

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

MARCOS PRUDENTE DE OLIVEIRA CORRÊA

**CULTIVO SUPERINTENSIVO DE CAMARÕES MARINHOS:
EFEITOS NO AJUSTE DA RELAÇÃO C/N E TRATAMENTO DO EFLUENTE EM
REATORES EM BATELADAS SEQÜENCIAIS (RBS)**

**Florianópolis
2008**

MARCOS PRUDENTE DE OLIVEIRA CORRÊA

**CULTIVO SUPERINTENSIVO DE CAMARÕES MARINHOS:
EFEITOS NO AJUSTE DA RELAÇÃO C/N E TRATAMENTO DO EFLUENTE EM
REATORES EM BATELADAS SEQÜENCIAIS (RBS)**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientadora: Prof^ª. Rejane Helena Ribeiro da Costa, PhD.

Florianópolis
2008



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
CENTRO TECNOLÓGICO



TERMO DE APROVAÇÃO

“Cultivo superintensivo de camarões marinhos: efeitos no ajuste da relação C/N e tratamento do efluente em reatores em bateladas seqüenciais”

Marcos Prudente de Oliveira Corrêa

A Dissertação foi julgada e aprovada pela banca examinadora no Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Aprovado por:

Prof^ª. Catia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dr^ª.

Prof. João Bosco Rozas Rodrigues, Dr.

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.
(Coordenador do PPGEA)

Prof^ª. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr^ª.
(Orientadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
Julho/2008

AGRADECIMENTOS

À professora Rejane, pelos ensinamentos, amizade e dedicação incondicional ao longo destes dois anos.

Aos amigos e colaboradores do estudo: Rodrigo Schweitzer e Rafael da Fonseca Arantes pela enorme contribuição.

Aos colegas de curso: Ana Paula Nogareti Gomes, Bequi Barros Behar, Cláudia Lavina Martins, Cesar Augusto Stramosk, Débora Parcias Olijnyk, Felipe Thans, João Félix de Luca Lino, Luís Bohn, Luiz Gonzaga Lamego Neto, Margarida Gusmão, Mariele Katherine Jungles e Simone Dalla Costa pelo auxílio nas disciplinas. Em especial à Iracema de Souza Maia por ter me ajudado em muitas análises.

Aos professores: Alex Pires de Oliveira Nuñez, Daniel José da Silva, Fernando Soares Pinto Sant'Anna, Henry Corseuil, Paulo Belli Filho e William Gerson Matias pela contribuição acadêmica.

Aos amigos do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA): Arlete, dona Eliane, Anderson Atkinson da Cunha, Anderson Marconi Holtz, Heloisa Fernandes e Jamile Wagner pela ajuda nas análises de qualidade da água.

Aos amigos do Laboratório de Camarões Marinhos (LCM): Andréia, Bianca, Bruno, Celso, Dani, Diego, Felipe, Frank, Isabel, João, Natália, Nicole, Nora, Paulo, Sandro e Zé Luís. Em especial ao Anselmo e ao Carlos pela imensa ajuda na parte administrativa e no setor de manutenção, respectivamente.

Aos professores: Luis Vinatea pelo incentivo na pesquisa, Carla Bonetti por disponibilizar o Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC) e Elpídio Beltrame (*in memoriam*) por ter aberto as portas do LCM para a realização do trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), ao Maurício e a todos os funcionários da secretaria por terem sido sempre muito prestativos.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

À minha família, pelo carinho e apoio durante o mestrado.

Sobretudo a Deus, por ter me dado força e condição de realizar este trabalho.

RESUMO

Os graves prejuízos mundiais causados pelos episódios de enfermidades obrigaram a indústria da carcinicultura a buscar formas de se manter sustentável. A redução do efluente, associada a intensificação dos cultivos, mostrou ser uma alternativa interessante do ponto de vista econômico e ambiental. Utilizando melaço, o presente estudo avaliou duas formas de ajuste da relação C/N nos parâmetros de qualidade da água do cultivo superintensivo de *Litopenaeus vannamei*: uma com base na quantidade de ração fornecida, denominada Fertilização Fixa (FF) e outra com base na concentração de amônia, denominada Fertilização Pontual (FP). No Tratamento Controle (TC) não foi feito uso de melaço. A FP apresentou as menores médias de amônia ($3,04 \text{ mg L}^{-1}$), nitrito ($6,49 \text{ mg L}^{-1}$), nitrato ($0,38 \text{ mg L}^{-1}$), ortofosfato ($0,60 \text{ mg L}^{-1}$) e transparência (15 cm) e as maiores para sólidos suspensos totais (786 mg L^{-1}), voláteis (360 mg L^{-1}) e turbidez (134,2 UNT). A alta concentração da amônia na FF e no TC foi responsável pela baixa sobrevivência dos camarões. Mesmo na FP, procedimentos paralelos ao ajuste da relação C/N devem ser realizados para não expor os camarões a concentrações sub-letais de amônia. O uso de Reatores em Bateladas Seqüenciais (RBS) tratando o efluente da FP foi uma alternativa capaz de remover mais de 40% da DBO_5 , 70% do nitrogênio, 40% dos sólidos suspensos totais e 60% dos sólidos suspensos voláteis.

Palavras-chave: Camarão, Cultivo Superintensivo, Reator em Batelada Seqüencial, Relação C/N, Tratamento de Efluente.

ABSTRACT

Serious losses caused by global episodes of disease outbreaks forced the shrimp farming industry to seek ways to remain sustainable. The wastewater reduction, coupled with intensive cultivation, showed to be an interesting alternative of the economical and environmental point of view. Using molasses, this study evaluated two ways to fit C/N ratio in the water quality parameters of *Litopenaeus vannamei* superintensive rearing: one based on the amount of feed supplied, called Fixed Fertilization (FF) and another based on the concentration of ammonia, called Punctual Fertilization (PF). In the Control treatment (CT) was not made use of molasses. PF presented the lowest average of ammonia (3,04 mg L⁻¹), nitrite (6,49 mg L⁻¹), nitrate (0,38 mg L⁻¹), orthophosphate (0,60 mg L⁻¹) and transparency (15 cm) and the largest for total suspended solids (786 mg L⁻¹), volatile suspended solids (360 mg L⁻¹) and turbidity (134,2 NTU). The high concentration of ammonia in FF and CT was responsible for low survival of shrimp. Even in PF, additional procedures to adjustment of C/N ratio must be made to avoid exposing shrimp to sub-lethal ammonia concentrations. Sequencing Batch Reactor (SBR) treating PF effluent was an alternative capable to remove more than 40% of BOD₅, 70% of nitrogen, 40% of total suspended solids and 60% of volatile suspended solids.

Keywords: C/N ratio, Sequencing Batch Reactor, Shrimp, Superintensive, Wastewater Treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Produção mundial de camarões pela aquicultura e pesca	16
Figura 2: Produção nacional de camarões pela aquicultura e pesca.	17
Figura 3: Produção de camarões cultivados de SC.	19
Figura 4: Evolução da carcinicultura marinha em SC.....	28
Figura 5: Fases de um reator em bateladas seqüenciais.....	41
Figura 6: Foto aérea do LCM.	42
Figura 7: Unidades experimentais alocadas dentro de um tanque de 50 m ³ (a,b). Distribuição das quatro pedras porosas e da bandeja de alimentação no fundo de cada unidade experimental (c). Sistema de aquecimento e aeração (d).	43
Figura 8: Configuração dos três reatores (R1, R2 e R3) para tratamento do efluente gerado pela melhor condição de estudo.....	45
Figura 9: Reatores de bancada utilizados no tratamento do efluente.	45
Figura 10: Quantidade de melaço utilizada para as diferentes formas de ajuste da relação C/N.	53
Figura 11: Valores de pH dos tratamentos para diferentes formas de ajuste da relação C/N durante os períodos da manhã (a) e tarde (b).....	54
Figura 12: Concentração de Amônia Total (a) e Tóxica (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.....	55
Figura 13: Espuma formada durante o cultivo no TC (a), FP (b) e FF (c)	57
Figura 14: Concentrações de Nitrito (a) e Nitrato (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.	59
Figura 15: Clorofila <i>a</i> (a) e Ortofosfato (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.	61

Figura 16: NTK (a) e DBO ₅ (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.	63
Figura 17: Alcalinidade para diferentes formas de ajuste da relação C/N.....	64
Figura 18: Transparência (a) e Turbidez (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.	66
Figura 19: Sólidos Suspensos Totais (a), Voláteis (b), Fixos (c) e Sólidos Sedimentáveis (d) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.	67
Figura 20: Exemplar de <i>Aspidisca sp.</i> alimentando-se do floco microbiano (a,b,c). Exemplar de <i>Gasthrotrichs sp</i> (d).....	72
Figura 21: Amônia, Nitrito, Nitrato, NTK e Balanço Final do N durante o tratamento biológico pelo RBS 1, 2 e 3.....	74
Figura 22: DBO ₅ e Ortofosfato durante o tratamento biológico pelo RBS 1, 2 e 3	77
Figura 23: Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis durante o tratamento biológico pelo RBS 1, 2 e 3.	79
Figura 24: Respirogramas obtidos nos testes realizados <i>online</i> no Reator 1 (R1)....	81
Figura 25: Respirogramas obtidos nos testes realizados online no Reator 2 (R2)....	82
Figura 26: Respirogramas obtidos nos testes realizados <i>online</i> no Reator 3 (R3)....	82

APÊNDICE B

Figura 1: Valores de pH (a), Amônia Total (b), Nitrito (c), Nitrato (d), Ortofosfato (e), Alcalinidade (f), Turbidez (g) e Sólidos Suspensos Totais (h) durante o <i>Pré-teste</i>	106
Figura 2: Unidades experimentais (a), termostato (b), efluente bruto (c) e efluente decantado (d) do <i>Pré-teste</i>	107

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Progressão e tendências da carcinicultura marinha no Brasil.	30
Tabela 2: Análise centesimal do melaço feita pelo Laboratório de Análises (LABCAL) do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos da UFSC (Protocolo 3332 / 2007) e níveis de garantia da ração (ProAqua Camarões 35) fornecidos pelo fabricante (NUTRON®).	47
Tabela 3: Métodos empregados na determinação dos nutrientes inorgânicos dissolvidos.....	48
Tabela 4: Valores médios (\pm DP), mínimos (Mín.) e máximos (Máx.) das variáveis de controle para os tratamentos com diferentes formas de ajuste da ralação C/N	52
Tabela 5: Relação DBO ₅ /NTK para diferentes formas de ajuste da relação C/N.	64
Tabela 6: Índices produtivos do <i>L. vannamei</i> para as diferentes formas de ajuste da relação C/N após 30 dias de cultivos.	70
Tabela 7: Valores médios, mínimos e máximos de temperatura, pH e salinidade para os três reatores.	73
Tabela 8: Resultados obtidos para QO ₂ X e QO ₂ durante os Testes Respirométricos.	83

APÊNDICE A

Tabela 1: Valores médios (\pm DP), Mínimos (Mín.) e Máximos (Máx.) para os demais parâmetros de qualidade da água analisados durante o estudo de cultivo.	104
---	-----

APÊNDICE B

Tabela 1: Valores médios (\pm DP), Mínimos (Mín.) e Máximos (Máx.) para OD, temperatura, pH e salinidade durante o <i>Pré-teste</i>	105
Tabela 2: Índices produtivos do <i>L. vannamei</i> para o <i>pré-teste</i> após 30 dias de cultivo.	105

LISTA DE ABREVIATURAS

ABCC = Associação Brasileira de Criadores de Camarão

ACCC = Associação Catarinense de Criadores de Camarão

CA = Conversão alimentar

CaCO₃ = Carbonato de Cálcio

CERH = Conselho Estadual de Recursos Hídricos

CH₄ = Metano

CHO = Carboidrato

Clo-*a* = Clorofila *a*

CO₂ = Dióxido de Carbono

DBO₅ = Demanda biológica do oxigênio em 5 dias

DQO = Demanda Química de Oxigênio

DP = Desvio Padrão

EMBRAPA = Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Epagri = Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

FAO = Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação

FF = Fertilização Fixa

FP = Fertilização Pontual

FURG = Fundação Universidade Federal do Rio Grande

H₂S = Sulfeto de Hidrogênio

H₂SO₄ = Ácido sulfúrico

HCO₃⁻ = Bicarbonato

HH = *High Health*

IDH = Índice de Desenvolvimento Humano

IMNV = *Infectious Myonecrosis Virus*

LABCAL = Laboratório de Análises

LC = Concentração letal

LCM = Laboratório de Camarões Marinhos

LOC = Laboratório de Oceanografia Costeira

M = mega

m = metro

m² = metro quadrado

m³ = metro cúbico

μg = micrograma

mg = miligrama

mL = mililitro

NH₃ = Amônia não ionizada

NH₄ = Amônia

NH₄⁺ = Amônia ionizada

NO₂⁻ = Nitrito

NO₃⁻ = Nitrato

NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl

OD = Oxigênio Dissolvido

OIE = *Office Internacional des Epizooties*

ONG = Organização não governamental

PB = Proteína bruta

PHA = *poly-β-hydroxylalkanoates*

PL = Pós-larva

PO₄⁻³ = Ortofosfato

PPGEA = Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

ppm = Partes por milhão

ppt = Partes por mil

QO₂ = Velocidade específica de respiração

QO₂X = Velocidade de respiração celular

R1 = Reator 1

R2 = Reator 2

R3 = Reator 3

RBS = Reator em Batelada Seqüencial

RHBS = Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais

rpm = Rotações por minuto

SND = *Simultaneous nitrification-denitrification process*

SO₄⁻² = Sulfato

SPF = *Specific Pathogen Free*

SPR = *Specific Pathogen Resistent*

SS = Sólidos Sedimentáveis

SSF = Sólidos Suspensos Fixos

SST = Sólidos Suspensos Totais

SSV = Sólidos Suspensos Voláteis

SVT = Sólidos Voláteis Totais

t = tonelada

TC = Tratamento Controle

TRH = Tempo de Retenção Hidráulica

UFC = Universidade Federal do Ceará

UFRN = Universidade Federal do Rio Grande do Norte

UFSC = Universidade Federal de Santa Catarina

UNT = Unidades Nefelométricas de Turbidez

USMSFP = *United States Marine Shrimp Farming Program*

W = Watt

WSSV = *White Spot Syndrome Virus*

WWF = *Worldwide Fund for Nature*

ZEAH = *Zero Exchange, Aerobic, Heterotrophic Culture Systems*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 Panorama da Carcinicultura Marinha e Justificativas para Realização da Pesquisa	16
1.2 Objetivos	22
1.2.1 Objetivo Geral	22
1.2.2 Objetivos Específicos	22
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 O cultivo de camarões	23
2.1.1 No mundo	23
2.1.2 No Brasil	24
2.1.3 Em Santa Catarina	27
2.2 Sistemas de cultivo	28
2.2.1 Sistema Extensivo	28
2.2.2 Sistema Semi-intensivo	29
2.2.3 Sistema Intensivo	29
2.2.4 Sistema Superintensivo	29
2.3 Os Efluentes da Carcinicultura	30
2.4 Formas de controle do N na aqüicultura	32
2.4.1 Fotossíntese	33
2.4.2 Nitrificação	34
2.4.3 Remoção Biológica do Nitrato	34
2.4.3.1 Desnitrificação Heterotrófica	35
2.4.3.2 Desnitrificação Autotrófica	35
2.5 Tratamento de Efluentes	36
2.5.1 Lagoas de Estabilização	36
2.5.2 Sistemas Integrados	37

2.5.3 Zona de Raízes (<i>Wetlands</i>)	39
2.5.4 Reatores em Bateladas Seqüenciais	40
3 METODOLOGIA	42
3.1 Local de Estudo	42
3.2 Delineamento experimental.....	42
3.2.1 Cultivo.....	42
3.2.2 Tratamento do Efluente por Reator em Batelada Seqüencial (RBS)	44
3.3 Alimentação e Aplicação de Ensumos	46
3.4 Cálculo da relação C/N	46
3.5 Procedimentos Analíticos.....	47
3.5.1 Cultivo.....	47
3.5.1.1 Oxigênio Dissolvido, Temperatura, pH, Salinidade e Turidez.....	47
3.5.1.2 Amônia, Nitrito, Nitrato e Ortofosfato	48
3.5.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅) e NTK.....	48
3.5.1.4 Alcalinidade	49
3.5.1.5 Clorofila <i>a</i>	49
3.5.1.6 Sólidos Suspensos	49
3.5.1.7 Sólidos Sedimentáveis	50
3.5.2 Tratamento do Efluente Residual por RBS	50
3.5.2.1 Respirimetria do Efluente	50
3.6 Análises Estatísticas	51
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.1 Cultivo	52
4.1.1 Oxigênio Dissolvido, Temperatura, pH e Salinidade.....	52
4.1.2 pH.....	54
4.1.3. Amônia.....	55
4.1.3.1 Amônia Total.....	55
4.1.3.2 Amônia Tóxica	58

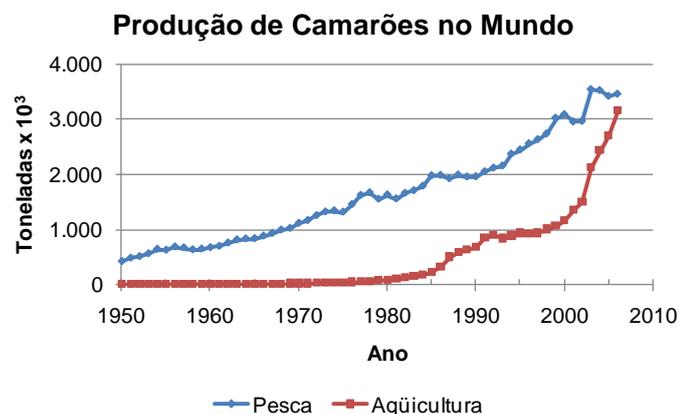
4.1.4 Nitrito e Nitrato	59
4.1.5 Clorofila a e Ortofosfato	60
4.1.6 NTK e DBO ₅	62
4.1.7 Alcalinidade	64
4.1.8 Transparência e Turbidez	65
4.1.9 Sólidos	67
4.1.10 Índices Zootécnicos	70
4.2 Tratamento do efluente residual em reatores operados em bateladas seqüenciais	72
4.2.1 Microscopia do Efluente Bruto	72
4.2.2 Temperatura, pH e salinidade.....	73
4.2.3 Oxigênio Dissolvido e Série Nitrogenada.....	74
4.2.4 DBO ₅ e Ortofosfato	76
4.2.5 Sólidos Suspensos	79
4.2.6 Testes Respirométricos	81
4.2.7 Conclusões sobre a etapa de tratamento	85
5 CONCLUSÕES	87
6 RECOMENDAÇÕES.....	88
7 REFERÊNCIAS.....	89
APÊNDICE A - Demais Análises Estatísticas	104
APÊNDICE B - Pré-teste.....	105

1 INTRODUÇÃO

1.1 Panorama da Carcinicultura Marinha e Justificativas para Realização da Pesquisa

A visão do ecossistema aquático como fonte inesgotável de alimentos para suprir as necessidades humanas tem causado significativas perturbações no meio ambiente. O decréscimo da produção pesqueira e o aumento da demanda por alimentos ricos em proteína indicam que a extração de alimentos de origem aquática seja insuficiente para atender as necessidades globais sem o auxílio da aqüicultura (BARROSO et al., 2007).

O ápice da pesca de camarões no mundo foi alcançado no início da década, mais precisamente em 2003 (Figura 1). De lá para cá, a captura de camarões não consegue ultrapassar a marca de 3,5 Mt. Inobstante, as 3,1 Mt da carcinicultura em 2006 praticamente triplicaram a biomassa de camarões cultivados no ano de 2000 (FAO, 2008). Os países em desenvolvimento dominam o setor, respondendo por 80% da produção e 50% dos valores negociados internacionalmente (FAO, 2006).

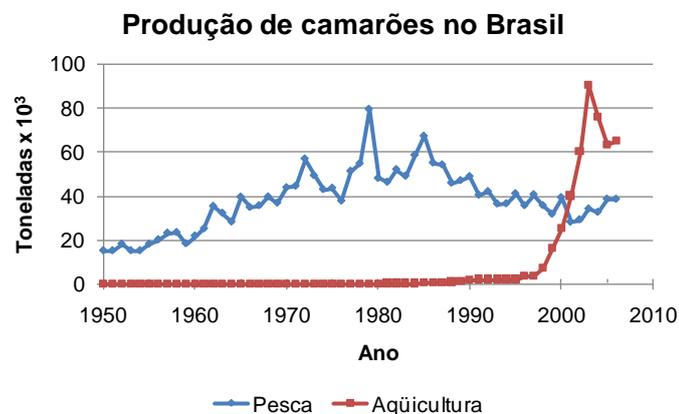


Fonte: FAO (2008)

Figura 1: Produção mundial de camarões pela aqüicultura e pesca

No Brasil, o auge da pesca de camarões ocorreu em 1979 com a produção de 79.413 t (Figura 2). Desde então, a pesca entrou em franco declínio, fechando o ano de 2006 com apenas 38.462 t (menos da metade do volume capturado no fim da década de 70). Em 2001, a produção brasileira de camarões cultivados (40.000 t)

extrapolou pela primeira vez a quantidade de camarões da pesca extrativista (28.025 t). Com as expectativas acerca do cultivo de camarões crescendo, o ano de 2003 representou o recorde de camarões cultivados (90.190 t). A região Nordeste é a maior produtora com aproximadamente 90% da área destinada ao cultivo (ROCHA, 2005). O elevado potencial nordestino é creditado principalmente a extensas áreas costeiras com temperaturas elevadas, o que possibilita a criação de camarões durante todo ano (NUNES, 2001).



Fonte: FAO (2008)

Figura 2: Produção nacional de camarões pela aqüicultura e pesca.

Porém, as peculiaridades atrativas da atividade (curta duração dos ciclos, alta rusticidade e capacidade reprodutiva das espécies cultivadas) foram inoperantes frente ao aparecimento de enfermidades de conseqüências catastróficas ao redor do mundo. A destruição de manguezais, a salinização de áreas de agricultura e a poluição orgânica de estuários causada pela expansão desenfreada das fazendas de camarão dos principais produtores mundiais (China, Equador, Taiwan) serviram para colocar em dúvida a sustentabilidade da atividade. Em muitos casos, medidas paliativas foram tomadas como a redução das áreas de cultivo (ANDREATTA; BELTRAME, 2004).

Apesar das vantagens geográficas de se produzir camarões nas terras brasileiras, nos últimos anos a carcinicultura vem sofrendo graves entraves econômicos (ações anti-dumping), ambientais (licenças ambiental) e, é claro, epidemiológicos, que limitaram sua produção em 2006 a 65.000 t. Ainda assim,

atualmente a aqüicultura brasileira produz 69% a mais de camarões do que a pesca (FAO, 2008).

Conforme explicam Pereira, Legat e Legat (2006), no ano de 2002 um vírus presente eventualmente no ambiente natural passou a causar alta mortalidade nas fazendas. A mionecrose infecciosa (IMNV) foi diagnosticada como vírus em 2004 e considerada exclusiva do nordeste brasileiro. A partir deste momento, os sinais da falta de sustentabilidade do sistema de cultivo até então empregado no país começaram a se tornar evidentes. Segundo Seiffert et al. (2006) por conta dessas enfermidades, o Brasil perdeu a liderança mundial em termos de produtividade e amargou perdas na produção na ordem de 40 mil toneladas entre o período de 2003 a 2005.

Em Santa Catarina, a presença de terrenos em estuários onde a pecuária e a agricultura são poucos competitivos ou inexistentes (por isso mesmo de baixo valor econômico) foi decisiva para o início da carcinicultura. A introdução do camarão do pacífico *Litopenaeus vannamei* atraiu investimentos em áreas como a região lagunar do sul do estado, que nas últimas décadas viveu uma total estagnação financeira e chegou a registrar os mais baixos IDH¹ de Santa Catarina (CARVALHO FILHO, 2002).

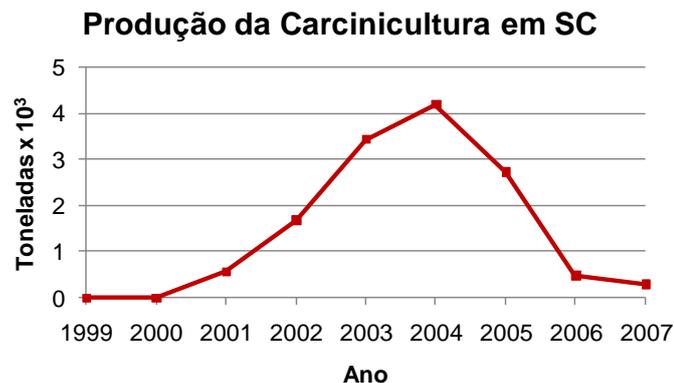
Ainda que tomados todos os cuidados (preservação das áreas de mangue, controle da densidade de estocagem² e fiscalização ambiental) pelo Programa Estadual catarinense de desenvolvimento da atividade, os mesmos não foram suficientes para conter **o aparecimento da mancha branca³ (WSSV) na safra 2004/2005**. A fragilidade da indústria, iludida com os recordes de produtividade alcançados (PEREIRA; LEGAT; LEGAT, 2006) resultou na queda da produção catarinense de 4.190 t no ano de 2004 para modestíssimas 300 t em 2007 (Figura

¹ O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) é uma medida comparativa de riqueza, alfabetização, educação, esperança de vida, natalidade e outros fatores para os diversos países do mundo. É uma maneira padronizada de avaliação e medida do bem-estar de uma população.

² A densidade de estocagem representa o número total de camarões cultivados por área do tanque. Em Santa Catarina (antes do aparecimento da mancha branca), o Programa Estadual recomendava o uso de no máximo 30 camarões m⁻² (CARVALHO FILHO, 2002).

³ Existem duas hipóteses para o aparecimento do vírus WSSV em Santa Catarina. Uma é a de que os efluentes das indústrias de processamento de pescado do Uruguai que importam camarão congelado do Equador (onde a enfermidade está presente há 8 anos) tenham chegado ao litoral de SC pelas correntes marítimas e contaminado as fazendas. A segunda hipótese sugere que o vírus tenha vindo com camarões adquiridos de outros estados, que não possuem sintomas da enfermidade por possuírem temperaturas mais elevadas (SEIFFERT; WINCKLER; MAGGIONI, 2005).

3). Os prejuízos somaram R\$ 6 milhões e dos 1600 hectares de viveiros existentes, apenas 200 não foram afetados pelo vírus (SEIFFERT et al., 2006). Somente no município de Laguna, cerca de 400 postos de trabalho sucumbiram (MELLO; FARIAS, 2007).



Fonte: Silveira et al. (2008)
Dados de 2007 obtidos de Winckler (com. pessoal).

Figura 3: Produção de camarões cultivados de SC.

O Brasil vive agora uma importante mudança de paradigma, já presenciada ao redor do mundo no fim do século XX. As crises enfrentadas não inviabilizam o cultivo de camarões, apenas impõem adaptações a nova realidade. Para crescer de maneira sustentável, há duas condicionantes: **diminuir a área de produção pela intensificação dos cultivos e aumentar a biossegurança da atividade com a redução da geração de efluente**. Parece um paradoxo, mas a intensificação dos cultivos da carcinicultura moderna pode (e deve) ser realizada com a geração de um volume reduzido de despejo.

Elaborado por um consórcio de instituições reconhecidamente idôneas e comprometidas com o desenvolvimento sustentável de diversas atividades produtivas ao redor do mundo (entre elas a ONG ambientalista Fundo Mundial para a Natureza - WWF), o documento “Princípios Internacionais para a Carcinicultura Responsável” reconhece a carcinicultura como uma importante atividade econômica mundial, sobretudo ressaltando a importância do uso racional da água:

Minimizar a renovação de água é uma parte essencial da carcinicultura moderna e ambientalmente responsável. Reduzir a troca de água beneficia o produtor baixando custos de bombeamento e reduzindo a possibilidade de introduzir compostos tóxicos, patógenos, vetores de doenças ou outros

organismos indesejáveis na fazenda. Beneficia também o ambiente reduzindo a descarga de nutrientes e de matéria orgânica das fazendas e reduzindo a utilização de preciosos recursos aquáticos. As recentes inovações têm demonstrado que protocolos apropriados de gestão podem reduzir as exigências de renovação de água, mesmo em sistemas altamente intensivos, sem nenhuma perda de desempenho dos camarões. Isto traz benefícios para todas as partes envolvidas e deve ser incentivado em todos os níveis (FAO, 2006, p. 6).

Um dos pontos chaves para se evitar renovações d'água desnecessárias no cultivo superintensivo de camarões é o controle da amônia. Nos sistemas intensivos da aquicultura, a formação deste composto costuma ser (depois do oxigênio dissolvido) o principal parâmetro limitante para aumentar os níveis de produção (EBELING; TIMMONS; BIGOGNI, 2006).

A manipulação da relação C/N para remoção da amônia, estudada a fundo por Avnimelech (1999) e referenciada por autores de todo mundo (BURFORD, 2003; HARI et al., 2004; COHEN et al., 2005; HARI et al., 2006; EBELING; TIMMONS; BIGOGNI, 2006; SCHNEIDER et al., 2006; CRAB et al., 2007; SAMOCHA et al., 2007; MISHRA et al., 2008) representa a mais nova vertente tecnológica e ambiental da carcinicultura.

Na Universidade Federal de Santa Catarina, destacam-se os trabalhos de Arantes (2007) e Rezende (2007) que estudaram, respectivamente, o efeito de diferentes relações C/N (10/1, 20/1 e 30/1) na comunidade microbiana e na qualidade da água do cultivo superintensivo do camarão *Litopenaeus vannamei*. Quanto ao tratamento do efluente, no Programa de Pós-Graduação (PPGEA) foram desenvolvidos os trabalhos de Coelho (2000) que avaliou a utilização de lagoas rasas no tratamento do efluente da larvicultura intensiva de camarões e Ramos (2007) que utilizou sistemas integrados na remoção da matéria orgânica e inorgânica dos efluentes.

Contudo, ainda restam dúvidas sobre a melhor maneira de se ajustar a relação C/N para se maximizar a produção e diminuir os impactos ambientais. Assim como permanecem também incertezas envolvendo o tratamento do efluente gerado no cultivo superintensivo de camarões marinhos.

Um estudo de relevância do tema da pesquisa foi efetuado nos bancos de dados da *Science Direct*, *Scopus* e *ISI Web of Knowledge*. Integrando-se as

palavras-chave “camarão e reator em batelada seqüencial⁴”, não mais do que 4 artigos foram encontrados. Como se nota, o tema escolhido ainda é pouco pesquisado e carece de mais estudos.

Este trabalho é vinculado ao projeto de Minimização dos Efluentes de Camarões Marinhos, iniciado no ano de 2004 com o financiamento do Fundo para o Setor de Agronegócios (CT-AGRO) e aprovado pelo Edital CT-Agro/MCT/SEAP-PR/CNPq nº 02/2003.

⁴ Em inglês: *Shrimp Sequenci Batch Reactor*.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar o ajuste da relação C/N para a remoção de compostos nitrogenados tóxicos no cultivo superintensivo de camarões marinhos com renovação de água limitada e o tratamento do efluente gerado utilizando reatores em bateladas seqüenciais.

1.2.2 Objetivos Específicos

1. Determinar a melhor forma de ajuste da relação C/N no cultivo superintensivo do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* para as condições de estudo.
2. Avaliar o efeito dos ajustes da relação C/N na qualidade da água de cultivo.
3. Avaliar o desempenho zootécnico dos camarões.
4. Avaliar o uso de reatores em batelada no tratamento do efluente gerado pela melhor condição de estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O cultivo de camarões

2.1.1 No mundo

O cultivo de camarões marinhos tem sua origem no Sudeste da Ásia, onde por séculos fazendeiros despescavam viveiros abastecidos por marés. A carcinicultura propriamente dita nasceu ao redor de 1930, quando o técnico japonês Motosaku Fujinaga conseguiu a desova em laboratório de fêmeas da espécie *Penaeus japonicus* capturadas em alto mar. Fujinaga, então, construiu os primeiros passos na produção artificial de pós-larvas⁵ e a atividade foi ganhando importância com o aparecimento de inúmeros laboratórios para maturação sexual e reprodução do *Penaeus japonicus* (ROSENBERRY, 1992; CARNEIRO SOBRINHO, 2003).

Inicialmente, os cultivos caracterizavam-se por serem extensivos e muitas vezes consorciados com peixes. Mais recentemente, com o surgimento de bombas hidráulicas, as fazendas puderam ser implantadas em níveis acima do alcance das marés (ANDREATTA; BELTRAME, 2004).

Inúmeros fatores levaram ao crescimento exponencial da carcinicultura. Um deles foi o aumento da demanda do produto pelos Estados Unidos, Europa e Japão, associado, é claro, a estagnação pesqueira (NEILAND et al., 2001). Simultaneamente, as importantes melhorias feitas dentro dos últimos 20 anos (dentre elas o aparecimento de novas tecnologias na produção de rações peletizadas⁶ e de boa qualidade) permitiram uma maior rentabilidade e o aumento dos incentivos financeiros públicos e privados (BIAO; KAIJIN, 2007).

A intensificação dos cultivos começou na década de 80, na província chinesa de Taiwan. As densidades de estocagens das pós-larvas passaram de alguns animais para 40-50 camarões m⁻². Entre o fim da década de 80 e início da de

⁵ Pós-larva (PL) é o estágio de desenvolvimento dos camarões em que as larvas deixam de ser planctônicas para se transformarem em organismos bentônicos (que vivem predominantemente no fundo e não na coluna d'água).

⁶ A peletização é um processo mecânico onde ocorre a compactação e passagem forçada da mistura de ingredientes da ração. Algumas das suas principais vantagens são a redução das perdas dos nutrientes por lixiviação, a diminuição da seletividade alimentar dos animais e o aumento da eficiência alimentar (KUBITZA, 1999).

90, muitas regiões sofreram graves crises por causa da deterioração da qualidade da água e do aparecimento de inúmeros patógenos entre as fazendas. Como exemplo, a própria Taiwan (1987), Equador (2000) e China (1993), país onde a produção caiu de 220.000 t para 88.000 t entre 1991 e 1993 (CSAVAS, 1994; FLAHERTY; KARNJANAKESORN, 1995, KAUTSKY et al., 2000; BIAO; KAIJIN, 2007).

Apesar das perdas, a história recente da carcinicultura mundial mostra que as enfermidades, apesar de representarem a principal ameaça, têm proporcionado também uma oportunidade de reestruturação para os países consolidarem a indústria (NUNES, 2005; SEIFFERT et al., 2006). Nesse sentido, deve-se dizer que o desenvolvimento de tecnologias de cultivo ambientalmente amigáveis e os avanços nas áreas de sanidade e nutrição animal foram as principais razões para o ressurgimento econômico da carcinicultura.

O pioneirismo asiático é um reflexo das considerações feitas acima. Na atualidade, o continente responde por aproximadamente 90% da produção mundial de camarões e possui os três maiores produtores: China (1.242.385 t), Tailândia (500.800 t) e Vietnã (349.000 t). As Américas são responsáveis pelos outros 10%, destacando-se México (112.495 t), Brasil (65.000 t) e o Equador (56.300 t). A soma da produção dos demais continentes (África, Europa e Oceania) não chega a 1% do total de camarões produzidos no mundo (FAO, 2008).

2.1.2 No Brasil⁷

As primeiras tentativas de cultivo de camarões marinhos começaram experimentalmente no Rio Grande do Norte, na década de setenta, com a espécie nativa *Penaeus brasiliensis* e o camarão exótico *Penaeus japonicus*. Dez anos depois, órgãos do governo federal promoveram a exploração racional dos recursos marinhos com incentivos e créditos financeiros. Tal iniciativa propiciou a implementação das primeiras fazendas comerciais no país.

A construção dos projetos pioneiros na Região Nordeste foi encorajada para criar um uso alternativo das áreas costeiras abandonadas pela atividade salineira.

⁷O histórico do cultivo de camarões no Brasil pode ser obtido em ABCC (2008), Barbieri Júnior e Ostrensky Neto (2002) e Nunes (2001).

Na época, os métodos artesanais de extração de sal tornaram-se obsoletos na medida em que foram adotadas técnicas mecanizadas de produção. As primeiras fazendas de cultivo no Brasil operavam com viveiros com áreas superiores a 15 ha e sob baixas densidades de estocagem (1 a 3 camarões m⁻²), ministrando-se pouca ou nenhuma ração.

Erros e tentativas caracterizaram a primeira fase de desenvolvimento da indústria de cultivo de camarões. Logo após alguns anos de funcionamento, muitos empreendimentos começaram a enfrentar dificuldades de ordem técnica e financeira. Grande parte dos recursos governamentais não foram investidos apropriadamente, resultando em fazendas de cultivo carentes de infra-estrutura básica e suporte técnico especializado.

Até então, não existia uma oferta consistente de pós-larvas de camarões ou rações balanceadas apropriadas para a engorda. Outros obstáculos incluíram o uso de áreas consideradas inadequadas para o cultivo de camarões, erros de engenharia e construção de viveiros, além da restrita tolerância do *P. japonicus* as elevadas condições de salinidade e temperatura de algumas áreas do litoral Nordeste. Essas dificuldades geraram produções irregulares e baixas produtividades. Em meados dos anos oitenta, muitos projetos fracassaram, abrindo espaço para a segunda etapa de desenvolvimento da indústria, a qual somente os produtores comprometidos com a atividade permaneceram.

Nesta fase, os carcinicultores decidiram migrar integralmente para o cultivo de espécies nativas, notadamente o *F. subtilis* e o *L. schmitti*. Contudo, o desempenho destas espécies sob condições de cultivo também era considerado insatisfatório, e o processo de produção ainda se mantinha bastante rudimentar e completamente dependente de fêmeas e/ou pós-larvas provenientes do ambiente natural.

Por volta de 1987, iniciou-se no Estado da Bahia o cultivo semi-intensivo do camarão branco do Pacífico *Litopenaeus vannamei*, mas confinado a um único empreendimento (Fazenda Maricultura da Bahia, situada em Valença).

As técnicas de larvicultura e engorda do *L. vannamei* foram mantidas em silêncio até 1993, quando os principais laboratórios no país começaram a produzir esta espécie em grande quantidade. Como resultado, os cultivos extensivos dos

camarões nativos deram lugar rapidamente a métodos semi-intensivos com o camarão branco. Esta mudança ocorreu progressivamente, na medida em que se propagava entre os produtores a informação sobre a boa adaptação e os melhores níveis de desempenho do *L. vannamei* com as rações produzidas no Brasil.

Em 1994, com a estabilização da moeda brasileira, foi desencadeada uma nova onda de investimentos privados no setor. Neste período, iniciou-se no Brasil a produção de rações balanceadas direcionadas para o cultivo semi-intensivo do *L. vannamei*. No processo de adaptação, as validações tecnológicas foram intensificadas e a partir de 1995/1996 ficou demonstrada a viabilidade comercial de sua produção no país. Quando a segunda fase de desenvolvimento da atividade encerrou, o cultivo nacional de camarões marinhos tinha passado de uma atividade de alto risco para uma oportunidade de investimento altamente atrativa economicamente.

Isto resultou em um rápido crescimento territorial da área cultivada e em um maior profissionalismo. Com a credibilidade renovada, os créditos governamentais retornaram para o setor com critérios de financiamento mais rígidos. As fazendas inoperantes e os empreendimentos obsoletos modernizaram suas infra-estruturas, enquanto outras operações iniciaram a aquisição de novas terras para expansão ou diversificação de seus negócios. Fora alguns cultivos isolados e de pouca importância econômica (ex.: cultivo da espécie nativa *Farfantepenaeus paulensis* em cercados na Lagoa dos Patos), **o *Litopenaeus vannamei* pode ser considerada a única espécie atualmente cultivada no Brasil.**

Muito embora as perdas financeiras decorrentes das enfermidades ainda assombrem os produtores, atualmente a indústria nacional encontra-se em fase de consolidação e norteadada por importantes instituições, a saber: Associação Brasileira e Catarinense de Criadores de Camarão (ABCC e ACCC, respectivamente), Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e as Universidades Federais de Santa Catarina (UFSC), do Ceará (UFC), do Rio Grande do Norte (UFRN) e de Rio Grande (FURG).

2.1.3 Em Santa Catarina⁸

A idéia de cultivar camarões marinhos em Santa Catarina não é de hoje, e tampouco surgiu com a popularização do *L. vannamei* no Brasil. Nasceu em 1984, quando a Universidade Federal de Santa Catarina iniciou os primeiros trabalhos para desenvolver um pacote tecnológico utilizando as espécies nativas *Litopenaeus schmitti* (camarão branco) e *Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis* (camarões rosa). Entretanto, os resultados obtidos nos cultivos foram insatisfatórios, os empreendimentos foram se enfraquecendo, a produção caindo, até que finalmente deixou de existir.

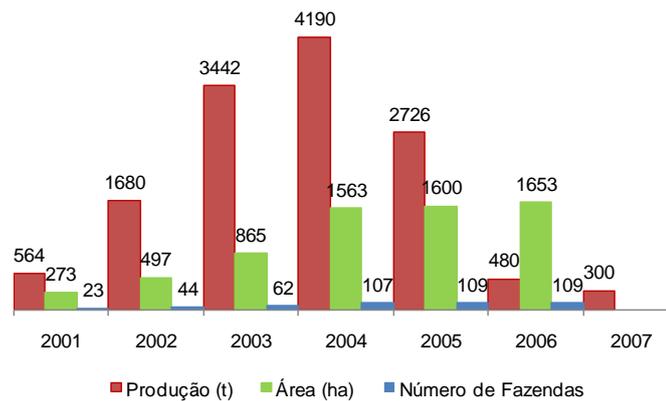
Em 1998, após o fechamento de várias fazendas, a UFSC e a Epagri introduziram no estado a espécie *Litopenaeus vannamei*, que havia apresentado nos cultivos do Nordeste ótimas taxas de sobrevivência, conversão alimentar e crescimento. Assim como no nordeste brasileiro, o *L. vannamei* viabilizou a reativação dos antigos empreendimentos e possibilitou novas instalações de cultivo.

Mas o marco decisivo foi mesmo a elaboração do **Programa de Desenvolvimento do Cultivo de Camarões Marinhos em Santa Catarina**, no ano de 1999. Na sua elaboração, os técnicos levaram em consideração as experiências de outros centros produtores, identificando, dimensionando e planejando as áreas propícias e prioritárias para instalação de empreendimentos. Constatou-se, portanto, uma alternativa para o desenvolvimento sócio-econômico da região litorânea catarinense.

O programa foi bem sucedido até o aparecimento do WSSV em 2005, quando a atividade entrou em colapso (Figura 4). Desde então, a área de produção e o número de fazendas permanecem praticamente os mesmos, mas a produção voltou a patamares do início da década.

Alguns produtores têm experimentado o policultivo com a tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) e relatado aumento nas taxas de sobrevivência dos camarões (MELLO; FARIAS, 2007). No entanto, a curto prazo, não existem perspectivas para o retorno da produção outrora alcançada.

⁸ O histórico do cultivo de camarões em Santa Catarina pode ser obtido em Carvalho Filho (2002), Souza Filho et al. (2003) e Silveira et al. (2008).



Fonte: Silveira et al. (2008)
Dados de 2007 obtidos de Winckler (com. pessoal).
Figura 4: Evolução da carcinicultura marinha em SC.

2.2 Sistemas de cultivo

Como em qualquer criação de organismo vivo, o cultivo de camarões também está ligado ao grau de interferência que o homem exerce sobre o processo produtivo. Em outras palavras, quanto maior for a interferência do homem, maior também será a produtividade por área obtida. Segundo esse preceito, os sistemas de cultivo⁹ da aqüicultura podem ser classificados em extensivo, semi-intensivo, intensivo e superintensivo.

2.2.1 Sistema Extensivo

O controle sobre o meio ambiente e o ciclo biológico da espécie cultivada é mínimo. Normalmente, restringe-se a colocar pós-larvas ou juvenis¹⁰ em zonas protegidas de predadores, ou eventualmente, a fertilizar a água para estimular a produção na base da cadeia trófica. A produção por área e a qualidade da produção estão condicionadas à variável ambiental e às condições ecológicas. Não há garantia de uma determinada produtividade, de tamanho, uniformidade ou qualidade dos camarões. O investimento e os custos de produção são baixos, sobretudo no item alimentação.

⁹ A classificação dos sistemas de cultivo será feita consoante as lições de Cerqueira (2004), Vinatea (2004) e Wasielesky (2006a).

¹⁰ Os juvenis são absolutamente iguais aos camarões adultos, diferenciando-se destes simplesmente pelo fato de não terem atingido ainda o estágio de maturação gonadal. (BARBIERI JÚNIOR; OSTRENSKY NETO, 2001).

2.2.2 Sistema Semi-intensivo

Compreende um sistema misto entre o extensivo e o intensivo que utiliza densidades de estocagens moderadas, alimentação natural gerada pela fertilização orgânica e inorgânica da água (fito e zooplâncton, bentos, etc.) sendo comum a complementação com ração balanceada. O investimento inicial é médio e a mão-de-obra exige baixa especialização. Comumente, a manutenção dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água é feita com a liberação de efluente dos tanques.

2.2.3 Sistema Intensivo

Comparado ao sistema semi-intensivo, o controle sobre o meio ambiente e o ciclo biológico do organismo cultivado é maior. O investimento em instalações e os custos operacionais são altos. A alimentação é essencialmente artificial, o manejo da água é intenso (oxigenação e renovação) e há grande produção de rejeitos. O objetivo é maximizar a produção em condições controladas. A padronização do produto e a maior produtividade constituem as principais vantagens desse sistema.

2.2.4 Sistema Superintensivo

É baseado em elevadas taxas de estocagem, algumas vezes possíveis somente pela aplicação de oxigênio puro. Este sistema exige ainda mudanças nas estratégias de manejo para a manutenção da qualidade da água dos cultivos, o que originou os cultivos chamados “**ZEAH**¹¹”.

Para estimular a formação do meio heterotrófico, além de fortemente oxigenado, o ambiente deve ser fertilizado com fontes ricas em carbono. Corretamente balanceados, o carbono e o nitrogênio estimulam a formação de flocos microbianos,¹² capazes de assimilar os compostos nitrogenados originados da excreção dos camarões e dos restos do alimento em decomposição (SCHNEIDER et al., 2005). A imobilização da amônia pelas bactérias heterotróficas ocorre em uma

¹¹ *Zero Exchange, Aerobic, Heterotrophic Culture Systems* são sistemas sem renovação de água com uma biota predominantemente aeróbia e heterotrófica.

¹² Os flocos microbianos são constituídos principalmente de bactérias, microalgas, fezes, exoesqueletos, restos de organismos mortos, cianobactérias, protozoários, pequenos metazoários e formas larvais de invertebrados.

velocidade superior a da nitrificação, pois a taxa de crescimento e a produção de biomassa por unidade de substrato deste tipo de microrganismo é muito maior (HARGREAVES, 2006).

A vantagem desse sistema é a redução do uso da água e da geração de efluentes, diminuindo as possibilidades de impactos ambientais. Por iguais razões, os sistemas “ZEAH” reduzem o risco de introdução e disseminação de doenças, além de complementar a dieta dos animais pela produtividade natural presente nos viveiros. Nunes (2005) enfatiza ainda que esta prática ajuda também a controlar (por exclusão competitiva) a presença de organismos oportunistas nos tanques como os *Vibrios*, que causam a vibriose e agem de forma secundária, mas muitas vezes letal.

A Tabela 1, adaptada de Nunes (2002), mostra a evolução dos sistemas de cultivo de camarões marinhos no Brasil.

Tabela 1: Progressão e tendências da carcinicultura marinha no Brasil.

Característica	Sistema de Cultivo		
	Semi-Intensivo	Intensivo	Superintensivo
Renovação de água	Até 5% dia ⁻¹	1 - 3% dia ⁻¹	< 1% dia ⁻¹
Biossegurança	Baixa	Baixa	Alta
Alimento natural	Algas e Zooplâncton	Algas e Zooplâncton	Bioflocos
Ração	Alta lixiviação de vitaminas e nutrientes	Vitaminas protegidas	Aminoácidos e vitaminas protegidos
Densidade de estocagem	Até 35 camarões m ⁻²	40 - 80 camarões m ⁻²	> 80 camarões m ⁻²
Produtividade	Até 3 t ha ⁻¹ ciclo ⁻¹	Até 10 t ha ⁻¹ ciclo ⁻¹	> 10 t ha ⁻¹ ciclo ⁻¹
Tratamento de Efluentes	Bacias de decantação (quando há)	Bacias de decantação (quando há)	Flotadores, Filtros Biológicos Percoladores, RBS.
	<i>Passado/Presente</i>		
			<i>Futuro</i>

2.3 Os Efluentes da Carcinicultura

O cultivo de camarões nas regiões costeiras pode ser considerado como uma fonte de poluição pontual e responsável por alterar as características dos corpos d'água receptores. A introdução de matéria orgânica (fezes, sobras de ração,

fertilizantes, antibióticos, etc.) reduz a concentração de oxigênio dissolvido como consequência do processo de estabilização da matéria orgânica realizado pelas bactérias decompositoras (BOYD; MASSAUT, 1999; COELHO, 2000).

Não há dúvidas sobre os impactos ambientais provocados pela carcinicultura, entretanto, tanto o volume, quanto a composição dos efluentes que são liberados pelas fazendas de camarão geram muita polêmica e são motivos de debates. Conforme sustenta Nunes (2002), de um lado estão as fazendas de camarão, que tentam ao máximo se afastar da poluição orgânica e química de atividades industriais, domésticas e agropecuárias. De outra face, emergem os órgãos ambientais e as organizações não governamentais (ONG's) que ressaltam os riscos de enriquecimento com nutrientes minerais e orgânicos (eutrofização¹³) dos ecossistemas adjacentes que recebem os efluentes das fazendas de camarão. Nunes (2002, p. 27) também faz questão de ressaltar a importância ambiental de alguns cultivos:

Em muitas fazendas, os efluentes apresentam melhor qualidade quando comparado aos afluentes. Os camarões marinhos são exigentes quanto a qualidade da água de cultivo, e sob condições inadequadas, não crescem ou sobrevivem. Em alguns casos, os afluentes necessitam ser submetidos a um tratamento prévio e desinfecção para permitir sua utilização no cultivo.

No entanto, a preocupação das ONG's ambientalistas também não pode ser desprezada. Figueiredo et al. (2005) estudaram os impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas continentais e concluíram que a drenagem das águas dos viveiros de camarão (diretamente nos corpos receptores) pode causar assoreamento e ameaçar os usos prioritários de abastecimento humano e dessedentação animal. Já Sousa (2003, p. 5) comenta as seguintes consequências do lançamento de efluente bruto no meio ambiente:

[...] o aumento da concentração de nutrientes (principalmente N e P) propicia uma excessiva floração de algas, caracterizando uma água eutrofizada. Sólidos em suspensão aumentam a turbidez da água, diminuindo a penetração da luz e influenciando nos processos geomorfológicos (principalmente sedimentação), podendo resultar em alterações na dinâmica hidrológica do sistema, em zonas anóxicas no sedimento - que tende a gerar liberações de gases tóxicos, e.g. H₂S, CH₄ - e no comprometimento das comunidades bentônicas.

¹³ Eutrofização é o processo de enriquecimento dos ambientes aquáticos com nutrientes (principalmente N e P) que estimulam a produtividade primária, *blooms* algais e o crescimento massivo de macroalgas (WU, 1999).

Analisando os estudos sobre o balanço do N e do P na carcinicultura, verifica-se em números o que acontece com os nutrientes adicionados aos tanques de cultivo. Briggs e Funge-Smith (1994) observaram que 27% do nitrogênio e 10% do fósforo utilizado pelas fazendas intensivas da Tailândia vão parar no meio ambiente. Páez-Osuna et al. (1997) relataram que o cultivo semi-intensivo de camarões no noroeste do México libera 36,7% do N e 30,3% do P via efluente. O cultivo intensivo do *P. monodon* na Austrália chega a lançar 57% de todo o N fornecido segundo Jackson et al. (2003). Thakur e Lin (2003) estudando também o cultivo intensivo do *P. monodon*, mas em sistema fechado, revelaram que os camarões conseguem assimilar no máximo 31% e 13% do N e P, respectivamente.

Comparando os resultados acima citados, com os de outros estudos (FUNGE-SMITH; BRIGGS, 1998; TEICHERT-CODDINGTON; MARTINEZ; RAMÍREZ, 2000; WAHABA; BERGHEIMB; BRAATEN, 2003; ISLAM et al., 2004; JACKSON; PRESTON; THOMPSON, 2004; CASILLAS-HERNÁNDEZ et al., 2006), tem-se as seguintes conclusões (SOUSA, 2003):

1. A carga total de poluentes varia largamente de acordo com o sistema adotado, com as técnicas de manejo, com o ambiente de cultivo e ao longo do tempo.
2. Os sistemas de cultivo, principalmente os que utilizam aeração, tendem a gerar grande quantidade de sólidos suspensos;
3. Apenas uma pequena fração dos nutrientes fornecidos é assimilada pelos camarões. O restante permanece no ambiente de cultivo e tende a acumular-se no sedimento, volatilizar-se para a atmosfera e, principalmente, a ser descartada com o efluente.

2.4 Formas de controle do N na aquíicultura

Na aquíicultura, não é exagero considerar o próprio processo produtivo como uma espécie de pré-tratamento do efluente. Durante o cultivo, produtores e técnicos comumente estimulam a prevalência de um (ou mais) destes processos biológicos:

fotossíntese, nitrificação e/ou assimilação microbiana heterotrófica ¹⁴ (EBELING; TIMMONS; BISOGNI, 2006).

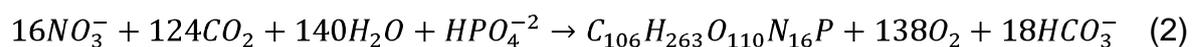
Embora a aerobiose predomine nos tanques, há circunstâncias ambientais específicas (ex.: acúmulo de matéria orgânica, alta concentração de sólidos suspensos) que também podem favorecer a ocorrência da **desnitrificação** (EBELING et al., 2006).

2.4.1 Fotossíntese

O crescimento da biomassa planctônica depende basicamente da fotossíntese realizada pelo fitoplâncton. Para que a fotossíntese seja possível, são necessários o pigmento clorofila (presente nos vegetais), radiação solar e a disponibilidade de gás carbônico, água e diversos nutrientes inorgânicos, dentre os quais o nitrogênio e o fósforo. A partir dos carboidratos formados, as plantas e algas geram energia para sintetizar proteínas, lipídios e vitaminas (KUBITZA, 2003).

Os cultivos tradicionais da aquicultura são baseados freqüentemente na biossíntese de algas para remover a maior parte do nitrogênio inorgânico. Uma importante desvantagem deste processo é a variação da densidade algal (*die-offs*) e a exposição dos animais a uma alta amplitude de oxigênio dissolvido, pH e amônia ao longo do dia (BURFORD et al., 2003).

O processo fotossintético das algas marinhas utilizando a amônia (Equação 1) ou o nitrato (Equação 2) pode ser definido pelas seguintes relações estequiométricas (STUMM; MORGAN, 1981):



Baseado nestas relações, para cada grama de amônia convertida em biomassa algal são consumidos 18,07 g de CO₂ e para cada grama de nitrato são consumidos 24,4 g de CO₂. De modo correspondente, são produzidos 15,14 e 19,71

¹⁴ A assimilação microbiana heterotrófica é utilizada nos sistemas de cultivo superintensivos (Seção 2.2.4).

g de O₂ por grama de amônia e por grama de nitrato, respectivamente (EBELING; TIMMONS; BISOGLI, 2006).

2.4.2 Nitrificação

A amônia presente nos tanques de cultivo é um metabolito proveniente da excreção nitrogenada dos animais cultivados, bem como da decomposição microbiana de resíduos orgânicos (restos de alimento, fezes e adubos orgânicos). A aplicação de fertilizantes nitrogenados amoniacais (sulfato de amônio, nitrato de amônio, uréia, fosfatos monoamônicos e diamônicos) também contribui para o aumento da concentração de amônia na água (KUBITZA, 2003).

A nitrificação é o processo de oxidação seqüencial da amônia por dois gêneros predominantes de bactérias: a *Nitrosomonas*, que obtém sua energia oxidando a amônia a nitrito (Equação 3) e a *Nitrobacter*, que obtém sua energia oxidando o nitrito a nitrato (Equação 4). Os microrganismos nitrificantes são quimio-autotróficos, gram-negativos¹⁵ e possuem um alto tempo de geração¹⁶ (20 - 40 h) (HARGREAVES, 1998).



Os principais fatores que afetam a nitrificação são: temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, relação C/N e a disponibilidade de amônia e nitrito (TIMMONS; LOSORDO, 1994).

2.4.3 Remoção Biológica do Nitrato

Embora a **desnitrificação** na presença de oxigênio já tenha sido reportada por Robertson e Kuenen (1984), a maioria dos microrganismos desnitrificantes (ex.: *Alcaligenes faecalis*, *Citrobacter diversus*, *Pseudomonas nautica* e *Thiosphaera*

¹⁵ A coloração de Gram é um teste laboratorial que permite determinar a forma do microrganismo e facilitar a sua identificação (FIGUEIREDO; GODOY; LEAL, 2008).

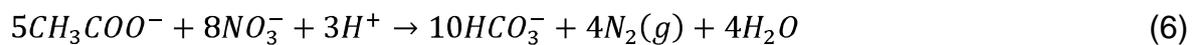
¹⁶ Tempo de geração é o intervalo de tempo requerido para que cada microrganismo se divida, ou para que a população em uma cultura se duplique em número (PELCZAR; CHAN; KRIEG, 1997).

pantotropha) são anaeróbios facultativos e reduzem o nitrato (Equação 5) na ausência do oxigênio. O gás nitrogênio é o produto final da desnitrificação, mas sob determinadas condições também pode haver o acúmulo de compostos intermediários como o nitrito, o óxido nítrico e o óxido nitroso (HUANG; TSENG, 2001; VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006).



2.4.3.1 Desnitrificação Heterotrófica

A **desnitrificação heterotrófica** é realizada por microrganismos (ex.: *Pseudomonas sp.*) que derivam elétrons e prótons necessários para a redução do nitrato a nitrogênio gasoso a partir de compostos orgânicos carbonáceos (MCCARTHY; GARDNER, 2003). A Equação 6 exemplifica a utilização do acetato como fonte de carbono para a desnitrificação (VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006).



A relação C/N necessária para a redução completa do nitrato para nitrogênio gasoso depende da natureza da fonte de carbono e da espécie de bactéria (PAYNE, 1973 apud VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006). Em reatores anaeróbios, por exemplo, a velocidade da desnitrificação utilizando o acetato como fonte de carbono foi superior a de fontes como a glicose e o etanol (TAM; WONG; LEUNG, 1992).

2.4.3.2 Desnitrificação Autotrófica

A desnitrificação autotrófica utiliza como fonte de carbono compostos inorgânicos (ex.: CO_2 ; HCO_3^-). Com isso, nenhuma fonte orgânica carbonácea é necessária (CLAUS; KUTZNER, 1985 apud ZHANG; LAMPE, 1999). Ao contrário da desnitrificação heterotrófica, a autotrófica consome alcalinidade e reduz o pH. Efluentes com alta concentração de nitrato podem encarecer muito o tratamento por causa da necessidade constante de correção destes parâmetros (OH et al., 2001).

Os estudos envolvendo a desnitrificação autotrófica são focados nos compostos hidrogenados e sulfurosos (ZHANG; LAMPE, 1999). Nos ecossistemas

marinhos, os compostos reduzidos de enxofre são freqüentemente produzidos pela redução do sulfato (Equação 7). O sub-produto formado (H_2S) serve como fonte de elétrons para certos microrganismos autotróficos (ex.: *Thiobacillus versutus*, *Thiobacillus thyasiris*, *Thiosphaera pantotropha* e *Paracoccus denitrificans*) reduzirem o nitrato novamente a sulfato e nitrogênio gasoso (Equação 8) (KOROM, 1992; OH et al., 2001).



2.5 Tratamento de Efluentes

A minimização das alterações ambientais provocadas pela carcinicultura é de interesse das próprias fazendas de cultivo, uma vez que as mesmas podem ser negativamente influenciadas pelos impactos dos ecossistemas adjacentes que recebem os efluentes (WESTON, 1991).

Atualmente, os sistemas de tratamento de efluentes mais estudados na aquíicultura são as **lagos de estabilização**, os **sistemas integrados**, a **zona de raízes** e os **reatores em bateladas seqüenciais** (RBS). Na seqüência, será apresentada uma breve descrição sobre cada um deles, bem como as vantagens e desvantagens de sua aplicação na carcinicultura.

2.5.1 Lagos de Estabilização

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pela oxidação bacteriológica (oxidação aeróbia ou fermentação anaeróbia) e/ou redução fotossintética das algas (JORDÃO; PESSÔA, 1995). Ramos (2007) lembra que a lagoa de estabilização é a única forma de tratamento aplicada pelas fazendas de camarão, quando estas decidem tratar seus efluentes.

De acordo com Nunes (2002), o uso de lagoas de estabilização no tratamento dos efluentes de camarões marinhos fornece uma série de benefícios, incluindo: coleta de sólidos em suspensão; transformação de nutrientes dissolvidos

em biomassa vegetal; volatilização de compostos nitrogenados; degradação da biomassa vegetal e redução da DBO.

Teichert-Coddgton et al. (1999) demonstraram que a retenção dos últimos 20% de água residual da despesca de camarões por um período de 6 horas tem um impacto significativo sobre a qualidade dos efluentes. Este tempo de residência permitiu a redução de 55% do fósforo total, 63% da DBO e 88% dos sólidos suspensos totais. Em relação aos demais parâmetros, o nitrogênio total teve a menor eficiência de tratamento (34%). Coelho (2000) utilizou lagoas rasas com TRH¹⁷ de 28 dias para tratar o efluente de larvicultura intensiva de camarões marinhos e manteve a DBO e os sólidos suspensos abaixo de 20 e 35 mg L⁻¹, respectivamente. O fósforo total permaneceu inferior a 1 mg L⁻¹ e para o ortofosfato foi observado uma eficiência de até 88% na remoção.

Entretanto, Funge-Smith e Briggs (1998) advertem que uma parte sólidos suspensos representados pelo plâncton e partículas orgânicas não se sedimentam tão facilmente por possuir uma flutuabilidade natural ou uma densidade próxima à da água. Ademais, este material após sedimentado tenderá a ser reincorporado à coluna d'água via ressuspensão, dissolução, mineralização ou incorporação pela biomassa planctônica (CRIPPS; KELLY, 1996; TEICHERT-CODDINGTON et al., 1999; JONES; DENNISON; PRESTON, 2001). Portanto, esta prática parece não atingir, por si só, a eficiência necessária para um adequado tratamento dentro do ciclo de produção das fazendas (FUNGE-SMITH; BRIGGS, 1998).

2.5.2 Sistemas Integrados

Os sistemas de tratamento de efluente denominados "integrados" na aqüicultura são caracterizados pela utilização de espécies com diferenças tróficas na cadeia alimentar com o propósito de maximizar o aproveitamento dos nutrientes existentes no cultivo e transformar o poder impactante dos efluentes em lucro para os produtores.

Aproveitar a integração de diferentes espécies para a biorremediação da carcinicultura é uma medida adotada desde 1998 na Tailândia e Filipinas, conforme

¹⁷ TRH = Tempo de retenção hidráulica

relata Oliveira (2001). Tal prática ficou conhecida como “*Mangrove-friendly Aquaculture Program*”, utilizando o molusco do gênero *Sonneratia*, mais conhecido como “imbao” responsável por minimizar o impacto sobre o meio ambiente pela redução das concentrações de nitrogênio e fósforo liberados pela produção do camarão tigre *Penaeus monodon*.

Partindo deste princípio, Jones, Dennison e Preston (2001) utilizaram três estágios de tratamento - decantação, filtração por ostras e absorção por macroalgas no efluente liberado por uma fazenda australiana de carcinicultura marinha. Os resultados apontaram para uma eficiência na remoção dos seguintes parâmetros: 12% SST, 28% N-total, 14% P-total, 76% NH_4^+ , 30% NO_3^- , 35% PO_4^{3-} , 30% bactérias e 0,7% clorofila *a*.

Martinez-Cordova e Martinez-Porchas (2006) elaboraram um sistema de cultivo integrado com o camarão branco (*Litopenaeus vannamei*), a ostra do pacífico (*Crassostrea gigas*) e o mexilhão preto (*Chione fluctifraga*). Os resultados demonstraram uma redução significativa nas concentrações de amônia total ($< 0,74 \text{ mg L}^{-1}$), clorofila *a* ($< 7,71 \text{ mg m}^{-3}$) e sólidos suspensos totais ($< 73,6 \text{ mg L}^{-1}$).

Também integrando sistemas, Ramos (2007) testou a sedimentação, a filtração pelas ostras *Crassostrea gigas* e *Crassostrea rizophorae* e a absorção pelas macroalgas *Ulva fasciata* e *Hypnea musciformis* em TRHs de 6, 12 e 24 horas. Para a integração dos processos de **sedimentação e filtração**, o melhor desempenho foi alcançado pela ostra *C. rizopharae* na biomassa de 80 g L^{-1} com 6 horas de TRH. Para a integração dos processos de **sedimentação e absorção**, a macroalga *Ulva fasciata* teve o melhor desempenho na biomassa de 17 g L^{-1} com 6 horas de TRH. As eficiências de remoção obtidas para a integração dos três processos (**sedimentação, filtração e absorção**) foram de 95,1% (bactérias totais); 97,1% (turbidez); 81,3% (SST); 35,0% (SVT); 99,1% (clorofila-*a*); 39,2% (DBO_5); 54,1% (amônia); 58,0% (nitrito); 69,2% (nitrato) e 52,9% (ortofosfato).

Contudo, os sistemas integrados possuem duas desvantagens importantes. Uma é a diferença entre o tempo de cultura do camarão e das outras espécies integradas no cultivo (FUNGE-SMITH; BRIGGS, 1998). A outra é a produção de fezes e pseudo-fezes dos moluscos filtradores que pode reduzir a qualidade do tratamento (RAMOS, 2007).

2.5.3 Zona de Raízes (*Wetlands*)

A zona de raízes ou *wetlands*, como são mundialmente conhecidos, compreendem ambientes transitórios entre os meios aquático e terrestre. Sua peculiaridade consiste em propiciar o desenvolvimento de plantas enraizadas e especialmente adaptadas a ambientes temporal ou continuamente inundados (IWA, 2000; SOUSA, 2003).

Os *wetlands* são comumente utilizados para tratar tanto esgotos domésticos como efluentes industriais e agrícolas (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995). Este sistema é caracterizado por possuir vantagens como: custo reduzido, baixo consumo de energia, pouca manutenção e contribuir para o aumento do habitat natural da fauna e flora local (IWA, 2000).

Na aquicultura, a eficiência das zonas de raízes também já é conhecida. Lin et al. (2002) tratando o efluente do cultivo do peixe-leite (*Chanos chanos*) configuraram dois *wetlands* (um superficial e outro subsuperficial) em série e conseguiram eficiências de remoção de 86-98% para a amônia, 95-98% para o nitrogênio inorgânico total e de 32-71% para o fosfato.

Tilley et al. (2002) empregando *wetland* para tratar e recircular a água de cultivos intensivos de camarões no México controlaram os níveis de DBO ($< 9 \text{ mg L}^{-1}$), amônia total ($< 1,8 \text{ mg L}^{-1}$) e nitrato ($< 0,42 \text{ mg L}^{-1}$) e obtiveram eficiências de 31, 65 e 76% para o fósforo total, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos fixos, respectivamente. Também visando a recirculação do efluente de camarões, a zona de raízes utilizada por Lin, Jing e Lee (2003) foi eficiente na remoção de DBO₅ (24%), sólidos suspensos (71%), clorofila *a* (88%), amônia (57%), nitrito (90%) e nitrato (68%).

Apesar de geralmente ser observada uma significativa melhoria na qualidade da água como resultado de seu fluxo na zona de raízes, a alta variabilidade dos componentes que constituem os *wetlands* (tipo de sedimento, plantas, etc.) impede a extrapolação de resultados de uma área geográfica a outra. Além disso, a performance pode mudar ao longo do tempo como conseqüência de mudanças na composição das espécies e/ou acúmulo de poluentes no sistema (BRIX; SCHIERUP, 1989). Sousa (2003), por exemplo, observou a morte de toda a vegetação da zona

de raízes após drenar uma alta carga de poluentes da fase berçário¹⁸ do cultivo de camarões.

2.5.4 Reatores em Bateladas Seqüenciais

Embora o início da utilização dos reatores em bateladas tenha se dado há décadas, foi a partir do início dos anos oitenta que essa tecnologia tornou-se mais difundida e aplicada no tratamento de uma maior diversidade de efluentes. Em parte, isto se deve ao melhor conhecimento do sistema, ao emprego de vertedores flutuantes mais confiáveis, ao desenvolvimento de uma instrumentação mais robusta e à utilização de controles com microprocessadores. Nos últimos anos, face à crescente preocupação quanto ao lançamento de nutrientes nos cursos d' água, os reatores em bateladas têm sido modificados para propiciar a nitrificação, desnitrificação e remoção biológica de fósforo (VON SPERLING, 1997; HOFFMANN et al., 2004).

O RBS é um sistema que oferece várias vantagens, incluindo: área reduzida para a implantação, fácil operação e possibilidade de modificações durante as fases de reação (ANDREOTOLLA; FOLADORI; RAGAZZI, 2001). Comparado às demais formas de tratamento biológico, o RBS é, sem dúvidas, a que tem apresentado a melhor relação custo/benefício para o efluente da carcinicultura. Os trabalhos realizados até agora (BOOPATHY; FONTENOT; KILGEN, 2005; BOOPATHY et al. 2007; FONTENOT et al., 2007) tratando o lodo gerado no cultivo superintensivo de camarões obtiveram eficiências de remoção muito próximas (ou iguais) a 100% para amônia, nitrito, nitrato e DQO.

O princípio dos RBS consiste na incorporação de todas as unidades, processos e operações normalmente associados ao tratamento tradicional de lodos ativados¹⁹ em um único tanque (Figura 5). Assim, esses processos e operações passam a ser simplesmente seqüenciais no tempo, e não unidades separadas, como ocorre nos processos convencionais. Isso é conseguido pelo estabelecimento de

¹⁸ A fase de berçário possui tanques praticamente idênticos aos tanques de engorda, porém de menores dimensões. Nessa fase, os camarões são estocados em densidades muito superiores às utilizadas durante o cultivo. (BARBIERI JÚNIOR; OSTRENSKY NETO, 2002).

¹⁹ Lodo ativado é o floco produzido num efluente bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zoogléias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

ciclos de operação com durações definidas, a saber: enchimento, reação, decantação, esvaziamento e repouso (COSTA, 2005; VON SPERLING, 1997).

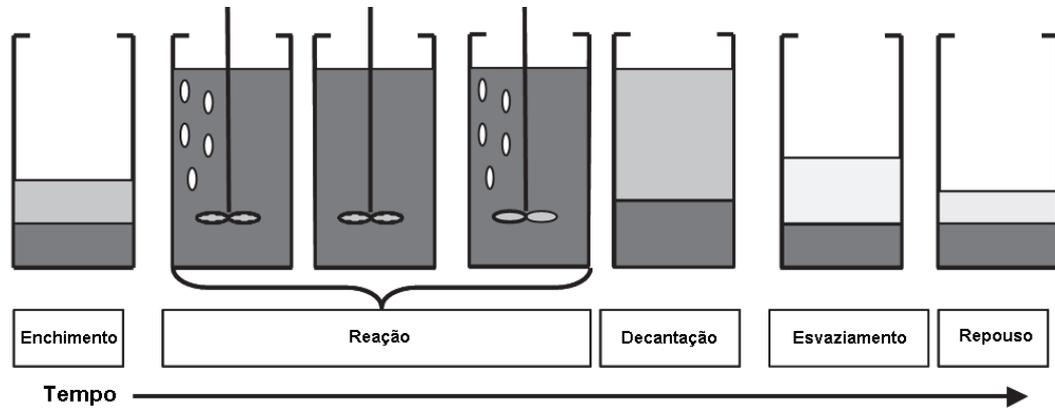


Figura 5: Fases de um reator em bateladas seqüenciais (Adaptado de Boopathy et al., 2007).

A fase de **enchimento** corresponde a adição do efluente no reator. A etapa de **reação** tem por objetivo completar as reações iniciadas na fase do enchimento, podendo ser realizada em condições aeróbias ou anaeróbias. A fase de **decantação** é a separação do conteúdo sólido do líquido, semelhante ao que acontece em clarificadores de tratamentos biológicos. A etapa de **esvaziamento** é a retirada do efluente tratado do reator. Durante o **repouso**, há ajuste dos ciclos e a remoção do lodo excedente (WILDERER et al., 1997; FERREIRA, 2000; COSTA, 2005).

3 METODOLOGIA

3.1 Local de Estudo

O trabalho experimental foi desenvolvido nas dependências do Laboratório de Camarões Marinhos (LCM) que é vinculado ao Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O LCM situa-se às margens da Lagoa da Conceição em Florianópolis - SC (Figura 6).



Fonte: Google Earth (27°34'58"S 48°26'29"O)

Figura 6: Foto aérea do LCM.

As análises laboratoriais foram efetuadas no Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC) do Departamento de Geociências e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Ambos departamentos são pertencentes à UFSC.

3.2 Delineamento experimental

3.2.1 Cultivo

O experimento teve duração de 30 dias. Camarões juvenis da espécie *Litopenaeus vannamei* com 16,5 ($\pm 0,6$) gramas de peso médio foram estocados sob uma densidade de 169,5 camarões m^{-3} (30 camarões tanque^{-1}) em tanques quadrangulares de fibra de vidro com volume de 177 L (0,72 x 0,72 x 0,34 m).

A circulação da água e o nível de oxigênio foram mantidos com o auxílio de quatro pedras porosas dispostas no fundo de cada tanque. Todas as unidades experimentais receberam água oceânica pré-filtrada em filtro de areia. Nenhum tipo de fertilização anterior ao povoamento dos tanques foi realizada. Os tratamentos foram submetidos a renovações parciais de água (30% - 53 L) quando os SST extrapolaram a concentração de 900 mg L^{-1} .

O sistema de controle térmico era constituído de um aquecedor (50 W) conectado a um termostato em cada unidade experimental (Figura 7). Ademais, para evitar temperaturas excessivamente altas, os tratamentos foram alocados dentro de um tanque de manutenção de reprodutores do LCM (50 m³) com a altura da água em uma profundidade suficiente para permitir o controle térmico em “banho-maria”.



Figura 7: Unidades experimentais alocadas dentro de um tanque de 50 m³ (a,b). Distribuição das quatro pedras porosas e da bandeja de alimentação no fundo de cada unidade experimental (c). Sistema de aquecimento e aeração (d).

Foram testadas duas formas de ajuste da relação C/N para a contenção da amônia: uma com a fertilização por melaço sendo feita constantemente e de acordo com a quantidade de ração fornecida aos camarões denominada **Fertilização Fixa (FF)** e outra com uma quantidade de melaço suficiente para a total assimilação da amônia em biomassa bacteriana sempre que a concentração excedesse 1 mg L^{-1} , denominada **Fertilização Pontual (FP)**.

O **Tratamento Controle (TC)** não sofreu nenhum tipo de fertilização com melaço. Todos os tratamentos foram realizados em triplicata, resultando em um total de 9 unidades experimentais.

Para avaliar a eficiência do controle térmico, a aeração dos tanques e a estabilidade das unidades experimentais alocadas dentro do tanque de 50 m^3 foi realizado um “pré-teste” com a mesma duração do estudo (30 dias). No entanto, cada tratamento possuía apenas uma unidade experimental (sem repetição). Confirmada a viabilidade do sistema, foram realizadas as adequações para o experimento propriamente dito. Os resultados do pré-teste podem ser visualizados no **Apêndice B**.

3.2.2 Tratamento do Efluente por Reator em Batelada Seqüencial (RBS)

Para o tratamento do efluente gerado pela melhor condição de estudo, três RBS de 12 L foram estruturados da seguinte forma (Figura 8 e Figura 9): Reator 1 (**R1**): Aeração por oito dias consecutivos. Reator 2 (**R2**): Aeração contínua nos dois primeiros dias (0-2), seguida de uma fase sem aeração nos três dias seguintes (3-5) e aeração contínua nos dois dias finais (6-7). Reator 3 (**R3**): Aeração contínua no primeiro dia (1), seguida de uma fase sem aeração durante dois dias (2-3) e aeróbia no último dia (4). Finalizado o processo de reação, todos os efluentes nos respectivos reatores (**R1**, **R2** e **R3**) foram submetidos à decantação por 24 h.

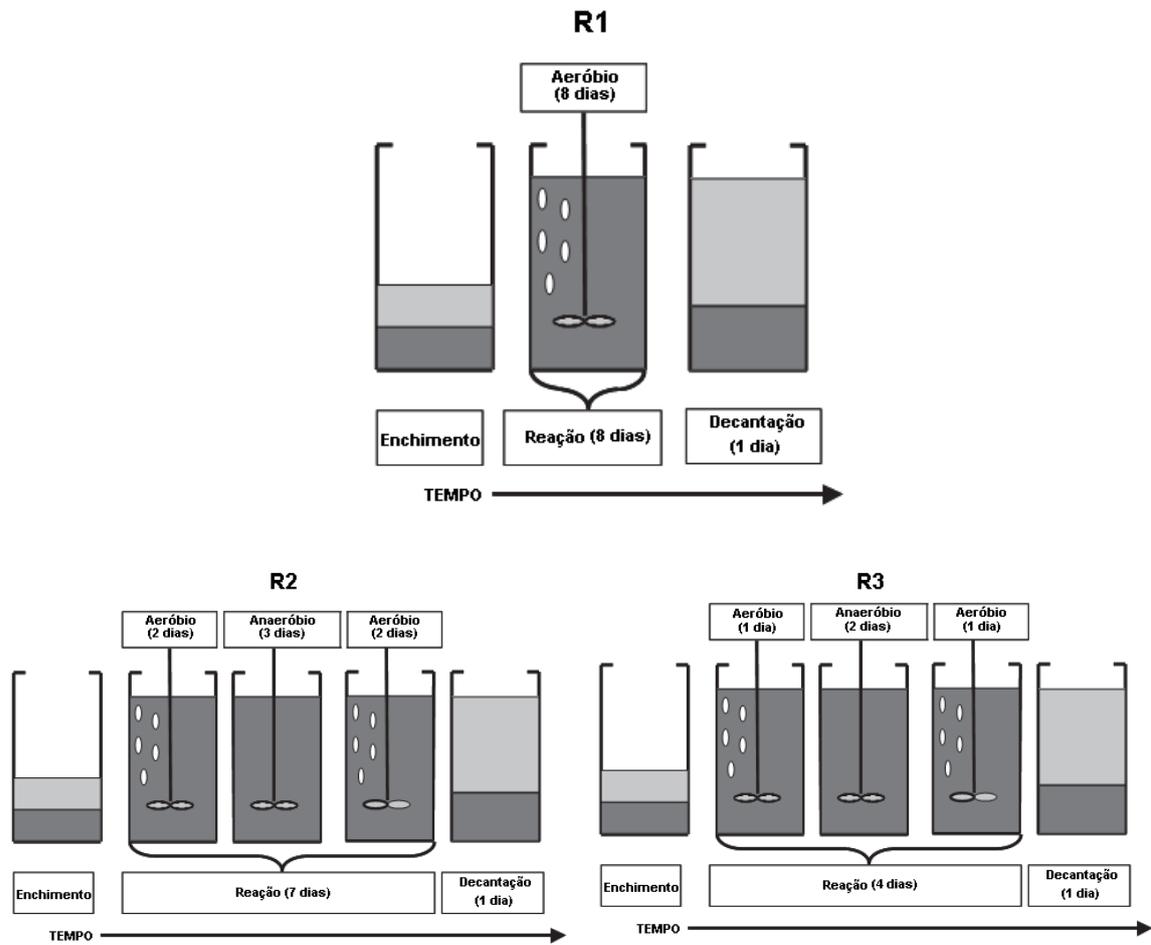


Figura 8: Configuração dos três reatores (R1, R2 e R3) para tratamento do efluente gerado pela melhor condição de estudo. Adaptado de Boopathy et al. (2007).



Figura 9: Reatores de bancada utilizados no tratamento do efluente.

3.3 Alimentação e Aplicação de Ensumos

Os camarões eram alimentados pela manhã (9:00 h) e tarde (16:00 h) com uma ração de 35% de proteína bruta (NUTRON®). Inicialmente foi fornecida uma quantidade de ração diária igual a 3% da biomassa de camarões (dividido entre os dois turnos). A quantidade de ração era então ajustada entre cada período com auxílio das bandejas de alimentação.

A adição de melaço na **FP** era feita logo após a determinação da concentração de amônia (10:00 h) e na **FF** assim que encerrado o segundo período de alimentação (17:00 h).

Para o controle do pH (> 7,0) e da alcalinidade (> 70 mg L⁻¹) foi utilizada cal hidratada na concentração de 19 ppm dia⁻¹.

3.4 Cálculo da relação C/N

Avnimelech (1999) demonstrou que apenas 50% do nitrogênio contido na ração dos camarões é excretado na forma de amônia e que para remover uma unidade de nitrogênio na forma de amônia são necessárias 20 unidades de carboidrato.

A Equação 9, apresentada por Van Wyk (2006), expressa a quantidade de carboidrato necessária para a total assimilação da amônia em biomassa bacteriana de acordo com o conteúdo protéico da ração. Para cada quilo de ração contendo 35% de proteína bruta são necessários 560 gramas de carboidrato (**C/N = 14/1**).

$$CHO (kg) = \% PB \times \frac{N_{ração}}{R} \times \frac{N-NH_4}{N_{ração}} \times \frac{CHO}{N-NH_4} \quad (9)$$

$$CHO (kg) = 0,35 \times 0,16 \times 0,50 \times 20$$

$$CHO (kg) = 0,56$$

Onde:

%PB = Percentagem de proteína bruta da ração (35%);

$\frac{N_{ração}}{R}$ = Percentagem de N na parte protéica da ração (16%);

$\frac{N-NH_4}{N_{ração}}$ = Percentagem de amônia excretada por kg de ração fornecida (50%);

$\frac{CHO}{N-NH_4}$ = Número de unidades de carboidrato necessárias para assimilação microbiana por unidade de amônia formada (20).

Considerando que o percentual de carboidrato do melaço utilizado é de 57,29%, para cada grama de ração fornecido a **FF** foram necessários 0,98 gramas de melaço (Tabela 2).

Já para o tratamento em que a fertilização por melaço foi feita de acordo com os picos de amônia (**FP**) e seguindo as recomendações de Avnimelech (1999), foram utilizadas 34,91 gramas de melaço por grama de amônia formada, visto que o melaço em questão possui 57,29% de carboidrato ($20 \div 0,5729$).

Tabela 2: Análise centesimal do melaço feita pelo Laboratório de Análises (LABCAL) do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos da UFSC (Protocolo 3332 / 2007) e níveis de garantia da ração (ProAqua Camarões 35) fornecidos pelo fabricante (NUTRON[®]).

Melaço (%)		Ração (%)	
Carboidratos	57,29	Proteína bruta (mín.)	35,0
Gordura	0,17	Extrato Etéreo (mín.)	7,0
Proteína (N total x 6,25)	2,96	Fibra (máx.)	6,0
Resíduo Mineral Fixo	32,19	Cinzas (máx.)	15,0
Umidade e Substâncias Voláteis a 105°C	7,39	Cálcio (máx.)	3,0
		Fósforo (mín.)	1,5

3.5 Procedimentos Analíticos

3.5.1 Cultivo

3.5.1.1 Oxigênio Dissolvido, Temperatura, pH, Salinidade e Turidez

Oxigênio dissolvido^a, temperatura^a e pH^b o foram medidos diariamente com o oxímetro HANNA HI 9147^a e o pHmetro ALFAKIT-350^b pela manhã (8:00 h) e tarde (16:00 h). A salinidade foi monitorada duas vezes por semana pelo salinômetro YSI 30 e a turbidez foi medida três vezes por semana pelo turbidímetro Orbeco-Hellige 966, sendo os valores expressos em Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT). A análise semanal da transparência foi feita com o Disco de Secchi.

Os demais parâmetros (Seção 3.5.1.2 a 3.5.1.7) foram monitorados semanalmente.

3.5.1.2 Amônia (N-NH₄), Nitrito (N-NO₂⁻), Nitrato (N-NO₃⁻) e Ortofosfato (PO₄⁻³)

Os nutrientes inorgânicos dissolvidos amônia (N-NH₄), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻) e ortofosfato (PO₄⁻³) foram analisados no Laboratório de Oceanografia Costeira (LOC) utilizando o fotolorímetro micro-processado AT2K8 da empresa Alfakit. Os métodos empregados pelo instrumento na determinação dos parâmetros analisados (Tabela 3) estão baseados no Standard Methods (APHA, 1998).

Para a separação do material em suspensão, as amostras (100 mL) foram centrifugadas a 4.000 rpm por 15 minutos com a centrífuga Eppendorf 5804 anteriormente à análise. Sempre que houve extrapolação dos limites de detecção do método (devido à alta concentração do nutriente mensurado) foram feitas diluições na amostra.

Tabela 3: Métodos empregados na determinação dos nutrientes inorgânicos dissolvidos (informação fornecida pela Empresa Alfakit).

Determinação Clorimétrica	Métodos Reagentes	Número da Técnica	Sensibilidade (mg L ⁻¹)	Limite Máximo da Curva (ppm)
Amônia	Nessler	F010	0,05	7
Nitrito	1-Naftilamina	F053	0,003	0,5
Nitrato	Brucina	F051	0,3	15
Ortofosfato	Alfa amino	F056	0,05	5

3.5.1.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e NTK

Para a DBO₅ as amostras foram incubadas sem filtração prévia por 5 dias em garrafas especiais utilizando-se o aparelho HACH, modelo BOD TRACK, de acordo com o método recomendado pelo Standard Methods (APHA, 1998).

As amostras do NTK (Nitrogênio Total Kjeldahl) foram previamente digeridas em meio ácido no aparelho de digestão DK20 Heating Digester da Velp Scientifica.

Na seqüência, foi feita a destilação no aparelho UDK 130 A, também da Velp. Por último, realizada a titulação com ácido sulfúrico 0,02 N.

Antes das análises, as amostras eram conservadas com ácido sulfúrico para manter o pH $\leq 2,0$ conforme o Standard Methods (APHA,1998). As amostras eram congeladas caso a digestão não fosse feita no mesmo dia.

3.5.1.4 Alcalinidade

Feita com a titulação das amostras (50 mL) em ácido sulfúrico (0,02 N) e utilizando o alaranjado de metila como indicador do ponto de virada (APHA, 1998). O resultado é expresso em mg L⁻¹ de CaCO₃, de acordo com o seguinte cálculo:

$$\text{Alcalinidade Total} = \frac{\text{mL gasto}_{H_2SO_4} \times N_{H_2SO_4} \times 50.000}{\text{Volume da amostra}} \quad (10)$$

3.5.1.5 Clorofila a

A metodologia para quantificação da clorofila a consiste na extração do pigmento utilizando Acetona (C₃H₆O) 90% como agente extrator e leitura no espectrofotômetro (HACH modelo DR 4000) segundo a Equação 11 (APHA, 1998).

$$\text{Clorofila a } (\mu\text{g L}^{-1}) = \frac{27,9 \times (EB-EA) \times V}{F} \quad (11)$$

Onde:

EB: Diferença de leituras entre amostras não acidificadas (664 nm - 750 nm);

EA: Diferença de leituras entre amostras acidificadas (665 nm - 750 nm);

V: Volume da solução extratora (0,01 L);

F: Volume da amostra filtrada (0,05 L).

3.5.1.6 Sólidos Suspensos

Amostras contendo 50 mL foram filtradas em filtros de fibra de vidro (GF/F MACHEREY-NAGEL) previamente pesados de 47 mm de diâmetro e 0,7 μm de

poro. Em seguida, os filtros foram secos na estufa à 105 °C até apresentarem peso constante. O dado para os sólidos suspensos totais foi calculado a partir da diferença de peso.

Na seqüência, os filtros foram queimados em forno mufla a 550 °C. A partir da diferença de peso, antes e após a queima, foram determinadas as concentrações de sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos (APHA, 1998).

3.5.1.7 Sólidos Sedimentáveis

Os sólidos sedimentáveis (mL L^{-1}) foram medidos após 1 hora de sedimentação de 1 L da amostra em cone Imhoff (APHA, 1998).

3.5.2 Tratamento do Efluente Residual por RBS

Para o OD, a temperatura e a salinidade foi utilizada a sonda multi-parâmetro YSI 556 MPS. O pH foi medido com o pHmetro HACH sension1.

As determinações de Amônia (N-NH_4), Nitrito (N-NO_2^-), Nitrato (N-NO_3^-), Ortofosfato (PO_4^{-3}), DBO_5 , NTK, SST e SSV foram feitas com a mesma metodologia realizada para o cultivo. Todos os parâmetros foram monitorados diariamente. As amostras foram coletadas na zona de maior mistura (lodo + líquido) dos reatores.

3.5.2.1 Respirometria do Efluente

A análise do consumo de oxigênio celular é realizada por meio de testes de respirometria. Estes são utilizados para a medição e interpretação da velocidade de consumo do oxigênio, o qual está intimamente ligada ao crescimento de biomassa e remoção de substrato. O método utilizado deriva do proposto por Schmidell (2001) e adaptado por Thans (2005).

Ensaio respirométrico do tipo **online** (diretamente no reator) foram realizados para a determinação da respiração microbiana durante o tratamento do efluente por RBS. O procedimento consiste na leitura da curva de decaimento do oxigênio gerada pela interrupção da aeração do efluente. Após atingir 50% da

saturação, a aeração é então retomada. Os dados para elaboração do gráfico (respirograma) são registrado pela sonda multi-parâmetro a cada cinco segundos.

Para o decaimento do OD, plota-se a concentração de O_2 contra o tempo (h). O valor da inclinação da reta formada ($y = ax + b$) é a velocidade de respiração celular (QO_2X). Para determinar a velocidade específica de respiração (QO_2), divide-se o valor encontrado na QO_2X pela concentração celular (X) presente no reator (Equação 12).

$$QO_2 = \frac{1}{X} \times \frac{dO_2}{dt} \quad (12)$$

Onde:

QO_2 = Velocidade específica de respiração $\left(\frac{\text{mg } O_2}{\text{g cél} \times \text{h}}\right)$;

X = Concentração celular $\left(\frac{\text{g}}{\text{L}}\right)$;

$\frac{dO_2}{dt}$ = Velocidade de consumo de O_2 $\left(\frac{\text{mg } O_2}{\text{L} \times \text{h}}\right)$.

3.6 Análises Estatísticas

Para verificar diferenças estatísticas entre os parâmetros de qualidade da água do **TC**, **FP** e **FF** foi utilizada a análise bifatorial da variância (two-way ANOVA, $p < 0,05$), considerando os fatores tempo e tratamento como variáveis independentes.

A análise dos índices zootécnicos dos camarões e a dos parâmetros físico-químicos do tratamento do efluente foram feitas pela análise unifatorial da variância (one-way ANOVA, $p < 0,05$).

Em caso de diferenças significativas, o teste de Tukey foi utilizado para discriminação das médias. Todos os cálculos foram feitos com auxílio do programa StatSoft STATISTICA 7.0.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Cultivo

4.1.1 Oxigênio Dissolvido, Temperatura, pH e Salinidade

Os valores médios, mínimos e máximos para OD, temperatura, pH e salinidade, durante a etapa experimental de cultivo, podem ser visualizados na Tabela 4.

Tabela 4: Valores médios (\pm Desvio Padrão), mínimos (Mín.) e máximos (Máx.) das variáveis de controle para os tratamentos com diferentes formas de ajuste da ralação C/N. Valores significativos correspondem a comparações por ANOVA bi-fatorial entre tratamentos (Tr), dias (D) e a interação entre ambos (Tr x D).

Parâmetro	Tratamento									Significância		
	Controle			Fertilização Pontual			Fertilização Fixa			Tr	D	Interação
	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.			
OD (mg L⁻¹)												
<i>am</i>	6,8 (\pm 0,5)	5,5	7,4	6,6 (\pm 0,4)	5,9	7,1	6,8 (\pm 0,3)	6,1	7,4	*	*	*
<i>pm</i>	6,8 (\pm 0,4)	5,5	7,4	6,4 (\pm 0,4)	5,2	7,5	6,6 (\pm 0,4)	5,5	7,5	*	*	*
Temperatura (°C)												
<i>am</i>	28,0 (\pm 0,4)	26,9	29,1	28,2 (\pm 0,4)	27,0	28,8	28,3 (\pm 0,4)	26,9	28,9	*	*	*
<i>pm</i>	28,7 (\pm 0,4)	27,6	29,4	28,8 (\pm 0,4)	27,7	29,4	28,8 (\pm 0,4)	27,5	29,5	*	*	*
pH												
<i>am</i>	8,02 (\pm 0,34)	7,20	8,36	8,42 (\pm 0,13)	8,18	8,58	8,29 (\pm 0,06)	8,13	8,39	*	*	*
<i>pm</i>	8,20 (\pm 0,34)	7,36	8,71	8,33 (\pm 0,21)	7,89	8,56	8,31 (\pm 0,09)	8,12	8,45	*	*	*
Salinidade (‰)	33,7 (\pm 1,1) ^a	32,2	35,4	33,8 (\pm 1,2) ^{ab}	32,1	35,4	34,1 (\pm 1,1) ^b	33,1	35,7	*	*	ns

* Tukey HSD ($p < 0,05$).

Os valores médios de OD do TC foram iguais tanto para o período da manhã como para o período da tarde (6,8 mg L⁻¹). A FP reduziu as concentrações de OD, principalmente ao entardecer (16:00 h), com um valor médio de 6,4 mg L⁻¹. A concentração média de OD para a FF no início do dia foi igual ao TC (6,8 mg L⁻¹), porém inferior no período da tarde (6,6 mg L⁻¹). Esta sensível variação nos níveis de OD ao longo do dia é característica de cultivos heterotróficos com altas densidades de estocagem (MCINTOSH, 2000b).

O aumento do consumo de oxigênio pelos microrganismos em resposta a adição de carbono já foi estudado por Bratvold e Browdy (1998). Os autores também lembram que as mudanças no consumo do oxigênio devido a adição (ou limitação) de carbono, nitrogênio e fósforo podem ser consideradas uma ferramenta de controle da atividade microbiana na aquícultura. Em todos os tanques, a eficiência do sistema de aeração não permitiu que o oxigênio se tornasse um parâmetro limitante para o cultivo, mesmo sob forte entrada de melaço (Figura 10).

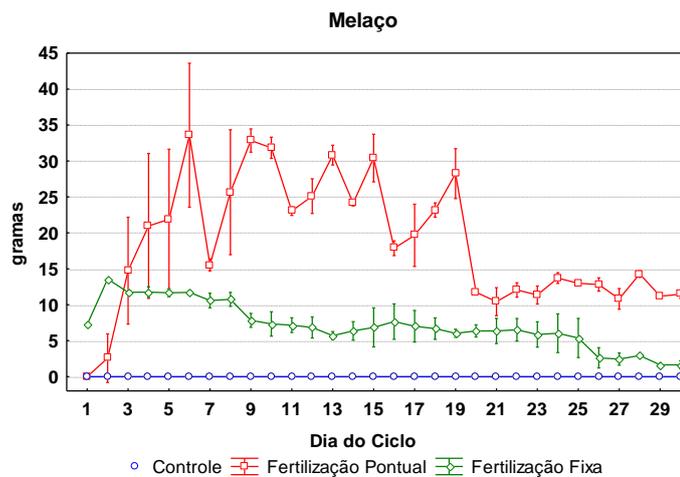


Figura 10: Quantidade de melaço utilizada para as diferentes formas de ajuste da relação C/N.

A temperatura sofreu variação inferior a 1 °C ao longo do dia para todos os tratamentos. A média mais baixa foi encontrada no TC (28,0 °C) e a mais alta nos outros dois tratamentos (28,8°C). Os valores mais baixos ocorreram no período da manhã (8:00 h) e os mais altos no período da tarde (16:00 h). A eficiência do controle térmico ficou nítida pela baixa amplitude ao longo do dia e ciclo. Embora o TC tenha apresentado a menor média, é improvável que essa diferença ($\leq 0,2$ °C) tenha afetado os outros parâmetros de controle (OD e pH).

A salinidade sofreu pouca alteração ao longo do ciclo, contudo, houve diferenças significativas entre os tratamentos. O TC teve a média mais baixa (33,7 ppt) e a FF a mais alta (34,1 ppt). A média da FP é estatisticamente igual as demais (33,8 ppt). O comportamento distinto da salinidade para os tratamentos é devido a pequenas variações existentes no volume de água adicionado aos tanques para repor a evaporação. Assim como para o oxigênio e a temperatura, a diferença é desprezível ($\leq 0,4$ ppt).

A flutuação dos parâmetros físico-químicos (OD, temperatura, salinidade e pH) esteve dentro da faixa de conforto do *L. vannamei* (WYBAN; WALSH; GODIN, 1995; PÉREZ-ROSTRO; RACOTTA; IBARRA, 2004; YAN; WANG; CAO, 2007).

4.1.2 pH

Os valores de pH medidos nas amostras nos períodos da manhã e tarde, durante o ciclo produtivo, podem ser visualizados nas Figuras 11a e 11b.

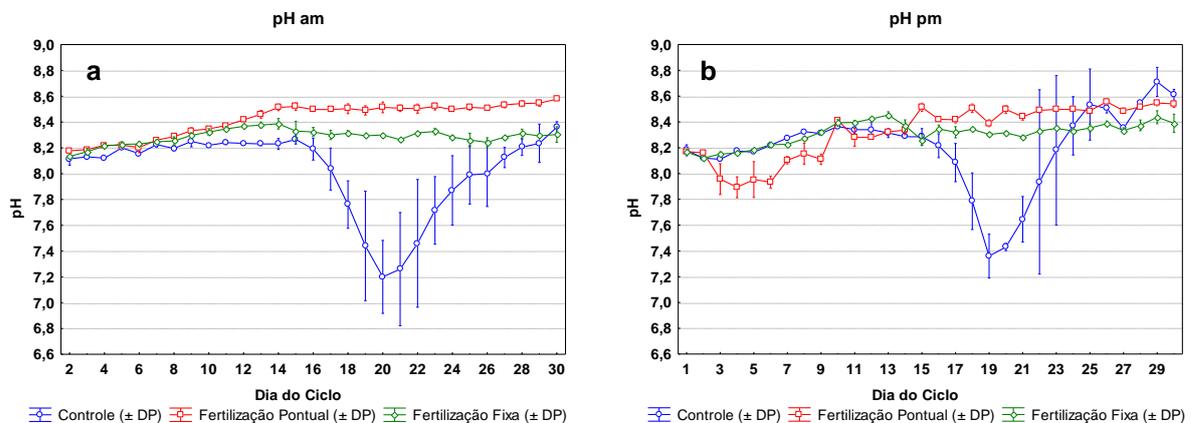


Figura 11: Valores de pH dos tratamentos para diferentes formas de ajuste da relação C/N durante os períodos da manhã (a) e tarde (b).

Pela manhã, o pH dos tratamentos teve um comportamento semelhante até o 9º dia do ciclo. A partir do 10º dia houve aumento do pH para a FP e a FF em relação ao TC. No 13º dia o pH da FP sobressaiu em relação a FF, chegando a maior média (8,58) entre os demais no último dia do ciclo. O pH da FF permaneceu estável do 14º dia em diante. Entre o 15º e o 20º dia o TC apresentou uma queda de pH contínua, atingindo o valor mais baixo (7,20) entre os tratamentos. No 21º dia os valores de pH do TC foram se restabelecendo com o uso de cal hidratada (19 ppm dia⁻¹).

No período da tarde, o pH do TC teve uma queda menos acentuada, atingindo o valor mínimo (7,36) no dia 19. No 3º dia o pH da FP caiu em relação aos demais (7,96), voltou a subir no dia 7 e tornou-se estável a partir do 10º dia (com exceção de uma ligeira queda entre os dias 11 e 14). Um comportamento semelhante para ambos os períodos do dia foi encontrado na FF, assim como a menor amplitude de pH (8,12 - 8,45).

Alguns trabalhos (MISHRA et al., 2008; CHEN; LING; BLANCHETON, 2006; EBELING; TIMMONS; BISOGNI, 2006 e VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006) documentaram o decréscimo de pH durante o processo de nitrificação como resultado do consumo de alcalinidade (CaCO_3) e a liberação de CO_2 e para o meio de cultura. De acordo com Hargreaves (1998), para cada mol de amônia oxidada, há a liberação de dois íons de hidrogênio (H^+). Isto explica a forte queda de pH encontrada no TC entre os dias 15 e 20.

Embora a respiração dos microrganismos heterotróficos aumente a concentração de CO_2 (WASIELESKY, 2006b), o aumento da relação C/N resulta em inibição da nitrificação (BURFORD et al., 2003; MICHAUD et al., 2006). Sendo assim, a estabilidade do pH encontrada na FP e FF ocorreu, provavelmente, por um maior equilíbrio entre microrganismos autotróficos e heterotróficos (NEORI et al., 2004).

4.1.3. Amônia

Nas Figuras 12a e 12b estão apresentados os resultados obtidos para a amônia total ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NH}_3$) e tóxica (N-NH_3). A análise estatística dos dados de cultivo estará disponível no **Apêndice A**.

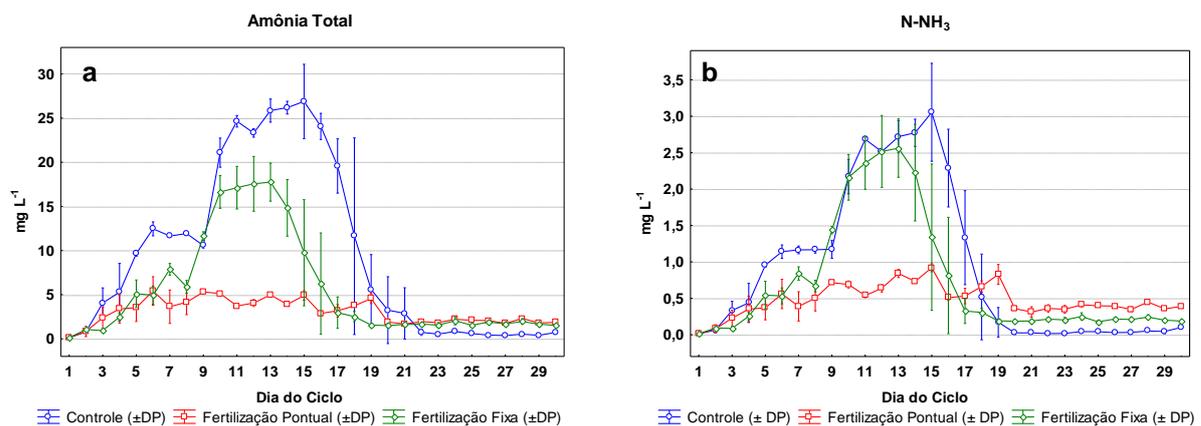


Figura 12: Concentração de Amônia Total (a) e Tóxica (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

4.1.3.1 Amônia Total

A concentração de amônia total no TC (Figura 12a) foi aumentando de maneira constante no início do ciclo até o dia 6 ($12,46 \text{ mg L}^{-1}$), momento em que a

média tornou-se estatisticamente superior aos demais tratamentos. Um pico expressivo foi observado entre o 9º (10,56 mg L⁻¹) e o 10º dia (21,09 mg L⁻¹). Tal comportamento ascendente continuou até o 15º dia (26,89 mg L⁻¹), valor máximo encontrado durante o cultivo. A partir de então, a oxidação da amônia a nitrito e o aumento da biomassa algal (**ver Seção 4.1.5**) geraram um declínio agudo do contaminante (BRUNE et al., 2003; CREMEN et al., 2007), cessado apenas no dia 22 (0,73 mg L⁻¹). Nos últimos nove dias (22-30), a concentração de amônia esteve sempre abaixo dos outros tratamentos (< 1 mg L⁻¹). Como a taxa de crescimento das bactérias heterotróficas por unidade de substrato é maior do que a das bactérias nitrificantes (METCALF & EDDY, 1979), sempre existirá uma maior produção de amônia do que seu consumo pela nitrificação (AZIM; LITTLE; BRON, 2008).

A ascensão inicial da amônia também esteve presente na FP, contudo apenas até o dia 6 (5,42 mg L⁻¹). Um comportamento oscilatório foi presenciado nos treze dias seguintes (7-19), com valores entre 2,88 e 5,30 mg L⁻¹. No dia 20 esta dinâmica de ascensão e queda foi interrompida, com a amônia permanecendo ao redor de 2,00 mg L⁻¹ (similar a FF).

Inicialmente, a FF também teve um aumento contínuo na concentração de amônia total, com exceção de um pequeno declínio entre os dias 7 (7,87 mg L⁻¹) e 8 (5,89 mg L⁻¹). Houve uma estabilização da concentração entre os dias 11 (24,64 mg L⁻¹) e 13 (25,86 mg L⁻¹), seguida de uma queda exponencial interrompida no dia 19 (1,56 mg L⁻¹). Na seqüência do ciclo, os valores ficaram abaixo de 2,00 mg L⁻¹.

Conforme relatado por diversos autores (AVNIMELECH, 1999; SAMOCHA et al., 2007, HARI et al., 2004; HARI et al., 2006; MCINTOSH, 2001), o aumento da relação C/N foi eficiente na redução da amônia, porém este efeito ficou evidente apenas na **FP** e em concentrações superiores (\cong 5 mg L⁻¹) aos trabalhos acima citados. McIntosh (2001) deduz que o aparecimento de compostos nitrogenados inorgânicos no cultivo heterotrófico de camarões marinhos é indicativo de limitação pela relação C/N. Ademais, há de se considerar também a presença de espuma na superfície de todos os tanques (Figura 13), característico de sistemas em fase de transição para a dominância de comunidades bacterianas heterotróficas (MCINTOSH, 2000a).



Figura 13: Espuma formada durante o cultivo no TC (a), FP (b) e FF (c). Note que a tonalidade da espuma varia devido ao uso do melãoço.

A princípio, a ração utilizada no presente estudo gerou uma quantidade de amônia maior do que a citada por Avnimelech (1999), isto é, a relação C/N na **FF** ficou abaixo da desejada (14/1) para a assimilação da amônia pela biomassa microbiana. Com relação a **FP**, há de se considerar a limitação pelo fósforo que será discutida na Seção 4.1.5.

Convém, por oportuno, ressaltar a **necessidade de se utilizar formas paralelas ao ajuste da relação C/N para remoção da amônia**, especialmente no início do ciclo, quando o acúmulo de amônia é maior devido ao crescimento lento das bactérias nitrificantes (METCALF & EDDY, 1979). Há trabalhos (ARANTES, 2007; HARI et al., 2004; THAKUR; LIN, 2003; MISHRA et al., 2008; COHEN et al., 2005; SAMOCHA et al., 2007) que realizam fertilizações iniciais com N (uréia ou nitrato de sódio), P (ácido fosfórico, superfosfato triplo ou fosfato de sódio), Si (silicato de sódio) e/ou Fe (cloreto férrico) para estimular o *bloom* do fitoplâncton no cultivo de camarões com renovação de água limitada.

É sabido que o consumo do nitrogênio inorgânico (principalmente a amônia) pelas algas na coluna d'água é o primeiro caminho para a remoção do nitrogênio (HARGREAVES, 1998). Em virtude da alta demanda energética durante a redução do nitrato (KIRCHMAN, 1994), apenas com concentrações reduzidas de amônia é que quantidades significativas de nitrato são assimiladas (SYRETT, 1981; MCCARTHY, 1981 apud HARGREAVES, 1998). Burford (1997) assinala, ainda, que o fitoplâncton protege os camarões do excesso de luz, previne o crescimento de algas bentônicas, mantém os níveis de oxigênio dissolvido e constitui fonte de alimento para o zooplâncton e outros invertebrados predados pelos camarões.

Todavia, convém ponderar os fortes indícios levantados por Zhang et al. (2006) acerca da transmissão do vírus da mancha branca (WSSV) entre o

fitoplâncton e os animais filtradores. Isto implica em um aumento da partícula viral, especialmente entre o zooplâncton, importante fonte de alimento para os camarões.

McIntosh (2000a) reutiliza a água de cultivos anteriores após remover parte dos sólidos em tanques de sedimentação e fertilizá-la com cal hidratada (300 kg ha^{-1}), silicato de sódio (250 kg ha^{-1}) e uma ração a base de grãos (300 kg ha^{-1}). Tal procedimento é repetido três vezes durante cinco dias. Para ser viável no Brasil, esta técnica aumenta ainda mais a necessidade de se utilizar linhagens de camarões SPF²⁰, SPR²¹ ou HH²², pois o reuso da água implica na possibilidade de transmissão de doenças entre um ciclo e outro.

No entanto, o intuito do estudo foi de justamente diminuir as possíveis causas de contaminação dos camarões pelo WSSV. Por isso, não foi realizada nenhuma fertilização nos tanques para estimular o crescimento algal e tampouco reaproveitada a água de cultivos anteriores.

4.1.3.2 Amônia Tóxica

A amônia tóxica (N-NH_3^+ , Figura 12b) teve picos de ascensão e queda semelhante aos valores encontrados para a amônia total. O TC extrapolou todos os valores da LC50 encontrados por Lin e Chen (2001) em testes de toxicidade aguda com juvenis do *Litopenaeus vannamei*: 24 h - $2,78 \text{ mg L}^{-1}$; 48 h - $2,18 \text{ mg L}^{-1}$; 72 h - $1,82 \text{ mg L}^{-1}$; e 96 h - $1,60 \text{ mg L}^{-1}$. Ressalta-se o intervalo de maior concentração, compreendendo os dias 11 ($2,68 \text{ mg L}^{-1}$) a 15 ($3,05 \text{ mg L}^{-1}$).

A FP manteve os níveis de NH_3 sempre abaixo de 1 mg L^{-1} . As maiores concentrações foram observadas entre os dias 9 ($0,71 \text{ mg L}^{-1}$) e 19 ($0,83 \text{ mg L}^{-1}$). Os dez dias finais tiveram valores inferiores a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

A FF teve um comportamento parecido com o TC. Com exceção da LC50 para 24 h ($2,78 \text{ mg L}^{-1}$), todas as outras concentrações (48, 72 e 96 h) foram

²⁰ *Specific Pathogen Free* são aqueles animais livres de doenças específicas notificadas pela OIE (*Office Internacional des Epizooties*) e USMSFP (*United States Marine Shrimp Farming Program*), e produzidos num ambiente que demanda alta biossegurança e que exclui estas doenças.

²¹ *Specific Pathogen Resistant* são animais resistentes a doenças específicas e também produzidos em ambiente de alta biossegurança (que exclui essas doenças).

²² *High Health* é o animal livre ou resistente a doenças específicas, produzido em ambientes que não excluem estas doenças e que veio de instalações SPF (GUERRELHAS; TEIXEIRA; ROCHA, 2007)^{20,21,22}.

superadas. O aumento de N-NH_3 na FF permaneceu até o dia 13 ($2,56 \text{ mg L}^{-1}$), seguido de um rápido decréscimo cessado no dia 19 ($0,19 \text{ mg L}^{-1}$). Ao final do ciclo (dez dias finais) a média manteve-se entre os outros dois tratamentos ($\approx 0,2 \text{ mg L}^{-1}$).

4.1.4 Nitrito e Nitrato

Os resultados obtidos para nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-), ao longo do período experimental de cultivo, estão apresentados nas Figuras 14a e 14b, respectivamente.

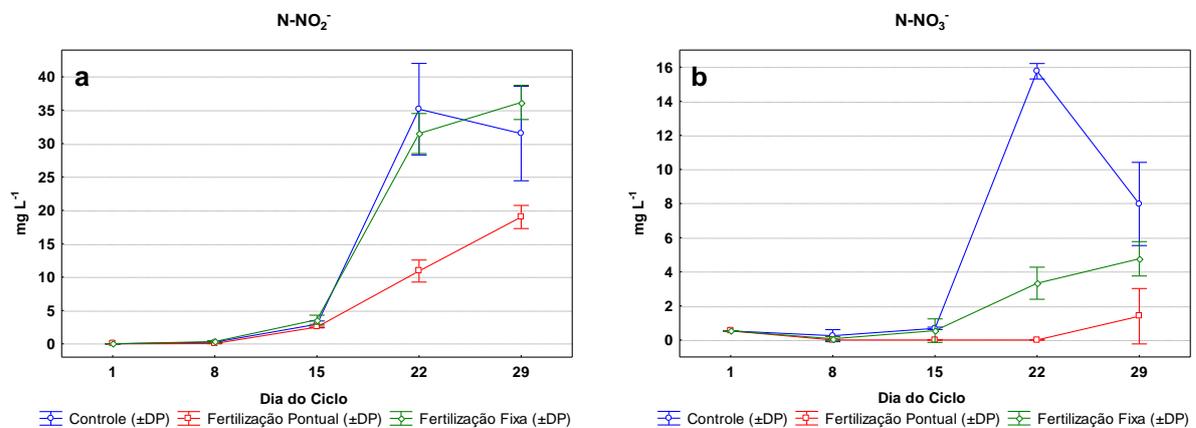


Figura 14: Concentrações de Nitrito (a) e Nitrato (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

Estatisticamente a concentração de nitrito (Figura 14a) permaneceu inalterada nos primeiros 15 dias de cultivo em todos os tratamentos. Um pico de nitrito ocorreu na terceira semana de cultivo no TC ($35,15 \text{ mg L}^{-1}$), na FF ($31,50 \text{ mg L}^{-1}$) e na FP ($10,90 \text{ mg L}^{-1}$). Nesta semana, as médias do TC e FF são iguais e superiores à encontrada na FP. Apesar do incremento de nitrito na última semana de cultivo (exceto para o TC), as diferenças estatísticas permaneceram as mesmas. Mishra et al. (2008) cultivando camarões de forma intensiva em *raceways*²³ encontraram concentrações de nitrito similares (20 mg L^{-1}) a FP. Samocha et al. (2007) trabalhando de forma intensiva e utilizando melaço conseguiram manter o nitrito em níveis próximos ($\leq 3,33 \text{ mg L}^{-1}$) ao cultivo extensivo de Hari et al. (2004) que utilizaram farinha de mandioca como fonte de carbono.

²³ *Raceways* são sistemas fechados que comumente visam o tratamento e a recirculação da água.

O nitrato permaneceu inalterado para todos os tratamentos nas duas primeiras semanas. A partir da terceira semana, o incremento de nitrato no TC e na FF gerou diferenças estatísticas entre os três tratamentos: TC ($15,76 \text{ mg L}^{-1}$) > FF ($3,33 \text{ mg L}^{-1}$) > FP ($0,00 \text{ mg L}^{-1}$). Durante a última semana, ainda que tenha ocorrido queda de nitrato no TC ($7,98 \text{ mg L}^{-1}$), aumento na FF ($4,76 \text{ mg L}^{-1}$) e na FP ($1,39 \text{ mg L}^{-1}$), as diferenças estatísticas foram mantidas. Como produto resultante do processo de nitrificação, é normal que haja acúmulo de nitrato ao longo do ciclo, especialmente por prevalecer um ambiente aeróbio dentro dos tanques. No trabalho de Handy et al. (2004), por exemplo, o nitrato atingiu valores acima de 50 mg L^{-1} após dois meses e meio de cultivo.

Em virtude da maior disponibilidade de substrato (amônia) no TC e na FF para nitrificação, o nitrito e o nitrato apresentaram maiores concentrações comparado a FP (AVNIMELECH, 1999; HARI et al., 2004; HARI et al., 2006). Todos os tratamentos apresentaram acúmulo de nitrito e nitrato ao longo do tempo, excluindo a última semana do TC, quando ocorreu uma diminuição significativa do nitrato. O aumento da biomassa algal (ver Seção abaixo) e a baixa concentração de amônia revelam a remoção deste composto via produtividade primária no final do cultivo do TC. Conforme discutido na Seção 4.1.3.1, apenas sob baixas concentrações de amônia é que há assimilação de nitrato pelas algas.

A alta concentração de nitrito não teve influência na mortalidade dos camarões por causa da elevada salinidade (33-35 ppt) nos tanques durante o estudo (LIN; CHEN, 2003). De acordo com Kubitzka (2003), nas águas marinhas os íons cloreto competem com o nitrito pelos receptores localizados na células branquiais dos camarões, reduzindo a sua absorção e toxicidade.

4.1.5 Clorofila a e Ortofosfato

As Figuras 15a e 15b mostram os resultados para o ortofosfato (PO_4^{-3}) e clorofila a para as três formas de ajuste da relação C/N.

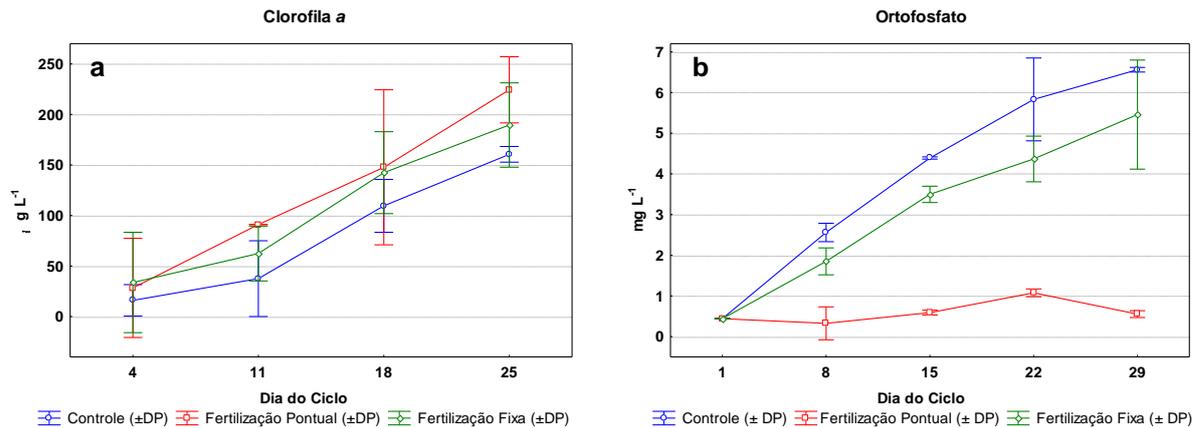


Figura 15: Clorofila a (a) e Ortofosfato (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

Estatisticamente, a concentração de clorofila a foi a mesma para todos tratamentos. No entanto, é possível afirmar que a biomassa algal aumentou conforme o avanço do cultivo, pois as médias dos dias 18 e 25 são iguais e superiores as dos dias 4 e 11.

Após a terceira semana, o nível de clorofila a nos três tratamentos esteve de acordo com o relatado por Eгна e Boyd (1997) para cultivos intensivos na aquicultura ($150 - 500 \mu\text{g L}^{-1}$). Thakur e Lin (2003) relataram concentrações ainda maiores ($808 \mu\text{g L}^{-1}$) durante o cultivo do *Penaeus monodon* em sistema fechado. Em Belize, foi observada uma variação de clorofila a entre 134,29 e $435,10 \mu\text{g L}^{-1}$ no cultivo superintensivo de *L. vannamei* segundo Burford et al. (2003). O bloom do fitoplâncton é característico de cultivos com altas densidades de estocagem quando não há limitação de nutrientes e luz (SCHVEITZER, 2001; MARTIN et al., 1998; THAKUR; LIN, 2003).

Para o TC e a FF, as concentrações de ortofosfato aumentaram continuamente durante todo o estudo. As médias de ambos os tratamentos foram sempre iguais e superiores a FP já durante a primeira semana.

Ao contrário dos outros tratamentos, a FP não acumulou ortofosfato. A maior concentração aconteceu no dia 22 ($1,08 \text{ mg L}^{-1}$) e a menor no dia 8 ($0,33 \text{ mg L}^{-1}$). No último dia de análise, a média da FP ($0,55 \text{ mg L}^{-1}$) era aproximadamente a décima parte das médias do TC ($6,56 \text{ mg L}^{-1}$) e da FF ($5,46 \text{ mg L}^{-1}$).

Em cultivos com renovação de água limitada, já é esperado o acúmulo de ortofosfato ao longo do ciclo (HOPKINS et al., 1993; MCINTOSH et al., 2001;

MCINTOSH, 2001; HANDY et al., 2004; MISHRA et al., 2008). Handy et al. (2004) observaram uma concentração limite de 25,57 mg L⁻¹ de ortofosfato após 74 dias de cultivo em *raceways* operados com filtros de areia pressurizados.

Hargreaves (2006) explica que a ausência do sedimento nos tanques propicia o acúmulo de nitrogênio e fósforo, tornando o efluente mais carregado, contudo criando a possibilidade de recuperação futura desses nutrientes. Bratvold e Browdy (2001) comentam que o uso de substratos verticais (AquaMats™) também auxiliam na remoção do ortofosfato. Ono e Kubitza (2003, p. 92) apresentam uma forma alternativa para conter o impacto ambiental pelo fósforo contido nas rações:

Os animais monogástricos não apresentam atividade de fitase (enzima capaz de hidrolisar tais complexos e deixar o P disponível para absorção) no trato digestivo. Num futuro próximo, a inclusão de fitase protegida às rações extrusadas poderá vir a ser uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade do P presente nos ingredientes de origem vegetal e reduzir o potencial poluente das rações.

Com relação ao consumo de ortofosfato, algas e bactérias heterotróficas competem efetivamente pelos nutrientes inorgânicos (KIRCHMAN, 1994; GROVER, 2000). Grover (2000) ressalta que quando não há limitação de carbono orgânico, é esperado que as bactérias prevaleçam sobre as algas. Em vista do acúmulo de ortofosfato no **TC** e na **FF** e da alta biomassa algal encontrada nos três tratamentos, pode-se atribuir o alto consumo do ortofosfato na **FP** principalmente aos microrganismos heterotróficos.

Analisando os dados de amônia da FP (Seção 4.1.3.1) e relacionando com a **baixa concentração de ortofosfato durante o cultivo**, verifica-se o porquê do ajuste diário da relação C/N não ter conseguido conter o aumento da amônia, mesmo sob forte entrada de carbono. Registre-se ainda que a baixa concentração de fósforo inorgânico na FP aparentemente foi limitante apenas para o crescimento bacteriano, mas não para o crescimento das algas. Dependendo do ecossistema, as bactérias marinhas são responsáveis por um consumo médio de 60% do ortofosfato disponível (KIRCHMAN, 2000).

4.1.6 NTK e DBO₅

Nas Figuras 16a e 16b estão apresentados, respectivamente, os resultados obtidos durante o experimento para o NTK e a DBO₅ para todos os tratamentos.

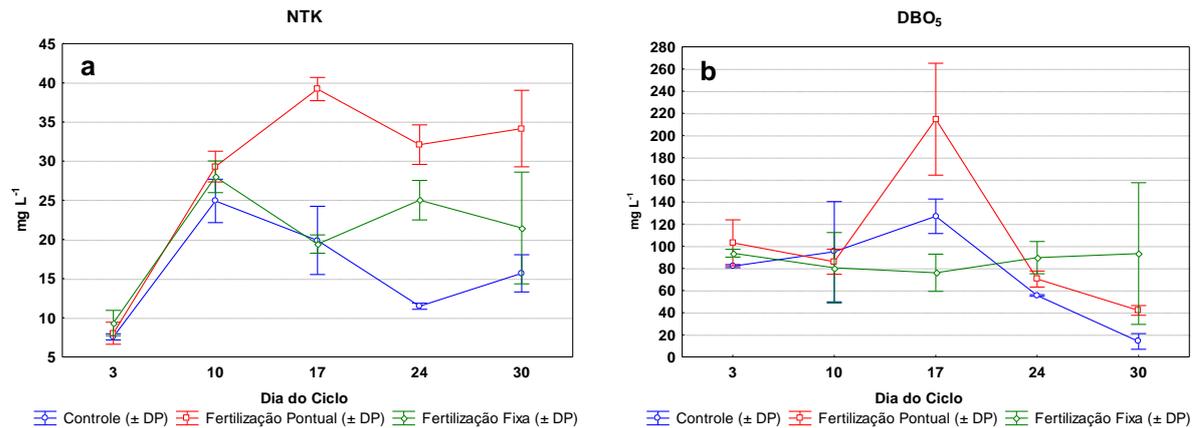


Figura 16: NTK (a) e DBO₅ (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

Até o 10^o dia de cultivo todos os tratamentos apresentaram um rápido aumento do NTK. O TC entrou em declínio nas duas semanas seguintes (19,9 - 11,5 mg L⁻¹), e voltou a subir na última semana (15,7 mg L⁻¹). A FF manteve valores entre a FP e o TC, oscilando momentos de incremento e perda nas últimas três semanas (19,4 mg L⁻¹ - 25,0 mg L⁻¹).

A FP apresentou incremento de NTK até o 17^o dia (39,2 mg L⁻¹), quando tornou-se estatisticamente superior as demais. Na terceira semana, houve uma decaída seguida de uma leve ascensão (34,2 mg L⁻¹) na última semana.

Para a DBO₅, o único momento de diferença estatística entre os tratamentos deu-se na semana do dia 17 entre a FP (215 mg L⁻¹) e a FF (76 mg L⁻¹). As duas últimas semanas foram caracterizadas por uma forte queda no TC e na FP. Ao contrário dos demais, a FF se manteve constante (76 - 94 mg L⁻¹) ao longo do tempo.

Hargreaves (2006) alerta que a adição de carbono para remoção da amônia gera aumento da demanda por oxigênio. Contudo, como o oxigênio não foi um parâmetro limitante, o incremento de DBO₅ (especialmente na FP) pode ser contido principalmente na metade final do ciclo. Já Mishra et al. (2008) controlaram a DBO₅ com trocas parciais de água.

A diminuição da relação DBO₅/NTK a partir da segunda semana (Tabela 5), também coincide com os picos de nitrito e de nitrato em todos os tratamentos (ver Seção 4.1.4).

Tabela 5: Relação DBO_5/NTK para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

Dia do Ciclo	Relação DBO_5/NTK		
	Controle	Fertilização Pontual	Fertilização Fixa
3	10,9 ($\pm 0,8$) ^{bc}	13,4 ($\pm 4,9$) ^c	10,2 ($\pm 1,6$) ^{bc}
10	3,7 ($\pm 1,4$) ^a	2,9 ($\pm 0,3$) ^a	2,8 ($\pm 0,9$) ^a
17	6,6 ($\pm 2,2$) ^{ab}	5,5 ($\pm 1,4$) ^{ab}	3,9 ($\pm 0,9$) ^a
24	4,8 ($\pm 0,2$) ^{ab}	2,2 ($\pm 0,3$) ^a	3,6 ($\pm 0,4$) ^a
30	0,9 ($\pm 0,3$) ^a	1,2 ($\pm 0,1$) ^a	4,0 ($\pm 1,5$) ^a

Levando-se em conta de que a DBO_5 representa o oxigênio consumido pelo carbono orgânico e o NTK é um indicador da quantidade de oxigênio necessária para se converter todo o nitrogênio disponível em $N-NO_3^-$, é possível afirmar que houve aumento na fração de bactérias nitrificantes nas semanas do dia 10 e 30 no TC e para a FP e FF a partir da segunda semana (EBELING; TIMMONS; BISOGNI, 2006; ZHU; CHEN, 2001).

4.1.7 Alcalinidade

A Figura 17 expressa os resultados de alcalinidade para os três tratamentos durante o estudo de cultivo.

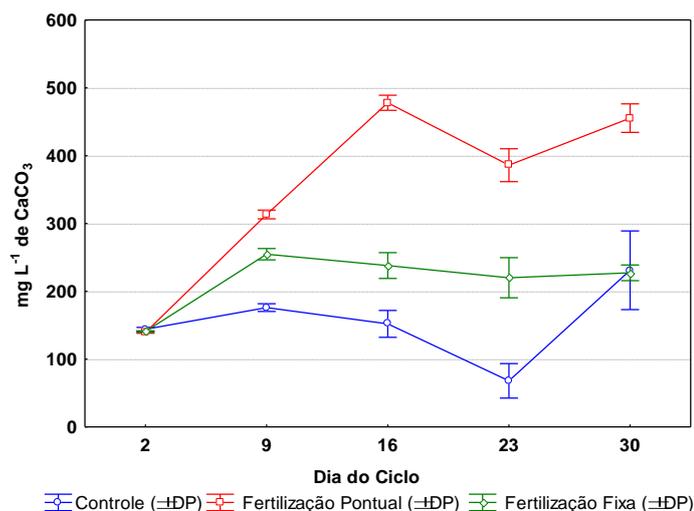


Figura 17: Alcalinidade em $mg L^{-1}$ de $CaCO_3$ para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

O início do ciclo foi marcado por um aumento de alcalinidade nos três tratamentos (Figura 17). Este incremento foi maior tanto na FP (313 mg L⁻¹) como na FF (255 mg L⁻¹). Frisa-se o declínio do TC entre os dias 16 (152 mg L⁻¹) e 23 (68 mg L⁻¹), resultante do consumo de bicarbonato (HCO₃⁻) pela nitrificação (TIMMONS; LOSORDO, 1994). Por outro lado, conforme relatado por Eгна e Boyd (1997), não foi verificado o consumo de carbono inorgânico pela a fotossíntese, pois tanto a FP como a FF apresentaram alta biomassa algal e não perderam alcalinidade. O uso de cal hidratada a partir do dia 20 no TC (19 ppm dia⁻¹) elevou a concentração para 231 mg L⁻¹ no fim do cultivo. A perda de alcalinidade da FP no dia 23 é decorrente da renovação de água feita no dia 20.

Os níveis de alcalinidade da FP foram superiores estatisticamente ao TC e a FF nos dias 16 (478 mg L⁻¹), 23 (386 mg L⁻¹) e 30 (455 mg L⁻¹). Embora o nitrato tenha acumulado ao longo do cultivo (exceto para a última semana do TC, quando houve remoção via produtividade primária), Ebeling et al. (2006) ressaltam que altas concentrações de SST (ver Seção 4.1.9) propiciam a ocorrência de regiões anóxicas no centro das grandes partículas de flocos microbianos, possibilitando a ocorrência de desnitrificação no interior dos agregados. Segundo a estequiometria apresentada por van Rijn, Tal e Schreier (2006), cada mg de nitrato reduzido pela desnitrificação heterotrófica gera um aumento de 3,57 mg de CaCO₃ (ver Seção 2.4.3).

Excluindo a primeira semana, a alcalinidade da FF se manteve estável (entre 220 e 255 mg L⁻¹) durante o restante do ciclo. Além do controle de pH, **o aumento da relação C/N teve um papel importante no controle indireto do consumo de alcalinidade**, já que apenas no TC fez-se uso de cal hidratada.

4.1.8 Transparência e Turbidez

Os resultados obtidos para a Turbidez e Transparência podem ser visualizados pelas Figuras 18a e 18b, respectivamente.

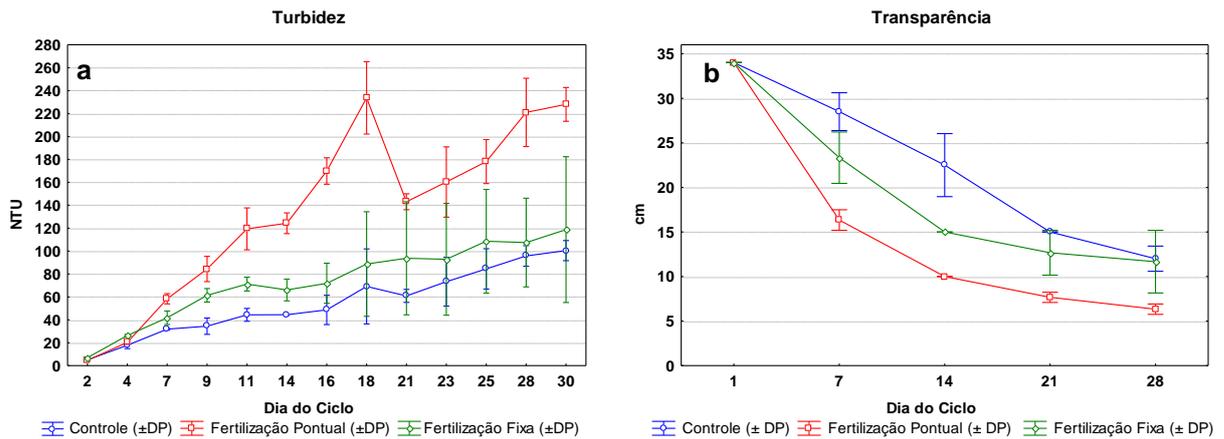


Figura 18: Transparência (a) e Turbidez (b) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

Exceto pelo intervalo dos dias 18-21 da FP, todos os tratamentos tiveram aumento de turbidez ao longo do cultivo (Figura 18a). A diminuição da turbidez observada na FP foi decorrente da renovação d'água (53 L) para remoção do excesso do material em suspensão. Estatisticamente não houve diferença de turbidez entre o TC e a FF, sendo a FP superior a ambos nos dias 16 (169,9 UNT); 18 (233,7 UNT); 28 (221,0 UNT) e 30 (228,0 UNT) e ao TC no dia 25 (178,1 UNT).

Apesar da utilização de filtros de areia pressurizados, o uso do melaço também gerou uma elevada turbidez (190 UNT) no trabalho de Samocha et al. (2007). Em *raceways* dotados de flutuadores, Mishra et al. (2008) mantiveram a turbidez inferior a 80 UNT. O uso do substrato vertical AquaMats™ nos tanques estudados por Bratvold e Browdy (2001) tiveram uma turbidez média inferior (24 UNT) aos tanques sem o substrato (75 e 126 UNT).

Com relação a transparência, todos os tratamentos apresentaram perda constante ao longo do tempo (Figura 18b). Tal padrão foi mais sutil no TC e mais abrupto na FP. Comparado aos demais tratamentos, o TC foi estatisticamente superior no dia 14 (23 cm) e a FP inferior no dia 7 (16 cm). No dia 21 as médias do TC (15 cm) e da FP (8 cm) foram diferentes entre si, porém iguais as da FF (13 cm). É oportuno dizer que não houve diferença estatística entre as médias para a transparência no primeiro (1) e último dia (28) de análise.

A correlação negativa significativa ($r = -0,83$; $p < 0,05$), obtida entre a transparência e a concentração de clorofila *a* (ver Seção 4.1.5) expressa a influência que a biomassa algal teve sob a passagem de luz na coluna d'água (ISLAM et al., 2004). Entretanto, acredita-se que os principais fatores que afetaram a

transparência dos tratamentos sejam os minerais inorgânicos e os pigmentos dissolvidos, assim como no trabalho de Jamu, Lu e Piedrahita (1999). Seguindo este exemplo, Rezende (2007) chegou a verificar perda total de transparência utilizando relações C/N de 30/1 no cultivo superintensivo do *Litopennaeus vannamei* sem troca de água.

4.1.9 Sólidos

Abaixo, estão apresentados os resultados para SST (Figura 19a), SSV (Figura 19b), SSF (Figura 19c) e SS (Figura 19d) para as três formas de ajuste da relação C/N durante a etapa experimental de cultivo.

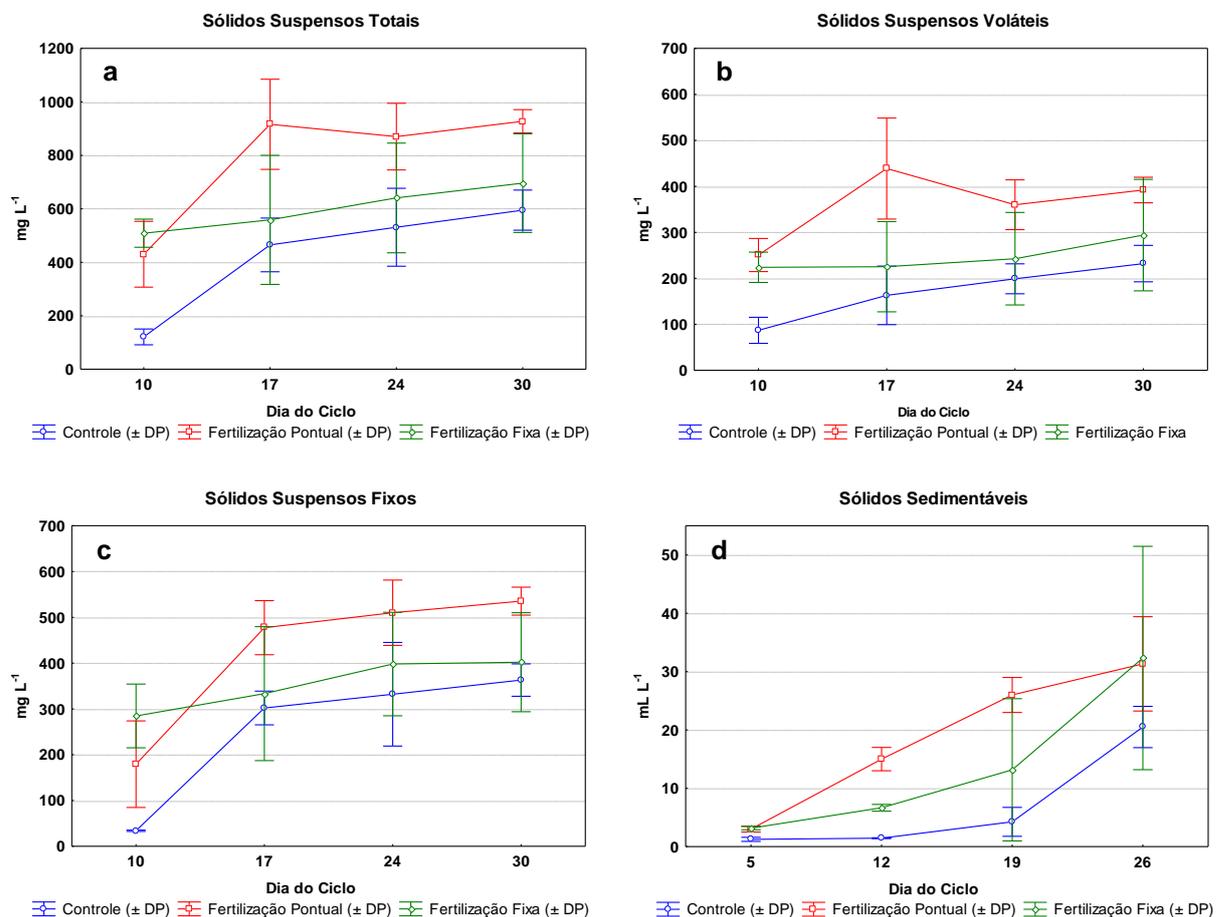


Figura 19: Sólidos Suspensos Totais (a), Voláteis (b), Fixos (c) e Sólidos Sedimentáveis (d) para diferentes formas de ajuste da relação C/N.

Segundo Van Wyk (2006), os sólidos em suspensão são formados por fezes de camarões, ração não consumida, bactérias e protozoários. Por problemas

técnicos, as análises de sólidos suspensos (SST, SSF, SSV) do dia 3 não foram realizadas.

No TC, os **SST** quase quadruplicaram a concentração entre os dias 10 (121 mg L⁻¹) e 17 (465 mg L⁻¹). As duas semanas finais (dias 24 e 30) tiveram a concentração variando entre 531 e 595 mg L⁻¹. A FP teve a mesma tendência, mas o pico inicial das primeiras semanas foi maior (430 - 916 mg L⁻¹). Devido a renovação d'água do dia 20, nas duas últimas semanas os SST estabilizaram em 870 - 927 mg L⁻¹. Os SST para a FF tiveram um aumento mais homogêneo durante o ciclo. As concentrações variaram entre 509 e 696 mg L⁻¹.

A fração volátil (**SSV**) foi a menos impactada pelo ajuste da relação C/N. Para o TC, os SSV variaram entre 87 - 232 mg L⁻¹, para a FP entre 251 - 439 mg L⁻¹ e para a FF entre 224 - 294 mg L⁻¹.

A fração fixa (**SSF**) teve um aumento considerável nas duas primeiras semanas para o TC (34 - 302 mg L⁻¹) e para a FP (179 - 477 mg L⁻¹). Nas semanas seguintes, houve pouco acúmulo de SSF, tanto para o TC (332 - 363 mg L⁻¹) como para a FP (510 - 535 mg L⁻¹). A FF foi o tratamento que apresentou a menor amplitude de SSF (285 - 402 mg L⁻¹). O alto teor de cinzas do melaço utilizado (32,19%; ver Tabela 2) responde pela alta concentração de SSF na FP e FF.

O final do ciclo compreendeu um momento de alta formação de sólidos sedimentáveis (**SS**) para o TC (4,3 - 20,5 mL L⁻¹) e a FF (13,2 - 32,3 mL L⁻¹). A FP teve um acúmulo de SS mais homogêneo, principalmente nas três semanas anteriores à renovação d'água do dia 20 (3,0 - 26,0 mL L⁻¹).

A interação das variáveis (**tratamento x tempo**) pela análise estatística foi negativa para todos os sólidos: SST, SSF, SSV e SS (ver Apêndice A). Com isso, considerando todo o cultivo, pode-se afirmar que **a FP apresentou a maior média para SST (786 mg L⁻¹) e SSV (360 mg L⁻¹)**. Para o **SSF**, a média da FP (426 mg L⁻¹) foi igual a da FF (355 mg L⁻¹) e superior ao TC (258 mg L⁻¹). O valor médio de **SS** da FP (18,8 mL L⁻¹) também foi igual a FF (13,8 mL L⁻¹) e superior ao TC (6,9 mL L⁻¹). Vale lembrar que as médias da FF e do TC para **SSF** e **SS** também são iguais estatisticamente.

Ebeling et al. (2006) trabalhando com adição de carbono em sistemas fechados e sem remoção de sólidos relataram concentrações de SST de até 800 mg

L^{-1} , valor muito próximo ao de 927 mg L^{-1} , observado na **FP** ao término do cultivo. Da mesma forma, McIntosh et al. (2001) encontraram 780 mg L^{-1} de SST, porém sem fazer nenhuma adição de carbono. Já Samocha et al. (2007) utilizaram melão como fonte de carbono e após 9 semanas também observaram a concentração de 800 mg L^{-1} para SST e 600 mg L^{-1} para SSV, mesmo dispondo de flotores para a remoção dos sólidos. Mishra et al. (2008), com renovações reduzidas de água para auxiliar os flotores na remoção de sólidos, relataram concentrações de 126 mg L^{-1} para SST e 74 mg L^{-1} para SSV.

Embora ainda não exista nenhum trabalho que forneça valores de SST desejáveis para o cultivo do de camarões (EBELING, 2006), por segurança, foi realizada no dia 20 uma troca parcial de água na FP (53 L tanque^{-1}) para conter a formação excessiva de sólidos e evitar a asfixia dos camarões pelo entupimento das brânquias.

A remoção dos sólidos suspensos é um momento crucial no cultivo de camarões marinhos com renovação de água limitada. Cripps e Bergheim (2000) lembram que é mais fácil tratar um resíduo com alta concentração de sólidos e dessa forma alcançar benefícios significativos na qualidade do efluente. Para Eгна e Boyd (1997), a remoção dos sólidos sedimentáveis compreende um dos principais e mais simples métodos para tratamento do resíduo orgânico da aquicultura. É baseado simplesmente na decantação do sedimento após a despesca e anteriormente a drenagem completa dos tanques, o que permite a remoção de DBO, sólidos e fósforo. A Seção 4.2 detalhará o estudo do tratamento do efluente por RBS.

4.1.10 Índices Zootécnicos

A Tabela 6 apresenta os índices zootécnicos obtidos pelo *L. vannamei* após 30 dias de cultivo.

Tabela 6: Índices produtivos do *L. vannamei* para as diferentes formas de ajuste da relação C/N após 30 dias de cultivos. Letras distintas indicam diferenças significativas para ANOVA unifatorial ($p < 0,05$).

Variável	Tratamento		
	Controle	Fertilização Pontual	Fertilização Fixa
Peso Inicial (g)	16,6 ($\pm 0,6$) ^a	16,5 ($\pm 0,6$) ^a	16,5 ($\pm 0,6$) ^a
Peso Final (g)	16,0 ($\pm 0,8$) ^a	17,2 ($\pm 0,1$) ^b	16,0 ($\pm 0,6$) ^a
Ganho de Peso (g)	- 0,6 ($\pm 0,5$) ^a	0,7 ($\pm 0,2$) ^b	- 0,5 ($\pm 0,5$) ^a
Conversão Alimentar [*]	**	16,0:1 ($\pm 4,0$)	**
Sobrevivência (%) ^{***}	18,3 ($\pm 11,8$) ^a	90,0 ($\pm 6,7$) ^b	25,6 ($\pm 13,5$) ^a

*Quantidade de ração necessária para aumentar em 1 kg a biomassa de camarões. **Dados não calculados pois não houve ganho de peso. ***Dados transformados ($\text{Arcosseno } \sqrt{x}$) anteriormente à análise.

Apenas os camarões da FP, cuja conversão alimentar foi de 16,0:1, apresentaram ganho de peso. Da mesma forma, as sobrevivências do TC (18,3%) e da FF (25,6%) foram inferiores à FP (90%).

O ganho de peso e a conversão alimentar estão muito abaixo do ideal para o cultivo de camarões em sistemas fechados ou com renovação de água limitada. McIntosh (2000a) usando uma ração com teor protéico inferior a 25% obteve uma taxa de crescimento de 0,79 g semana⁻¹ e uma conversão alimentar (CA) de 2,1:1. Gómez-Jiménez et al. (2005) conseguiram praticamente dobrar a biomassa de camarões estocada em 25 dias de cultivo com uma ração de apenas 25% de proteína bruta. Resultados ainda melhores tiveram Velasco, Lawrence e Castille (1999) com CA próxima de 1:1.

O fraco desempenho zootécnico dos tratamentos foi provavelmente devido a elevada concentração de amônia tóxica observada nos tratamentos. Chen e Kou (1992) documentaram que o ganho de peso do camarão *Penaeus japonicus* é afetado a partir de concentrações de 0,35 mg L⁻¹ de N-NH₃. Vale salientar que as pós-larvas (PLs) do *Litopenaeus vannamei* são ainda mais sensíveis a amônia

(LC50; 24 h) do que as PLs de outros camarões peneídeos (*Penaeus monodon*, *Penaeus indicus*, *Metapenaeus ensis*, *Farfantepenaeus paulensis* e *Penaeus japonicus*), apesar de existir aumento da tolerância quando os camarões atingem tamanhos maiores (FRIAS-ESPERICUETA; HARFUSH-MELENDZ; PÁEZ-OSUNA, 2000), como foi o caso do presente estudo.

Os danos toxicológicos da amônia aos camarões se dão principalmente durante o processo de troca do exoesqueleto (ecdise). Nesta fase, o camarão absorve água para aumentar de tamanho resultando na hidratação dos tecidos e no aumento do volume sangüíneo (RUSSELL, 1963). Isso conseqüentemente aumenta a concentração de amônia na hemolinfa e acentua seus efeitos tóxicos (CHEN; KOU, 1993).

A baixa sobrevivência dos camarões observada no TC e na FF pode ser atribuída a alta concentração de amônia tóxica (N-NH₃) nos tratamentos, assim como o baixo ganho de peso e a alta conversão alimentar na FP.

O efluente oriundo da **FP** foi aquele selecionado para tratamento em RBS por apresentar melhores resultados quando comparado aos demais.

4.2 Tratamento do efluente residual em reatores operados em bateladas seqüenciais

4.2.1 Microscopia do Efluente Bruto

Os microrganismos observados na análise de microscopia do efluente bruto podem ser visualizados nas Figuras 20a, 20b, 20c e 20d.

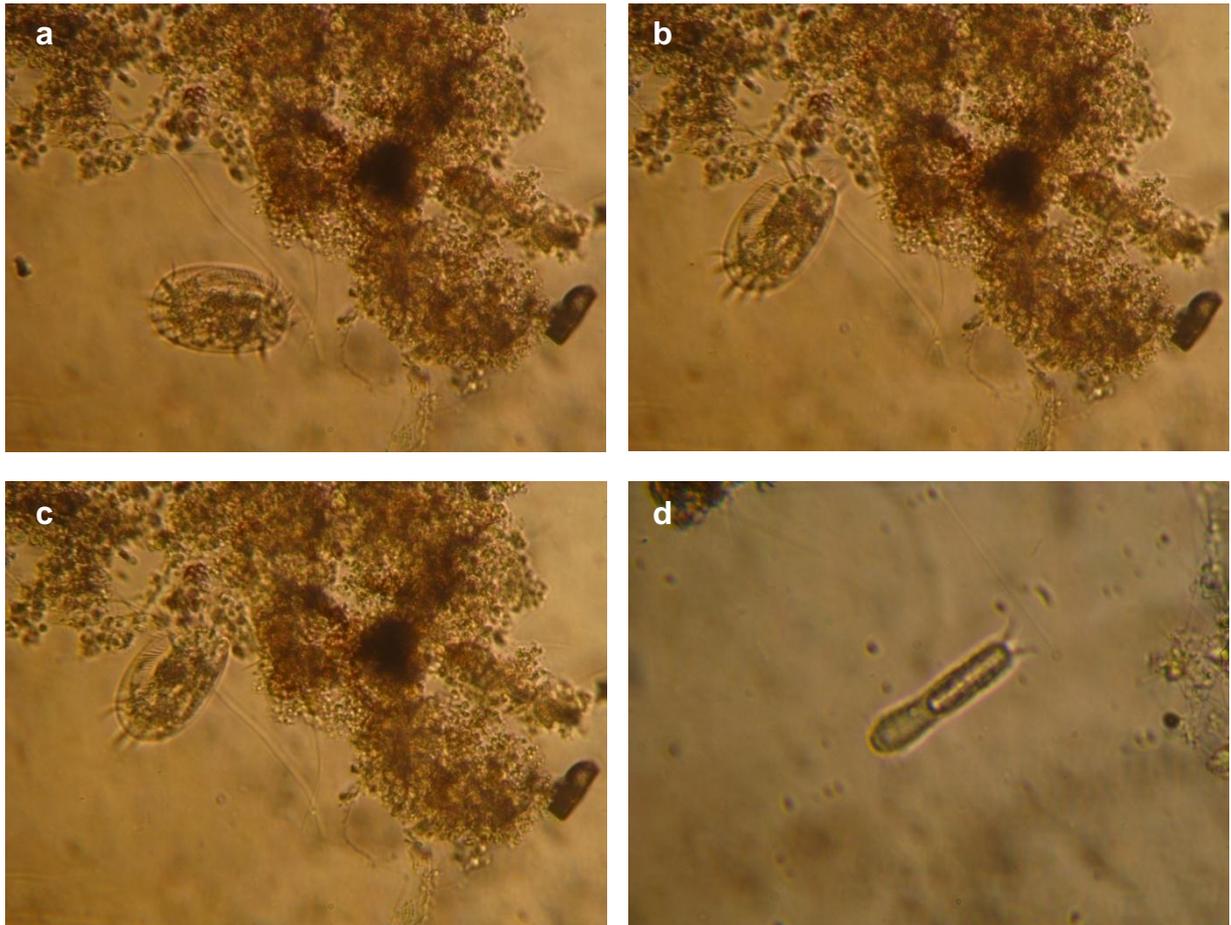


Figura 20: Exemplar de *Aspidisca* sp. alimentando-se do floco microbiano (a,b,c). Exemplar de *Gastrotrichs* sp (d). a,b,c e d → 400x.

Pela figura 20, observa-se que mesmo antes de iniciar o tratamento, o efluente já apresentava flocos microbianos dispersos e bem formados, resultante da própria tecnologia empregada no estudo de cultivo. Não por acaso, Van Wyk (2006) já havia comparado a dinâmica ecológica dos cultivos heterotróficos da aquicultura aos lodos ativados para tratamento de efluente.

A presença de ciliados livres como o *Aspidisca* sp. indica a ocorrência de nitrificação no sistema (CETESB, 1997). O *Aspidisca* sp. também auxilia na remoção

da DQO do efluente e na redução da turbidez causada pelo conteúdo orgânico em suspensão. Ainda que sob baixas densidades, é capaz de induzir a formação de flocos (PAULI; JAX; BERGER, 2001).

Este protozoário aparece em condições estáveis de funcionamento do reator (baixa carga orgânica e elevado oxigênio) e alimenta-se de bactérias e partículas em suspensão (COSTA, 2005). Bortolotto Neto (2004) relaciona a presença do *Aspidisca sp.* a um pH ótimo, OD disponível e temperatura adequada para o crescimento e o desenvolvimento de microrganismos presentes no efluente.

O *Gastrotrichs sp.* é um micrometazoário detritívoro e pertencente à comunidade bentônica. Usualmente alimenta-se de bactérias, pois possui habilidade quimio-tátil para selecioná-las. Também é predador de algas unicelulares, fungos, matéria orgânica particulada e ocasionalmente outros invertebrados diminutos (RICCI; BALSAMO, 2000). Sua presença indica uma boa qualidade do tratamento e um efluente com baixa carga orgânica.

4.2.2 Temperatura, pH e salinidade

A Tabela 7 traz os resultados médios, mínimos e máximos de temperatura, pH e salinidade para os três reatores (R1, R2 e R3) durante o tratamento em RBS.

Tabela 7: Valores médios, mínimos e máximos de temperatura, pH e salinidade para os três reatores. N = número de amostras. Letras sobrescritas distintas indicam diferenças estatísticas positivas para ANOVA uni-fatorial ($p < 0,05$).

Parâmetro	R1				R2				R3			
	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	N	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	N	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	N
Temp. (°C)	29,01 ($\pm 0,70$) ^a	27,44	29,81	10	28,88 ($\pm 0,74$) ^a	27,29	29,73	9	28,54 ($\pm 0,75$) ^a	27,21	29,21	6
pH	8,67 ($\pm 0,12$) ^b	8,48	8,83	10	8,44 ($\pm 0,11$) ^a	8,25	8,56	9	8,63 ($\pm 0,08$) ^b	8,56	8,76	6
Salinidade (‰)	29,21 ($\pm 0,35$) ^a	28,64	29,59	8	28,98 ($\pm 0,17$) ^a	28,75	29,20	7	28,92 ($\pm 0,15$) ^a	28,77	29,12	4

* Tukey HSD ($p < 0,05$).

Em todos os reatores, tanto a temperatura (27,21-29,81 °C) como a salinidade (28,64-29,59 ppt) estiveram dentro da faixa ideal (22-37 °C; 28-40 ‰)

para tratamento biológico do efluente da produção intensiva de camarões marinhos por RBS (FONTENOT et al., 2007).

O valor médio de pH encontrado nos reatores (R1 - 8,67; R2 - 8,44 e R3 - 8,63) está muito próximo ao pH de 8,2 relatado por Villaverde, García-Encina e FDZ-Polanco (1997) onde ocorre o metabolismo ótimo dos microrganismos capazes de oxidar a amônia a nitrito em biofiltros submersos. Já o pH estatisticamente inferior do R2 pode ser atribuído a produção de íons H^+ pela desnitrificação autotrófica (ROBERTSON et al., 1988).

4.2.3 Oxigênio Dissolvido e Série Nitrogenada

Na Figura 21 podem ser visualizados os resultados obtidos para oxigênio dissolvido, série nitrogenada e o balanço final do nitrogênio para os três reatores (R1, R2 e R3) durante o tratamento em RBS.

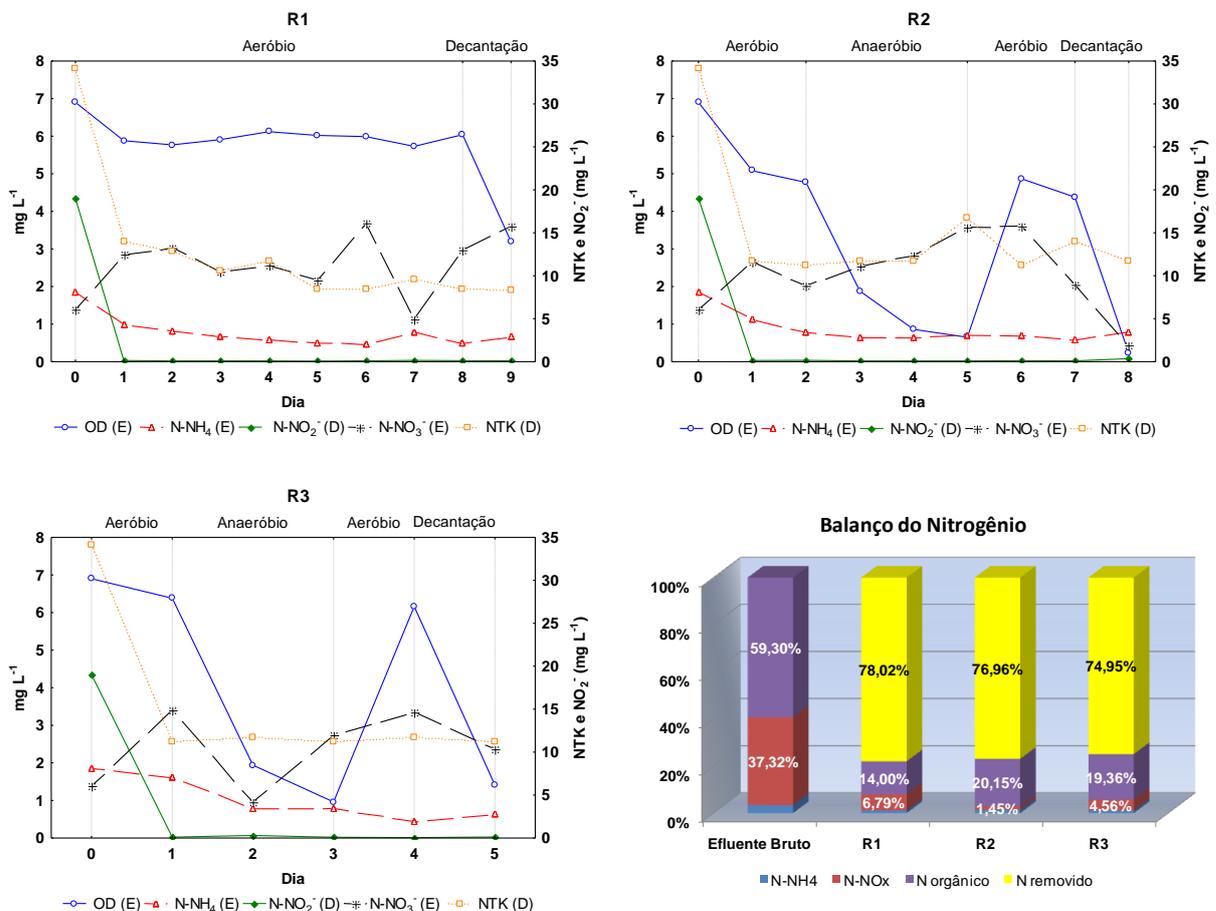


Figura 21: Amônia, Nitrito, Nitrato, NTK e Balanço Final do N durante o tratamento biológico pelo RBS 1, 2 e 3. (E) Variável pertencente ao eixo da esquerda. (D) Variável pertencente ao eixo da direita.

A concentração de oxigênio dissolvido no **R2** também fortalece a hipótese de desnitrificação autotrófica. Huang e Tseng (2001), por exemplo, observaram que a maior taxa de degradação do nitrato pela bactéria *Citrobacter diversus* é com o OD ao redor de 5 mg L^{-1} . As fases aeróbias dos reatores **R1** e **R3** apresentaram concentrações de OD próximas a 6 mg L^{-1} .

Pela Figura 21, percebe-se que no segundo dia de tratamento a amônia encontrava-se em torno de 1 mg L^{-1} para os três reatores. Após o segundo dia, a amônia permaneceu praticamente inalterada, e seu percentual de remoção ficou em 65% ($0,65 \text{ mg L}^{-1}$) para o **R1**; 57% ($0,79 \text{ mg L}^{-1}$) para o **R2** e 66% ($0,62 \text{ mg L}^{-1}$) para o **R3**.

Em relação ao nitrito, o efluente bruto apresentava concentrações elevadas (19 mg L^{-1}), mas já no primeiro dia os valores caíram para concentrações inferiores a $0,20 \text{ mg L}^{-1}$. Notadamente, uma parte da amônia e do nitrito foi oxidada a nitrato pela nitrificação autotrófica e, por sua vez, **uma parte desse nitrato formado foi removida pela desnitrificação aeróbia**. Esse processo é comumente conhecido como nitrificação-desnitrificação simultânea²⁴ (COLLIVIGNARELLI; BERTANZA, 1999; HELMER; KUNST, 1998). Na seqüência, não houve mudanças bruscas para a amônia e nitrito ao longo dos ciclos nos três reatores.

De acordo com Kim e Son (2000), **a relação simbiótica entre as bactérias que utilizam o enxofre para a desnitrificação e as redutoras do sulfato é favorecida quando a relação C/N²⁵ diminui**. As vantagens de se favorecer desnitrificação autotrófica sobre a heterotrófica são a redução do *biofouling*²⁶ no reator e a diminuição da concentração de carbono orgânico no efluente tratado (VAN RIJN; TAL; SCHREIER, 2006).

Boopathy et al. (2007) tratando lodo do cultivo de camarões marinhos em RBS verificou aumento de 111 mg L^{-1} de nitrito no segundo dia (fase aeróbia) de tratamento e de 55 mg L^{-1} de nitrato no terceiro dia (início da fase anaeróbia). Em trabalho realizado anteriormente, Boopathy, Fontenot e Kilgen (2005) operando também um RBS, observaram incremento de nitrato na mesma ordem de grandeza

²⁴ Em inglês, SND (*simultaneous nitrification-denitrification process*).

²⁵ No início do tratamento, a relação DBO_5/NTK nos três reatores era de 1,2.

²⁶ *Biofouling* é a acumulação indesejada de microrganismos, plantas, algas e/ou animais em estruturas submersas.

(53,3 mg L⁻¹) e para o nitrito foi constatado um aumento ainda mais expressivo, 431 mg L⁻¹. No entanto, ambos trabalhos tiveram praticamente 100% de eficiência de remoção para os compostos inorgânicos nitrogenados ao término do tratamento. Fontenot et al. (2007) chegaram a obter resultados semelhantes para a amônia e nitrato, mas para o nitrito foi observado um residual de 10 mg L⁻¹ (90% de remoção).

O presente estudo foi realizado com o efluente bruto, e não apenas com o lodo retirado dos aparatos de filtragem, como nos trabalhos acima mencionados. A baixa concentração da amônia (1,85 mg L⁻¹) no início do tratamento talvez não tenha sido suficiente para aumentar sobremaneira a concentração de nitrito.

Para o nitrato, ficou evidenciado um incremento nos três reatores: **R1** (2,84 mg L⁻¹), **R2** (2,64 mg L⁻¹) e **R3** (3,41 mg L⁻¹) durante as primeiras 24 h. A alternância de fases (aeróbia - anaeróbia) exerceu um papel fundamental na redução do nitrato no **R2** e no **R3** (ver figura 21 - Balanço do Nitrogênio). Terminado o tratamento, a maior duração da fase aeróbia do **R1** acarretou num maior acúmulo de NO_x (6,79%) quando comparado aos outros reatores (1,45% no **R2** e 4,56% no **R3**).

Logo no início, também houve uma importante remoção da parte nitrogenada orgânica, no gráfico representada pela curva de NTK. Devido a fase de reação do **R1** ter sido estritamente aeróbia, a percentagem de remoção do nitrogênio orgânico (45,30%) foi maior nesse reator do que no **R2** (39,15%) e no **R3** (39,94%).

Cabe ressaltar os momentos em que oxigênio permaneceu relativamente alto, mesmo com a interrupção da aeração (principalmente nas fases anaeróbias de operação do **R2** e do **R3**). Boopathy et al. (2007) creditam o sucesso de operação do RBS à presença de organismos nitrificantes e desnitrificantes como as *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* e *Pseudomonas* que são capazes de metabolizar o nitrogênio do lodo.

4.2.4 DBO₅ e Ortofosfato

A Figura 22 mostra os resultados obtidos para a DBO₅ e ortofosfato nos três reatores (**R1**, **R2** e **R3**).

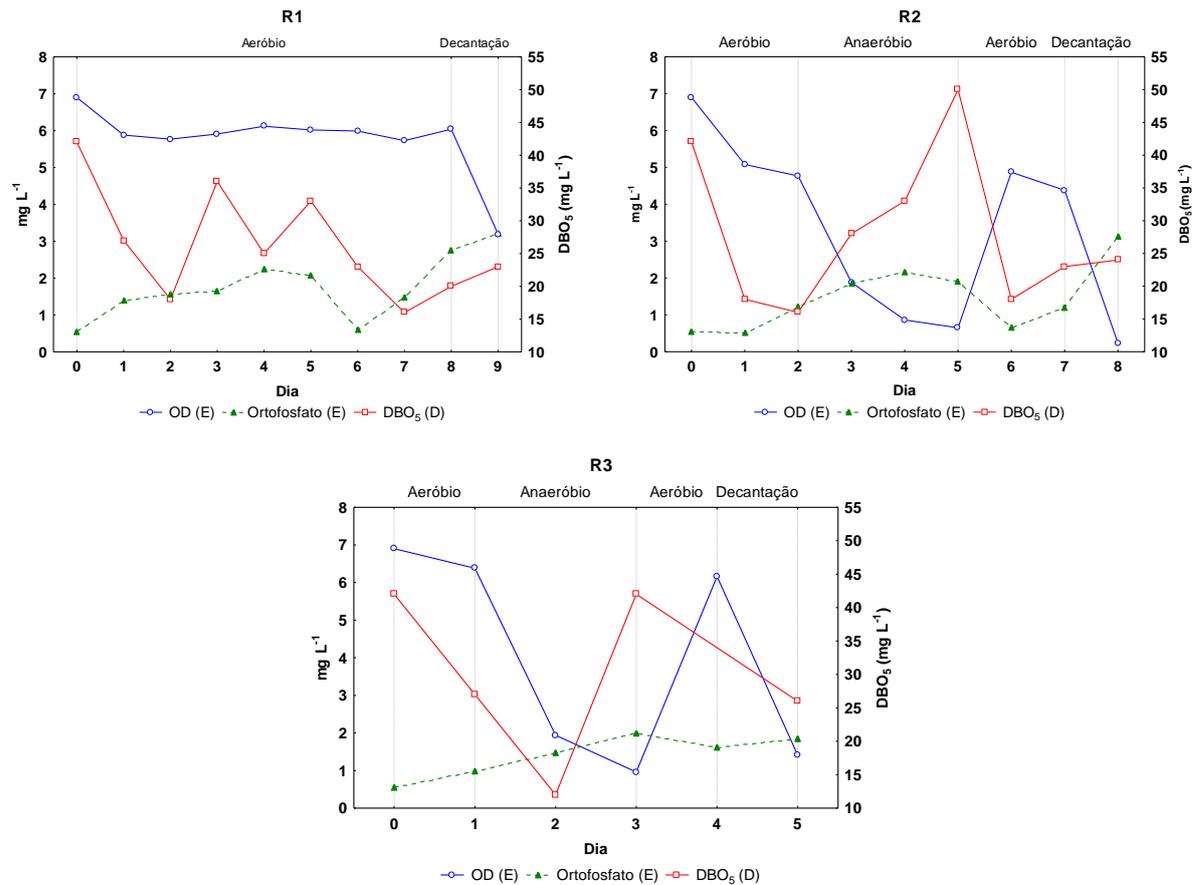


Figura 22: DBO₅ e Ortofosfato durante o tratamento biológico pelo RBS 1, 2 e 3. (E) Variável pertencente ao eixo da esquerda. (D) Variável pertencente ao eixo da direita.

Ao contrário do esperado, observa-se pela Figura 22 que a DBO₅ não reduziu de maneira constante conforme o avanço do tratamento. No **R1**, mesmo sob aeração contínua, houve aumento de DBO₅ nos dias 3 (36 mg L⁻¹) e 5 (33 mg L⁻¹). No **R2**, terminada a fase anaeróbia, os valores de DBO₅ no dia 5 (50 mg L⁻¹) chegaram a ultrapassar a DBO₅ do efluente bruto (42 mg L⁻¹). O **R3** apresentou a mesma tendência; aumento de DBO₅ na fase anaeróbia e redução nas fases aeróbias. No 3º dia de tratamento, por exemplo, a DBO₅ tinha reestabelecido a concentração inicial (42 mg L⁻¹). É provável que as fases anaeróbias tenham favorecido a eliminação de polímeros celulares pelos organismos armazenadores de glicogênio (ZENG et al., 2003). Todavia, concluído o tratamento, os reatores apresentaram as seguintes eficiências para a remoção de DBO₅: **R1** (45%); **R2** (43%) e **R3** (38%).

Rittmann e McCarty (2001) afirmam que sob baixas relações de DBO₅/NTK a disponibilidade de nitrogênio para a nitrificação é maior. Tal característica ficou evidente em todos os reatores, especialmente nos dois primeiros dias, quando a

amônia reduziu para concentrações inferiores a 1 mg L^{-1} . Boopathy et al. (2007) conseguiram remover uma DQO de 1200 mg L^{-1} para concentrações ínfimas em apenas nove dias de tratamento. O simples método de intercalar as fases aeróbia e anaeróbia, segundo os autores, possibilitou a remoção de quase todo o carbono e nitrogênio do efluente. Portanto, o lodo continha uma população bacteriana capaz não somente de realizar a nitrificação - desnitrificação, mas também de metabolizar o carbono (BOOPATHY et al., 2007).

O ortofosfato variou entre $0,55 - 3,20$; $0,51 - 3,11$; $0,55 - 2,00 \text{ mg L}^{-1}$ no **R1**, **R2** e **R3**, respectivamente. Durante o tratamento observou-se uma dinâmica distinta para os três reatores. Enquanto no **R1** o efeito da aeração teve pouca influência (exceto pelo declínio entre o quinto e o sexto dia), no **R2** e no **R3** ficou claro o impacto do oxigênio nas concentrações do ortofosfato.

A remoção biológica do fósforo pode ser acentuada intercalando condições de aerobiose e anaerobiose (BARAK; VAN RIJN, 2000). Durante a fase anaeróbia, microrganismos que acumulam poli-fosfato convertem ácidos graxos voláteis em PHA (*poly- β -hydroxylalkanoates*). A medida que os poli-fosfatos são hidrolisados, o ortofosfato é liberado gerando um aumento da sua concentração no meio. Na fase aeróbia, os microrganismos utilizam os PHAs armazenados como fonte de energia para consumir o ortofosfato e reestabelecer suas reservas de poli-fosfatos. **O acúmulo de poli-fosfatos é conhecido na literatura como “luxury uptake” e resulta na redução do ortofosfato no meio aquoso.** A remoção do fósforo deve então ser feita pela retirada da biomassa microbiana rica em poli-fosfato (BROUGHTON; PRATT; SHILTON, 2008). Se o objetivo principal do tratamento for a remoção do fósforo, isto pressupõe que o lançamento (ou reaproveitamento) do efluente seja feito nos momentos em que haja disponibilidade de oxigênio no reator.

4.2.5 Sólidos Suspensos

Na Figura 23 estão apresentados os resultados obtidos pelos três reatores (R1, R2 e R3) para os sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV).

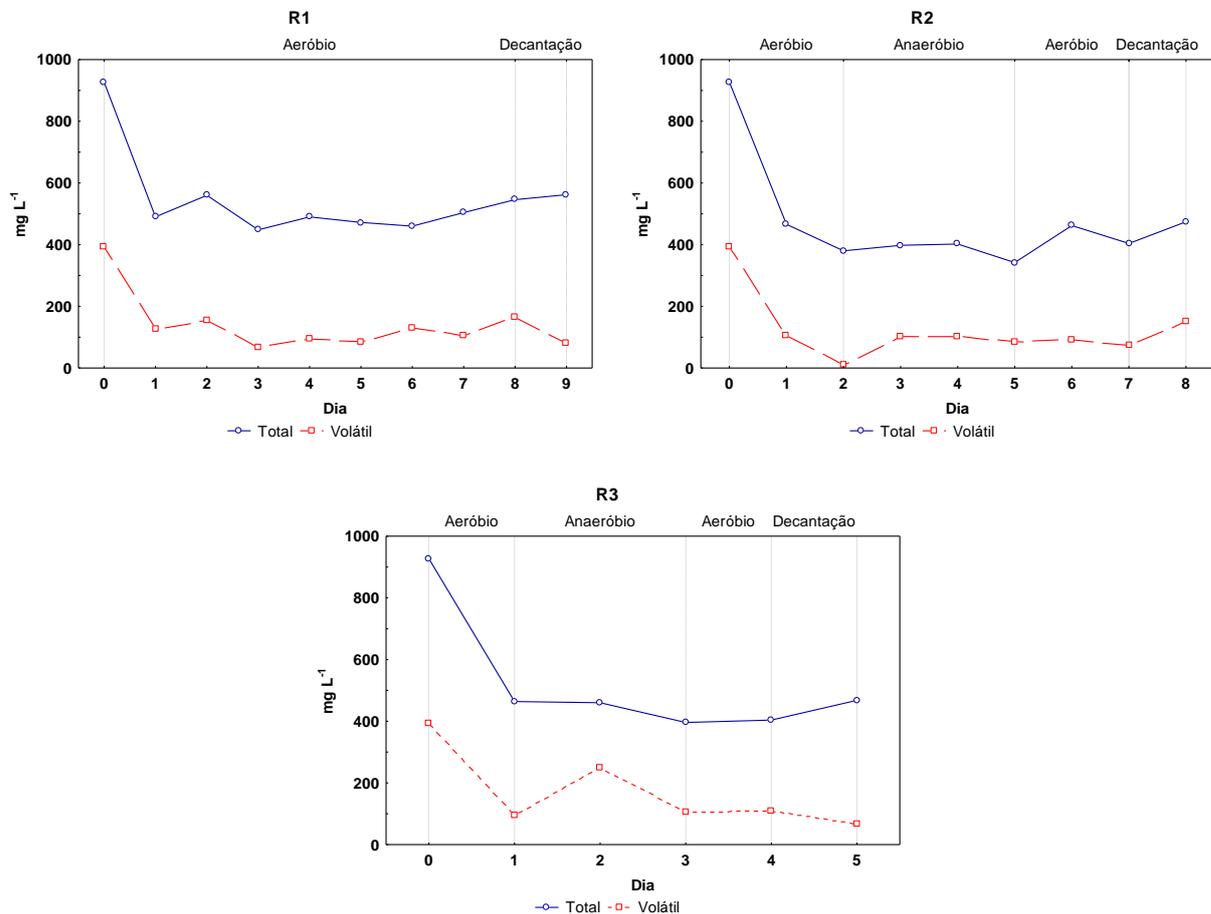


Figura 23: Sólidos Suspensos Totais e Sólidos Suspensos Voláteis durante o tratamento biológico pelo RBS 1, 2 e 3.

Os sólidos suspensos foram removidos principalmente nas primeiras 24 horas. Após o primeiro dia, o SST permaneceu entre 460 - 562 mg L⁻¹ no R1 e 396 - 468 mg L⁻¹ no R3. No R2 ainda houve redução de uma parte dos sólidos suspensos entre o primeiro (466 mg L⁻¹) e segundo dia (380 mg L⁻¹), com o restante do tratamento variando entre 342 - 474 mg L⁻¹. O efeito dos reatores nos SSV foi relativamente o mesmo, sendo a fração orgânica suspensa (SSV) correspondente à aproximadamente 1/3 dos sólidos em suspensão. A eficiência de remoção dos SST para os reatores foi de 39% (R1), 49% (R2) e 50% (R3). Para o SSV obteve-se 80% (R1), 61% (R2) e 83% (R3).

Os valores obtidos para os sólidos suspensos foram, em geral, muito inferiores àqueles observados em processos de lodos ativados convencionais com esgoto doméstico ($2,0 \text{ g L}^{-1}$), segundo Von Sperling (1997).

A relação SSV/SST que era de 0,42 no início do ensaio (evidenciando condição de boa biodegradabilidade) reduziu para 0,14 (**R1**); 0,32 (**R2**) e 0,14 (**R3**). Isto indica que a parcela de sólidos presente ao final dos ciclos deve-se à matéria de baixa biodegradabilidade ou àquela referente à DBO_5 refratária. Resultados similares foram obtidos por Silva et al. (2007) no início e final do ciclos, avaliando o lodo de reator híbrido em bateladas seqüenciais (RHBS) com esgoto urbano.

Verificou-se que a maior parte dos sólidos permaneceu sedimentada, inclusive nas etapas com aeração, podendo ter sua duração reduzida para duas ou três horas, como utilizado em reatores com esgoto sanitário (METCALF & EDDY, 1979; JORDÃO; PESSÔA, 1995; VON SPERLING, 1997).

O alto teor de cinzas do melaço utilizado no estudo do cultivo (Tabela 2) explica a grande quantidade de SSF também presente no efluente. No entanto, não é descartada a possibilidade de influência de sólidos dissolvidos no momento da análise (principalmente o cloreto). Eгна e Boyd (1997) alertam que grande parte da matéria inorgânica suspensa dos tanques de aquicultura têm o diâmetro da argila e possuem difícil sedimentação.

4.2.6 Testes Respirométricos

Os resultados obtidos para os ensaios respirométricos dos reatores **R1**, **R2** e **R3** estão apresentados nas Figuras 24, 25 e 26, respectivamente.

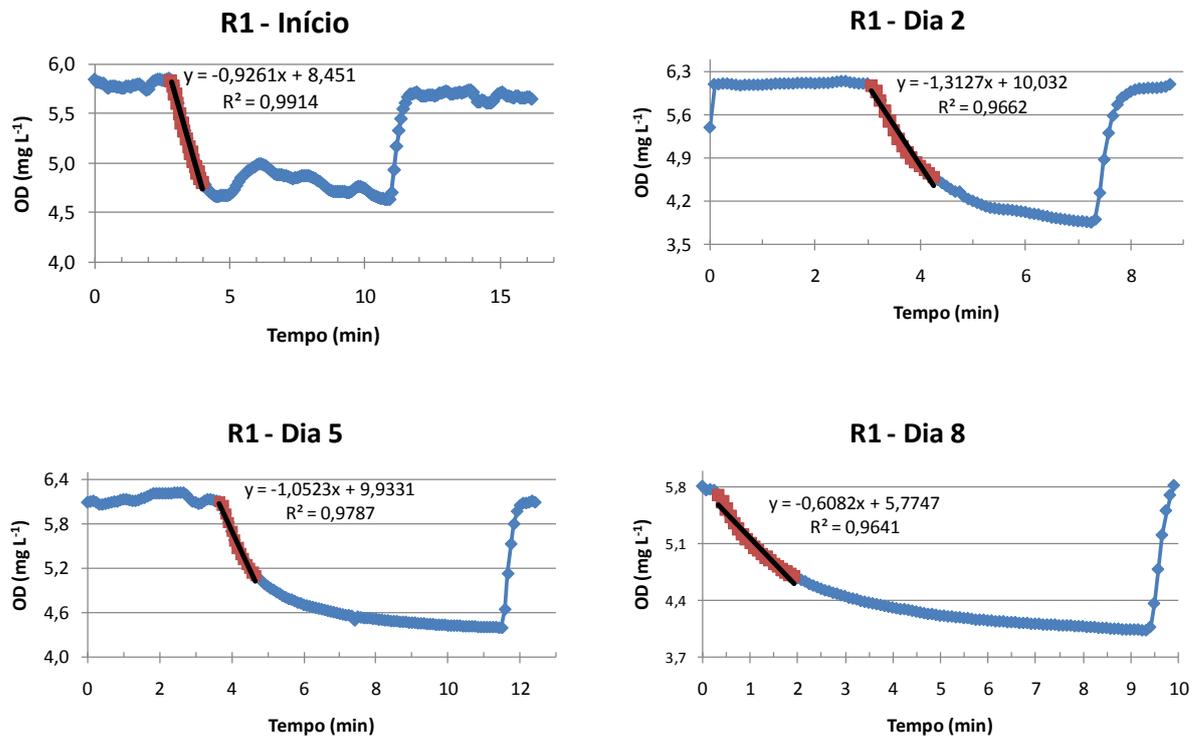


Figura 24: Respirogramas obtidos nos testes realizados *online* no Reator 1 (R1).

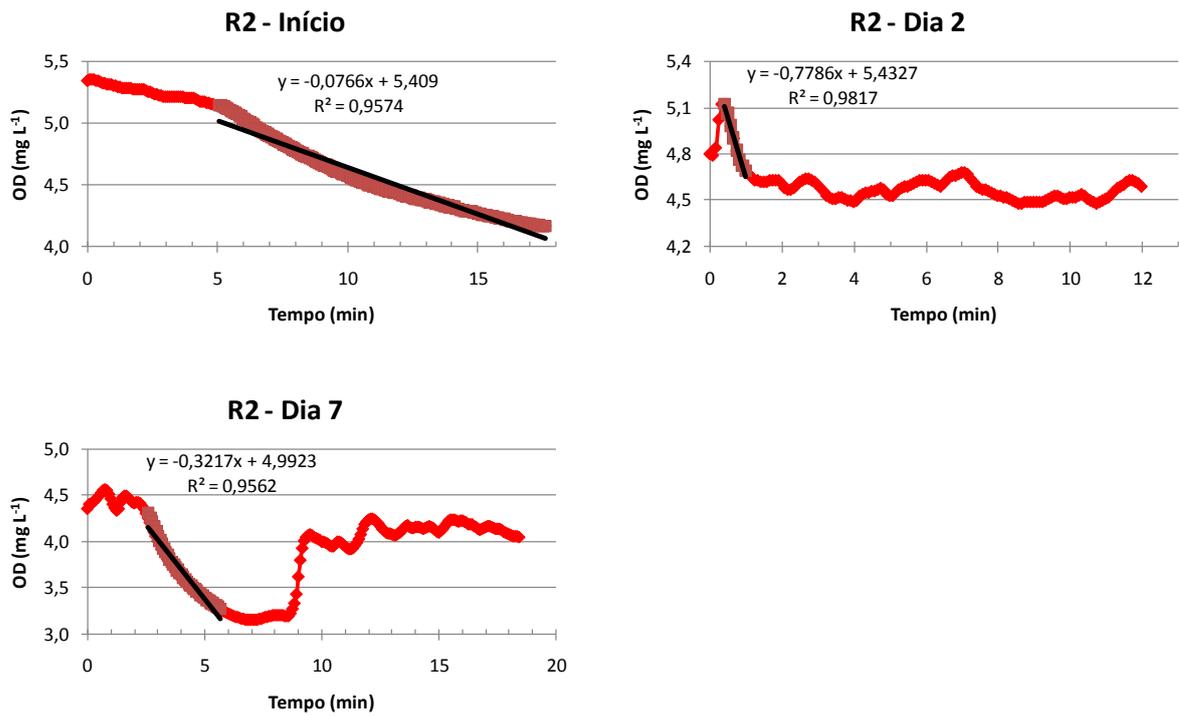


Figura 25: Respirogramas obtidos nos testes realizados online no Reator 2 (R2).

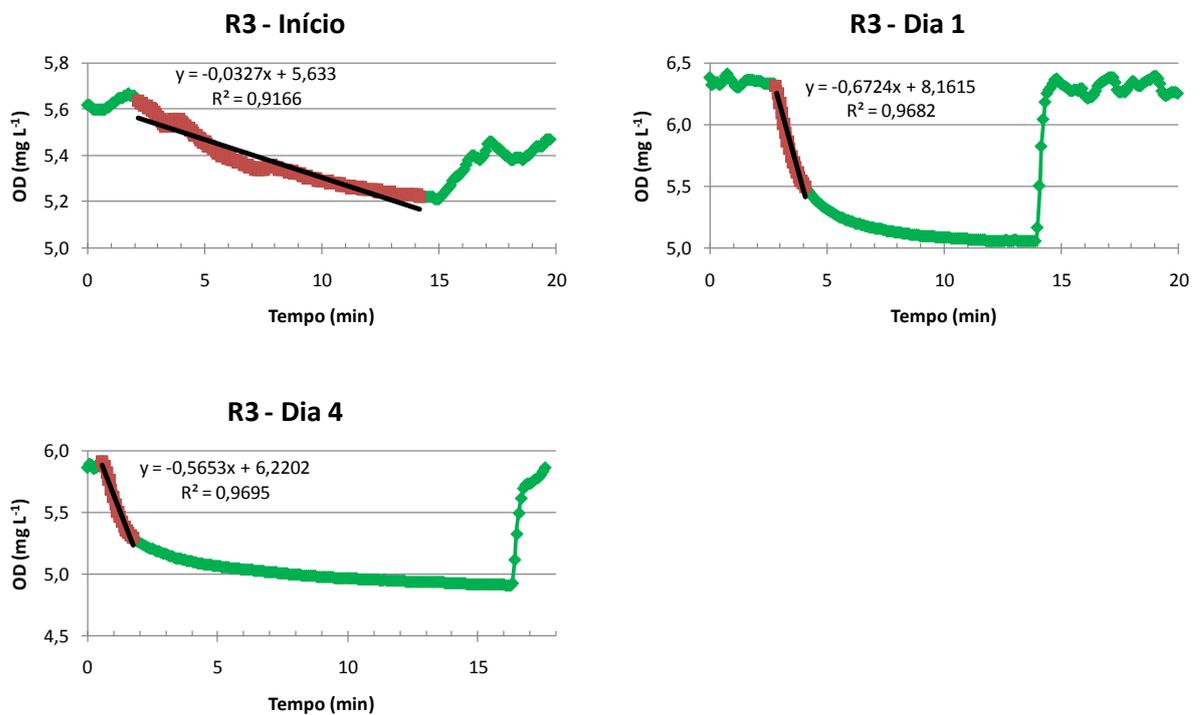


Figura 26: Respirogramas obtidos nos testes realizados *online* no Reator 3 (R3).

A velocidade de respiração celular (QO_2X) e a velocidade específica de respiração (QO_2) obtidas nos ensaios respirométricos podem ser visualizadas na Tabela 8.

Tabela 8: Resultados obtidos para QO_2X e QO_2 durante os Testes Respirométricos.

Testes Respirométricos	$QO_2X \left(\frac{mg O_2}{L.h} \right)$	$X \left(\frac{g SST}{L} \right)$	$QO_2 \left(\frac{mg O_2}{g SST.h} \right)$
R1 (Início)	55,57	0,927	59,95
R1 (Dia 2)	78,76	0,560	140,64
R1 (Dia 5)	63,14	0,472	133,77
R1 (Dia 8)	36,49	0,546	66,83
R2 (Início)	4,60	0,927	4,96
R2 (Dia 2)	46,72	0,380	122,95
R2 (Dia 7)	19,30	0,404	47,77
R3 (Início)	1,96	0,927	2,11
R3 (Dia 1)	40,34	0,464	86,94
R3 (Dia 4)	33,92	0,404	83,96

A velocidade de respiração celular (QO_2X) para os reatores variou de 1,96 a 78,76 mg $O_2/L.h$ e a velocidade específica de respiração (QO_2) de 2,11 a 140,64 mg O_2/g SST.h (Tabela 6). Os valores do **R1** para a QO_2X (36,49 - 78,76 mg $O_2/L.h$) ultrapassaram a faixa normalmente encontrada para sistemas de lodos ativados de 10 a 40 mg $O_2/L.h$ (VAN HAANDEL; CATUNDA, 1982). Os demais reatores também tiveram QO_2X altas (**R2**: 4,60 - 46,72 mg $O_2/L.h$; **R3**: 1,96 - 40,43 mg $O_2/L.h$), porém não tão expressivas como as observadas no **R1**.

Nos primeiros dias, houve queda na concentração de biomassa presente no lodo, mantendo-se em torno de 0,5 g SST L^{-1} (**R1**) e 0,4 g SST L^{-1} (**R2** e **R3**) até o final do experimento, antes da etapa de decantação.

No início do tratamento, observou-se discrepância nos resultados para a QO_2X e a QO_2 entres os três reatores, talvez ocasionada por alguma diferença nas características (qualitativas e/ou quantitativas) do lodo no momento da divisão do efluente. Como o teste respirométrico depende da concentração do lodo, sem

agitação o resultado dependerá da posição do eletrodo de OD no reator (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Passada a fase inicial, observou-se aumento da atividade respiratória (dias 1 e 2) e na seqüência, queda nos valores medidos de QO_2X e QO_2 , embora a concentração de biomassa tenha se mantido praticamente constante nos reatores. Em reatores RBS, ao longo de um ciclo operacional, é normal haver a diminuição da atividade respiratória dos microrganismos presentes no lodo, em virtude da escassez de nutrientes (C, N).

Os momentos de maior atividade microbiana ($\uparrow QO_2X$ e $\uparrow QO_2$) no **R1** (dia 2), **R2** (dia 2) e **R3** (dia 1) coincidem com a redução da DBO_5 e da amônia e com a estabilização (ou redução) do nitrato nos reatores.

Utilizando lixiviado de aterro sanitário, o estudo realizado por Martins et al. (2007) em reatores aeróbios em bateladas; com e sem inoculação de lodo biológico, apresentou valores decrescentes de velocidade específica de respiração bacteriana (QO_2) entre o 4º dia e o 13º dia (final do ensaio). Para valores de biomassa compreendidos entre 0,90 g SST L⁻¹ (4º dia) e 0,40 g SST L⁻¹ (13º dia), os valores foram de: R1 (com lodo) 15,6 e 2,04 mg O₂/g SST.h e R2 (sem lodo): 28,8 e 7,80 mg O₂/g SST.h. Os autores concluíram que houve diminuição da atividade ao longo do experimento devido ao aparecimento de bactérias nitrificantes, visto que a degradação da amônia continuou a ser processada após a estabilização da degradação da DQO.

Thans (2005) tratando esgoto doméstico com Reator de Leito Fluidizado em Bateladas Seqüenciais teve resultados para a QO_2X entre 8,94 e 23,40 mg O₂/L.h. Resultados parecidos foram obtidos por Barthel (1998) utilizando Reator de Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio para tratamento de efluente têxtil (15,6 mg O₂/L.h).

Souto (2007) utilizando reator híbrido em bateladas seqüenciais (RHBS) para tratamento de esgoto urbano, obteve resultados mais próximos para a QO_2X (19,8 - 90,6 mg O₂/L.h) ao do presente estudo, tendo a velocidade específica de respiração (QO_2) variado entre 7,8 e 25,2 mg O₂/g SST.h. Wagner (2008) nos testes online com RHBS encontrou valores para a QO_2X entre 17,9 - 30,0 mg O₂/L.h e nos testes de bancada para a QO_2 entre 5,4 - 11,6 mg O₂/g SST.h.

Ressalta-se que os reatores de leito fluidizado e o reator híbrido, utilizados por esses autores, são reatores com biomassa fixa onde predominam condições de elevada atividade respiratória (QO_2X) e baixa concentração de biomassa (X).

4.2.7 Conclusões sobre a etapa de tratamento

Observaram-se baixos valores e poucas variações nas concentrações de sólidos suspensos ao longo dos ciclos operacionais nos três reatores, diferentemente do encontrado para os outros parâmetros avaliados (DBO, N e P), que variaram conforme as fases (aerada e sem aeração) e no tempo de duração dos ciclos. Os resultados da atividade respirométrica mostraram que, embora houvesse baixa concentração de lodo nos reatores, a biomassa esteve ativa durante todo o período de ensaio.

Com relação aos parâmetros de qualidade para lançamento de efluente, a legislação brasileira (CONAMA 357) estabelece: pH entre 5 e 9, temperatura $< 40\text{ }^\circ\text{C}$ e nitrogênio amoniacal total $< 20\text{ mg L}^{-1}$. Por outro lado, a legislação ambiental de Santa Catarina²⁷ (Decreto Estadual nº 14.250 de 05/06/1981), estabelece para lançamento de efluentes em corpos d'água receptores: pH entre 6 e 9, temperatura $< 40\text{ }^\circ\text{C}$, $DBO_5 < 60\text{ mg L}^{-1}$, P total $< 1,0\text{ mg L}^{-1}$, e N total $< 10\text{ mg L}^{-1}$ para lançamento em corpos de água interiores, lagoas, estuários e a beira-mar.

Os resultados obtidos mostraram que a duração dos ciclos poderia ser reduzida para um ou dois dias, pois os parâmetros de pH, DBO_5 e compostos nitrogenados atendiam ao especificado nas duas legislações. Para o P total, é possível que sua concentração tenha excedido o limite permitido pela legislação, pois o ortofosfato encontrava-se ao redor de 1 mg L^{-1} .

Em termos de reuso do efluente dentro do processo produtivo, o mesmo período (1-2 dias) também seria suficiente, principalmente nos reatores cujos resultados obtidos para os sólidos suspensos ficaram entre 350 e 480 mg L^{-1} e

²⁷ O Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), com a resolução CERH nº 003/2007, enquadrou todos os cursos d'água da Ilha de Santa Catarina (exceto o Rio Tavares, a jusante da quota 02) como Classe Especial, conforme classificação estabelecida pela Resolução 357 do CONAMA. O Artigo 32 (Capítulo IV) desta Resolução estabelece que nas águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes ou disposição de resíduos domésticos, agropecuários, de aquicultura, industriais e de quaisquer outras fontes poluentes, mesmo que tratados.

inferiores a 100 mg L^{-1} para o SSV (reatores com fases aeradas alternada com fases sem aeração - **R2** e **R3**).

Um tratamento simplificado (apenas decantação) não seria aconselhável para o lançamento em corpos d'água, haja vista as elevadas concentrações de compostos nitrogenados (NTK e NO_2^-) presentes no efluente bruto.

O tratamento biológico do efluente poderia ser realizado diretamente no tanque de cultivo após a despesca dos camarões, ou separadamente em reator tipo RBS, com retiradas periódicas do efluente sempre que a concentração de sólidos suspensos ultrapassasse um valor pré-estabelecido.

5 CONCLUSÕES

Para as condições operacionais aplicadas, os resultados obtidos permitem as seguintes conclusões:

- A **Fertilização Pontual (FP)** mostrou ser a melhor opção de ajuste da relação C/N para conter a formação de compostos nitrogenados inorgânicos. Contudo, a alta concentração de amônia tóxica observada nos tanques teve influência no baixo desempenho zootécnico dos camarões cultivados.
- **A simples correção da relação C/N não exclui a necessidade de se utilizar formas paralelas** (ex.: estimulação de crescimento da biomassa algal) **para conter a formação da amônia**. O controle paralelo da amônia por outras vias também deve reduzir a necessidade de monitoramento constante do contaminante e, dessa forma, reduzir os custos de produção.
- Os tratamentos apresentaram acúmulo de nitritos e nitratos e concentrações elevadas de DBO₅, sólidos suspensos, clorofila *a* e turbidez. Para que o efluente possa ser lançado em corpos d'água receptores ou reutilizado no processo produtivo, há a necessidade de tratamento.
- Excluindo o fósforo, o uso de RBS no tratamento do efluente bruto produzido pela Fertilização Pontual permitiu o enquadramento do efluente nos padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental (CONAMA 357 e Decreto Estadual nº 14.250), devendo o ciclo ter sua duração reduzida para um ou dois dias.
- O efluente tratado pode ser reutilizado no processo produtivo de criação superintensiva de camarões marinhos.

6 RECOMENDAÇÕES

Em face dos resultados obtidos na pesquisa, recomenda-se para a seqüência dos estudos:

1. Avaliar a eficiência de outras fontes de carbono na remoção da amônia (ex.: farinha de mandioca, farelo de milho, etc.).
2. Estabelecer a concentração ótima de material em suspensão para o *L. vannamei* e determinar o momento certo de remoção dos sólidos.
3. Avaliar ciclos operacionais mais curtos para tratamento do efluente em RBS e outros tipos de processos de tratamento do efluente, tais como flotação e novas configurações de reatores híbridos operados em bateladas seqüenciais ou em fluxo contínuo (filtros percoladores, por exemplo).

7 REFERÊNCIAS

ABCC - Associação Brasileira de Criadores de Camarão. **História da Carcinicultura no Brasil**. Disponível em: <<http://www.abccam.com.br/>>. Acesso em: 23 maio 2008.

ANDREATTA, Edemar Roberto; BELTRAME, Elpídio. Cultivo de camarões marinhos. In: POLI, Carlos Rogério et al. **Aqüicultura: Experiências Brasileiras**. Florianópolis: Multitarefa, 2004. Cap. VIII , p. 199-220.

APHA (American Public Health Association). **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. Springfield, Byrd Prepress, 20 ed., 1998. 1220 p.

ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; RAGAZZI, M. On-line control fo a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 3, p. 93-100, 2001.

ARANTES, Rafael da Fonseca. **O efeito da relação C/N sobre a comunidade microbiana no cultivo superintensivo de *Litopennaeus vannamei* sem renovação**. 2007. 39 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Aqüicultura, Departamento de Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

AVNIMELECH, Yoram. Carbon/nitrogen ration as a control element in aquaculture systems. **Aquaculture**, p. 227-235, 1999.

AZIM, M. E.; LITTLE, D. C.; BRON, J. E. Microbial protein production in activated suspension tanks manipulating C:N ratio in feed and the implications for fish culture. **Bioresource Technology**, p.3590-3599, 2008. Disponível em: <www.science-direct.com>. Acesso em: 30 jun. 2008.

BARAK, Yoram; VAN RIJN, Jaap. Biological phosphate removal in a prototype recirculating aquaculture treatment system. **Aquacultural Engineering**, p. 121-136, 2000.

BARBIERI JÚNIOR, Roberto Carlos; OSTRENSKY NETO, Antônio. **Camarões Marinhos: Reprodução, Maturação e Larvicultura**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 243 p.

BARBIERI JÚNIOR, Roberto Carlos; OSTRENSKY NETO, Antônio. **Camarões Marinhos: Engorda**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2002. 2 v.

BARROSO, Gilberto Fonseca et al. Premissas para a sustentabilidade da aqüicultura costeira. In: BARROSO, Gilberto Fonseca; POERSCH, Luís Henrique da Silva; CAVALLI, Ronaldo Oliveira. **Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: recursos, tecnologias, aspectos socio-ambientais e sócio-econômicos**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007. p. 315.

BARTHEL, Ligia. **Estudo de biofilme desenvolvido em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio no tratamento de efluentes têxteis**. 1998. 80f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (SC), 1998.

BIAO, Xie; KAIJIN, Yu. Shrimp farming in China: Operating characteristics, environmental impact and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, p. 538-550, 2007. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 28 maio 2008.

BOOPATHY, Ramaraj; FONTENOT, Quenton; KILGEN, Marilyn B. Biological Treatment of Sludge from a Recirculating Aquaculture System Using a Sequencing Batch Reactor. **Journal Of The World Aquaculture Society**, p. 542-545. dez. 2005.

BOOPATHY, Ramaraj. et al. Biological treatment of low-salinity shrimp aquaculture wastewater using sequencing batch reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, p. 16-19, 2007.

BORTOLOTTO NETO, Alvis Fabiula. **Estratégias operacionais para nitrificação de esgoto urbano em reator de leito fluidizado sequencial em batelada**. Florianópolis, 2004. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

BOYD, Claude E.; MASSAUT, Laurence. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. **Aquacultural Engineering**, p. 113-132, 1999. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 29 maio 2007.

BRATVOLD, Delma; BROWDY, Craig L. Simple electrometric for estimating microbial activity in aquaculture ponds. **Aquacultural Engineering**, p. 29-39, 1998. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 11 maio 2007.

BRATVOLD, Delma; BROWDY, Craig L. Effects of sand sediment and vertical surfaces (AquaMats™) on production, water quality, and microbial ecology in an intensive *Litopenaeus vannamei* culture systems. **Aquaculture**, p. 81-94, 2001. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 abr. 2008.

BRIGGS, Mathew R. P.; FUNGE-SMITH, Simon J. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. **Aquaculture and Fisheries Management**, 789-811, 1994.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, v. 18, n. 2, 1989. p. 100-107.

BROUGHTON, Alistair; PRATT, Steven; SHILTON, Andy. Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio. **Bioresource Technology**, p. 1236-1241. 2008.

BRUNE, D. E. et al. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. **Aquacultural Engineering**, p. 65-86, 2003.

BURFORD, Michele A. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. **Aquaculture Research**, p. 351-360, 1997. Disponível em: <www.blackwellpublishing.com>. Acesso em: 13 mar. 2008.

BURFORD, Michele A. et al. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. **Aquaculture**, p.393-411, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 11 maio 2007.

CARNEIRO SOBRINHO, Raimundo Nonato. **Camarão marinho: oportunidade de investimentos no Maranhão**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2003. 133p.

CARVALHO FILHO, Jomar. O camarão ecologicamente correto de Santa Catarina. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 74, p. 36-41, nov. 2002.

CASILLAS-HERNÁNDEZ, R. et al. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. **Aquaculture**, p. 289-298, 2006. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 12 nov. 2006.

CERQUEIRA, Vinicius Ronzani. Cultivo de peixes marinhos. In: POLI, Carlos Rogério et al. **Aqüicultura: Experiências Brasileiras**. Florianópolis: Multitarefa, 2004. p. 369-406.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Microbiologia de lodos ativados**. Diretoria de Desenvolvimento e Transferência de Tecnologia, Setor Treinamento, São Paulo, 1997.

CHEN, Jiann-Chu; KOU, Yau-Zin. Effects of ammonia on growth and molting of *Penaeus japonicus* juveniles. **Aquaculture**, p. 249-260, 1992.

CHEN, Jiann-Chu; KOU, Yau-Zin. Accumulation of ammonia in the haemolymph of *Penaeus monodon* exposed to ambient ammonia. **Aquaculture**, v. 109, n. 2, p. 177-185, 1993.

CHEN, Shulin; LING, Jian; BLANCHETON, Jean-paul. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural Engineering**, p. 179-197, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 12 mar. 2008.

CLAUS, G.; KUTZNER, H. J. Physiology and kinetics of autotrophic denitrification by *Thiobacillus-denitrificans*. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 22, n. 4, p. 238-288, 1985.

COELHO, Marlene Alano. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. **Efluente de larvicultura de camarões marinhos: caracterização e estudo preliminar para o tratamento em lagoas rasas**. Florianópolis, 2000. 141 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.

COHEN, Jason M. et al. Characterization of water quality factors during intensive raceway production of juvenile *Litopenaeus vannamei* using limited discharge and biosecure management tools. **Aquacultural Engineering**, p. 425-442, 2005.

COLLIVIGNARELLI, C.; BERTANZA, G. Simultaneous Nitrification-Denitrification Processes in Activated Sludge Plants: Performance and Applicability. **Water Science And Technology**, v. 40, n. 4, p.187-194, 1999.

CONAMA. **Resolução CONAMA nº 357**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/>>. Acesso em: 12 jun. 2008.

COSTA, Tatiana Barbosa da. **Desempenho de reator em batelada sequencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. Florianópolis, 2005. 1 v. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

CRAB, Roselien et al. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture**, p.1-14, 2007. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 19 maio 2007.

CREMEN, M. C. M. et al. Phytoplankton bloom in commercial shrimp ponds using green-water technology. **Journal Of Applied Phycology**, p. 615-624, 2007. Disponível em: <www.springerlink.com>. Acesso em: 30 jun. 2008.

CRIPPS, Simon J.; KELLY, L. A. Reductions in wastes from aquaculture. In: BAIRD, Donald J. **Aquaculture and water resource management**. Oxford: Institute of Aquiculture: Blackwell Science, 1996. 219p.

CRIPPS, Simon J.; BERGHEIM, Asbjørn. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. **Aquacultural Engineering**, p. 33-56, 2000. Acesso em: 15 abr. 2008.

CSAVAS, I. Success of shrimp farming. **World Aquaculture**, v. 25, n. 1, p. 34-56, 1994.

EBELING, James M. et al. Impact of the Carbon/Nitrogen Ratio on Water Quality in Zero-Exchange Shrimp Production Systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE RECIRCULATING AQUACULTURE, 6., 2006, Virginia. **Proceedings**. Virginia: Virginia Tech University, 2006. p. 361 - 369.

EBELING, James M.; TIMMONS, Michael B.; BISOGNI, J. J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia-nitrogen in aquaculture systems. **Aquaculture**, p. 346-358, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 11 maio 2007.

EGNA, Hillary S.; BOYD, Claude E. **Dynamics of pond aquaculture**. Boca Raton: New York: CRC Press, 1997. 437 p.

FAO/NACA/UNEP/WB/WWF. **International Principles for Responsible Shrimp Farming**. Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific (NACA). Bangkok, Thailand, 2006. 20 p.

FAO (2008). FAO Fisheries Department, Fishery Information, Data and Statistics Unit. Fishstat Plus: **Universal software for fishery statistical time series. Aquaculture production: quantities 1950-2006; Capture production: 1950-2006; Vers. 2.30** (<http://www.fao.org>).

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...** ABES, Porto Alegre, 2000. CD-ROM.

FIGUEIREDO, Henrique César Pereira; GODOY, Daniela Tupy de; LEAL, Carlos Augusto Gomes. Antibióticos na Aqüicultura. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 105, p.42-49, fev. 2008. Bimestral.

FIGUEIREDO, Maria Cléa Brito de et al. Impacto Ambiental do Lançamento de Efluentes da Carcinicultura em Águas Interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p.167-174, abr. 2005.

FLAHERTY, M.; KARNJANAKESORN, C. Marine shrimp aquaculture and natural resource degradation in Thailand. **Environmental Management**, p. 27-37, 1995.

FONTENOT, Q. et al. Effects of temperature, salinity, and carbon: nitrogen ratio on sequencing batch reactor treating shrimp aquaculture wastewater. **Bioresource Technology**, p. 1700-1703, 2007.

FRÍAS-ESPERICUETA, M. G.; HARFUSH-MELENDZ, M.; PÁEZ-OSUNA, F. Effects of Ammonia on Mortality and Feeding of Postlarvae Shrimp *Litopenaeus vannamei*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, p. 98-103, 2000. Disponível em: < <http://www.springerlink.com>>. Acesso em: 12 abr. 2008.

FUNGE-SMITH, Simon J.; BRIGGS, Matthew R. P. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds: implications for sustainability. **Aquaculture**, p. 117-133, 1998. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 15 set. 2006.

GÓMEZ-JIMÉNEZ, Silvia et al. Effect of dietary protein level on growth, survival and ammonia efflux rate of *Litopenaeus vannamei* (Boone) raised in a zero water exchange culture system. **Aquaculture Research**, p. 834-840, 2005. Disponível em: <www.blackwellpublishing.com>. Acesso em: 18 abr. 2008.

GROVER, James P. Resource competition and community structure in aquatic micro-organisms: experimental studies of algae and bacteria along a gradient of organic carbon to inorganic phosphorus supply. **Journal Of Plankton Research**, v. 22, n. 8, p. 1591-1610, 2000. Disponível em: <<http://plankt.oxfordjournals.org>>. Acesso em: 07 abr. 2008.

GUERRELHAS, Ana Carolina; TEIXEIRA, Ana Paula; ROCHA, João Luis. Primeiros Resultados do *Vannamei* SPF no Brasil. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 103, p. 48-57, set. 2007. Bimestral.

HANDY, M. Nursey Trial Compares Filtration System Performance in Intensive Raceways. **Global Aquaculture Advocate**, p. 77-79, ago. 2004.

HARGREAVES, John A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, p.181-212, 1998. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 31 maio 2007.

HARGREAVES, John A. Photosynthetic suspended-growth systems in aquaculture. **Aquacultural Engineering**, p. 344-363, 2006. Disponível em: <www.science-direct.com>. Acesso em: 02 abr. 2008.

HARI, B. et al. Effects of carbohydrate addition on production in extensive shrimp culture systems. **Aquaculture**, p. 179-194, 2004. Disponível em: <www.science-direct.com>. Acesso em: 11 maio 2007.

HARI, B. et al. The effect of carbohydrate addition on water quality and the nitrogen budget in extensive shrimp culture systems. **Aquaculture**, p. 248-263, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 16 set. 2007.

HELMER, Christine; KUNST, Sabine. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. **Water Science And Technology**, v. 37, n. 4, p.183-187, 1998.

HOFFMANN, H. et al. Avaliação de Reatores Seqüenciais por Batelada do Tipo Lodo Ativado. In: IV SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. **Anais...** ABES, Porto Alegre, 2004. CD-ROM.

HOPKINS, J. Stephen et al. Effect of Water Exchange Rate on Production, Water Quality, Effluent Characteristics and Nitrogen Budgets of Intensive Shrimp Ponds. **Journal Of The World Aquaculture Society**, v. 24, n. 3, p. 304-320, set. 1993. Disponível em: <www.blackwellpublishing.com>. Acesso em: 02 abr. 2008.

HUANG, H. K.; TSENG, S. K. Nitrate reduction by *Citrobacter diversus* under aerobic environment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 55, n. 1, p. 90-94, jan. 2001. Disponível em: <<http://www.springerlink.com>>. Acesso em: 27 maio 2008.

ISLAM, Md. Shahidul et al. Water and sediment quality, partial mass budget and effluent N loading in coastal brackishwater shrimp farms in Bangladesh. **Marine Pollution Bulletin**, p. 471-485, 2004. Disponível em <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 12 abr. 2008.

IWA (International Water Association). **Constructed Wetlands For Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. London: IWA Publishing. Scientific and Technical Report, n. 8, 2000. 156 p.

JACKSON, Christopher et al. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, p. 397-411, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 12 out. 2006.

JACKSON, Christopher; PRESTON, Nigel; THOMPSON, Peter J. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. **Aquaculture Research**, p. 1053-1061, 2004. Disponível em: <http://www.blackwell-synergy.com/loi/ARE>. Acesso em: 16 jun. 2007.

JAMU, Daniel M.; LU, Zhimin; PIEDRAHITA, Raul H. Relationship between Secchi disk visibility and chlorophyll *a* in aquaculture ponds. **Aquaculture**, p. 205-214, 1999. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 14 abr. 2008.

JONES, A.B.; DENNISON, W.C.; PRESTON, N.P. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macrolagal absorption: a laboratory scale study. **Aquaculture**, p. 155-178, 2001. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 14 fev. 2007.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 683p.

KAUTSKY, Nils et al. Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. **Aquaculture**, p. 145-161, 2000. Disponível em: <www.science direct.com>. Acesso em: 28 ago. 2007.

KIM, I. S.; SON, J. H. Impact of COD/N/S ratio on denitrification by the mixed cultures of sulfate reducing bacteria and sulfur denitrifying bacteria. **Water Science and Technology**, v.42, n. 3, p. 69-76, 2000.

KIRCHMAN, D. L. The Uptake of Inorganic Nutrients by Heterotrophic Bacteria. **Microbial Ecology**, p. 255-271, 1994. Disponível em: <www.springerlink.com>. Acesso em: 31 mar. 2008.

KIRCHMAN, David L. (Ed.). **Microbial Ecology of the Oceans**. New York: Wiley-liss, 2000. 552 p.

KOROM, S. F. Natural denitrification in the saturated zone - a review. **Water Resources Research**, v. 28, n. 6, p. 1657-1668, 1992.

KUBITZA, Fernando. **Nutrição e alimentação dos peixes cultivados**. 3. ed. Jundiaí: F. Kubitza, 1999. 123 p.

KUBITZA, Fernando. **Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões**. Jundiaí: Degaspari, 2003. 229 p.

LIN, Ying-feng et al. Nutrient Removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture**, p. 169-184, 2002. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 jul. 2005.

LIN, Ying-feng; JING, Shuh-ren; LEE, Der-yuan. The potential of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. **Environmental Pollution**, p.107-113, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 jul. 2005.

LIN, Yong-chin; CHEN, Jiann-chu. Acute toxicity of ammonia on *Litopenaeus vannamei* Boone juveniles at different salinity levels. **Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology**, p. 109-119, 2001. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 ago. 2007.

LIN, Yong-chin; CHEN, Jiann-chu. Acute toxicity of nitrite on *Litopenaeus vannamei* (Boone) juveniles at different salinity levels. **Aquaculture**, p. 193-201, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 31 mar. 2008.

MARTIN, Jean-louis M. et al. Shrimp rearing: stocking density, growth, impact on sediment, waste output and their relationships studied through the nitrogen budget in rearing ponds. **Aquaculture**, p.135-149, 1998. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 15 abr. 2008.

MARTINEZ-CORDOVA, Luis; MARTINEZ-PORCHAS, Marcel. Polyculture of Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, giant oyster, *Crassostrea gigas* and black clam, *Chione fluctifraga* in ponds in Sonora, México. **Aquaculture**, 258, p. 321-326, Março 2006.

MARTINS, Cláudia Lavina et al. Biodegradabilidade Aeróbia de Lixiviado de Aterro Sanitário. In: 6º Congreso de la IV Región de AIDIS, 2007, Buenos Aires. **Anais do Congreso de la IV Región de AIDIS**. Buenos Aires, Argentina : AIDIS, 2007. CD-ROM.

MCCARTHY, Mark J.; GARDNER, Wayne S. An application of membrane inlet mass spectrometry to measure denitrification in a recirculating mariculture system. **Aquaculture**, p. 341-355, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 06 jun. 2008.

MCCARTHY, J. J. The kinetics of nutrient utilization. In: PLATT, T.J. (Ed.), Physiological Bases of Phytoplankton Ecology. **Can. Fish. Res. Board Bull.** Ottawa, p. 211-233, 1981.

MCINTOSH, Dennis et al. Effects of two commercially available low-protein diets (21% and 31%) on water and sediment quality, and on the production of *Litopenaeus vannamei* in an outdoor tank system with limited water discharge. **Aquacultural Engineering**, p.69-82, 2001. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 22 abr. 2008.

MCINTOSH, Robins P. Changing Paradigms in Shrimp Farming: Low Protein Feeds and Feeding Strategies. **Global Aquaculture Advocate**, p.44-50, abr. 2000a. Disponível em: <<http://pdf.gaalliance.org/default.aspx>>. Acesso em: 10 abr. 2008.

_____. Changing Paradigms in Shrimp Farming: V. Establishment of heterotrophic bacterial communities. **Global Aquaculture Advocate**, p.52-54, dez. 2000b. Disponível em: <<http://pdf.gaalliance.org/default.aspx>>. Acesso em: 10 abr. 2008.

_____. Changing Paradigms in Shrimp Farming: V. Establishment of heterotrophic bacterial communities. **Global Aquaculture Advocate**, p.53-58, fev. 2001. Disponível em: <<http://pdf.gaalliance.org/default.aspx>>. Acesso em: 11 abr. 2008.

MELLO, Giovanni Lemos de; FARIAS, Álvaro Pestana de. **Policultivo de Tilápias e Camarões Marinhos: Os Resultados das Primeiras Experiências em Laguna** - SC. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 102, p.42-47, ago. 2007.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. New Delhi: Tata McGraw-Hill, 1979.

MICHAUD, L. et al. Effect of particulate organic carbon on heterotrophic bacterial populations and nitrification efficiency in biological filters. **Aquacultural Engineering**, p.224-233, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 11 maio 2007.

MISHRA, Jeet K. et al. Performance of an intensive nursery system for the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, under limited discharge condition. **Aquacultural Engineering**, p. 2-15, 2008. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 11 mar. 2008.

NEILAND, Arthur E. Shrimp aquaculture: economic perspectives for policy development. **Marine Policy**, p. 265-279, 2001. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 28 maio 2008.

NEORI, Amir et al. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in. **Aquaculture**, p. 361-391, 2004. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 12 mar. 2008.

NUNES, Alberto. Cultivo de Camarões Marinhos no Nordeste. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 65, p. 26-33. Maio 2001. Bimestral.

NUNES, Alberto. Tratamento de Efluentes e Recirculação de Água na Engorda de Camarão Marinho. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 71, p. 27-39. Maio 2002. Bimestral.

NUNES, Alberto J. P. Carcinicultura: Um ano de mudanças, perdas e ganhos. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 92, p. 26-33, dez. 2005. Bimestral. CD-ROM.

OH, S. E. et al. Effect of organics on sulfur-utilizing autotrophic denitrification under mixotrophic conditions. **Journal Of Biotechnology**, p. 1-8, 2001. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 06 jun. 2008.

OLIVEIRA, Alfredo. Os Moluscos Bivalves e a Biorremediação dos Impactos da Carcinicultura. **Panorama da Aqüicultura**. Rio de Janeiro, v. 11, n. 65, p. 37-39. Maio 2001. Bimestral.

ONO, Eduardo Akifumi; KUBITZA, Fernando. **Cultivo de Peixes em Tanques-rede**. 3. ed. Jundiaí: Eduardo Akifumi Ono, 2003. 112 p.

PÁEZ-OSUNA, F. et al. Fluxes and Mass Balances of Nutrients in a Semi-Intensive Shrimp Farm in North-Western Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, v. 34, n. 5, p. 290-297, 1997. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 fev. 2007.

PAULI, Wilfried; JAX, Kurt; BERGER, Sandra. Protozoa in Wastewater Treatment: Function and Importance. In: B. BEEK (Comp.). **The Handbook of Environmental Chemistry**. Berlim: Springer Berlin / Heidelberg, 2001. p. 203-252. Disponível em: <<http://www.springerlink.com>>. Acesso em: 07 maio 2008.

PAYNE, W. J. Reduction of nitrogenous oxides by microorganisms. **Bacteriological Review**, v. 37, n. 4, p. 409-452, 1973.

PELCZAR, Michael Joseph; CHAN, Eddie Chin Sun; KRIEG, Noel R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Makron Books, c1997. 2v.

PEREIRA, Alitieni Moura Lemos; LEGAT, Angela Puchnick; LEGAT, Jefferson F. Alves. As enfermidades ainda ameaçam: O sucesso da carcinicultura pressupõe boas práticas de manejo. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 95, p.46-47, maio 2006. Bimestral.

PÉREZ-ROSTRO, Carlos I.; RACOTTA, Ilie S.; IBARRA, Ana M. Decreased genetic variation in metabolic variables of *Litopenaeus vannamei* shrimp after exposure to acute hypoxia. **Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology**, p.189-200, 2004. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 22 abr. 2008.

RAMOS, Roberto. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. **Remoção de matéria orgânica e inorgânica de efluentes da carcinicultura marinha utilizando processos integrados: sedimentação, filtração por moluscos bivalves e absorção por macroalgas**. Florianópolis, 2007. 119 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

REED, Sherwood C.; CRITES, Ronald W.; MIDDLEBROOKS, E. Joe. **Natural System for Waste Management and Treatment**. Nova York: McGraw-Hill, 1995. 433 p.

REZENDE, Carlos Estevam Marcolini. **Efeito de diferentes relações C/N na qualidade da água do cultivo super intensivo do camarão branco *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931)**. Florianópolis, 2007. 29 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura.

RICCI, Claudia; BALSAMO, Maria. The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs. **Freshwater Biology**, p. 15-28, 2000.

RITTMANN, Bruce E.; MCCARTY, Perry L. **Environmental Biotechnology: Principles and Applications**. Nova York: McGraw-Hill, 2001. 768 p.

ROBERTSON, Lesley A.; KUENEN, J. Gijs. Aerobic denitrification: a controversy revived. **Archives of Microbiology**, v. 139, n. 4, p.351-354, 1984.

ROBERTSON, Lesley A. et al. Simultaneous nitrification and denitrification in aerobic chemostat cultures of *Thiosphaera-pantotropha*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 54, n. 11, p. 2812-2818, nov. 1988.

ROCHA, Itamar de Paiva. **Impactos Sócio-econômicos e ambientais da carcinicultura brasileira: Mitos e Verdades**. Disponível em: <http://www.abccam.com.br/download/Carcinicultura%20Brasileira%2026-12-05.pdf>. Acesso em: 5 mar. 2005.

ROSENBERRY, B. Aquaculture accounts for 28% of world shrimp production. **Aquaculture Magazine**, v. 18, n. 1, 1992.

RUSSELL, F. S. **Advances in marine biology**. London: Academic Press, c 1963. v.

SAMOCHA, Tzachi M. et al. Use of molasses as carbon source in limited discharge nursery and grow-out systems for *Litopenaeus vannamei*. **Aquacultural Engineering**, v. 36, n. 6, p. 184-191, 2007. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 9 maio 2007.

SANTA CATARINA. **Decreto Estadual nº 14.250, de 5 de Junho de 1981**. Disponível em: <<http://www.mp.sc.gov.br>>. Acesso em: 12 jun. 2008.

SEIFFERT, Walter Quadros; WINCKLER, Sergio; MAGGIONI, Daniela. A Mancha Branca em Santa Catarina. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 87, p.51-53, fev. 2005. CD-ROM.

SEIFFERT, Walter Quadros et al. Enfermidades: uma oportunidade para repensar o cultivo de camarões marinhos. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 97, p.32-38, set. 2006. Bimestral.

SCHMIDELL, W. In: Biotecnologia Industrial. **Agitação e aeração em Biorreatores**. 1 ed. Editora Edgard Blücher Ltda. São Paulo, 2001, v.2, p. 277-337.

SCHNEIDER, O. et al. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, p. 379-401, 2005. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 29 maio 2008.

SCHNEIDER, Oliver et al. Molasses as C source for heterotrophic bacteria production on solid fish waste. **Aquaculture**, p.1239-1248, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 19 maio 2008.

SCHVEITZER, Rodrigo; Universidade Federal de Santa Catarina. **O efeito de três densidades de estocagem do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) sobre a produtividade natural nos viveiros de cultivo**. Florianópolis, 2001. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura.

SILVA, Bruno Sidnei da et al. Avaliação da sedimentabilidade do lodo em reator híbrido com bateladas sequenciais. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007**, Belo Horizonte. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

SILVEIRA, Fernando Soares et al. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina 2007**. Disponível em: http://cepa.epagri.sc.gov.br/Publicacoes/sintese_2007/pesca_2007.pdf. Acesso em: 18 maio 2008.

SOUSA, Wilson Treger Zidowicz de; Universidade Federal de Santa Catarina. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por dois wetlands artificiais pilotos, com e sem *Spartina alterniflora*** perspectivas de aplicação. Florianópolis, 2003. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura.

SOUTO, V. S. **Utilização de reatores híbridos de fluxo contínuo e em bateladas seqüenciais para remoção conjunta de carbono e nitrogênio de esgoto urbano**. Dissertação de mestrado UFSC. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis - SC. 2007.

SOUZA FILHO, J. et al. **Custo de produção do camarão marinho**. Ed. rev. Florianópolis: Instituto Cepa/SC/Epagri, 2003. 24p. (Cadernos de Indicadores Agrícolas, 1).

SYRETT, P. J. Nitrogen metabolism of microalgae. In: PLATT, T.J. (Ed.), *Physiological Bases of Phytoplankton Ecology*. **Can. Fish. Res. Board Bull.** Ottawa, p. 182-210, 1981.

STUMM, Werner; MORGAN, James J. **Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters**. 2.ed. New York: John Wiley, 1981. 780p.

TAM, N. F. Y.; WONG, Y. S.; LEUNG, G. Effect of exogenous carbon-sources on removal of inorganic nutrient by the nitrification denitrification process. **Water Research**, v. 26, n. 9, p.1229-1236, set. 1992.

TEICHERT-CODDINGTON, David R. et al. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. **Aquacultural Engineering**, p. 147-161, 1999. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 30 maio 2008.

TEICHERT-CODDINGTON, David R.; MARTINEZ, Delia; RAMÍREZ, Eneida. Partial nutrient budgets for semi-intensive shrimp farms in Honduras. **Aquaculture**, p.139-154, 2000. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 29 nov. 2006.

THAKUR, Dharendra Prasad; LIN, C. Kwei. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. **Aquacultural Engineering**, p. 159-176, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 27 set. 2006.

THANS, Felipe Castellani. **Avaliação da Transferência e da Velocidade de Consumo de Oxigênio em Reator de Leito Fluidizado em Bateladas Seqüenciais**. 2005. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (SC). 2005.

TILLEY, David Rogers et al. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, p. 81-109, 2002. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 13 set. 2005.

TIMMONS, Michael B.; LOSORDO, Thomas M. (Ed.). **Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. 333 p.

VAN HAANDEL, A. C.; CATUNDA, P. F. C. Determinação da taxa de consumo de oxigênio em sistemas de tratamento de esgoto. **Revista Engenharia Sanitária**. v. 21, n. 4, p. 481-488. 1982.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. O. **O comportamento do sistema de lodo ativado - Teoria e aplicação para projeto e operação**. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Epgraf, 472 p. 1999.

VAN RIJN, Jaap; TAL, Yossi; SCHREIER, Harold J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. **Aquacultural Engineering**, p. 364-376, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 23 out. 2007

VAN WYK, Peter. Production of *Litopenaues vannamei* in Recirculating Aquaculture Systems: Management and Design Considerations. In: INTERNATIONAL CONFERENCE RECIRCULATING AQUACULTURE, 6., 2006, Virginia. **Proccedings**. Virginia: Virginia Tech University, 2006. p. 38 - 47.

VELASCO, Mario; LAWRENCE, Addison L.; CASTILLE, Frank L. Effect of variations in daily feeding frequency and ratio size on growth of shrimp, *Litopenaues vannamei* (Boone), in zero-water exchange culture tanks. **Aquaculture**, p. 141-148, 1999. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em: 18 abr. 2008.

VILLAVERDE, S.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, v. 31, n. 5, p. 1180-1186, 1997. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 10 jun. 2008.

VINATEA, Luis. **Fundamentos de aquíicultura**. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2004. 348 p.

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: DESA - UFMG, 1997. 415p.

WAGNER, Jamile. **Monitoramento de Reator Híbrido em Bateladas Seqüenciais (RHBS) utilizando métodos respirométricos**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis (SC). 2008.

WASIELESKY, Wilson et al. Cultivos em Meios com Flocos Microbianos: um novo caminho a ser percorrido. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 96, p.14-23, jul. 2006a. Bimestral.

WASIELESKY, Wilson et al. Effect of natural production in a zero exchange suspended microbial floc based super-intensive culture system for white shrimp *Litopenaeus vannamei*. **Aquaculture**, p. 396-403, 2006b.

WAHAB, Md. Abdul; BERGHEIM, Asbjorn; BRAATEN, Bjorn. Water quality and partial mass budget in extensive shrimp ponds in Bangladesh. **Aquaculture**, p. 413-423, 2003. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 29 maio 2008.

WESTON, D. P. The effects of aquaculture on indigenous biota. In: BRUNE, D. E.; TOMASSO, J. R. (Ed.). **Aquaculture and water quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991, p. 534 - 567.

WILDERER, P. A. et al., Sequencing batch reactor technology. IWA Publishing, London, **Scientific and Technical**, Report n. 10, 1997.

WU, R. S. S. Eutrophication, Water Borne Pathogens and Xenobiotic Compounds: Environmental Risks and Challenges. **Marine Pollution Bulletin**, n. 1-12, p. 11-22, 1999. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 28 maio 2008.

WYBAN, James; WALSH, William A.; GODIN, David M. Temperature effects on growth, feeding rate and feed conversion of the Pacific white shrimp (*Penaeus vannamei*). **Aquaculture**, p. 267-279, 1995. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 22 abr. 2008.

YAN, Binlun; WANG, Xingqiang; CAO, Mei. Effects on salinity and temperature on survival, growth, and energy budget of juvenile *Litopenaeus vannamei*. **Journal Of Shellfish Research**, p. 141-146, 2007. Disponível em: <<http://www.bioone.org>>. Acesso em: 22 abr. 2008.

ZENG, Raymond J. et al. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 84, n. 2, p. 170-178, 2003.

ZHANG, Jia-song et al. Studies on the rotifer (*Brachionus urceus* Linnaeus, 1758) as a vector in white spot syndrome virus (WSSV) transmission. **Aquaculture**, p. 1181-1185, 2006. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 13 mar. 2008.

ZHANG, Tian C.; LAMPE, David G. Sulfur:limestone autotrophic denitrification processes for treatment of nitrate-contaminated water: Batch experiments. **Water**

Research, v. 33, n. 3, p. 599-608, 1999. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 06 jun. 2008.

ZHU, Songming; CHEN, Shulin. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. **Aquacultural Engineering**, p. 1-11, 2001. Disponível em: <www.sciencedirect.com>. Acesso em: 02 abr. 2008.

APÊNDICE A - DEMAIS ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Tabela 1: Valores médios (\pm DP), Mínimos (Mín.) e Máximos (Máx.) para os demais parâmetros de qualidade da água analisados durante o estudo de cultivo.

Parâmetro	Tratamento									Significância		
	Controle			Fertilização Pontual			Fertilização Fixa			Tr	D	Interação
	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.			
Transparência (cm)	22 (\pm 9)	12	34	15 (\pm 11)	6	34	19 (\pm 9)	12	34	*	*	*
Turbidez (UNT)	54,7 (\pm 30,2)	5,1	100,4	134,2 (\pm 75,0)	4,6	233,7	73,5 (\pm 42,9)	7,0	118,7	*	*	*
N-NH ₃ + N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	9,55 (\pm 9,87)	0,13	26,89	3,04 (\pm 1,51)	0,13	5,42	5,52 (\pm 5,94)	0,13	17,74	*	*	*
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	0,90 (\pm 1,06)	0,01	3,53	0,47 (\pm 0,22)	0,01	0,98	0,72 (\pm 0,85)	0,01	2,97	*	*	*
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	13,97 (\pm 17,06)	0,00	35,15	6,49 (\pm 7,73)	0,00	19,00	14,32 (\pm 16,68)	0,44	36,17	*	*	*
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	5,04 (\pm 6,48)	0,25	15,76	0,38 (\pm 0,83)	0,00	1,39	1,85 (\pm 2,01)	0,07	4,76	*	*	*
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	154 (\pm 60)	68	231	354 (\pm 127)	139	478	216 (\pm 43)	141	255	*	*	*
Ortofosfato (mg L ⁻¹)	3,96 (\pm 2,37)	0,44	6,56	0,60 (\pm 0,31)	0,33	1,08	3,12 (\pm 1,93)	0,44	5,46	*	*	*
Clorofila a (µg L ⁻¹)	81 (\pm 64)	16	127	123 (\pm 86)	28	224	99 (\pm 71)	34	190	ns	*	ns
SST (mg L ⁻¹)	428 (\pm 209) ^a	121	595	786 (\pm 240) ^c	430	927	601 (\pm 175) ^b	509	696	*	*	ns
SSV (mg L ⁻¹)	170 (\pm 66) ^a	87	232	360 (\pm 91) ^b	251	439	247 (\pm 86) ^a	224	294	*	*	ns
SSF (mg L ⁻¹)	258 (\pm 148) ^a	34	363	426 (\pm 161) ^b	179	535	355 (\pm 109) ^{ab}	285	402	*	*	ns
SS (mL L ⁻¹)	6,9 (\pm 8,7) ^a	1,3	20,5	18,8 (\pm 12,0) ^b	3,0	31,3	13,8 (\pm 15,2) ^{ab}	3,2	32,3	*	*	ns
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	75 (\pm 46)	14	127	103 (\pm 65)	42	215	87 (\pm 33)	76,0	93,7	ns	*	*
NTK (mg L ⁻¹)	15,9 (\pm 6,71)	7,6	24,9	28,6 (\pm 11,4)	8,0	39,2	20,6 (\pm 7,27)	9,3	28,0	*	*	*

* Tukey HSD ($p < 0,05$).

APÊNDICE B - PRÉ-TESTE

Os valores médios, mínimos e máximos para OD, temperatura, pH e salinidade, **durante o pré-teste**, podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1: Valores médios (\pm DP), Mínimos (Mín.) e Máximos (Máx.) para OD, temperatura, pH e salinidade durante o Pré-teste.

Parâmetro	Tratamento								
	Controle			Fertilização Pontual			Fertilização Fixa		
	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.	Média (\pm DP)	Mín.	Máx.
OD (mg L⁻¹)									
<i>am</i>	6,43 (\pm 0,21)	6,05	6,74	6,28 (\pm 0,25)	5,76	6,62	6,19 (\pm 0,22)	5,72	6,60
<i>pm</i>	6,18 (\pm 0,22)	5,76	6,63	6,01 (\pm 0,23)	5,49	6,48	5,74 (\pm 0,27)	5,28	6,25
Temperatura (C°)									
<i>am</i>	26,0 (\pm 0,9)	24,3	27,3	26,1 (\pm 1,0)	24,2	27,6	26,1 (\pm 0,9)	24,2	27,4
<i>pm</i>	27,4 (\pm 1,0)	25,0	28,7	27,4 (\pm 1,0)	25,1	28,7	27,4 (\pm 1,0)	25,1	28,8
pH									
<i>am</i>	7,98 (\pm 0,30)	7,28	8,39	8,26 (\pm 0,12)	8,02	8,44	8,60 (\pm 0,16)	8,24	8,89
<i>pm</i>	7,95 (\pm 0,26)	7,38	8,50	8,23 (\pm 0,11)	8,07	8,43	8,54 (\pm 0,13)	8,32	8,80
Salinidade (‰)	32,5 (\pm 0,8)	31,60	34,00	32,0 (\pm 0,3)	31,30	32,40	32,3 (\pm 0,8)	31,30	33,80

A Tabela 2 apresenta os índices zootécnicos obtidos pelo *L. vannamei* **para o pré-teste** após 30 dias de cultivo.

Tabela 2: Índices produtivos do *L. vannamei* para o pré-teste após 30 dias de cultivo.

Variável	Tratamento		
	Controle	Fertilização Pontual	Fertilização Fixa
Peso Inicial (g)	8,2	9,0	8,8
Peso Final (g)	9,2	10,7	10,9
Ganho de Peso (g)	1,0	1,7	2,1
Conversão Alimentar [*]	13,8:1	9,5:1	2,8:1
Sobrevivência (%)	27,3%	29,1%	100,0%

*Quantidade de ração necessária para aumentar em 1 kg a biomassa de camarões.

Na Figura 1, estão apresentados os valores de de pH, amônia total, nitrito, nitrato, ortofosfato, alcalinidade, turbidez e SST **durante o Pré-teste**.

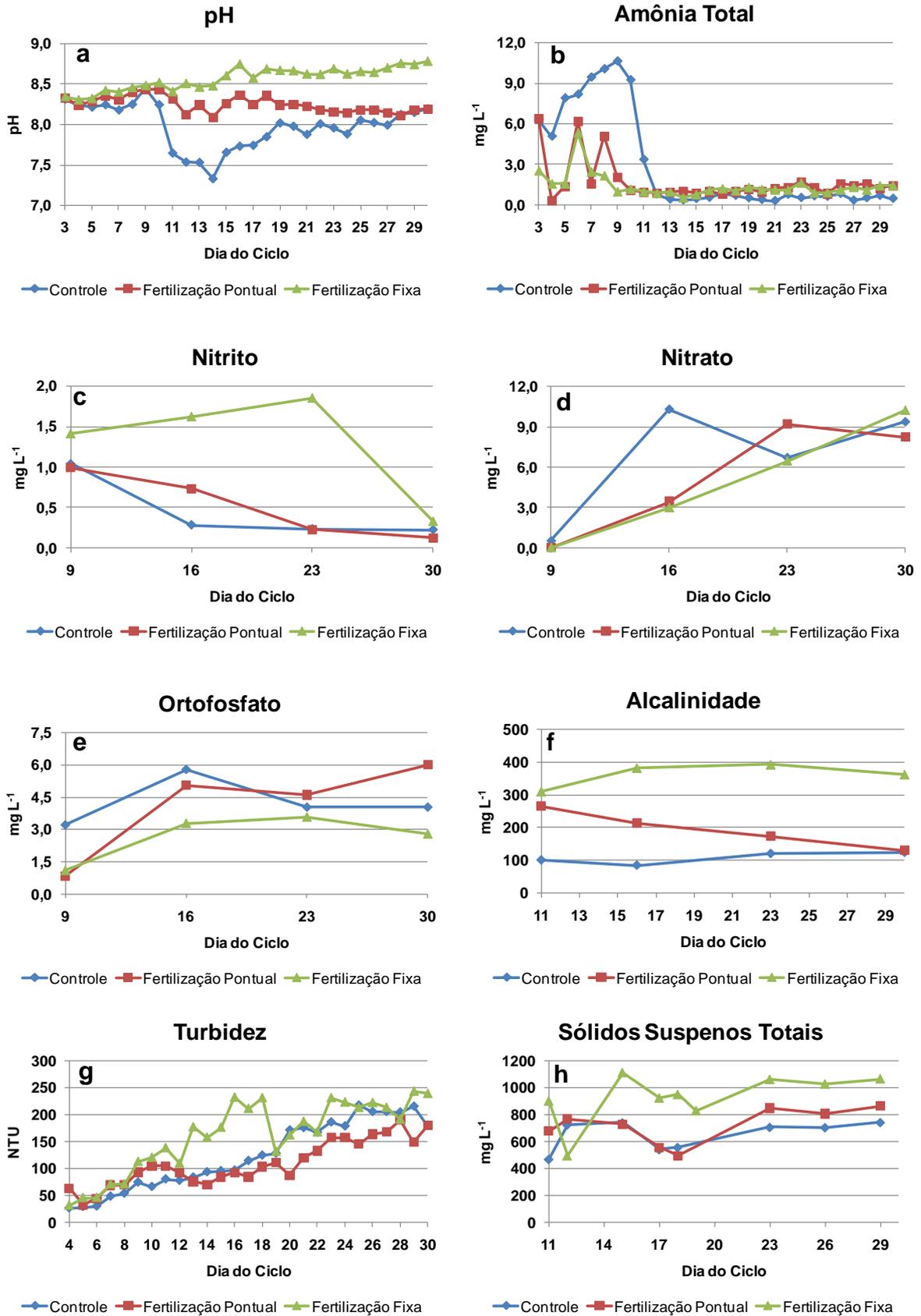


Figura 1: Valores de pH (a), Amônia Total (b), Nitrito (c), Nitrato (d), Ortofosfato (e), Alcalinidade (f), Turbidez (g) e Sólidos Suspensos Totais (h) durante o *Pré-teste*.

As unidades experimentais (Figura 2a), o termostato (Figura 2b), o efluente bruto (Figura 2c) e o efluente decantado (Figura 2d), do **pré-teste**, podem ser visualizados abaixo.

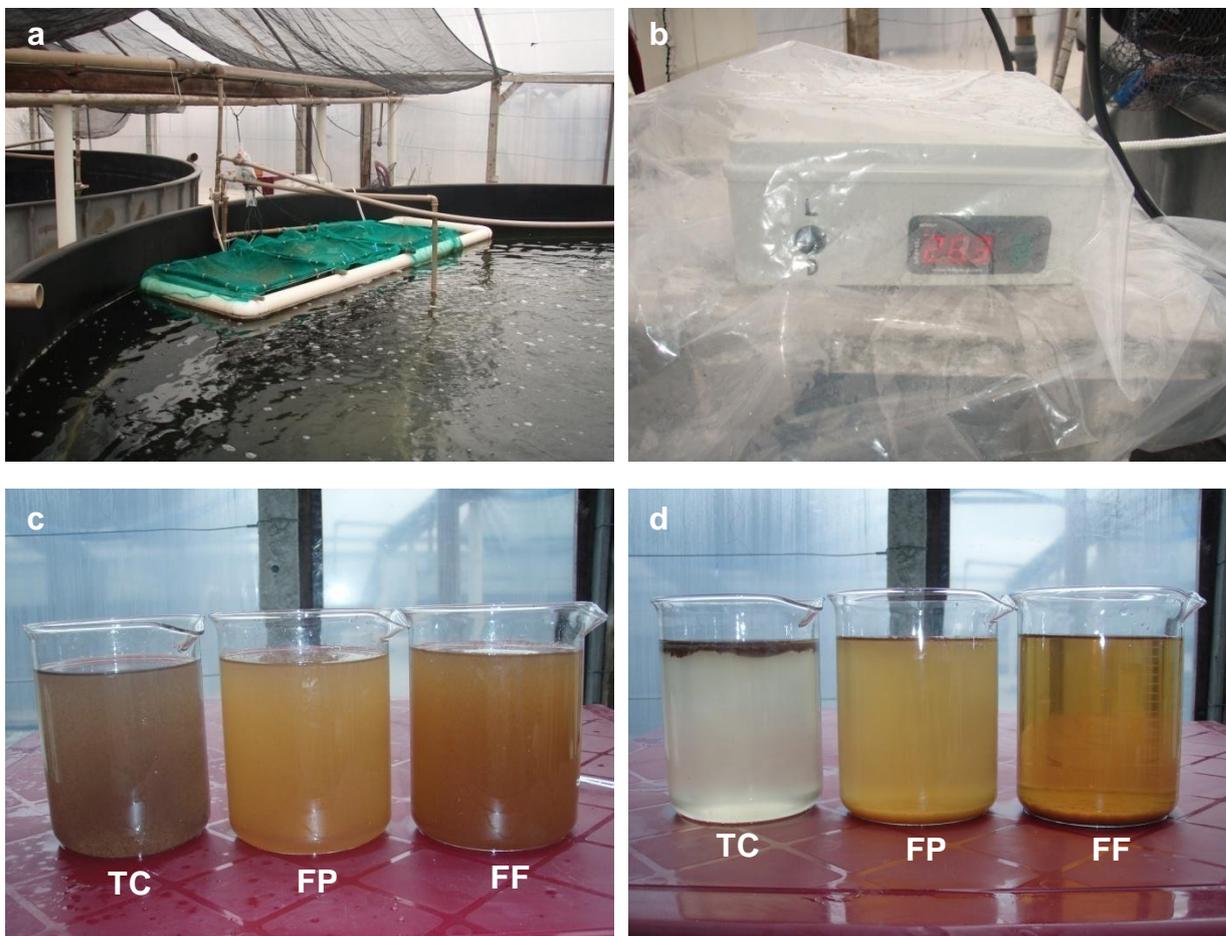


Figura 2: Unidades experimentais (a), termostato (b), efluente bruto (c) e efluente decantado (d) do *Pré-teste*.