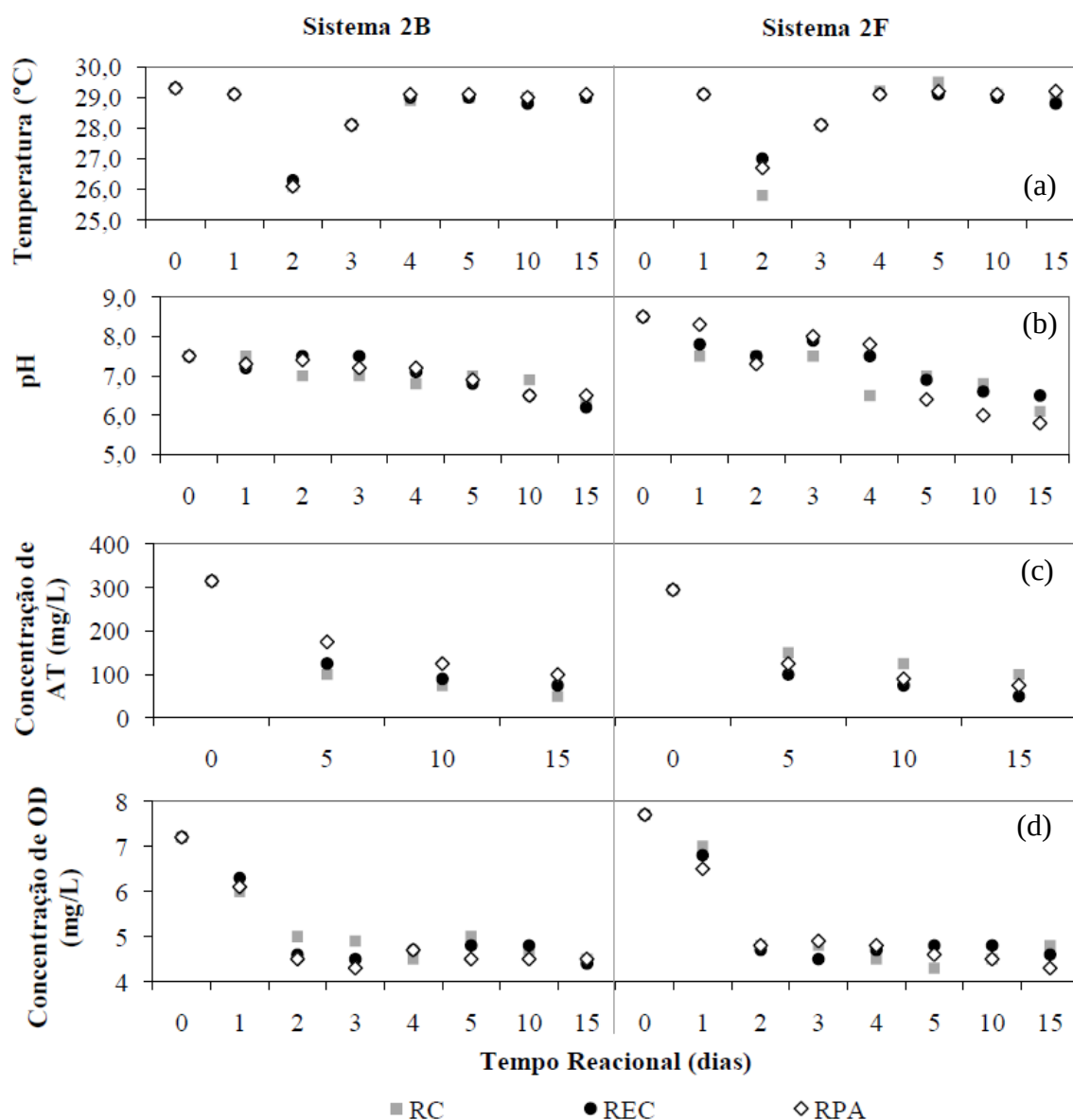


Figura 5.6 – Variação temporal dos valores de temperatura, pH, alcalinidade total e OD nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

Pode-se observar a partir da Figura 5.6a que mesmo sem o controle de temperatura nos sistemas de reatores, pois estes foram operados sob temperatura ambiente, todos os reatores apresentaram valores dentro da faixa considerada ideal para as bactérias nitrificantes, mesmo no 2º dia de operação onde se verificou os menores valores de temperatura (entre 26°C e 27°C), pois de acordo com Marchetto (2001) a faixa ideal de temperatura encontra-se dentro do intervalo de 25°C a 36°C.

Quando comparado ao primeiro experimento, observa-se que enquanto neste, com apenas 5 dias de reação os reatores apresentaram valores de pH menor que 6, impossibilitando a continuação da nitrificação. No segundo experimento, o pH manteve-se, durante todo o período, acima do limite mínimo (pH 6), isto pode ser explicado pelas condições operacionais deste experimento, onde os reatores foram submetidos à aeração intermitente (30'on/30'off), o que pode ter favorecido a ocorrência da nitrificação e desnitrificação simultânea, onde parte da alcalinidade consumida na nitrificação é devolvida na etapa de desnitrificação.

Para Bitton (2005) a nitrificação cessa em pH abaixo de 6,0. Porém valores de pH entre 7,5 e 8,6 são descritos como faixas ótimas para a ocorrência de nitrificação. Assim como ocorre na nitrificação, o pH também influencia o processo de desnitrificação, onde o valor ótimo de pH situa-se entre 7,0 e 8,0 (METCALF e EDDY, 2003).

A Figura 5.6b, mostra o gráfico de variação do pH ao longo do período reacional e pode-se observar a partir deste gráfico que os reatores mantiveram o pH na faixa ideal (7,5 a 8,6) para a nitrificação até o 4º dia de operação, com exceção do RC_{2F}, que apresentou pH 6,5 valor em que a nitrificação não é inibida.

Somente RPA_{2F} apresentou pH pouco inferior ao limite mínimo (pH 6,0) através do qual, abaixo deste, praticamente cessa o processo de nitrificação. Porém este valor só é observado no último dia de operação do sistema (Figura 5.6b), onde se pode afirmar que a nitrificação já havia sido completada, devido ao consumo de alcalinidade observado ao longo do tempo de reação dos sistemas (Figura 5.6c).

Então, pode-se dizer que a alcalinidade total inicial do esgoto bruto (315 mg/L) e do efluente da lagoa facultativa (295 mg/L), que alimentaram os reatores, sob as condições operacionais do segundo experimento (aeração intermitente com ciclos de aeração 30'on / 30'off), foi suficiente para manter o pH próximo à neutralidade, sem necessidade da adição de compostos que conferem alcalinidade aos sistemas de reatores.

Na Figura 5.6c, observa-se que a alcalinidade total foi consumida mais rapidamente nos primeiros cinco dias de operação, o que pode ser explicado pelo fato de que após esse período grande parte da amônia já havia sido convertida às outras formas.

A Figura 5.6d mostra o gráfico de variação das concentrações de OD medidos após período de 30 minutos de aeração contínua, nela pode-se observar que todos os reatores apresentavam concentrações de OD superiores a 4,0 mg/L, o que favorece o processo de nitrificação neste período.

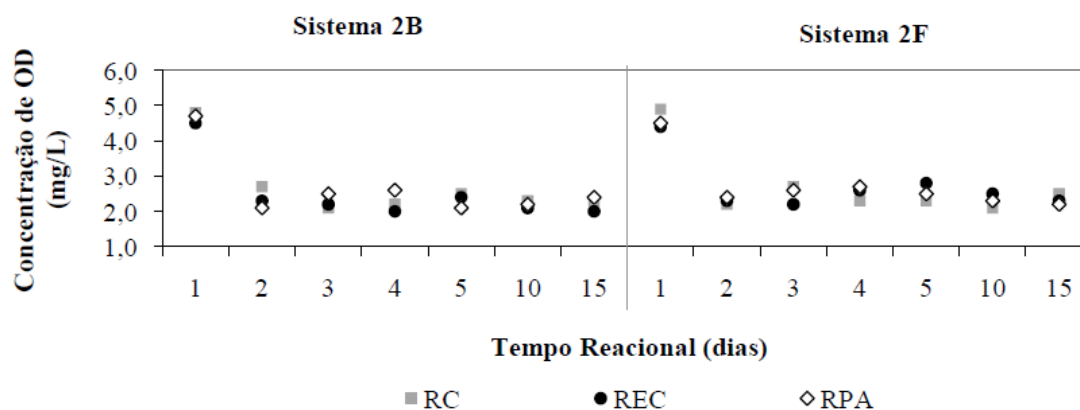


Figura 5.7 – Variação das concentrações de OD após 30 min sem aeração (2º experimento).

A Figura 5.7 mostra a variação das concentrações de OD medidos após período de 30 minutos sem aeração, como pode ser observado esse tempo sem aeração não foi suficiente para conferir ao ambiente condição anóxica, o que pode acarretar falha nos processos de desnitrificação e de remoção de ortofosfato.

Embora os reatores tenham mostrado diminuição significativa dos valores de OD após 30 minutos sem aeração ao longo do tempo operacional dos sistemas, estes ficaram com valores de OD entre 2,0 e 3,0 mgO₂/L, neste caso observa-se que a aeração começou antes que o sistema atingisse valores de OD que favorecessem o processo de desnitrificação nos sistemas de tratamento.

Portanto, a nitrificação pode ter sido “encurtada” nesses sistemas de reatores devido a uma possível produção de substâncias tóxicas, pois de acordo com Béline e Martinez (2002), caso a aeração inicie antes da completa desnitrificação o ácido nitroso pode ser liberado, o que por sua vez pode acarretar no acúmulo de nitrito nos sistemas de reatores, por inibir os organismos oxidantes de nitrito.

5.3.2. Concentrações de matéria orgânica carbonácea

Na Figura 5.8, é possível observar que o comportamento da DQO no sistema de reatores alimentado com esgoto bruto apresenta uma degradação mais lenta quando

comparado ao sistemas de reatores do primeiro experimento, que também foram alimentados com esgoto bruto.

Pois, observa-se que nas primeiras 24h o percentual de remoção de DQO é maior para as condições ambientais do sistema de reatores 1B, pois estes atingiram valores menores que 50% da DQO inicial (925,9 mgO₂/L) com 24h de operação, ao passo que nos reatores do sistema 2B houve percentuais de remoção da DQO no primeiro dia de apenas 20,2%; 25,9% e 31,6% nos reatores RC, REC e RPA, respectivamente. Tal comportamento pode ser explicado pelo fato de que a aeração intermitente a que foram submetidos os reatores do segundo experimento, causa um certo “estresse” e a microbiota presente precisa se adaptar ao meio.

Neste experimento, os reatores trabalharam sob o regime de aeração intermitente, logo, com a presença de período sem aeração, pode-se afirmar que a DQO disponível no substrato foi consumida aerobicamente, ou seja, pelas bactérias heterotróficas que utilizaram o oxigênio disponível como aceptor de elétrons, como também pode ter sido consumida na respiração anóxica pelas bactérias heterotróficas que utilizaram o nitrato como receptor de elétrons e a matéria orgânica como doador de elétrons para o processo de desnitrificação.

Como para a degradação de elevadas concentrações de DQO faz-se necessária alta demanda de oxigênio dissolvido, a degradação mais lenta da matéria orgânica carbonácea verificada neste experimento, pode ter sido devido ao regime de aeração intermitente.

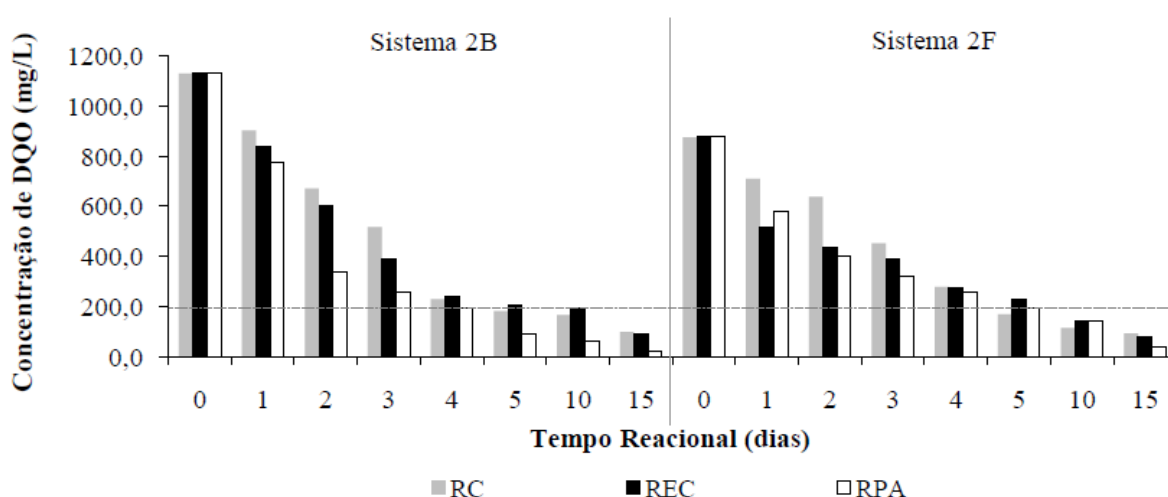


Figura 5.8 – Variação temporal das concentrações de DQO nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

Quanto ao atendimento ao padrão de lançamento de efluentes, observa-se a partir da Figura 5.8 que os reatores inoculados com *P. aeruginosa* do sistema 2B e 2F atingiram valores inferiores ao limite, recomendado pela Portaria Semace nº154/2002 de 200 mgO₂/L (linha tracejada), no 4º e 5º dia de operação dos sistemas, respectivamente. Os reatores do sistema alimentado com efluente da lagoa facultativa e inoculado com a cepa de *E. coli*, ambos no sistema alimentado com esgoto bruto apresentou concentração menor que o padrão estabelecido a partir do 5º dia.

A Figura 5.9 mostra a variação das concentrações de DBO₅ a cada 5 dias de operação dos sistemas de reatores operados sob o regime de aeração intermitente (30'on/30'off), e a análise do gráfico desta figura indica que a DBO₅ apresenta o mesmo comportamento da DQO, diminuindo ao longo do tempo devido a ação das bactérias presente no meio reacional.

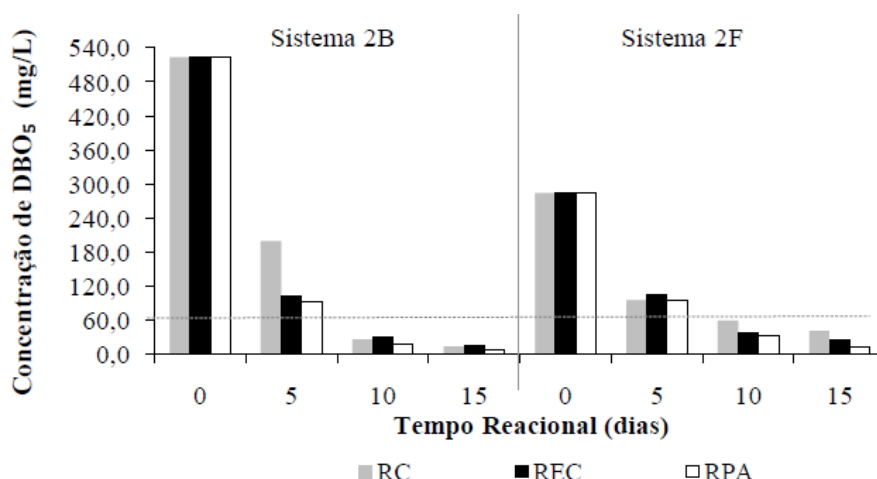


Figura 5.9 – Variação temporal das concentrações de DBO₅ nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

Quanto ao atendimento ao padrão de lançamento de efluentes, pode-se observar que todos os reatores atingiram valores inferiores ao limite, recomendado pela Portaria Semace nº154/2002 de 60 mgO₂/L (linha tracejada) no 10º dia de operação do sistemas (Figura 5.9).

5.3.3. Concentrações de Nutrientes

As Figuras 5.10, 5.11 e 5.12 apresentam as concentrações dos compostos nitrogenados, monitorados durante o tempo reacional, representados pela amônia, nitrito e nitrato, devido a importância destas formas no tratamento biológico de efluentes.

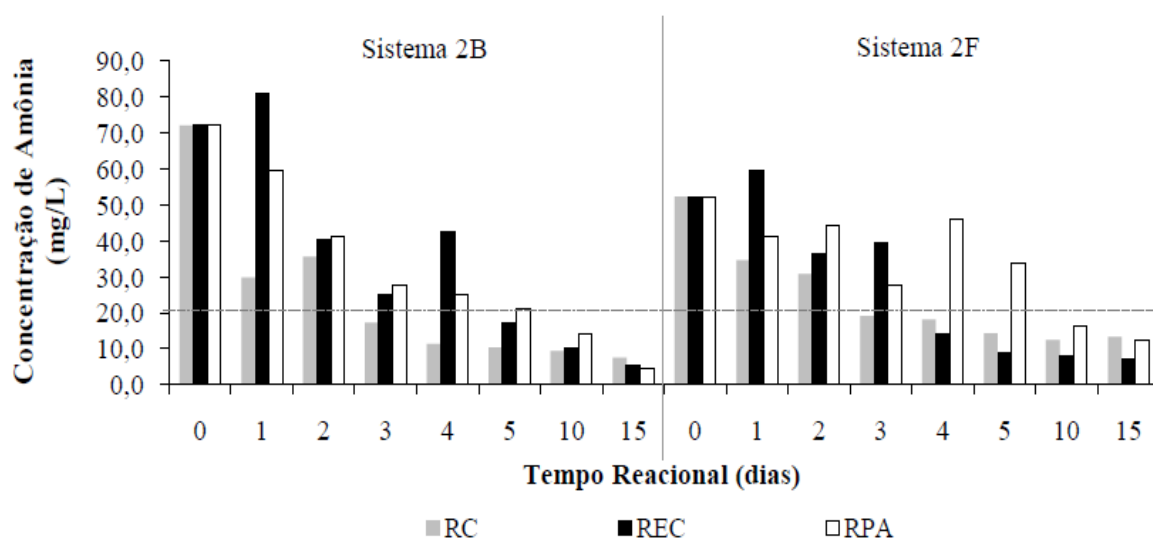


Figura 5.10 – Variação temporal das concentrações de Amônia nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

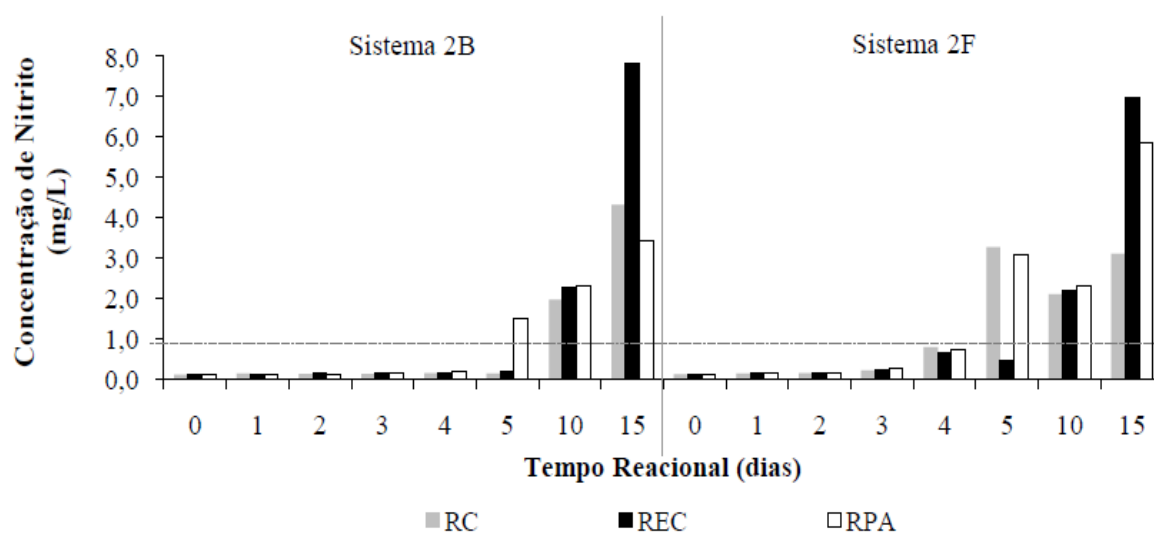


Figura 5.11 – Variação temporal das concentrações de Nitrito nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

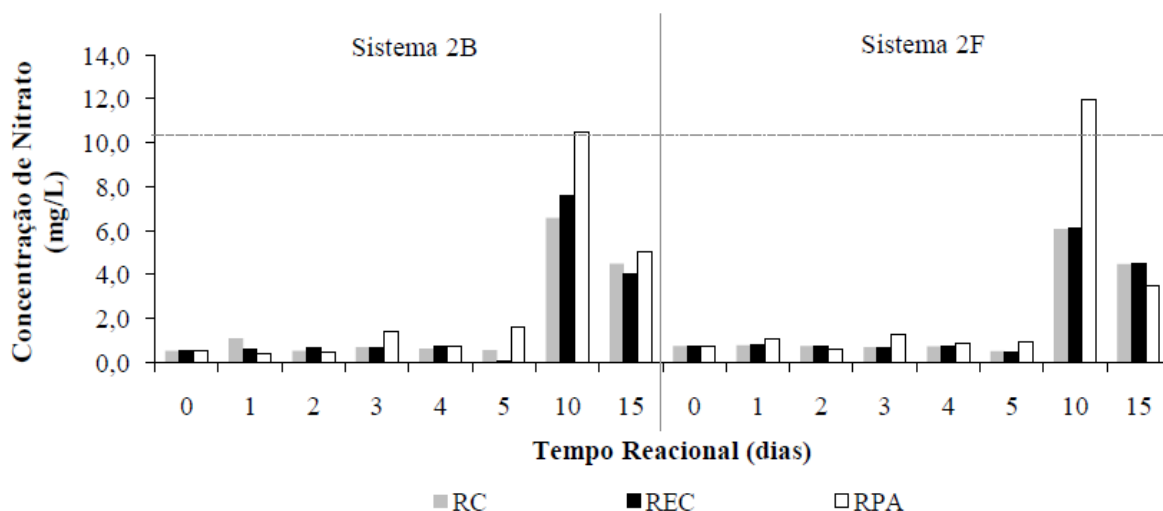


Figura 5.12 – Variação temporal das concentrações de Nitrato nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

Analisando os gráficos das Figuras 5.10, 5.11 e 5.12, de uma maneira geral observa-se que a amônia dos reatores diminuem até que todos apresentem valores inferiores a 20 mg/L (linha tracejada) no 10º dia de operação dos sistemas, enquanto que as concentrações de NO_2^- e NO_3^- começam apresentar pequenos aumentos, sendo observado que no 10º dia de operação há um aumento considerável das concentrações de nitrito e neste dia observa-se pico das concentrações de nitrato.

Devido a baixa produção de nitrato durante o período inicial de tratamento, a maior contribuição para remoção do nitrogênio amoniacal ocorreu em função da assimilação pela biomassa e em parte pela adsorção aos flocos (SHARMA e AHLERT, 1997), ou ainda pode ter ocorrido nos sistemas de reatores a nitrificação e desnitrificação simultânea, favorecido pela aeração intermitente a que foram submetidos durante este experimento.

Os maiores valores das concentrações de nitrato verificado no 10º dia, em todos os reatores, em parte se deve a nitrificação, conversão de parte do nitrogênio amoniacal presente no meio, como também pode ser explicado pela lise das células bacterianas, e que também pode estar associado aos aumentos das concentrações de amônia verificados em alguns reatores. Pois, de acordo com Tortora *et al.* (2000), metade do peso seco de uma célula bacteriana típica é composta de carbono, 14% de nitrogênio e 4% de fósforo, no qual algumas utilizam o nitrogênio a partir de NH_4^+ e outras o NO_3^- .

Outro fator que pode ter contribuído para o pico das concentrações de nitrato no 10º dia é a ação dos fungos presentes na microbiota autóctone das águas residuárias utilizadas como afluente nos sistemas, pois na composição celular fúngica, o nitrogênio corresponde a aproximadamente 12 a 16% da sua biomassa seca (ESPOSITO e AZEVEDO, 2004). A exemplo das bactérias, os fungos também utilizam as fontes inorgânicas de nitrogênio como os sais de amônio ou nitratos, utilizando preferencialmente o íon amônio em detrimento ao nitrato (GRIFFIN, 1994), logo a presença de fungos pode também ter contribuído para a remoção da amônia nos primeiros dias de operação dos sistemas.

No final do período de reação dos sistemas verifica-se que as concentrações de nitrato voltaram a diminuir até atingirem valores inferiores ao padrão (10 mgN/L) ao passo que as concentrações de nitrito alcançaram valores bastante elevados, dentre as possíveis causas para este acúmulo de nitrito verificado nos dois sistemas de reatores, nestas condições operacionais, está o fato de que 30 min. sem aeração não foi suficiente para atingir valores de OD menores que 1,0 mg/L e, por sua vez, favorecer a desnitrificação em todos os pontos dos reatores. Segundo Jianlong e Ning (2003), períodos mais curtos de aeração podem favorecer o acúmulo de nitrito pela diminuição do crescimento das bactérias oxidantes de nitrito.

A Figura 5.13 mostra o comportamento do ortofosfato solúvel (OPS) ao longo do período operacional nos dois sistemas de reatores do segundo experimento.

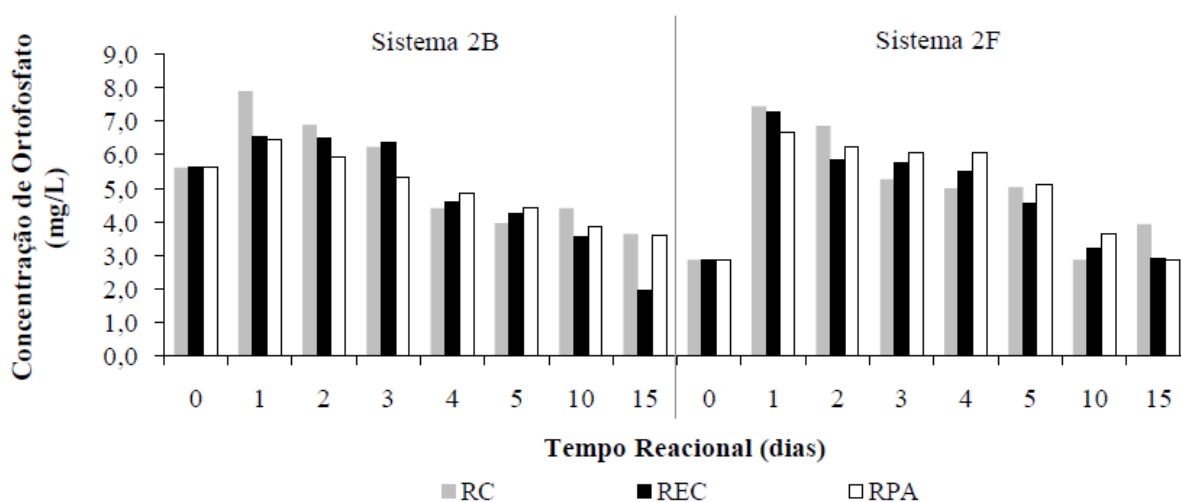


Figura 5.13 – Variação temporal das concentrações de Ortofosfato nos reatores do sistema alimentado com EB (sistema 2B) e do sistema alimentado com EF (sistema 2F), submetidos às condições operacionais do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

Observa-se que ambos os sistemas apresentaram comportamento semelhante onde primeiro há um aumento das concentração de OPS e a partir de então estas concentrações começam a diminuir ao longo do tempo. Porém, só houve remoção deste parâmetro nos reatores alimentados com esgoto bruto, que apresentou valor de 5,6 mgP/L. No restante dos reatores, no qual foram alimentados com efluente da facultativa e que apresentou concentração de 2,87 mgP/L, houve um acréscimo de ortofosfato solúvel na saída destes, e o aumento acentuado das concentrações de OPS, verificado no 1º dia, nesse sistema de reatores, pode ter ocorrido por uma série de fatores, dentre eles cabe destacar, principalmente para o sistema de reatores alimentados com o efluente da lagoa facultativa, a degradação da matéria orgânica, tendo em vista que a presença de algas no meio, que contém bastante fosfato assimilado, contribuiu para liberar na massa líquida uma quantidade maior de ortofosfato do que a removida pelos mecanismos de remoção biológica de fósforo.

Como o mecanismo de remoção de fósforo ainda não é bem conhecido fica difícil saber exatamente o que influenciou para que as concentrações se elevassem bastante nos reatores RC, REC e RPA do sistema 2B, porém, sabe-se que o processo de nitrificação nos reatores não foi afetado pelo aumento da concentração de fosfato no meio. O que é corroborado por Kuba *et al.* (1996 *apud* MARCHETTO *et al.*, 2003), que constataram em sistema de batelada para nitrificação e desnitrificação, que a presença de fósforo é benéfica para a nitrificação, pois nesta circunstância este não se constitui nutriente limitante para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes.

5.3.4. Concentrações de SST e SSV

Analisando os gráficos das figuras 5.14a e 5.14b, pode-se observar que os valores de SST e SSV apresentaram comportamento de acordo com o esperado, pois há um aumento no valor destes ao longo do tempo e posteriormente começa a diminuir, promovendo a remoção dos sólidos suspensos.

O aumento da concentração destes parâmetros nos primeiros dias de operação se dá principalmente pelo aumento da biomassa, que utiliza a matéria orgânica disponível ainda em abundância nesse período para se multiplicar, depois as concentrações de SS começam a diminuir, principalmente pela escassez de alimento e que também pode ser explicado pela provável ocorrência da respiração endógena.

A Figura 5.14 apresenta as concentrações de SST (a) e SSV (b) no monitoramento dos reatores ao longo do período reacional de cada sistema operacional.

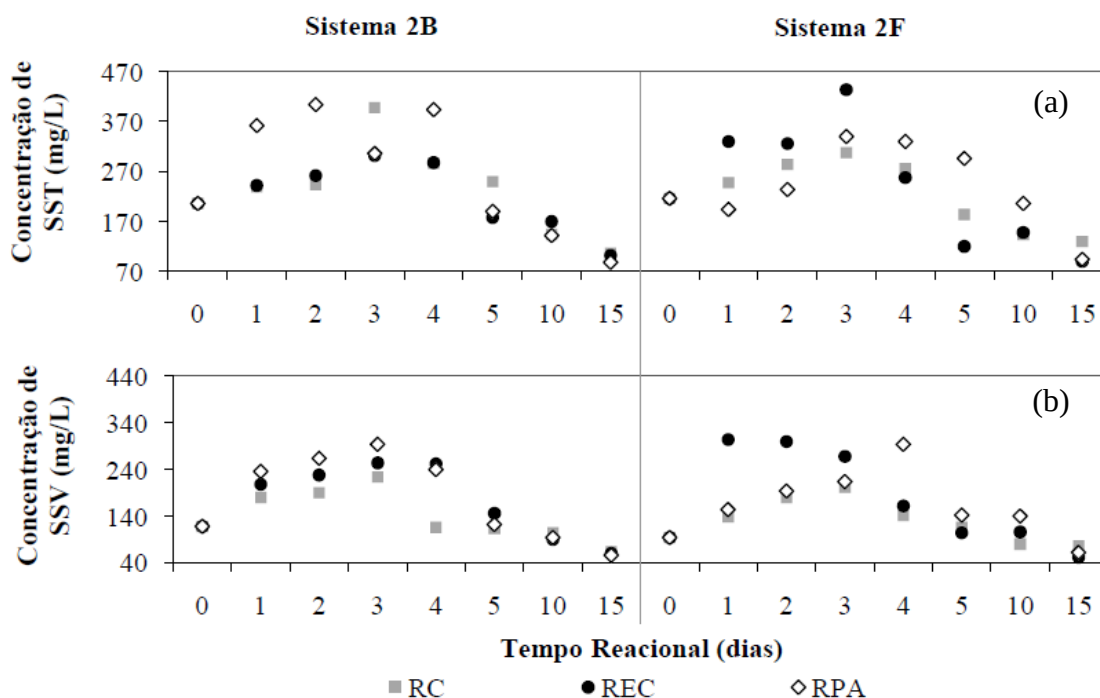


Figura 5.14 – Variação temporal das concentrações de SST e SSV nos sistemas de reatores alimentados com EB e dos reatores alimentados com EF do 2º experimento (aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on/30'off e em temperatura ambiente).

Todos os reatores apresentaram efluente final com valores de SST inferiores ao limite padrão estabelecido pela Portaria SEMACE nº 154/2002, que é de 150 mg/L para efluentes de lagoas de estabilização, este limite foi adotado para avaliar o efluente final dos reatores para esse parâmetro, por ser o que melhor se aplica à característica da água residuária tratada.

5.4. Biodegradação sob Diferentes Regimes de Aeração (Aeração Contínua e Intermitente com Ciclo 30'ON e 45'OFF) – Terceiro Experimento.

5.4.1. Variação de temperatura, pH, alcalinidade total e oxigênio dissolvido

Em geral, a temperatura ótima para o crescimento das bactérias nitrificantes encontra-se dentro da faixa de 25°C a 36°C, porém entre 7°C e 35°C existe resposta linear para nitrificação, mas os limites diminuem para a nitratação (MARCHETTO, 2001).

O sistema foi operado sob temperatura ambiente e mesmo sem o controle desta variável, observa-se que todos os reatores apresentaram temperaturas dentro da faixa ótima (25°C a 36°C) para o crescimento das bactérias nitrificantes, logo a temperatura não foi fator limitante em nenhum dos experimentos (Figura 5.15a).

A partir da análise do gráfico b da Figura 5.15, observa-se que os reatores mantiveram o pH na faixa ideal para a nitrificação, nos quais os valores encontram-se entre 6,5 e 8,0 até o 4º dia de operação, durante todo o período de tratamento até o último dia de reação dos sistemas, nenhum reator apresentou valor de pH inferior ao limite mínimo pH 6,0 abaixo do qual a nitrificação praticamente cessa.

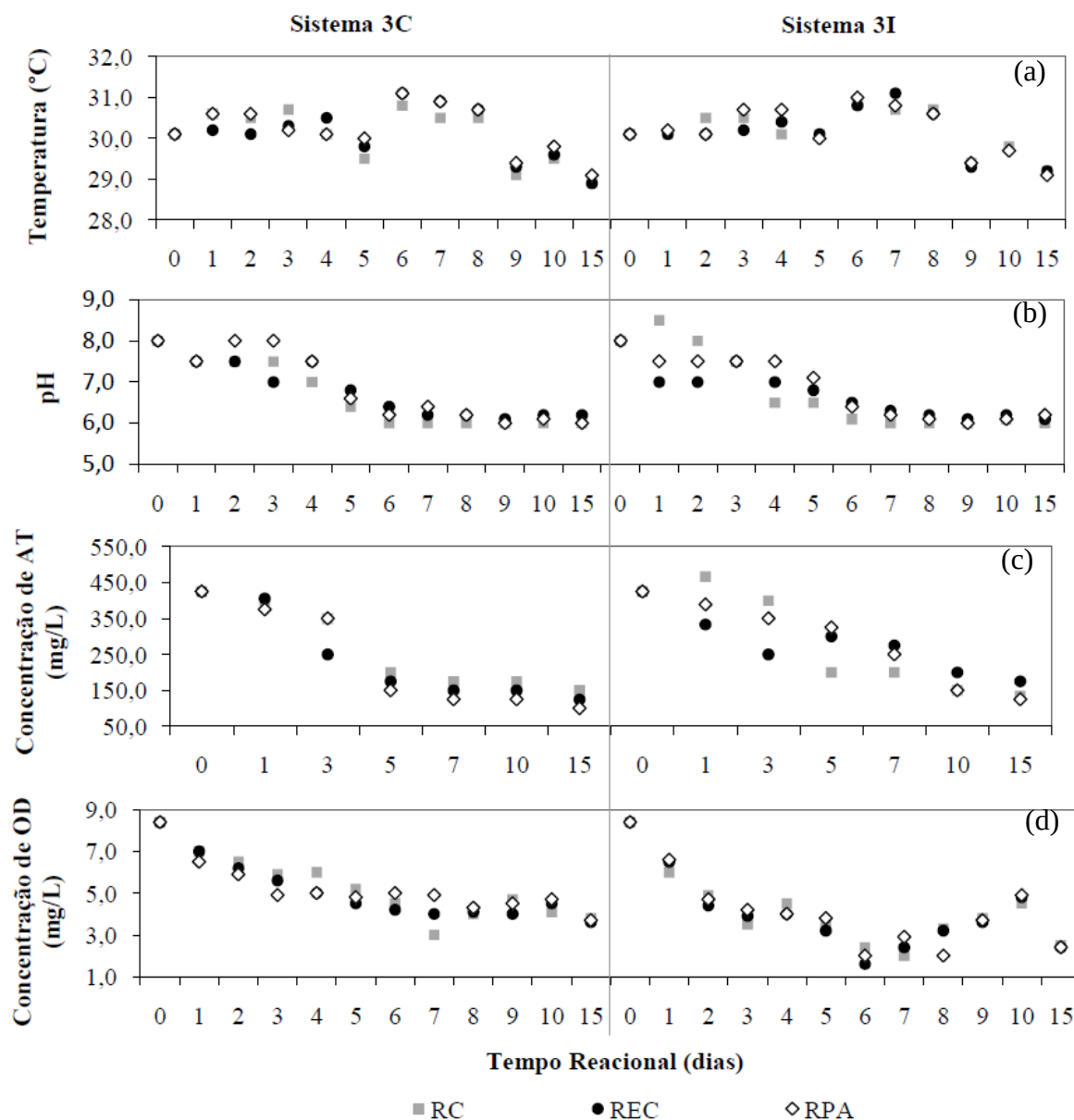


Figura 5.15 – Variação temporal dos valores de temperatura, pH, alcalinidade total e OD nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

Segundo Ferreira (2000), os organismos nitrificantes são sensíveis a certas formas de nitrogênio, como amônia não-ionizada ou amônia livre e ácido nitroso livre, em que valores inferiores a pH 6,0 favorece o aumento da produção de ácido nitroso, assim como valores superiores a 8,5 aumenta a quantidade de amônia livre que também é tóxica e, portanto, inibem o processo de nitrificação. Neste experimento foi verificado que os valores de pH permaneceram dentro da faixa em que a nitrificação não é inibida (6 a 8,5), o que demonstra que a alcalinidade total inicial (425 mgCaCO₃/L) foi suficiente para tamponar o meio, de modo que em nenhum momento este assumisse valores que prejudicassem a eficiência do sistema nos processos de conversão do nitrogênio, o que fez com que não fosse necessária a adição de substância que confere alcalinidade ao sistema, o que indica uma vantagem deste processo de tratamento, uma vez que diminui os custos do tratamento.

A Figura 5.15c mostra que o reator controle submetido à aeração intermitente apresentou um leve aumento da alcalinidade no primeiro dia, diferente do que ocorreu com o reator sob aeração contínua, que consumiu a alcalinidade logo nos primeiros dias. Esta observação pode ser explicada, dentre outros fatores pelo fato da aeração intermitente favorecer a ocorrência de desnitrificação no sistema, que por sua vez devolve parte da alcalinidade consumida com a nitrificação.

O sistema de reatores submetidos à aeração contínua (sistema 3C) apresentaram concentrações de OD acima de 2,0 mgO₂/L ao longo do período de reação, o que favorece a nitrificação no sistema. Nos reatores submetidos à aeração intermitente com ciclos de aeração 30'on/45'off, os valores de OD apenas ficaram abaixo de 2,0 mgO₂/L no 6º dia de operação no REC_{3I}, e iguais a 2,0 mg/L no 7º dia no RC_{3I} e no 6º e 8º dia de operação do sistema no reator RPA_{3I} (Figura 5.15d). Porém, vale salientar que no 6º e 8º dia os reatores do sistema 3I apresentavam diminuição do borbulhamento no período em que a aeração estava ligada. Verificou-se a obstrução das pedras porosas devido ao crescimento de biomassa na sua superfície e poros o que consequentemente reduziu a vazão de ar, bem como a agitação promovida pelo ar. Então de modo a interferir o mínimo possível na operação dos reatores, procedeu-se a agitação da pedra de forma a desprender grande parte do biofilme aderido e a aeração voltar a favorecer um maior contato entre a biomassa e o substrato nesses reatores.

A aeração intermitente é um recurso que resulta em redução de custos e pode favorecer a nitrificação e a desnitrificação num mesmo reator, principalmente no início do período aerado, enquanto o ambiente ainda está anóxico e o OD ainda não suprimiu a desnitrificação (YOO *et al.*, 1999). Além de favorecer estes processos, a aeração intermitente também pode favorecer a remoção biológica de fósforo no sistema biológico de tratamento.

Kern-Jespersen *et al.* (1994), Sorm *et al.* (1996) e Tonkovic (1998 *apud* Marchetto *et al.*, 2003) em seus estudos concluíram que existe grande evidência de que ocorram remoção de fósforo e desnitrificação simultaneamente na zona anóxica, quando as bactérias que acumulam fósforo usam o nitrato como agente oxidante, a matéria orgânica absorvida pelas bactérias é utilizada para ambos os fins, o que se torna vantagem quando a concentração de matéria orgânica no meio está baixa. Os autores verificaram que em reatores batelada, após 30 minutos em condição aeróbia houve alta taxa de remoção de fosfato.

Com base na importância do regime de aeração nos processos biológicos de remoção de nutrientes, no 10º dia de operação do sistema de reatores submetidos à aeração intermitente foi monitorado o OD a cada 5 minutos durante um ciclo completo de aeração intermitente 30'on e 45'off, a fim de obter um perfil do OD ao longo do tempo em que a aeração estava ligada e no tempo em que estava desligada, para avaliar a influência do regime de aeração adotado sobre as concentrações de OD ao longo do tempo de um ciclo.

A Figura 5.16, apresenta o perfil de OD durante um ciclo de aeração completo no 10º dia de operação do sistema. O OD aumenta gradativamente até atingir valores próximos a 5mg/L, após 30 minutos aerando continuamente.

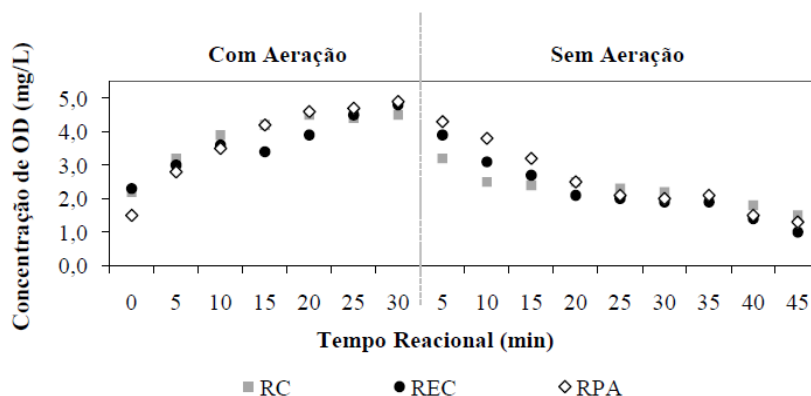


Figura 5.16 – Perfil das concentrações de OD durante um ciclo de aeração intermitente 30'ON/45'OFF completo no 10º dia de operação dos sistemas do 3º experimento.

Devido à atividade dos organismos presentes no meio, quando a aeração era interrompida os valores das concentrações de OD caíram e ficaram praticamente constante entre 20 e 35 minutos sem aeração, sendo observado que ao final do período sem aeração (após 45 minutos) os reatores apresentaram valores de OD inferiores a 1,5 mgO₂/L, como consequência, o ambiente dos reatores tornou-se favorável ao processo de desnitrificação.

5.4.2. Concentrações de matéria orgânica carbonácea

Nas condições operacionais deste experimento, pode-se afirmar que para o sistema de reatores submetidos à aeração contínua a DQO disponível no substrato foi consumida aerobicamente, ou seja, pelas bactérias heterotróficas que utilizaram o oxigênio disponível como aceptor de elétrons, já no sistema de reatores operados sob aeração intermitente a degradação da matéria orgânica ocorreu tanto aerobicamente, como também esta pode ter sido utilizada como aceptor final de elétrons no processo de desnitrificação.

A Figura 5.17 apresenta o comportamento da matéria orgânica carbonácea, expressa em DQO, nos reatores monitorados durante este experimento, em que os reatores do sistema 3C operaram sob aeração contínua e os reatores do sistema 3I sob o regime de aeração intermitente com ciclo de aeração 30'on e 45'off.

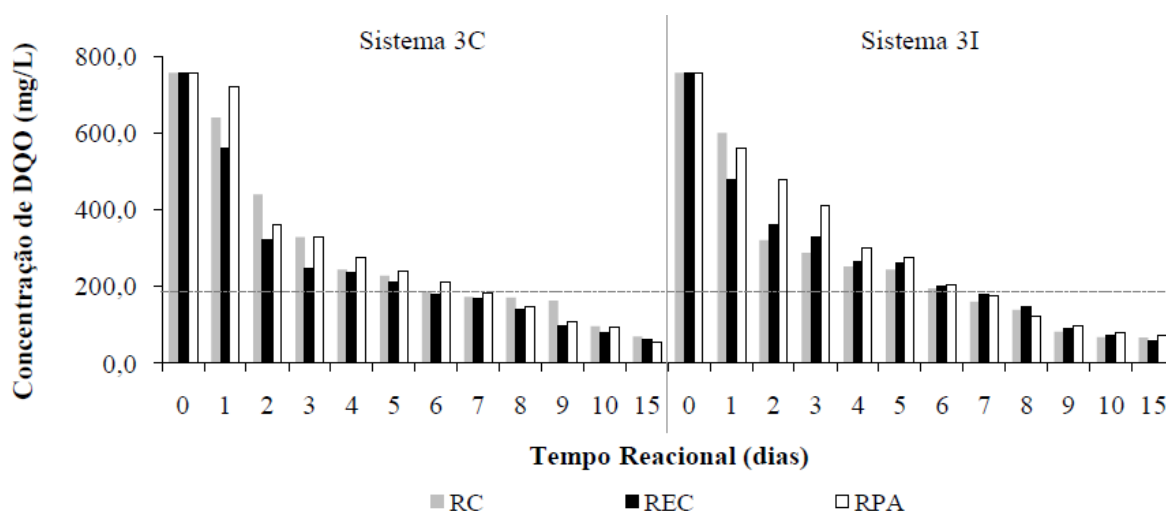


Figura 5.17 – Variação temporal das concentrações de DQO nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

Na Figura 5.17 é possível observar que o comportamento da DQO nos sistemas de reatores apresenta uma degradação lenta, mesmo para os reatores submetidos à aeração contínua, o que pode ser explicado pelo fato de que neste experimento os reatores foram alimentados com o efluente da lagoa facultativa, onde espera-se que parte da matéria orgânica mais prontamente assimilável tenha sido convertida, já nos reatores submetidos à aeração

intermitente, esse regime de aeração causa um certo “estresse” à microbiota presente, e esta tende a se adaptar ao meio.

Quanto ao atendimento ao padrão de lançamento de efluentes, pode-se observar que no 7º dia de operação todos os reatores atingiram valores inferiores ao limite máximo recomendado pela Portaria Semace nº154/2002 de 200 mgO₂/L (linha tracejada). A análise dos valores das concentrações de DQO afluente e efluente indica que o sistema apresentou elevadas remoções de DQO.

A Figura 5.18 mostra a variação das concentrações de DBO₅ a cada 5 dias de operação do sistema de reatores submetido à aeração contínua (sistema 3C) e dos reatores submetidos à aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I).

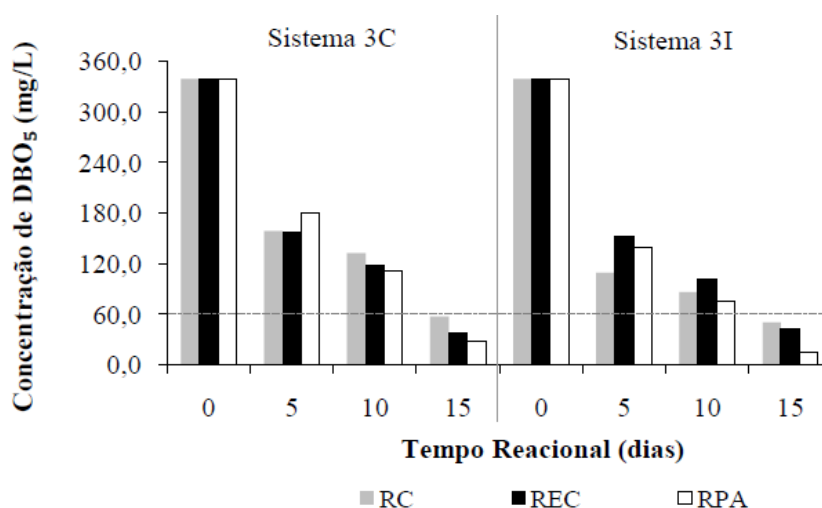


Figura 5.18 – Variação temporal das concentrações de DBO₅ nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

A análise da Figura 5.18 mostra que a DBO₅ apresenta o mesmo comportamento que a DQO diminuindo ao longo do tempo devido a ação das bactérias presente no meio reacional.

Quanto ao atendimento ao padrão de lançamento de efluentes, observa-se que neste experimento os efluentes de todos os reatores atingiram valores inferiores ao limite, recomendado pela Portaria Semace nº154/2002 de 60 mgO₂/L (linha tracejada) somente no 15º dia de operação do sistemas (Figura 5.18).

Pela análise dos gráficos das Figuras 5.17 e 5.18, observou-se que, para atingir valores aceitáveis para o lançamento de efluentes, em geral os reatores levaram 7 dias para

apresentarem concentrações de DQO abaixo do limite estabelecido pela Portaria SEMACE nº154/2002, enquanto que para atenderem ao limite de lançamento de DBO_5 levaram 15 dias de operação. Logo, embora o efluente seja mais biodegradável a remoção de DBO se deu de forma mais lenta, o que pode ser explicado, principalmente, pelo fato de que a análise de DQO superestima o consumo de OD uma vez que o método vai medir tanto o consumo da fração mais biodegradável como também da fração menos biodegradável.

5.4.3. Concentrações de nutrientes

Pela análise geral dos valores das concentrações de amônia (Figura 5.19), nitrito (Figura 5.20) e nitrato (Figura 5.21), infere-se que a maior parte do nitrogênio amoniacal afluente, principalmente nos reatores do sistema 3C que apresentaram as maiores concentrações de nitrato durante o monitoramento, foi convertida em nitrato pelo processo de nitrificação favorecido pela aeração contínua.

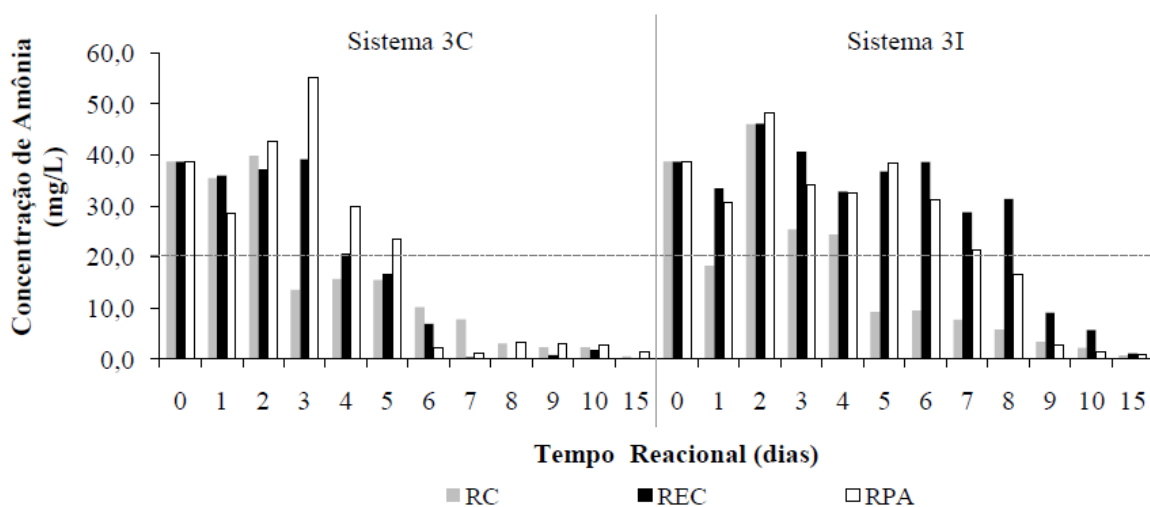


Figura 5.19 – Variação temporal das concentrações de Amônia nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

Observa-se na Figura 5.20 que as concentrações de nitrito aumentam de forma mais rápida a partir do 3º dia de operação e se mantêm elevadas até o 8º dia de operação dos sistemas, a partir desse momento as concentrações de nitrito começam a decrescer, suas concentrações nos efluentes dos reatores ficaram abaixo do limite máximo ($1 \text{ mgN-NO}_2^-/\text{L}$).

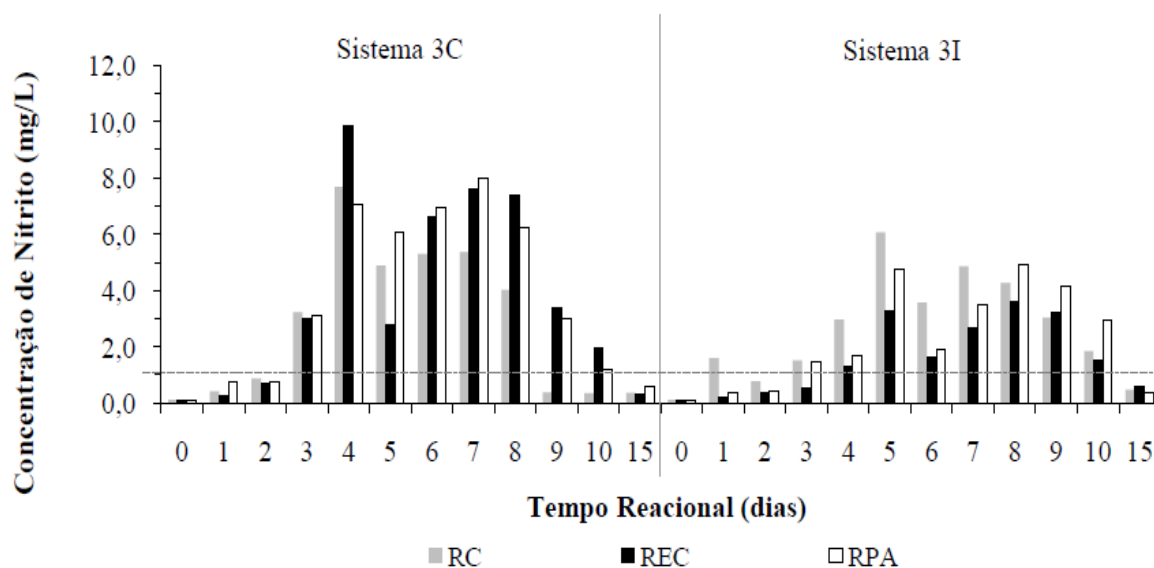


Figura 5.20 – Variação temporal das concentrações de Nitrito nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

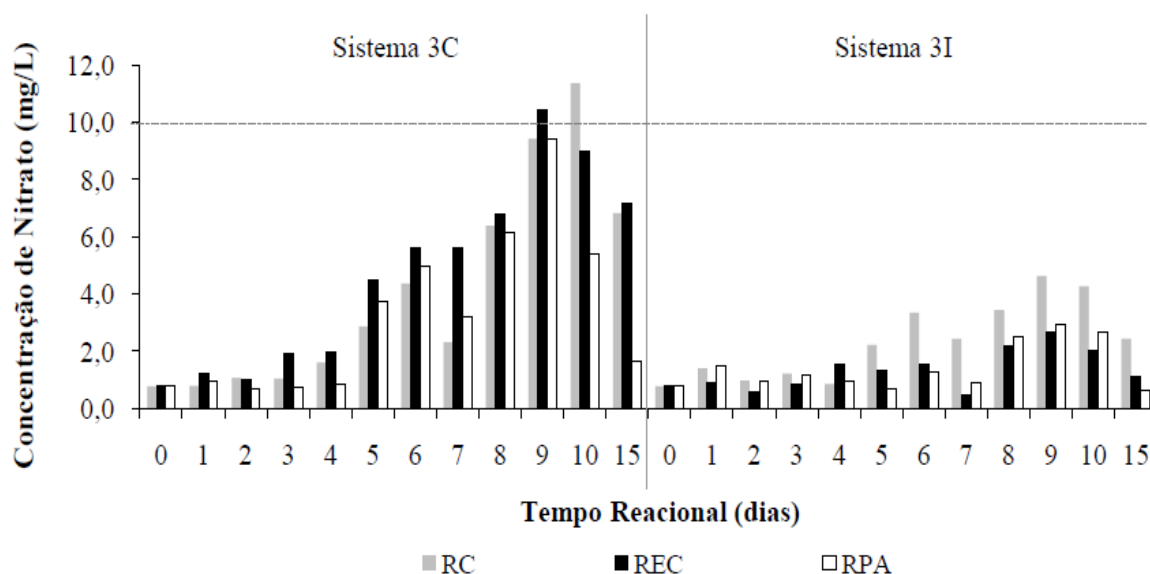


Figura 5.21 – Variação temporal das concentrações de Nitrato nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

Dentre os fatores que podem estar relacionados ao acúmulo de nitrito até o 8º dia de operação dos reatores, tem-se a possível produção de ácido nitroso, que inibe tanto a nitratação quanto a desnitrificação. Na Figura 5.21 nota-se que as concentrações de nitrato aumentou significativamente do 5º ao 10º dia de operação dos sistemas, ao passo que foi verificado pouca remoção de amônia nos sistemas, durante os três primeiros dias e aumento em suas concentrações em determinados dias, estes aumentos em parte se deve à lise celular dos microrganismos presentes.

Os aumentos das concentrações de nitrato verificados durante o período de tempo (Figura 5.21) em que as concentrações de amônia apresentaram valores baixos (Figura 5.19) podem ser resultado de diversos fatores; dentre eles destacam-se: (i) a lise das células bacterianas, uma vez que estas podem ter assimilado durante o período inicial do tratamento parte do nitrato produzido no processo de nitrificação; (ii) a lise das células de fungos presentes na microbiota autóctone, uma vez que estes, a exemplo das bactérias, também assimilam nitrato, já que embora Celar (2003), em estudo com dez espécies de fungos, tenha verificado a preferência dos fungos pela amônia, foi observado também que enquanto para algumas espécies o consumo de nitrato só ocorre após a forma amoniacal ter se esgotado, outras espécies assimilam o nitrato muito mais rápido e há ainda aquelas que utilizam as duas formas simultaneamente, embora o nitrato exija mais energia que o amônio, como foi observado pelo autor para *Fusarium* spp; (iii) resultado da resposta metabólica da célula fúngica, das espécies presentes no meio, que podem ter liberado parte dos nutrientes armazenados em seus vacúolos e (iv) ainda, porém, em menor proporção, a degradação da matéria orgânica do meio que para este experimento foi utilizado o efluente da lagoa facultativa que apresentava coloração bem esverdeada, indicando presença de algas e como estas assimilam os nutrientes (nitrogênio e fósforo) da água, a degradação desta biomassa acabou por liberá-los ao meio. Cabe destacar que ao longo do período de tratamento, a coloração verde escura inicial do meio foi ficando mais clara até mudar para a cor marrom claro no 9º dia de operação.

A partir das Figuras 5.19, 5.20 e 5.21, observa-se que, no período inicial do tratamento os sistemas apresentaram remoção de nitrogênio amoniacal, porém houve pouca produção das formas de nitrito e nitrato, principalmente no reator controle do sistema 3I que apresentou remoção significativa durante o 1º dia, porém não houve grandes produções de nitrito e nitrato, este comportamento pode indicar três hipóteses: (i) possível ocorrência de perda de amônia por stripping, no caso do RC_{3I} que apresentou pH 8,5 no 1º dia de operação; (ii) a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea, possibilitada pelos baixos valores das

concentrações de oxigênio dissolvido, devido à atividade dos microrganismos, nos períodos sem aeração e (iii) a possível formação de óxido nitroso (N_2O), forma de nitrogênio que não foi monitorada, que pode ser produzido durante os processos de nitrificação e desnitrificação dos sistemas, sendo perdido para a atmosfera.

A Figura 5.22 mostra a variação temporal das concentrações de ortofosfato solúvel (OPS) nos sistemas de reatores do terceiro experimento. A partir do gráfico desta figura observa-se que houve uma pequena remoção de OPS no 1º dia de operação do sistema. Esta diminuição das concentrações, para o reator controle do sistema 3I, pode ser explicado pela possível precipitação do fósforo como hidroxiapatita, uma vez que este reator apresentou pH 8,5 no 1º dia do experimento, o que pode ter estimulado a remoção de OPS pela precipitação química com íons de cálcio sob a forma de hidroxiapatita, porém o mais provável é que tenha ocorrido a assimilação deste por organismos acumuladores de fósforo (OAF), pois nos demais reatores biológicos, os valores de pH encontrados não são elevados, o que não justificaria a remoção de ortofosfato por precipitação química.

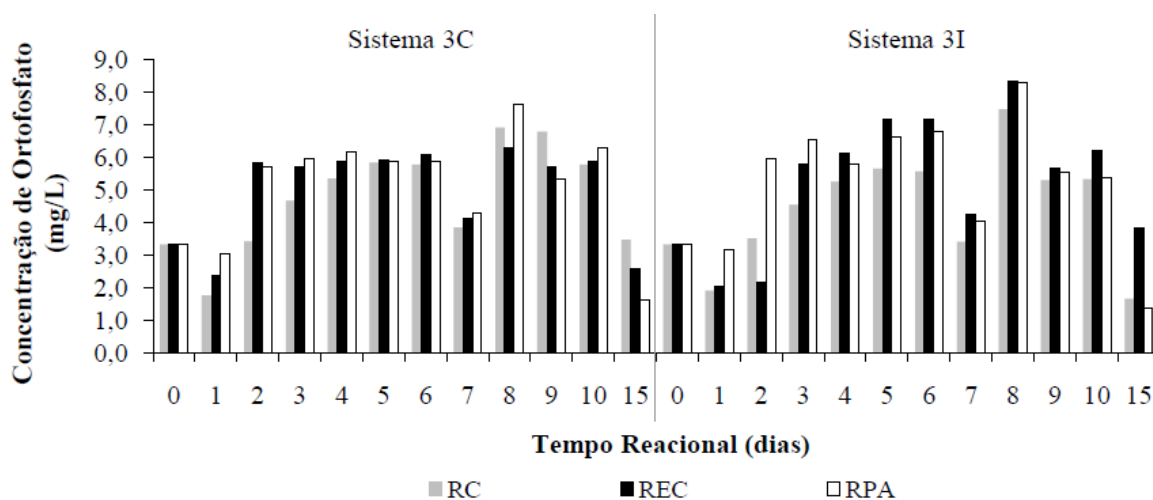


Figura 5.22 – Variação temporal das concentrações de Ortofosfato solúvel nos reatores do sistema sob aeração contínua (sistema 3C) e do sistema sob aeração intermitente 30'on/45'off (sistema 3I) monitorados no 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

Além Sobrinho e Samudio (2000) e Marquette *et al.*(2003) mostraram que altas concentrações de nitrato interferem na remoção biológica de fosfato, logo onde foi verificado grande diminuição dos valores de ortofosfato (1º, 7º e 15º dia), observou-se concentrações de nitrato inferiores a 8,0 mgN/L, que de acordo com o estudo realizado por Marchetto *et al.*

(2003), até esta concentração de nitrato não há interferência na remoção de fósforo, porém vale salientar que vários outros fatores interferem a remoção biológica de fósforo.

Os resultados de Marchetto *et al.* (2003) mostraram que em concentrações de nitrato de 8,0 mgN/L, após 120 minutos de aeração, obteve-se elevada remoção de fosfato, portanto nessa condição de estudo essa concentração de nitrato não prejudicou a remoção de fósforo. Porém, de acordo com estudo realizado por Kern-Jespersen *et al.* (1993 *apud* Marchetto *et al.*, 2003), foi observado que sob condições aeróbias mais fosfato foi removido que sob anóxicas, este comportamento é explicado pela existência de dois grupos de microrganismos, afirmando-se que a menor remoção de fósforo sob condições anóxicas, pode originar-se da combinação do armazenamento de fósforo por um grupo e de liberação por outro.

O mecanismo de remoção biológica de fósforo é complexo, um exemplo disto é que durante todo o período de reação do sistema de reatores 3I, as concentrações de nitrato ficaram abaixo de 5 mgN/L, porém isto não foi suficiente para manter as remoções de fosfato ao longo do tempo reacional, sendo observado remoções significativas no 1º, 7º e 15º dia, assim como foi observado no sistema 3C, logo uma série de fatores contribuiu para a remoção de fosfato nesses dias. Dentre estes fatores têm-se a atividade metabólica dos microrganismos, como das bactérias poli-P e também dos fungos, pois estes possuem estruturas denominadas vacúolos que realizam as funções de armazenamento de nutrientes como nitrogênio e fosfato, os quais podem ser acumulados e liberados em resposta às necessidades metabólicas do microrganismo (LOGUERCIO-LEITE *et al.*, 2006). Outro fator pode ter sido a presença de nitrito, o que, provavelmente, permitiu uma maior competição entre as bactérias heterotróficas não-poli-P e as OAF pelo material solúvel.

5.4.4. Concentrações de SST e SSV

Por representar de forma indireta a biomassa nos reatores, os sólidos suspensos ajudam na interpretação dos mecanismos de remoção de ortofosfato. A Figura 5.23 mostra a variação das concentrações de SST e SSV nos reatores monitorados em cada sistema.

Devido a complexidade do processo de tratamento, como por exemplo a aplicação de ciclos de aeração intermitente, o crescimento microbiano pode sofrer influência de diversos fatores. Porém, em todos os experimentos, o crescimento microbiano, estimado pelo monitoramento das concentrações de SST e SSV nos reatores, apresentou o mesmo comportamento, observado pelas fases de crescimento dos microrganismos. Nas primeiras horas há um crescimento exponencial da biomassa, que caracteriza a fase exponencial em que o número de células da população praticamente dobra. Como trata-se de um ambiente

fechado, à medida que há disponibilidade de nutrientes e de matéria orgânica a taxa de crescimento microbiano também diminui (fase estacionária), com o tempo e com a escassez de nutrientes as células perdem a capacidade de se dividir e a taxa de morte celular torna-se maior que a taxa de crescimento (fase de declínio).

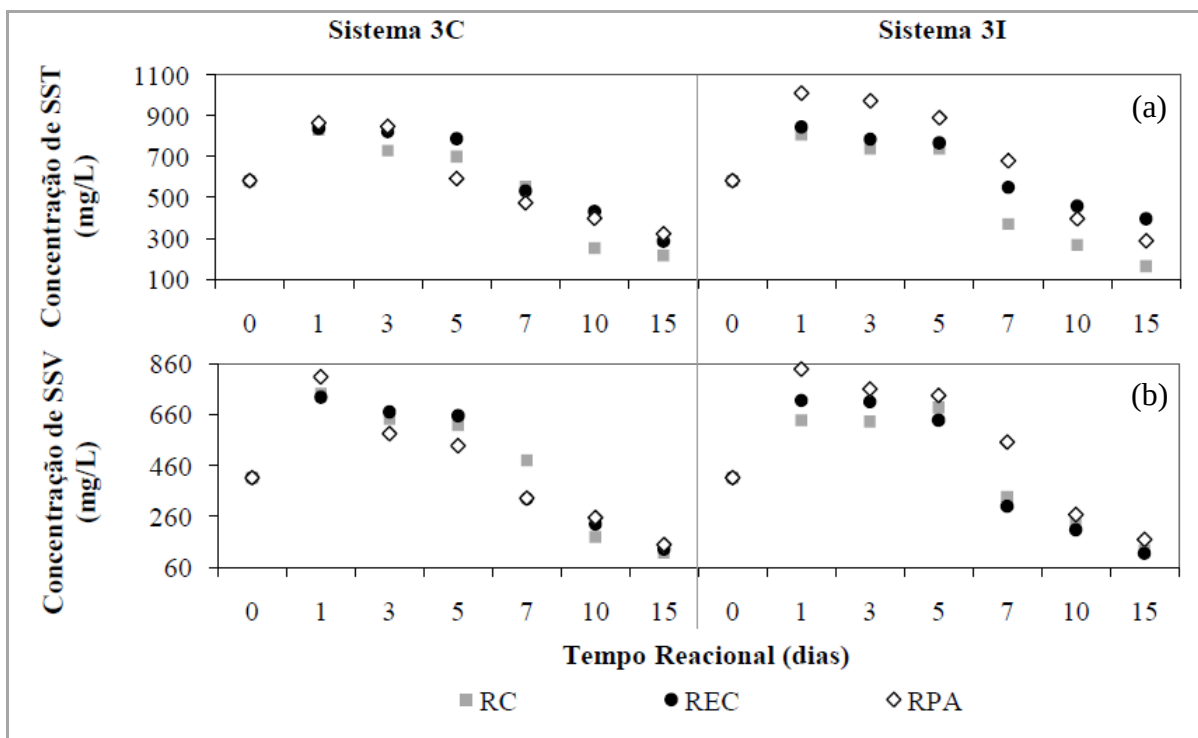


Figura 5.23 – Variação temporal das concentrações de SST e SSV nos sistemas de reatores submetidos à aeração contínua e dos reatores submetidos à aeração intermitente com ciclo 30'on/45'off do 3º experimento (alimentados com EF e em temperatura ambiente).

Outro fator que pode ter contribuído para a remoção de ortofosfato solúvel (OPS), verificada no 1º dia de operação dos sistemas (Figura 5.22), é o fato de que nesse tempo houve aumento das concentrações de sólidos suspensos totais e voláteis nos sistemas de reatores (Figura 5.23), o que significa aumento da biomassa ativa de microrganismos capazes de acumular fósforo de acordo com suas necessidades metabólicas; esses microrganismos tanto podem ser bactérias como os fungos, uma vez que além da adição das cepas alóctones há também a influência da microbiota autóctone do efluente utilizado para alimentar os reatores, principalmente fungos e bactérias.

Comparando-se os gráficos das Figuras 5.23, observa-se que o comportamento dos parâmetros SST (Figura 5.23a) e SSV (Figura 5.23b) é semelhante para todos os

experimentos, no qual os valores afluentes foram maiores que os efluentes, porém menores que os valores intermediários dos cinco primeiros dias; indicando fase de crescimento da biomassa, a fase em que o crescimento de microrganismos é próximo do valor de morte destes e a fase de decaimento, onde se observa a diminuição da quantidade de biomassa nos reatores.

Quanto ao atendimento ao padrão de lançamento de efluentes, todos os reatores apresentaram efluente final com valores de SST inferiores ao limite padrão estabelecido pela Portaria SEMACE 154/2002, que é de 150mg/L para efluentes de Lagoas de Estabilização, a escolha deste limite para verificar o atendimento dos efluentes dos reatores quanto a este parâmetro se deu por ser o que melhor se aplica ao estudo.

5.5. Análise da Eficiência dos Reatores Biológicos na Remoção da Matéria Orgânica Carbonácea e dos Nutrientes

Na Figura 5.24 estão apresentados os percentuais de remoção da DQO (ER-DQO), de oxidação do nitrogênio amoniacal (EO N-NH₃), de conversão do nitrogênio total (EC-NT) e de remoção do ortofosfato solúvel (ER-OPS) nos reatores do primeiro experimento.

Os reatores alimentados com esgoto bruto (sistema 1B), apresentaram as maiores remoções de DQO, principalmente o reator que foi inoculado com *E. coli* (94,4%). Os reatores com adição de cepas alóctones apresentaram, em valores absolutos, percentuais de remoção de DQO maiores que os reatores controle e também apresentaram concentração de DQO no efluente do sistema inferiores aos dos reatores controle, então, com base no exposto, pode-se dizer que o aumento da biomassa, pela adição de cepas alóctones, contribuiu para uma maior eficiência de remoção da DQO.

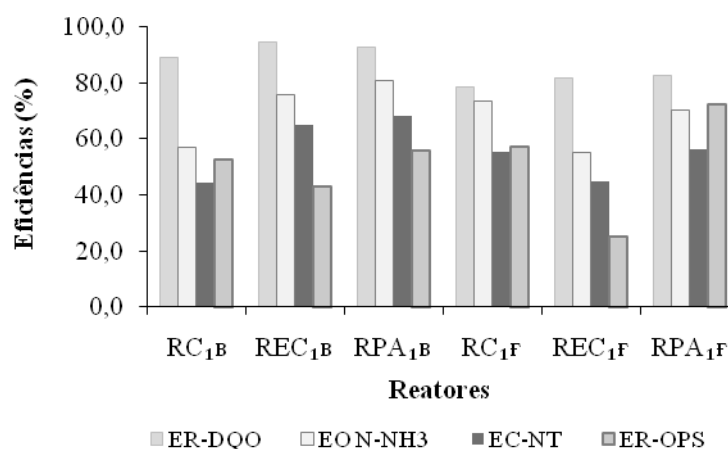


Figura 5.24 – Eficiências de remoção da DQO, amônia, nitrogênio total e ortofosfato solúvel nos reatores operados no primeiro experimento.

Quanto à eficiência de oxidação da amônia, o maior percentual de oxidação (80,6%) foi verificado no reator inoculado com *P. aeruginosa* do sistema alimentado com esgoto bruto, as menores eficiências de oxidação da amônia foram observadas no reator inoculado com *E. coli* (55,2%) do sistema alimentado com o efluente da lagoa facultativa e no reator controle alimentado com esgoto bruto (56,8%), nos demais reatores foram observadas boas eficiências de oxidação da amônia (percentuais acima de 70%).

A análise do gráfico da Figura 5.24 indica que as eficiências de remoção do nitrogênio total foram menores que as eficiências de oxidação da amônia, o que indica que a desnitrificação não foi favorecida neste experimento, no qual os reatores foram submetidos à aeração contínua, o que já era esperado, tendo em vista que a presença de oxigênio no meio favorece a nitrificação e desfavorece a desnitrificação, pois com a presença de OD no meio as bactérias heterotróficas utilizam o oxigênio e não o nitrito ou o nitrato comoceptor de elétrons. Vale salientar que as maiores eficiências de remoção de nitrogênio total entre os reatores do sistema 1B, foi verificado no reator inoculado com *P. aeruginosa*, o mesmo foi observado entre os reatores do sistema 1F, isto se deve a conhecida capacidade desta cepa em substituir o oxigênio pelo nitrato, pois de acordo com Tortora *et al.* (2000), embora as *Pseudomonas* sejam classificadas como aeróbicas algumas espécies são capazes de substituir o oxigênio por nitrato comoceptor final de elétrons e este fornecer tanta energia quanto à respiração aeróbica.

No primeiro experimento foi verificada pequena remoção de ortofosfato solúvel em todos os reatores. A melhor eficiência foi observada no reator alimentado com o efluente da lagoa facultativa e inoculado com *P. aeruginosa*. Sarioglu (2005), que investigou a presença das culturas puras de OAF (*Acinetobacter lwoffii* e *Pseudomonas aeruginosa*) sobre a remoção de fósforo em sistemas de RBS's contendo inicialmente uma cultura mista, verificou que a adição da *Pseudomonas aeruginosa* à cultura mista resultou em remoção de 25% de fosfato. No presente estudo a eficiência de remoção de OPS no reator alimentado com esgoto bruto e inoculado com a *Pseudomonas aeruginosa* foi de 55,7%, enquanto que para o reator alimentado com o efluente da lagoa facultativa este foi o que apresentou a melhor eficiência com remoção de 72,3% do OPS.

Na Figura 5.25 estão apresentados os percentuais de remoção da DQO, DBO₅, de oxidação do nitrogênio amoniacal, de conversão do nitrogênio total e de remoção do ortofosfato solúvel nos sistemas de reatores do segundo experimento.

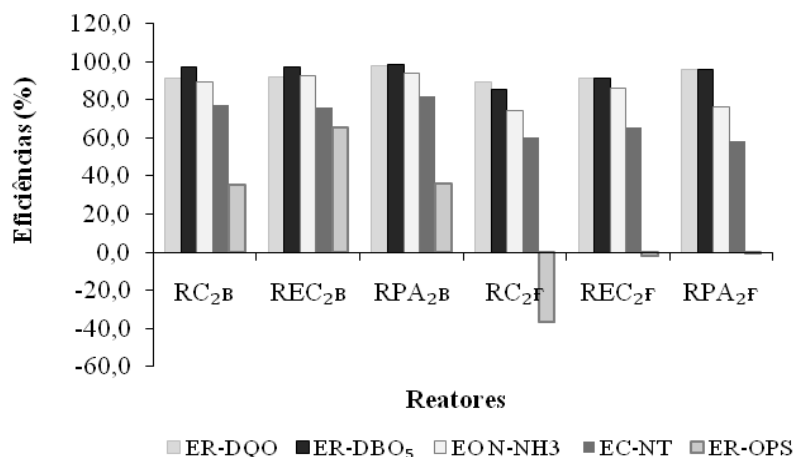


Figura 5.25 – Eficiências de remoção da DQO, DBO₅, amônia, nitrogênio total e ortofosfato solúvel nos reatores operados no segundo experimento.

Neste experimento os reatores foram submetidos à aeração intermitente com ciclos de aeração 30'on e 30'off. A Figura 5.25 indica que os reatores apresentaram elevadas remoções de matéria orgânica, tanto da DQO como da DBO₅ e, assim como foi observado no primeiro experimento, os reatores com adição de cepas alóctones apresentaram, em valores absolutos, percentuais de remoção de matéria orgânica maiores que os reatores controle.

Quanto à eficiência de oxidação da amônia, foram verificadas maiores eficiências que as observadas no primeiro experimento. O maior percentual de oxidação (93,7%) foi verificado no reator inoculado com *P. aeruginosa* do sistema alimentado com esgoto bruto, a menor eficiência de oxidação da amônia ocorreu no reator controle (74,6%) do sistema alimentado com o efluente da lagoa facultativa.

As eficiências de remoção do nitrogênio total também foram menores que as eficiências de oxidação da amônia, o que indica que mesmo com a aeração intermitente a que foram submetidos os reatores operados neste experimento, o período de 30 minutos sem aeração não foi suficiente para estabelecer a desnitrificação nos sistemas de reatores, pois mesmo no final do período sem aeração foram verificadas concentrações de OD maiores que 2,0 mgO₂/L.

Quanto ao ortofosfato solúvel foi verificada remoção apenas nos reatores alimentados com esgoto bruto, porém para este experimento a maior eficiência foi verificada no reator alimentado com esgoto bruto inoculado com *E. coli*, a qual pode ser atribuída à ação de outros organismos com capacidade de acumular fosfato. Embora a *P. aeruginosa* seja capaz de acumular fosfato e promover a desnitrificação, pode ser que somente uma pequena parte da comunidade microbiana estivesse ativa nos processos de acumulação de fosfato, pois em

estudo realizado por Atkinson *et al.* (2000), sobre a captação de fósforo em condições anóxicas por espécies de *Pseudomonas*, os resultados encontrados pelos autores mostraram que, apesar das *Pseudomonas* terem dominado o ambiente anóxico (> 60%), somente 3% desta comunidade microbiana estavam ativas nos processos de acumulação de fosfato e desnitrificação simultaneamente.

Os reatores alimentados com o efluente da lagoa facultativa do segundo experimento não apresentaram remoção de ortofosfato, uma vez que ocorreu liberação de fosfato ao longo do tempo de reação do sistema, portanto pode-se afirmar que os reatores submetidos às condições do sistema 2F não foram capazes de remover quantidades suficientes para apresentar efluentes com concentrações menores que o afluente.

Na Figura 5.26 estão apresentados os percentuais de remoção da DQO, DBO₅, de oxidação do nitrogênio amoniacal, de conversão do nitrogênio total e de remoção do ortofosfato solúvel nos sistemas de reatores do terceiro experimento. Neste experimento os reatores foram submetidos à aeração intermitente com ciclos de aeração 30'on/45'off.

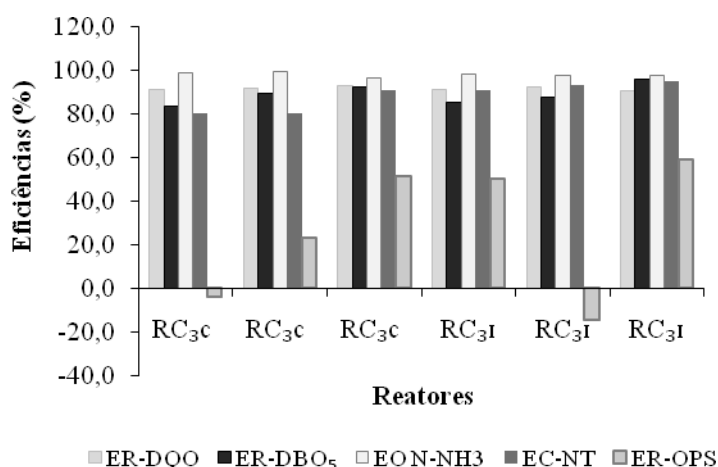


Figura 5.26 – Eficiências de remoção da DQO, DBO₅, amônia, nitrogênio total e ortofosfato solúvel nos reatores operados no terceiro experimento.

A análise da Figura 5.26 indica que os reatores também apresentaram elevadas remoções de matéria orgânica, tanto da DQO como da DBO₅. Quanto à eficiência de oxidação da amônia, foram verificadas eficiências bastante elevadas, com percentuais de oxidação de nitrogênio amoniacal acima de 96% para todos os reatores, logo, pode-se inferir que, tanto para o sistema de reatores submetidos à aeração contínua quanto para os reatores operados sob regime de aeração intermitente com ciclo 30'on e 45'off, houve uma melhor condição ambiental para o favorecimento do processo de nitrificação.

A análise do gráfico da Figura 5.26 indica que as eficiências de remoção do nitrogênio total foram maiores nos reatores inoculados com as cepas autóctones e submetidos ao regime de aeração intermitente, sendo que a maior remoção foi observada no reator inoculado com *P. aeruginosa*. Observou-se ainda que, houve baixa remoção de OPS no terceiro experimento, onde a maior remoção (59%) foi verificada no RPA_{3I}, e não foi verificada remoção, devido a grande liberação de OPS ao longo do tempo, nos reatores biológicos RC_{3C} e REC_{3I}.

5.6. Estudo Cinético da Biodegradação de Matéria Orgânica Carbonácea

Os resultados obtidos pelo monitoramento da DQO nos reatores evidenciaram um decaimento exponencial das concentrações deste parâmetro ao longo do tempo de reação dos sistemas, as curvas de cinética de degradação foram traçadas pela construção de gráficos do logaritmo natural da concentração de DQO: $\ln(C/C_0) \times \text{tempo}$.

A partir dos gráficos obtidos (Figuras 5.27, 5.28 e 5.29), foi observado que a degradação da matéria orgânica pelos reatores mostrou-se logarítmica em função do tempo, indicando ter seguido uma cinética de primeira ordem, sendo o valor da constante cinética de primeira ordem (k_1) dado pela equação de regressão linear: $\ln C = -k_1 \cdot t + \ln C_0$.

Para determinar o modelo cinético e as constantes cinéticas foram utilizados os perfis temporais de decaimento da DQO, encontrados no monitoramento desta variável ao longo do período de reação dos sistemas de reatores com duração de 5 dias e considerando os valores encontrados a cada intervalo de tempo de 24h; estes valores foram trabalhados para verificar quais modelos cinéticos se ajustavam melhor aos dados experimentais. Vale salientar que, os dados obtidos experimentalmente foram trabalhados com utilização do software Microsoft Excel versão 2007.

De forma geral, foram obtidas boas correlações dos pontos às retas, com valores de coeficiente de correlação R^2 maiores que 0,9 e foi verificado que o modelo cinético que melhor representou a cinética de degradação da matéria orgânica (DQO) foi o de 1ª ordem.

A Figura 5.27 mostra as curvas ajustadas pela regressão linear para a determinação dos parâmetros cinéticos nos reatores do primeiro experimento, que foram submetidos à aeração contínua. Nota-se a partir desta figura, que obteve-se boas correlações dos pontos experimentais às retas, considerando se tratar de sistemas biológicos de tratamento, que em geral não apresentam boas correlações, sendo que as melhores porcentagens de dados experimentais associados ao tempo de reação e, portanto, mais próximos à cinética de 1ª ordem foram verificadas nos reatores inoculados com *P. aeruginosa*, em ambos os sistemas.

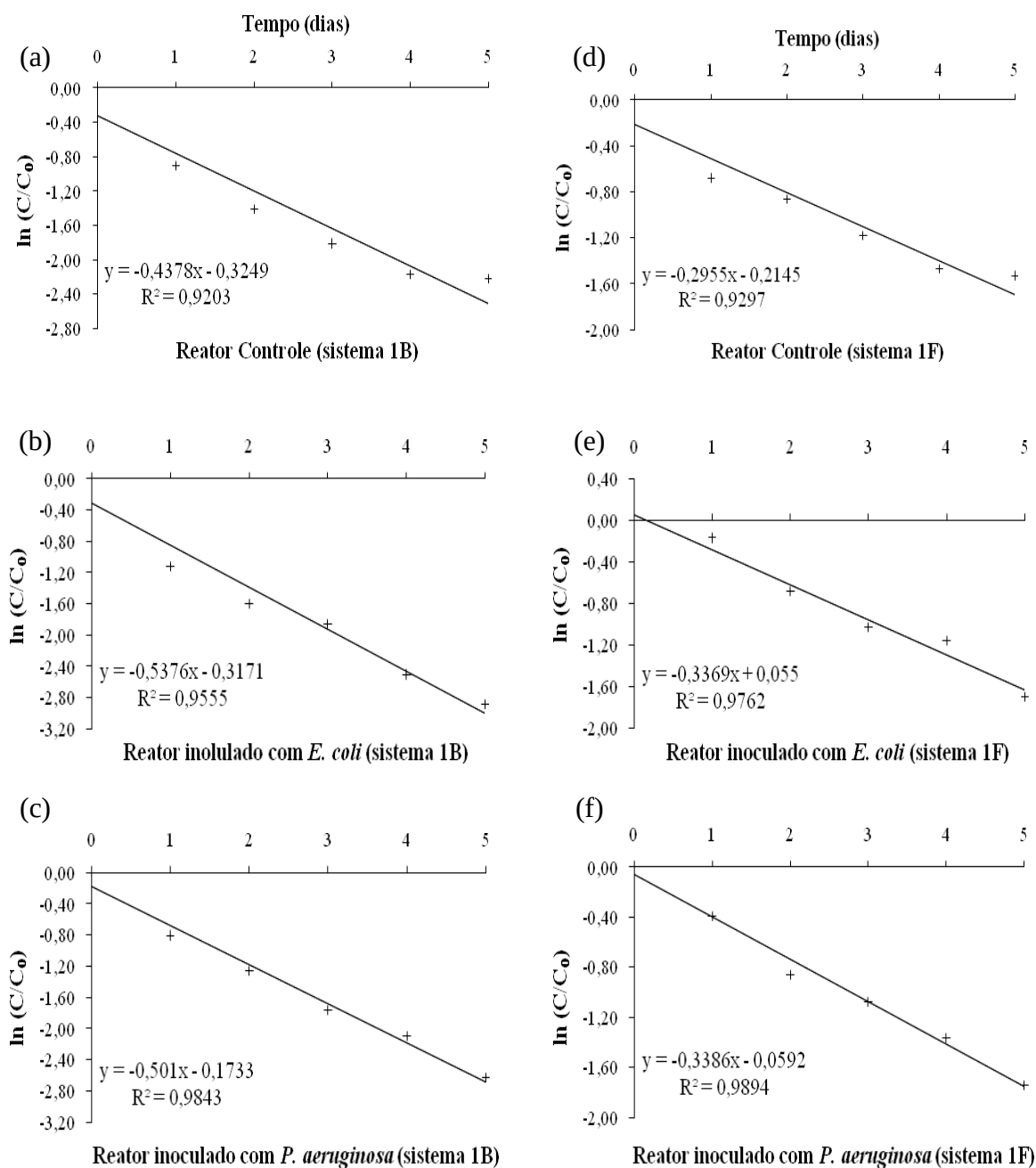


Figura 5.27 – Modelagem cinética do consumo da matéria orgânica, medida em DQO, em função do tempo utilizando modelo cinético de primeira ordem para os reatores do primeiro experimento em cada sistema operacional.

Quanto a taxa de consumo da DQO, que é determinada pelo coeficiente angular das retas e dada pela constante de degradação da cinética de primeira ordem (k_1), pode-se observar que para o sistema de reatores alimentados com esgoto bruto (sistema 1B), o reator que apresentou maior velocidade de reação (k_1) foi o inoculado com *E. coli* que apresentou valor de $k_1 = 0,5376 \text{ d}^{-1}$, vale salientar que o reator inoculado com *P. aeruginosa* apresentou valor de $k_1 = 0,501 \text{ d}^{-1}$, que é próximo ao apresentado pela *E. coli*, porém maior que a velocidade

verificado no reator controle ($k_1 = 0,4378 \text{ d}^{-1}$). Para o sistema 1F, alimentado com o efluente da lagoa facultativa, foi verificado que nos reatores inoculados com cepas autóctones apresentaram velocidade de reação com valores próximos entre si e maiores que o apresentado pelo reator controle ($k_1 = 0,2955 \text{ d}^{-1}$), no qual os valores de k_1 nos reatores REC_{1F} e RPA_{1F} foram iguais a $0,3369 \text{ d}^{-1}$ e $0,3386 \text{ d}^{-1}$, respectivamente. Logo, pode-se constatar que a adição das cepas contribuiu para a maior velocidade de degradação da matéria orgânica.

Porém, ao comparar as constantes de degradação entre os dois sistemas de reatores verifica-se que, nos reatores do sistema 1B foram observados os maiores valores da constante de velocidade, logo os reatores alimentados com esgoto bruto apresentaram a maior velocidade de reação, sendo mais rapidamente degradado.

A Figura 5.28 mostra as curvas ajustadas pela regressão linear para a determinação dos parâmetros cinéticos nos reatores do segundo experimento, que foram submetidos à aeração intermitente (30'on/30'off). Para determinação das constantes cinéticas e dos coeficientes de correlação foram utilizados os perfis temporais de decaimento da DQO, encontrados no monitoramento desta variável ao longo do período de reação dos sistemas de reatores com duração de 5 dias e considerando os valores encontrados a cada intervalo de tempo de um dia.

Nota-se a partir desta figura, que foram obtidas boas correlações dos pontos às retas, considerando o fato de se tratar de sistemas biológicos de tratamento, sendo que as melhores correlações foram verificadas no reator inoculado com *E. coli* para o sistema de reatores 2B e no inoculado com *P. aeruginosa* no sistema 2F, sendo observado que os reatores inoculados com cepas autóctones apresentaram melhores correlações que os reatores controle em ambos os sistemas desse experimento. Logo, pode-se inferir que os reatores com inoculação de cepas autóctones apresentaram maiores percentuais de dados experimentais associados ao tempo de reação e mais próximos à cinética de primeira ordem.

A Figura 5.28 também mostra que, os valores da constante de degradação (k_1) foram maiores nos reatores alimentados com esgoto bruto (sistema 2B) e o maior valor de k_1 foi encontrado no reator inoculado com *P. aeruginosa*, que apresentou valor de $k_1 = 0,4879 \text{ d}^{-1}$, já para o sistema 2F, alimentado com o efluente da lagoa facultativa, embora tenha sido verificado maior coeficiente de correlação no reator inoculado com *P. aeruginosa*, a maior velocidade de degradação foi verificada no reator controle ($k_1 = 0,3264 \text{ d}^{-1}$).

Porém, ao comparar as constantes de degradação entre os dois sistemas de reatores verifica-se que, nos reatores do sistema 2B foram observados os maiores valores da constante de velocidade, logo os reatores alimentados com esgoto bruto apresentaram a maior velocidade de reação, sendo mais rapidamente degradado que estes, o que indica que nos

reatores que foram alimentados com o EF a taxa de degradação foi mais lenta e isto se deve em parte a menor biodegradabilidade deste efluente em relação ao EB.

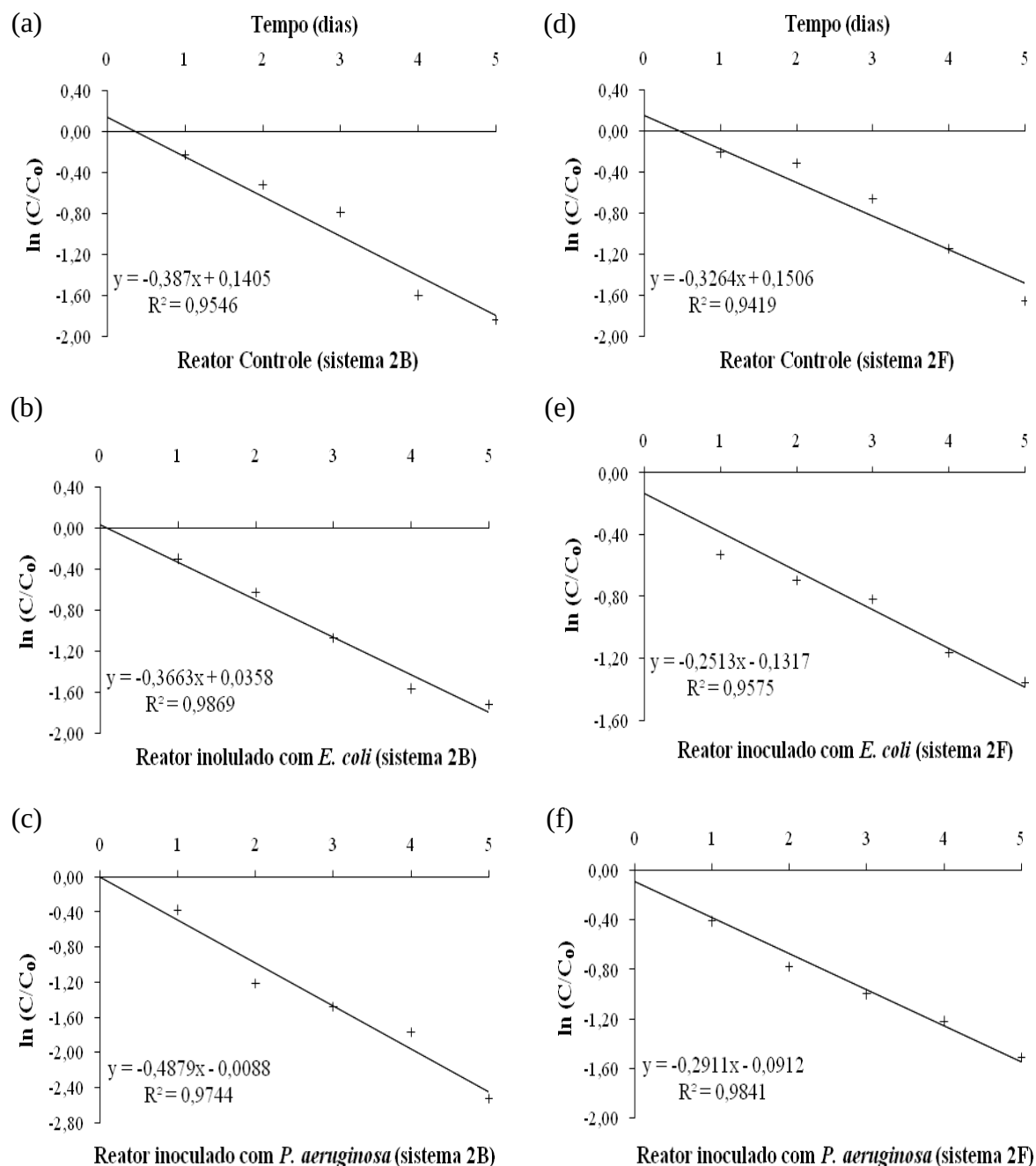


Figura 5.28 – Modelagem cinética do consumo da matéria orgânica, medida em DQO, em função do tempo utilizando modelo cinético de primeira ordem para os reatores do segundo experimento em cada sistema operacional.

A Figura 5.29 mostra as curvas ajustadas pela regressão linear para a determinação dos parâmetros cinéticos nos reatores do terceiro experimento. Neste experimento, foram utilizados os perfis temporais de decaimento da DQO ao longo de 10 dias de reação.

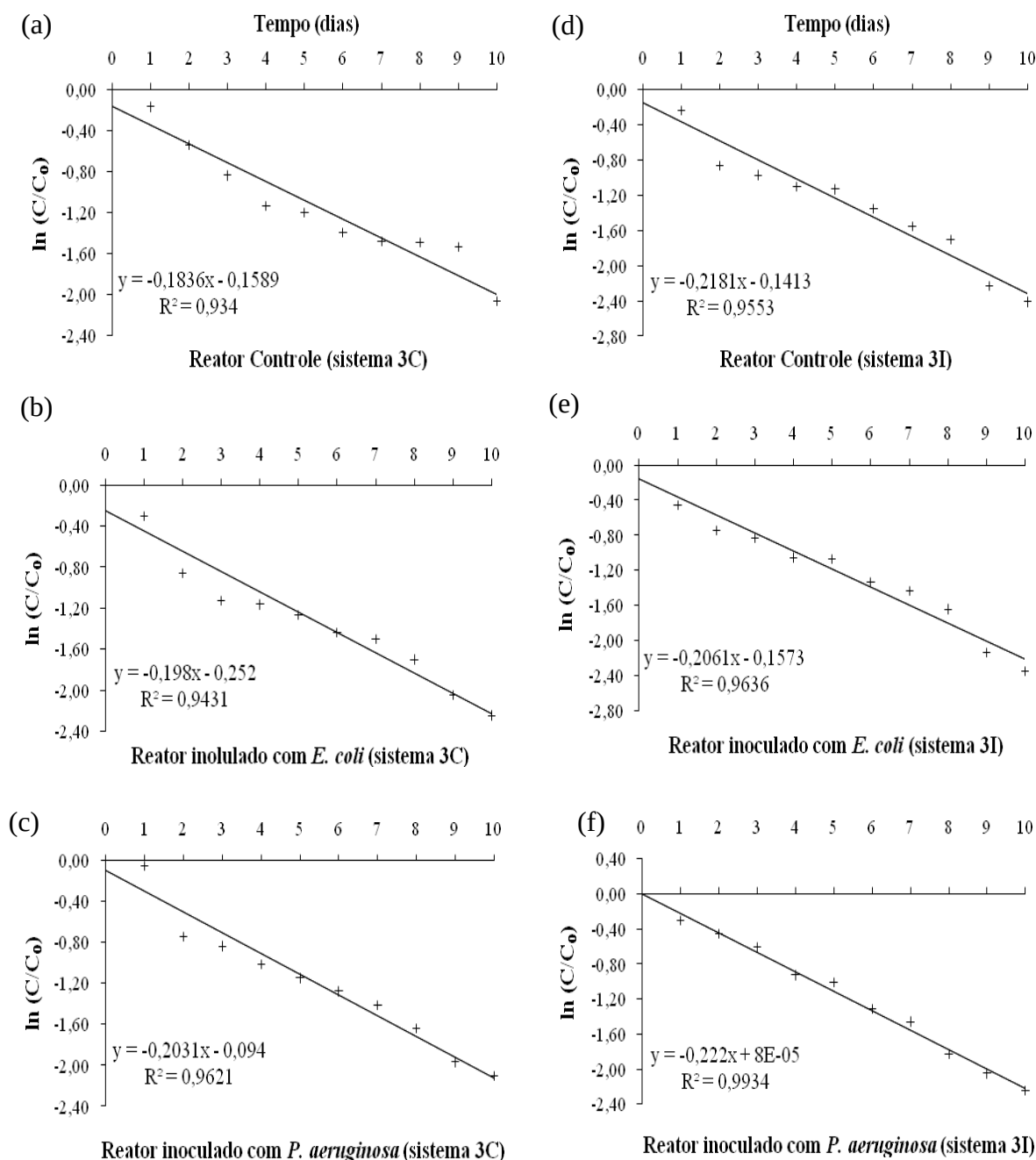


Figura 5.29 – Modelagem cinética do consumo da matéria orgânica, medida em DQO, em função do tempo utilizando modelo cinético de primeira ordem para os reatores do terceiro experimento em cada sistema operacional.

A análise dos gráficos desta figura indica obteve-se boas correlações dos pontos às retas, principalmente no reator inoculado com *P. aeruginosa* do sistema 3I, que apresentou um $R^2 = 0,9934$, o melhor coeficiente encontrado considerando todos os experimentos; isto significa que 99% dos dados da variação do logaritmo natural da concentração de DQO podem ser associados ao tempo de reação e o decaimento se aproxima à cinética de 1ª ordem.

A Figura 5.29 mostra que, para o terceiro experimento, em que foi mantido a mesma concentração de DQO inicial em ambos os sistemas e variou-se apenas o regime de aeração adotado, de modo a verificar a influência da aeração sobre a cinética de degradação da matéria orgânica, foi observado que os reatores submetidos à aeração intermitente com ciclo 30'on e 45'off (sistema 3I), apresentaram os maiores valores de k_1 , sendo observados os seguintes valores: $k_1 = 0,2181 \text{ d}^{-1}$, $k_1 = 0,2061 \text{ d}^{-1}$ e $k_1 = 0,222 \text{ d}^{-1}$ (Tabela 5.2), para os reatores RC_{3I}, REC_{3I} e RPA_{3I}, respectivamente. Já para o primeiro e segundo experimentos, foi observado que os sistemas de reatores alimentados com esgoto bruto apresentaram maior velocidade de reação que os sistemas alimentados com o efluente da lagoa facultativa.

Embora, o regime de aeração contínua favoreça uma rápida degradação da matéria orgânica carbonácea, na análise da cinética de degradação da matéria orgânica no terceiro experimento foi observado que, diferente do esperado, os reatores submetidos ao regime de aeração intermitente foram os que apresentaram maiores velocidades de reação, que pode ser explicado pelo fato de que a presença do período sem aeração pode ter favorecido o processo de desnitrificação no sistema, que também contribui para remoção de matéria orgânica.

Tabela 5.2 – Valores das constantes cinéticas de 1ª ordem (k_1) e dos coeficientes de correlação (R^2) para os reatores de cada sistema obtidos em cada etapa experimental.

Reatores		Experimentos I		Experimentos II		Experimentos III	
		Sistema 1B	Sistema 1F	Sistema 2B	Sistema 2F	Sistema 3C	Sistema 3I
RC	$k_1 \text{ (d}^{-1}\text{)}$	0,4378	0,2955	0,387	0,3264	0,1836	0,2181
	R^2	0,9203	0,9297	0,9546	0,9419	0,934	0,9553
REC	$k_1 \text{ (d}^{-1}\text{)}$	0,5376	0,3369	0,3663	0,2513	0,198	0,2061
	R^2	0,9555	0,9762	0,9869	0,9575	0,9431	0,9636
RPA	$k_1 \text{ (d}^{-1}\text{)}$	0,501	0,3386	0,4879	0,2911	0,2031	0,222
	R^2	0,9843	0,9894	0,9744	0,9841	0,9621	0,9934

Legenda: RC – Reator Controle; REC – Reator inoculado com *Escherichia coli*; RPA – Reator inoculado com *Pseudomonas aeruginosa*. Sistemas: 1B – reator do 1º experimento (aeração contínua) do grupo de reatores alimentados com esgoto bruto (EB); 1F - reator do 1º experimento do grupo de reatores alimentados com efluente da lagoa facultativa (EF); 2B - reator do 2º experimento (aeração intermitente - 30'on/30'off) do grupo de reatores alimentados com EB; 2F - reator do 2º experimento do grupo de reatores alimentados com EF; 3C - reator do 3º experimento (alimentados com EF) do grupo de reatores submetidos à aeração contínua; 3I - reator do 3º experimento do grupo de reatores submetidos à aeração intermitente com ciclo 30'on/45'off.

5.7. Análise da Possibilidade de Reúso com os Efluentes Gerados pelos Reatores Biológicos em Batelada

A Tabela 5.3 mostra a qualidade dos efluentes gerados pelos reatores, quanto a alguns parâmetros importantes para avaliação da adequabilidade dos efluentes para o reúso agrícola.

Tabela 5.3 – Caracterização quanto aos parâmetros de NT, OPS, DBO₅, CE e Turbidez dos efluentes gerados pelos reatores em cada experimento e respectivos limites destes parâmetros para aplicabilidade no reúso.

Reatores		NT ⁽¹⁾	OPS	CTT	Turbidez	DBO ₅	CE
1º Experimento	RC _{1B}	32,01	3,63	NR	15,8	NR	1,267
	REC _{1B}	20,11	4,40	NR	12,1	NR	1,275
	RPA _{1B}	18,35	3,40	NR	11,4	NR	0,923
	RC _{1F}	17,70	0,52	NR	41,3	NR	1,127
	REC _{1F}	21,98	0,92	NR	35,1	NR	0,832
	RPA _{1F}	17,37	0,34	NR	40,1	NR	0,853
2º Experimento	RC _{2B}	16,25	3,63	1700	9,2	13,4	1,092
	REC _{2B}	17,34	1,94	2200	8,2	14,0	1,402
	RPA _{2B}	12,96	3,60	900	9,8	5,9	1,348
	RC _{2F}	20,80	3,92	400	17,5	40,3	1,324
	REC _{2F}	18,13	2,92	2100	21,8	25,4	1,349
	RPA _{2F}	21,62	2,89	1200	18,2	11,2	1,312
3º Experimento	RC _{3C}	7,66	3,47	900	25,4	56,8	1,098
	REC _{3C}	7,69	2,57	1200	28,7	37,1	1,129
	RPA _{3C}	3,52	1,62	400	30,8	27,0	1,008
	RC _{3I}	3,55	1,65	900	25,9	50,0	0,997
	REC _{3I}	2,69	3,82	1700	36,2	42,2	0,908
	RPA _{3I}	1,92	1,36	1200	38,7	15,1	1,104
Limites Reúso		5-30 ⁽²⁾ mgN/L	SR mgP/L	<5000 ⁽³⁾ ≤2500 ⁽⁴⁾ NMP/100mL	≤100 ⁽⁴⁾ UNT	≤10 ⁽⁴⁾ mg/L	0,7-3,0 ⁽²⁾ dS/m

Legenda: NR – Não Realizada; SR – Sem Restrições. Siglas: RC – Reator controle; REC – Reator inoculado com *E. coli*; RPA – Reator inoculado com *P. aeruginosa*. Siglas em Subscrito: _{1B} – 1º experimento alimentado com esgoto bruto (EB); _{1F} – 1º experimento alimentados com efluente da lagoa facultativa (EF); _{2B} – 2º experimento com EB; _{2F} – 2º experimento com EF; _{3C} – 3º experimento sob aeração contínua; _{3I} – 3º experimento sob aeração intermitente (com ciclos 30'on/45'off).

⁽¹⁾ O Nitrogênio Total corresponde à soma das seguintes frações nitrogenadas: NH₃, NO₂⁻ e NO₃⁻.

⁽²⁾ Metcalf e Eddy (2003), quanto ao grau de restrição de uso moderado no reúso agrícola.

⁽³⁾ NBR 13.969/97, limite para reuso em pomares, cereais, forragens e outros cultivos.

⁽⁴⁾ Resolução CONAMA n° 357/2005, quanto aos limites de águas classe 3 para uso em irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

De uma maneira geral, os efluentes da maioria dos reatores, nos três experimentos, apresentaram concentrações de nitrogênio total dentro do limite considerado por Metcalf e Eddy (2003) como grau de restrição de uso moderado; pois, concentrações de nitrogênio total entre 5 e 30 mg/L podem ser utilizadas no reúso agrícola desde que de forma moderada, pois apesar deste agir como fertilizante agrícola, quantidades excessivas de nitrogênio podem causar problemas a algumas culturas agrícolas. De acordo com Ayers e Westcot (1999), concentrações de nitrogênio acima de 30 mgN/L pode ser absorvido pelas plantas, sendo muito perigoso para algumas culturas, enquanto que teores de nitrogênio total abaixo de 5 mgN/L são tidas como não causadores de problemas, afetando muito pouco as culturas agrícolas mais sensíveis.

Logo, quanto ao teor de nitrogênio gerado pelos efluentes dos sistemas biológicos de tratamento proposto, o grupo de reatores que apresentou os menores valores de nitrogênio total foram os do 3º experimento, alimentados com o efluente da lagoa facultativa e submetidos à aeração intermitente: 30'on/45'off, todos apresentaram valores inferiores a 5mgN/L, já os reatores do sistema 3C (aeração contínua), apenas o reator que foi inoculado com *Pseudomonas aeruginosa* apresentou concentração inferior a 5mgN/L.

Considerando que o OPS é a fração mais imediatamente biodisponível e a que apresenta melhor correlação com os processos comumente associados à eutrofização, esta foi escolhida como parâmetro para comparações com o limite estipulado na Resolução CONAMA nº 357/2005. Apesar desta não estabelecer limites para lançamento de efluentes, ela estabelece limite de 0,15 mgP/L de fosfato para ambientes lênticos utilizados em irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras (águas classe 3). Pela tabela, observa-se que os teores de fosfato encontrado nos efluentes dos sistemas de reatores dos três experimentos realizados apresentaram valores considerados elevados para águas de classe 3, porém, para o efluente ser usado na fertirrigação é desejável a manutenção das concentrações de nutrientes presentes nos esgotos e ao contrário do nitrogênio, teores excessivos de fósforo não são reportados na literatura como causadores de problemas às culturas podendo ser reaproveitado em sua totalidade pelas culturas agrícolas.

Quanto a remoção de CTT, os reatores monitorados, para este parâmetro no segundo e terceiro experimentos, apresentaram efluentes com valores entre 10^2 e 10^3 NMP/100mL, percentuais de remoção superiores a 99% e valores abaixo dos limites estabelecidos para o reuso irrestrito. Quanto à remoção de BHM, os reatores monitorados, para este parâmetro no segundo experimento, apresentaram efluentes com valores entre 10^3 e 10^4 UFC/mL com percentuais de remoção superiores a 94%, e os valores obtidos no terceiro experimento, todos

os reatores alcançaram remoções acima de 99% e valores na ordem de 10^2 , o que indica que os sistemas também foram capazes de remover patógenos a níveis considerados baixos e que não acarretaria grandes riscos à saúde. Porém vale salientar, que outras análises microbiológicas devem ser realizadas antes de optar pela reutilização do efluente na agricultura, como por exemplo, ovos de helmintos, para descartar qualquer risco à saúde do agricultor e do consumidor.

Levando em consideração que a DBO_5 foi monitorada no segundo e terceiro experimento, para este parâmetro foi observado que apenas o reator inoculado com *P. aeruginosa* do sistema 2B, no qual os reatores foram alimentados com esgoto bruto e submetidos à aeração intermitente com ciclo 30'on/30'off, apresentou concentração inferior a $10 \text{ mgO}_2/\text{L}$, conforme preconiza a Resolução CONAMA nº 357/2005 (águas classe 3), porém vale salientar que para a fertirrigação é extremamente benéfico que os efluentes contenham concentrações significativas de matéria orgânica, sendo aceitável maiores concentrações de DBO_5 , mas estas devem ser controladas para evitar proliferação de microrganismos e maus odores. No que concerne a turbidez, todos os reatores biológicos dos três experimentos apresentaram valores muito inferiores ao que é estabelecido na referida Resolução, como limite para aplicação na irrigação de culturas agrícolas.

A condutividade elétrica é um parâmetro de grande relevância quando pretende-se utilizar o efluente tratado para reúso na agricultura, pois este parâmetro quantifica a concentração de sais dissolvidos no líquido e altas concentrações de sais nos efluentes utilizados na irrigação prejudica a absorção de água pelas plantas. A Tabela indica que os efluentes gerados pelos reatores nos três experimentos mantiveram valores dentro da faixa 0,7 e 3,0 dS/m, considerada por Metcalf e Eddy (2003) como grau de restrição moderado, sendo portanto neste caso indicado o uso dos efluentes gerados pelos reatores preferencialmente na irrigação de culturas tolerantes à salinização como, por exemplo, as cerealíferas.

6. CONCLUSÕES

Os resultados alcançados em cada experimento desta pesquisa permitiram chegar às seguintes conclusões:

- Para todos os experimentos as temperaturas encontradas foram sempre superiores a 25°C e também se mantiveram dentro da faixa ideal para os processos de nitrificação e desnitrificação;

- No monitoramento dos reatores nos três experimentos, ficou evidenciado o predomínio dos valores de pH acima de 6,0 o que favoreceu o processo de nitrificação, e assim obteve-se boas remoções de N-amoniacal. Valendo salientar que a alcalinidade teve importante papel, tendo em vista que, a maior alcalinidade afluyente verificada no terceiro experimento, garantiu a manutenção dos valores de pH acima de 6,0 mesmo no sistema de reatores operados sob aeração contínua, em que foi observado as maiores eficiências de oxidação da amônia e produção de efluentes com concentrações finais de amônia menores que 1,5 mgN/L;

- Quanto à remoção de matéria orgânica todos os reatores, nos três experimentos, apresentaram elevados percentuais de remoção e com efluentes de acordo com os padrões estabelecidos pela legislação vigente;

- Em relação à remoção dos nutrientes em excesso, que atendam à legislação em vigor para lançamento de efluentes, bem como apresentem efluentes com características adequadas para o reúso, concluiu-se que os reatores do terceiro experimento foram os que apresentaram melhores resultados, tendo em vista que reduziram bastante as concentrações de N-amoniacal e não apresentaram acúmulo de nitrito, como foi observado no 1º e 2º experimentos. As concentrações de amônia, nitrito e nitrato nos efluentes desses reatores atenderam ao padrão de lançamento e a soma dessas formas indicou que eles também apresentaram concentrações de nitrogênio total com limites em acordo para seu uso na fertirrigação tendo em vista que as concentrações de nitrogênio ficaram abaixo de 5,0 mgN/L, com exceção dos reatores RC_{3C} e REC_{3C}, que apresentaram concentração igual a 7,7 mgN/L, já para o ortofosfato as concentrações efluentes encontradas foram inferiores ao afluyente, com exceção de RC_{3C} e REC_{3L}, e embora não atendam ao padrão de lançamento estes podem ser aplicados como fertilizante na agricultura, desde que observadas outras características de qualidade para o reúso e observada a resistência da cultura aos níveis de nitrogênio total do efluente;

- Aparentemente, não houve grandes diferenças entre os reatores com adição de cepas e os reatores controle quanto à eficiência do sistema, embora em termos absolutos se tenha

verificado melhores percentuais de remoção nos reatores com adição de cepa, porém não se pode afirmar que sejam diferenças significativas;

- O processo de nitrificação foi identificado em todos os sistemas de reatores, já o processo de desnitrificação foi observado principalmente nos sistemas operados sob regime de aeração intermitente, o que já era esperado;

- O modelo cinético de reação de 1ª ordem foi o que melhor traduziu o comportamento cinético de remoção da matéria orgânica, expressa em DQO, nos reatores em estudo. Embora o conjunto dos melhores resultados gerais tenha sido verificado nos reatores do terceiro experimento, na análise cinética as maiores constantes de degradação da matéria orgânica foram observados nos reatores alimentados com esgoto bruto do primeiro experimento, que é explicado pela maior biodegradabilidade do esgoto associado à aeração contínua desses reatores;

- No primeiro (aeração contínua) e no segundo (aeração intermitente) experimentos, as maiores velocidades de degradação da matéria orgânica foram verificadas nos sistemas de reatores alimentados com esgoto bruto. Já no terceiro experimento, em que todos os reatores foram alimentados com o efluente da lagoa facultativa, as maiores velocidades de degradação da matéria orgânica foram observadas no sistema de reatores submetidos à aeração intermitente, o que indica que a aeração intermitente com ciclo de 30'on e 45'off, além de promover nitrificação e desnitrificação num mesmo reator, a adição de períodos sem aeração não diminuiu a taxa de consumo da DQO;

- Logo, constatou-se a viabilidade de aplicação de reatores com ciclos de aeração intermitente (30'on/45'off), como unidade secundária de tratamento de água residuária doméstica, para aplicação na fertirrigação de culturas mais resistentes como por exemplo as cerealíferas. No tocante a aplicabilidade da adição de cepas alóctones, embora, de uma forma global, tenha sido verificado, em termos absolutos, maiores eficiências nos reatores inoculados com cepas alóctones em relação aos reatores controle, não se pode afirmar que as diferenças sejam significativas o suficiente para compensar os gastos com a bioaugmentação.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados obtidos neste trabalho e para possibilitar um maior entendimento, principalmente, dos processos de remoção de nitrogênio e fósforo nos reatores e para aprimoramento das condições operacionais dos reatores, propõem-se as seguintes sugestões:

- Realizar ensaio sob as mesmas condições operacionais, utilizando os reatores com a biomassa suspensa e, adicionar aos sistemas, reatores com meio suporte para imobilização da biomassa;
- Avaliar a adição de outras cepas bacterianas com capacidade conhecida em promover a desnitrificação e a biodesfosfatação, bem como avaliar também a adição de espécies fúngicas;
- Pesquisar a quantidade de microrganismos nitrificantes nos reatores e isolar a microbiota autóctone para posterior identificação e utilização das cepas isoladas em estudos posteriores visando altas eficiências de remoção de nitrogênio;
- Realizar outros experimentos alterando os ciclos de aeração intermitente e aplicando bateladas seqüenciais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. AWWA. WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington, DC: American Public Health Association. American Waster Works Association, Water Pollution Control Federation, 2005.

AGRA, C. A. **Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente - PRODEMA, Campina Grande/PB, 90p, 2009.

ALÉM SOBRINHO, P.; SAMUDIO, E. M. M. N. **Estudo sobre a remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operando em bateladas**. In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Porto Alegre, ABES, 2000.

ALEXANDER, M. **Biodegradation and Bioremediation**, 2^a ed. San Diego: Academic Press, 453p, 1999.

ARAÚJO, L. F. P. **Reúso com Lagoas de Estabilização – Potencialidade no Ceará**. SEMACE. Fortaleza/CE, 132p, 2000.

ARROJO, B.; MOSQUERA-CORRAL, A.; GARRIDO, J.M.; MÉNDEZ, R. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. **Water Research**. v. 38, p. 3389-3399, 2004.

ARTAN, N., WILDERER, P., ORHON, D., MORGEROTH E., ÖZGÜR N. The Mechanism and Design of Sequencing Batch Reactor Systems for Nutrient Removal - The State of the Art. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 3, p. 53-60, 2001.

ATKINSON, B. W.; MUDALY, D. D.; BUX, F. **Anoxic phosphate uptake in a continuous enhanced biological phosphorus removal activated sludge system**. In: WISA 2000 Biennial Conference, Sun City, South Africa, 2000.

AUN, M. V. **Estudo da remoção de nitrogênio via nitrito e via nitrato em sistemas de lodo ativado alimentados por despejo com elevada concentração de fenol.** Tese (Doutorado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 224p, 2007.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura.** 2.ed. Traduzido por H. R. Gheyi; J. F. Medeiros; F. A. V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 218p. 1999.

BARBOSA, S.R.; HEIN de CAMPOS, R.; LAMEGO NETO, L.G.; e COSTA, R.H.R. **Estratégias Operacionais Para Nitrificação-Desnitrificação em Reator de Leito Fluidizado Sequencial em Batelada (RLFSB).** In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Joinville, SC. ABES, 2003.

BARNES, D.; BLISS, P. J. **Biological control of nitrogen in wastewater treatment.** London: E. & F. N. Spon., 327p, 1983.

BÉLINE F.; MARTINEZ, J. Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig slurry: effect of intermittent on nitrous oxide emissions. **Bioresource Technology**, n. 83, p. 225-228, 2002.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology.** New Jersey: Wiley-Liss, John Wiley & Sons, INC., Publication, 746p, 2005.

BICUDO, J.; SVOBODA, I. F. Intermitent aeration of pig slurry-farm scale experiments for carbon and nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 2, p. 83-90, 1995a.

BICUDO, J.; SVOBODA, I. F. Effects of intermittent – cycle extended – aeration treatment on the fate of nutrients, metals and bacterial indicators in pig slurry. **Bioresource Technology**, v. 54, p. 63-72, 1995b.

BOON, N.; GORIS, J.; de VOS, P.; TOP, E. M.; VERSTRAETE, W. Bioaugmentation of activated sludge by an indigenous 3-chloroaniline-degrading *Comamonas testosteroni* strain 12 *gfp*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 7, p. 2906–2913, 2000.

BORTONE, G.; MALASPINA, F.; STANTE, L.; TILCHE, A. Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/anoxic sequencing batch reactor with separated biofilm nitrification. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 6, p. 303-313, 1994.

BOTES, J.; WILLIAMSON, G.; SINICKAS, V.; GÜRTLER. Genomic typing of *Pseudomonas aeruginosa* isolates by comparison of ribotyping and PFGE: correlation of experimental results with those predicted from the complete genome sequence of isolate PA01. **Journal of Microbial Methods**, n. 55, p. 231-240, 2003.

BOUCHEZ, T.; PATUREAU, D.; DABERT, P.; JURETSCHKO, S.; DORÉ, J.; DELGENÈS, P.; MOLETTA, R.; WAGNER, M. Ecological study of a bioaugmentation failure. **Environmental Microbiology**, v. 2, n. 2, p. 179–190, 2000.

BRASIL, 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Classificação das águas e dá outras providências.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 21 maio 2009.

BROCK, T. D.; MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. Biologia de los microorganismos, 10ª ed., Madrid: Prentice Hall, 1011p, 2003.

BURSZTYN, M. A. A. **Gestão Ambiental: Instrumentos e Práticas.** Distrito Federal – Brasília: IBAMA, 165p, 1994.

CELAR, F. Competition for ammonium and nitrate forms of nitrogen between some phytopathogenic and antagonistic soil fungi. **Biological Control**, v.28, p.19-24, 2003.

CHANG, J. S.; KUO, T. S. Kinetics of bacterial decolorization of azo dye with *Escherichia coli* NO3. **Bioresource technology**, v. 75, p. 107-111, 2000.

CHEN, B.Y.; CHEN, S. Y.; LIN, M. Y.; CHANG, J. S. Exploring bioaugmentation strategies for azo-dye decolorization using a mixed consortium of *Pseudomonas luteola* and *Escherichia coli*. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 1574-1581, 2006a.

CHEN, Z.; WEN, Q.; WANG, J.; LI, F. Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 2468-2472, 2006b.

CHENG, J.; LIU, B. Nitrification/denitrification in intermittent aeration process for swine wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 127, p. 705-711, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores Anaeróbios**, vol. 5, Belo Horizonte/MG: DESA – UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios**. Belo Horizonte: FINEP/PROSAB, 544p, 2001.

CHUI, P. C.; TERASHIMA, Y.; TAY, J. H.; OZAKI, H.; JEYASEELAN, S. Nitrogen removal in a submerged filter with no effluent recirculation. **Water Science and Technology**, v. 42, n 3–4, p 51–58, 2000.

CUNHA, V. D. **Estudo para proposta de critérios de qualidade da água para reúso urbano**. Dissertação (Mestrado de Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica – USP, São Paulo, 106p, 2008.

CYBIS, L. F. A.; PICKBRENNER, K. **Uso de reator seqüencial em batelada para pós-tratamento de efluentes de tratamento anaeróbio**. PROSAB - Coletânea de artigos Técnicos, v. 1, p.157-164, 2000.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. **Eficiência do Reator Sequencial em Batelada (RBS) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa**. Artigo técnico. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 3, p. 260-264, 2004.

COSTA, T. B.; HOFFMANN, H.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. **Tratamento de efluentes domésticos em reator de lodo ativado seqüencial em batelada com enchimento escalonado a fim de remover carbono, nitrogênio e fósforo**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES, 2005.

COSTA, T. B. **Desempenho de reator em batelada seqüencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto doméstico.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis/SC, 145p, 2005.

DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio-biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UNICAMP, Campinas/SP, 155p, 2005.

DUBOIS, V.; ARPIN, C.; MELON, M.; MELON, B.; ANDRE, C.; FRIGO, C.; QUENTIN, C. Nosocomial outbreak due to a multiresistent strain of *Pseudomonas aeruginosa* P12: efficacy of Cefepime-Amikacin therapy and analysis of β -lactam resistance. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 39, n. 6, p. 2072-2078, 2001.

EPA - Environmental Protection Agency – Technology Transfer. **Manual: Nitrogen Control.** Washington, PC, ISBN: 1- 56676-135-2, U.S.EPA. 311p, 1993.

ESPOSITO, E., AZEVEDO, J. L. **Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e biotecnologia.** Caxias do Sul: EDUCS, 510p, 2004.

FERREIRA, E. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica.** In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Porto Alegre-RS, ABES, 2000.

FGV, 2009. **Fundação Getúlio Vargas.** Disponível em: <<http://g1.globo.com/economia-e-negocios/noticia/2010/07/fgv-saneamento-basico-aumenta-renda-de-trabalhador.html>>

FILHO, R. A. P.; SILVA, J. C. C.; GOMES, R. B.; LIMA, C. R. G.; BRITTO JR, A. O. S.; NASCIMENTO, F. O. T. **Sistemas Integrados de Tratamento e Uso de Águas Residuárias na América Latina: Realidade e Potencial. Estudo da Viabilidade de Renascer, Fortaleza, Brasil.** Lima: OPAS/CEPIS, 55p, 2002.

FINGER, J. L.; CYBIS, F. L. **Remoção biológica de fósforo em reatores seqüenciais em batelada**. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Rio de Janeiro, ABES, 1999.

FREITAS, A. L.; BARTH, A. L. Typing of *Pseudomonas aeruginosa* from hospitalized patients: a comparison of susceptibility and biochemical profiles with genotype. **Brazilian Journal of Medical Biology Research**, v. 37, n. 1, p. 77-82, 2004.

FUNASA. **Manual de Saneamento**. 3º edição revisada. Brasília: FUNASA – Fundação Nacional de Saúde, 408p, 2006.

GUILARDI, J. A. **Avaliação da estabilidade e da eficiência de um ASBBR com agitação aplicado ao tratamento de água residuária de indústria automobilística**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos). Programa Regional de Pós-Graduação em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos – Escola de Engenharia Mauá, São Caetano do Sul/SP, 161p, 2006.

GRIFFIN, D. H. **Fungal Physiology**. Wiley-Liss, New York, 1994.

HAO, O. J.; HUANG, J. Alternating aerobic-anaerobic process for nitrogen removal: process evaluation. **Water Environmental Research**, v. 68, p. 83-93, 1996.

HPA. Health Protection Agency. **Enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* by membrane filtration**, issue 2.2, 11p, 2003.

HASAR, H.; KINACI, C.; UNLÜ, A.; IPEK, U. Role of intermittent aeration in domestic wastewater treatment by submerged membrane activated sludge system. **Desalination**, v. 142, p. 287-293, 2002.

HENZE, M; HARREMOËS, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. **Wastewater treatment**, 2ª ed., Germany, Springer, 1997.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V.; KURASHIMA, C. **A utilização de sistemas de aeração intermitente para redução de amônia dos efluentes da suinocultura.**

Acta Ambiental Catarinense. v. 6, n.1, jan./jun. 2009. Disponível em: <<http://apps.unochapeco.edu.br/revistas/index.php/acta/article/viewFile/428/224>>. Acesso em: 9 jun. 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) 2008.** Reimpressão 2010, ISBN 978-85-240-4135-8. Rio de Janeiro: IBGE, 219f, 2010.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Síntese de Indicadores Sociais (SIS): Uma Análise das Condições de Vida da População Brasileira 2010.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/indicadoresminimos/sinteseindicadores2010/SIS_2010.pdf> Acesso: 22 dez. 2010.

JETTEN, M.S.M.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; ROBERTSON, L. A.; DE VRIES, S.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; KUENEN, J. G. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. **Applied Water Management Research**, v. 71, p. 71-93, 1997.

JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K. T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, G. J. M.; VAN DE GRAAF, A. A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; KUENEN, J. G. The anaerobic oxidation of ammonium. **FEMS Microbiology**, v.22, p.421-37, 1999.

JETTEN, M.S.M.; SCHMID, M.; SCHMIDT, I.; WUBBEN, M.; van DONGEN, U.; ABMA, W.; SLIEKERS, O.; REVSBECH, N.P.; BEAUMONT, H.J.E.; OTTOSEN, L.; VOLCKE, E.; LAANBROEK, H.J.; CAMPOS-GOMEZ, J.L.; COLE, J.; LOOSDRECHT, M. VAN; MULDER, J.W.; FUERST, J.; RICHARDSON, D.; PAS, K. VAN DE; MENDEZ-PAMPIN R.; THIRD, K.; CIRPUS, I.; SPANNING, R. VAN; BOLLMANN, A.; NIELSEN, L.P.; OP DEN CAMP, H.; SCHULTZ, C.; GUNDERSEN, J.; VANROLLEGHEM, P.; STROUS, M.; WAGNER, M.; KUENEN, J.G. Improved nitrogen removal by application of new nitrogen cycle bacteria. **Reviews in Environmental Science & Biotechnology**, n. 1, p. 51-63, 2002.

JIANLONG, W.; NING, Y. Partial nitrification under limited dissolved oxygen condition. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 1, p. 1223–1229, 2003.

JOO, H. S.; HIRAI, M.; SHODA, M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis*. **Journal Bioscience Bioengineering**, v. 100, n. 4, p. 184–191, 2005a.

JOO, H. S.; HIRAI, M.; SHODA, M.: Nitrification and denitrification in high-strength ammonium by *Alcaligenes faecalis*. **Biotechnology Letters**, v. 27, n. 11, p. 773–778, 2005b.

KIM, M.; JEONG, S-Y.; YOON, S. J.; CHO, S. J.; KIM, Y. H.; KIM, M. J.; RYU, E. Y.; LEE, S-J. Aerobic Denitrification of *Pseudomonas putida* AD-21 at different C/N ratios. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 106, n. 5, p. 498-502, 2008.

KONEMAN, E. W.; ALLEN, S. D.; JANDA, W. M. **Diagnóstico microbiológico: texto e atlas colorido**. 5ª ed. Rio de Janeiro: Medsi, 1456p, 2001.

KUHNERT, P.; BOERLIN, P.; FREY, J. Target genes for virulence assessment of *Escherichia coli* isolates from water, food and the environment. **FEMS Microbiology Reviews**, v.24, n.1, p.107-117, 2000.

LEE, S. I.; PARK, J. H.; KO, K. B.; KOOPMAN, B. Effect of fermented swine on biological nutrient removal in sequencing batch reactors. **Water Research**, v. 31, n. 7, p. 1807-1812, 1997.

LI, P.; LIU, D.; NAHIMANA, L.; CHEN, S.; YANG, X.; ZHAO, L. High nitrogen removal from wastewater with several new aerobic bacteria isolated from diverse ecosystems. **Journal of Environmental Sciences**, v. 18, n. 3, p. 525–529, 2006.

LOGUERCIO-LEITE, C.; GROPOSO, C.; SANTOS, E. R. D.; FIGUEIREDO, N. F.; GODINHO, P.da S.; ABRÃO, R. L. A particularidade de ser um fungo I - constituintes celulares. **Biotemas** (Revista do Centro de Ciências Biológicas da UFSC, Florianópolis) Florianópolis-SC, v. 19, n. 2, p.17-27, 2006.

MAESTRI, R. S. **Biorreator à membrana como alternativa para o tratamento de esgotos sanitários e reúso da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis/SC, 101p, 2007.

MARCHETTO, M. **Remoção de nutrientes de efluentes de reator anaeróbio utilizando reatores micro-aerado e com aeração intermitente seguidos de flotação por ar dissolvido**. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 238p, 2001.

MARCHETTO, M.; CAMPOS, J. R.; REALI, M. A. P. **Remoção de fósforo de efluentes de reator com aeração intermitente seguido por flotação por ar dissolvido**. Artigo Técnico. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 8, n. 1, p. 77-83, 2003.

MARTÍN-MARTÍN, M. A.; CUBA, R. M. F.; ONO, A. F.; ENCINA, P. A. G.; FORESTI, E. **Comparação de dois materiais suportes em reator contínuo de leito móvel para remoção de matéria orgânica e nutrientes com fases intermitentes de aeração**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte/MG, 2007. **Anais eletrônicos...** Disponível em: <<http://www.saneamento.poli.ufrj.br/documentos/24CBES/II-274.pdf>>. Acesso em: 09 nov. 2009.

MATEJU, V.; CIZINSKA, S.; KREJCI, J.; JANOCH, T. Biological water denitrification – A review. **Enzyme Microbiology Technology**, v.14, p. 170-83, 1992.

MENDONÇA, S.R. **Sistemas de Lagunas de Estabilização – Como Utilizar Águas Residuais Tratadas em Sistemas de Regadío**. Colombia, Editora McGRAW-HILL, 2000.

METCALF e EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3th edition. New York: Mc Graw-Hill, 1334p, 1991.

METCALF e EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 4th edition. New York: Mc Graw-Hill, 1815p, 2003.

MULDER, J. W.; VAN KEMPEN, R. N-removal by SHARON. **Water Quality International**, v. 2, p. 30-31, 1997.

PATUREAU, D.; HELLOIN, E.; RUSTRIAN, E.; BOUCHEZ, T.; DELGENÈS, J. P.; MOLETTA, R. Combined Phosphate and Nitrogen Removal in a Sequencing Batch Reactor Using the Aerobic Denitrifier, *Microvirgula aerodenitrificans*. **Water Research**, v. 35, n. 1, p. 189-197, 2001.

PEDROTI, G. I. **Ensaios de biodegradabilidade aeróbia de hidrocarbonetos derivados do petróleo em solos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico, UFES, Vitória/ES, 119p, 2007.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADROS, M. S.; ANTUNES, R. M.; KOETZ, P. R. **Influência da frequência de aeração no tratamento de efluentes de suinocultura**. In: XXXII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – COMBEA, **Anais...** Goiânia – GO, 2003.

PIMENTEL, F. C. R.; MORALES-TORRES, I. M.; SILVA, J. C. C.; BRITTO JR., A. O. S.; GOMES, R. B. **Sistemas Integrados de Tratamento e Usos de Águas Residuárias na América Latina: Realidade e Potencial. Estudo de Caso: Conjunto Renascer Fortaleza, Estado do Ceará**. Situação: CT-SR com tratamento e sem reúso. Brasil: OPAS/CEPIS, 54p, 2001.

POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). **Water Science and Technology**, v. 39, n. 6, p. 61-68, 1999.

POLLICE, A.; TANDOI, V.; LESTINGI, C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate. **Water Research**, v. 36, p. 2541-2546, 2002.

PORTARIA SEMACE nº154/2002. **Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras**. Disponível em: <http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao> Acesso em: 25 ago. 2009.

RAMALHO, R.; CUNHA, J.; TEIXEIRA, P.; GIBBS, P. A. Modified *Pseudomonas* agar: new differential medium for the detection/enumeration of *Pseudomonas aeruginosa* in mineral water. **Journal of Microbial Methods**, v. 49, n. 1, p. 69–74, 2002.

RAMOTHOKANG, T. R.; SIMELANE, S. C.; BUX, F.; Biological nitrogen and phosphorus removal by filamentous bacteria in pure culture. **Water SA**, v. 32, n. 5, p. 667-672, 2006. Disponível em: <<http://ajol.info/index.php/wsa/article/viewFile/47852/34222>>. Acesso em: 29 out. 2010.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer**. Vol. 1, 5^a ed. Paris: Dunod, 692 p, 1975.

SARIOGLU, M. Biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor by using pure culture. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 1599-1603, 2005.

SCHMIDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHMID, M.; BOCK, E.; FUERST, J.; KUENE, J. G.; JETTEN, M. S. M.; STROUS, M. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. **FEMS Microbiology**, v.27, p. 481-492, 2003.

SHARMA, B.; AHLERT, R. C. Nitrification and Nitrogen Removal. **Water Research**, v. 11, p. 897-925, 1997.

SHEKER, R. E.; ARIS, R. M.; SHIEH, W. K. The effects of fill strategies on SBR performance under nitrogen deficiency and rich conditions. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 10, p. 259-266, 1993.

SORM, R.; BORTONE, G.; WANNER, J. e TILCHE, A. Phosphate uptake under anoxic conditions and fixed-film nitrification in nutrient removal activated sludge system. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 7, p. 1573-1596, 1996.

SOUSA, J. T.; CEBALLOS, B. S. O.; HENRIQUE I. N.; DANTAS, J. P.; LIMA, S. M. S. Reúso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 1, p.89-96, 2006.

STANTE, L.; CELLAMARE, C. M.; MALASPINA, F.; BORTONE, G.; TILCHE, A. Biological phosphorus removal by pure culture of *Lamprospedia* spp. **Water Research**, v. 31, n. 6, p. 1317-1324, 1997.

SURMACZ-GÓRSKA, J.; CIHON, A.; MIKSCH, K. Nitrogen removal from wastewater with high ammonia nitrogen concentration via shorter nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 10, p. 73-78, 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 em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, UFSC, Florianópolis/SC, 2006.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**: 6^a ed., Porto Alegre: Artmed, 827p, 2000.

TREDGET, E. E.; SHANKOWSKY, H. A.; RENNIE, R.; BURRELL, R. E.; LOGSETTY, S. *Pseudomonas* infections in thermally injured patient. **Burns**, v. 30, n. 1, p. 3-26, 2004.

WANG, D.; LI, X.; YANG, Q.; ZENG, G.; LIAO, D.; ZHANG, J. Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5466-5473, 2008.

WANG, M.; YANG, G.; MIN, H.; LV, Z.; JIA, X. Bioaugmentation with the nicotine-degrading bacterium *Pseudomonas* sp. HF-1 in a sequencing batch reactor treating tobacco wastewater: Degradation study and analysis of its mechanisms. **Water Research**, v. 43, p. 4187- 4196, 2009.

WRIGHT, J. **Environmental Chemistry**. New York: Routledge introductions to environment series, ISBN 0-203-41432-2. 420p, 2003.

VAN DER GRAAF, A. A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L. A.; JETTEN, M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing micro-organisms in a fluidized bed reactor. **Microbiology UK**, v. 142, p. 2187-2196, 1996.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**. Campina Grande/PB, Epgraf, 472p, 1999.

VAN HAANDEL, A. C. e VAN DER LUBBE, J. **Handbook Biological Waste Water Treatment: Design and Optimization of activated sludge systems**. Holanda: Quist Publishing – Leidschendam, ISBN 978-90-77983-22-5, 570p, 2007.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M. e JETTEN, M. S. M. Microbiological conversions in nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 1, p. 1-7, 1998.

VEIGA, A. A. **Biodegradação de gordura em efluente através da adição controlada de enzimas e microrganismos em reatores aeróbios em série**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UERJ, Rio de Janeiro/RJ, 118p, 2003.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. Nitrification-denitrification processes and technologies in new contexts. **Environmental Pollution**, v.102, p.717-26, 1998.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte/MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2ª ed., v. 1, 243p, 1996a.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte/MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2ª ed., v. 2, 415 p, 1996b.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Lodos Ativados**. Belo Horizonte/MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2ª ed., v. 4, 415p, 1997.

YE, R. W.; THOMAS, S. M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. **Current Opinion in Microbiology**, v. 4, p. 307-312, 2001.

YOO, H.; AHN, K.; LEE, H.; LEE, K.; KWAK, Y.; SONG, K. Nitrogen Removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. **Water Resource**, v. 33, n. 1, p. 145-154, 1999.

YU, F-B.; ALI, S. W.; GUAN, L-B.; LI, S-P.; ZHOU, S. Bioaugmentation of a sequencing batch reactor with *Pseudomonas putida* ONBA-17, and its impact on reactor bacterial communities. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, p. 20-26, 2010.

ZAGATTO, P. A. e BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. 1ª Ed. São Carlos/SP: RIMA, 478p, 2006.

ZIM, G. **Desempenho de reatores biológicos aeróbios de leito fluidizado inverso na remoção de carga orgânica**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, UFRGS, Porto Alegre/RS, 102p, 2006.