

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

CULTIVO DE SURUBIM PINTADO (*Pseudoplatystoma corruscans*)
E HÍBRIDO (*P. reticulatum* X *P. corruscans*)
EM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA

MÁRIO OLINDO TALLARICO DE MIRANDA

São Carlos - SP
2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

CULTIVO DE SURUBIM PINTADO (*Pseudoplatystoma corruscans*)
E HÍBRIDO (*P. reticulatum* X *P. corruscans*)
EM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA

MÁRIO OLINDO TALLARICO DE MIRANDA

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Doutor em Ciências.

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Verani

São Carlos - SP
2012

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

M672cs

Miranda, Mário Olindo Tallarico de.

Cultivo de surubim pintado (*Pseudoplatystoma
corruscans*) e híbrido (*P. reticulatum* X *P. corruscans*) em
sistema de recirculação de água / Mário Olindo Tallarico de
Miranda. -- São Carlos : UFSCar, 2012.
90 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,
2012.

1. Aquicultura. 2. Sistema de recirculação de água. 3.
Surubim - cultivo. 4. *Pseudoplatystoma corruscans*. I. Título.

CDD: 639.8 (20^a)

Mario Olindo Tallarico de Miranda

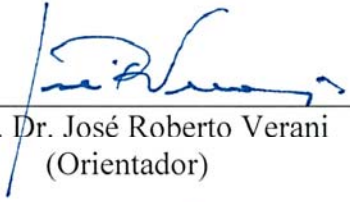
CULTIVO DE SURUBIM PINTADO (*Pseudoplatystoma corruscans*) E HÍBRIDO (*P. reticulatum x P. corruscans*) EM SISTEMA DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em 31 de maio de 2012

BANCA EXAMINADORA

Presidente



Prof. Dr. José Roberto Verani
(Orientador)

1º Examinador



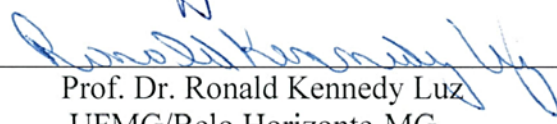
Profa. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



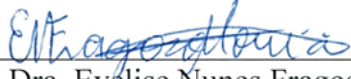
Prof. Dr. Nivaldo Nordi
PPGERN/UFSCar

3º Examinador



Prof. Dr. Ronald Kennedy Luz
UFMG/Belo Horizonte-MG

4º Examinador



Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura
UFMG/Belo Horizonte-MG

Dedico este trabalho

*À minha esposa, Sonály,
e aos meus filhos Ricardo,
Guilherme e Gustavo,
pelos quais nutro amor incondicional!*

*À minha amada mãe e
ao meu saudoso pai,
com toda a minha gratidão
pelos ensinamentos de vida.*

AGRADECIMENTOS

À toda a minha família, pelo carinho, apoio e incentivo constante nesta jornada;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela oportunidade a mim concedida;

Ao IBAMA, pela liberação para que eu pudesse realizar o curso;

Ao Laboratório de Aquacultura da Universidade Federal de Minas Gerais, por ter permitido a montagem da estrutura utilizada neste trabalho;

Ao Prof. Lincoln Pimentel Ribeiro, amigo e parceiro de longa data, com quem iniciei na piscicultura e principalmente na questão da recirculação de água, tendo planejado comigo a montagem da estrutura e o desenvolvimento experimental;

Ao grande amigo Yoshimi Sato, que me incentivou a ingressar no PPG-ERN da UFSCar, apresentando-me e avaliando-me ao Prof. Verani;

Ao Prof. José Roberto Verani, não apenas pela orientação, mas também confiança, amizade consideração e paciência, além de toda a ajuda junto ao Programa, atuando como meu “procurador informal”, quando das minhas impossibilidades de comparecimento físico;

Ao Prof. Ronald Kennedy Luz, pelo apoio imprescindível nesta reta final, ajudando nas análises estatísticas, na discussão dos resultados e na redação. Sem a sua colaboração, caro amigo, creio que tudo teria sido tão mais difícil, senão impossível;

Aos demais membros da banca examinadora, professoras Odete Rocha e Evelise Moura e professor Nivaldo Nordi, pela forma camarada como me trataram na defesa da tese, colocando-me absolutamente à vontade, além das sugestões fundamentais ao trabalho;

À Prof^a Nelsy, pela atenção e pelo incentivo a mim dispensados, além da paciência quando das minhas insistentes ligações telefônicas à procura do Prof. Verani;

Aos funcionários da Secretaria do PPG-ERN, notadamente ao João Augusto e à Beth, pelo apoio e pela paciência para comigo;

Às amigas Maria Beatriz Boschi e Marcia Pinheiro Tavares, pelo constante incentivo e por terem “segurado a barra” por mim durante o meu afastamento;

Ao amigos Francisco Borges Moraes, Daniel Ceará Sobreira Rodrigues, Edgard Teixeira pelo apoio na condução deste trabalho, notadamente nas biometrias, nas análises laboratoriais dos parâmetros e nos socorros prestados quando dos rompimentos dos biofiltros;

Ao colega Jorge Rodrigues, do PPG-ERN/UFSCar, e principalmente ao Danilo Bastos, da Escola de Veterinária da UFMG, pelo apoio fundamental na análise estatística dos dados;

Ao Fernando Glória (*in memoriam*), Maurílio Bretas e Yoshimi Sato, pela cessão dos peixes utilizados neste trabalho.

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi testar um sistema piloto de recirculação de água (SRA) e avaliar neste sistema o efeito da densidade de estocagem no cultivo de surubins puros, *Pseudoplatystoma corruscans*, e do seu híbrido (*P. reticulatum* x *P. corruscans*) e o efeito da densidade de estocagem e da taxa de renovação de água no cultivo do híbrido. O trabalho teve duração de 84 dias. O SRA foi avaliado através das medições de consumo de água (223,6 L/kg de peixe produzido), temperatura ($25,8 \pm 0,7^\circ\text{C}$), oxigênio dissolvido ($5,33 \pm 0,04$ mg/L de O_2 na água de abastecimento dos tanques de cultivo), pH ($6,75 \pm 0,25$), alcalinidade total ($40,0 \pm 20,6$ mg/L CaCO_3), gás carbônico ($16,6 \pm 6,1$ mg/L CO_2), sólidos suspensos totais ($8,0 \pm 4,2$ mg/L SST), nitrogênio amoniacal total ($0,18 \pm 0,10$ mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$), nitrito ($0,163 \pm 0,090$ mg/L NO_2^-) e nitrato ($58,0 \pm 9,7$ mg/L NO_3^-). Para avaliação do desempenho dos peixes, foram realizados dois experimentos simultaneamente. No experimento 1 foram testadas as densidades de 40, 80 e 120 peixes/m³ (aproximadamente 8,5, 17 e 25,5 Kg/m³) para as linhagens pura e híbrida, num delineamento em fatorial 3 × 2 (três densidades e duas linhagens). No experimento 2 foi utilizada somente a linhagem híbrida, tendo sido testadas 3 densidades de estocagem, 20, 40 e 60 peixes/m³ (aproximadamente 9, 18 e 27 Kg/m³) e duas taxas de renovação de água (1 L/kg.min⁻¹ e $0,5$ L/kg.min⁻¹), num delineamento em fatorial 3 × 2 (três densidades de estocagem e duas taxas de renovação de água). A alimentação dos peixes nos dois experimentos foi realizada com ração extrusada (40% de proteína bruta) na proporção de 2,5% da biomassa, ministrada diariamente. Para os dois experimentos foram discutidos dados de taxa de crescimento específico diária, peso final, ganho de biomassa, densidade final produzida, conversão alimentar, peso final e níveis de oxigênio dissolvido na saída dos tanques. No experimento 1, foi observado que as duas linhagens se adaptaram ao SRA, porém a linhagem híbrida teve melhor desempenho que a linhagem pura. No experimento 2, a maior taxa de renovação de água proporcionou melhor desempenho e o aumento de densidade, incrementando a produção final.

Palavras chave: *Pseudoplatystoma corruscans*; *Pseudoplatystoma reticulatum*; produção intensiva de peixes; sistema de recirculação de água.

ABSTRACT

This study aimed to test a pilot recirculating aquaculture system (RAS) and to evaluate in this system the effects of the stocking density on the production of species of “surubim pintado”, *Pseudoplatystoma corruscans*, and its hybrid with *P. reticulatum* regarding the effect of stocking density and water renewal rate on the hybrid production. The study lasted for 84 days. The physical and chemical conditions in the RAS was evaluated by measuring water consumption (223,6 L/kg of fish produced), temperature ($25,8\pm 0,7^{\circ}\text{C}$), dissolved oxygen ($5,33\pm 0,04$ mg/L O_2 in the water inlet to culture tanks), pH ($6,75\pm 0,25$), total alkalinity ($40,0\pm 20,6$ mg/L CaCO_3), carbon dioxide ($16,6\pm 6,1$ mg/L CO_2), total suspended solids ($8,0\pm 4,2$ mg/L TSS), total ammonia nitrogen ($0,18\pm 0,10$ mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$), nitrite ($0,163\pm 0,090$ mg/L NO_2^-) and nitrate ($58,0\pm 9,7$ mg/L NO_3^-). To evaluate the fish performance, two experiments were conducted simultaneously. In experiment 1, densities of 40, 80 and 120 fish.m⁻³ (approximately 8.5, 17 and 25.5 kg.m⁻³) for the pure and the hybrid lineages were tested using a 3 x 2 factorial design (three densities and two lineages). In experiment 2, only the hybrid lineage was used, and three stocking densities were tested: 20, 40 and 60 fish.m⁻³ (approximately 9, 18 and 27 kg.m⁻³) and two water renewal rates (1 L/kg.min⁻¹ and 0,5 L/kg.min⁻¹), using a 3 x 2 factorial design (three densities and two water renewal rates). Fish were fed with extruded food (40% crude protein) at a rate of 2.5% of the body weight per day. For both experiments, daily specific growth rate (SGR), final weight, biomass gain, final density, food conversion, final weight and dissolved oxygen levels at the tank outlet are discussed. In experiment 1, both lineages showed to be adapted to the RAS, but the hybrid lineage had a better performance than the pure lineage. In experiment 2, the highest water renewal rate resulted in a better performance, and an increase in density improved the final production.

Keywords: *Pseudoplatystoma corruscans*; *Pseudoplatystoma reticulatum*; intensive fish farming; recirculating aquaculture system.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1.1 - Produção mundial de pescado proveniente da captura e da aquicultura...	14
Figura 2.1 – Desenho esquemático do sistema de recirculação de água empregado para a criação de <i>Pseudoplatystoma corruscans</i> e do seu híbrido <i>P. reticulatum</i> X <i>P. corruscans</i>	39
Figura 3.2 – Algumas das estruturas empregadas no sistema de recirculação de água	40
Figura 3.3 – Tanques retangulares empregados no experimento 1.....	43
Figura 3.4 – Tanques circulares empregados no experimento 2	44
Figura 3.5 – Interior de tanques circulares empregados no experimento 2	45
Figura 3.6 – Biometria e pesagem dos peixes	46
Figura 4.1 - Variação nos valores de Oxigênio Dissolvido nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias de experimento	51
Figura 4.2 - Variação nos valores de sólidos suspensos totais (SST) nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias	53
Figura 4.3 – Variação nos valores de pH, alcalinidade total e dióxido de carbono (CO ₂) nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias	57
Figura 4.4 – Variação nos valores de nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias	63

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1 – Classificação dos principais sistemas para criação de organismos aquáticos	17
Quadro 1.2 – Espécies do gênero <i>Pseudoplatystoma</i>	32
Quadro 1.3 – Principais hibridações envolvendo o gênero <i>Pseudoplatystoma</i> praticadas em aquicultura no Brasil	36
.Quadro 3.1 - Esquema dos tratamentos do experimento 2	44
Quadro 3.2 – Pontos de monitoramento da qualidade de água do sistema	47
Quadro 3.3 – Parâmetros de qualidade de água avaliados e respectivos métodos	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Produção mundial de pescado	14
Tabela 3.1 – Composição da ração extrusada Pirá 40 para peixes carnívoros, da GUABI	45
Tabela 4.1 – Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de temperatura ($^{\circ}$ C) no período de 84 dias	51
Tabela 4.2 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de oxigênio dissolvido (OD) no período de 84 dias e percentuais de reposição ou consumo entre os pontos	52
Tabela 4.3 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de sólidos suspensos totais (SST) no período de 84 dias e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos	55
Tabela 4.4 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de pH e alcalinidade total no período de 84 dias	56
Tabela 4.5 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de dióxido de carbono (CO_2) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias	58
Tabela 4.6 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de nitrogênio amoniacal total ($\text{NH}_3\text{-N}$) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias	60
Tabela 4.7 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de nitrito (NO_2^-) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias	61
Tabela 4.8 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de nitrato (NO_3^-) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias	62
Tabela 4.9 - Resultados da análise de variância aplicada aos valores obtidos no experimento 1, após 84 dias de cultivo	65
Tabela 4.10 - Resultados da análise de variância aplicada aos valores obtidos no experimento 2, após 84 dias de cultivo	65
Tabela 4.11 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens pura e híbrida de surubim sobre taxas de crescimento específicas diárias (TCE) e peso final, após 84 dias de cultivo	67

Tabela 4.12 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre taxas de crescimento específicas diárias (TCE) e peso final de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo	67
Tabela 4.13 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens pura e híbrida de surubim sobre ganho de biomassa, após 84 dias de cultivo	68
Tabela 4.14 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre ganho de biomassa de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo	69
Tabela 4.15 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre densidade final, após 84 dias de cultivo	69
Tabela 4.16 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre densidade final de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo	70
Tabela 4.17 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre conversão alimentar após 84 dias de cultivo	71
Tabela 4.18 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre conversão alimentar de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo	71
Tabela 4.19 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre comprimento final após 84 dias de cultivo	72
Tabela 4.20 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre comprimento final de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo	72
Tabela 4.21 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre níveis de oxigênio dissolvido na saída dos tanques após 84 dias de cultivo	73
Tabela 4.22 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre níveis de oxigênio dissolvido na saída dos tanques de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo	73

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
1.1 Sistemas aquícolas	16
1.2 Aquicultura e meio ambiente	18
1.2.1 Uso da água	19
1.2.2 Emissão de efluentes	19
1.2.3 Introdução de espécies exóticas e híbridos	20
1.3 Sistemas de recirculação de água	22
1.3.1 Operacionalização de sistemas de recirculação de água	23
1.3.1.1 Aeração	24
1.3.1.2 Remoção de amônia	25
1.3.1.3 Remoção de sólidos suspensos	27
1.3.1.4 Remoção de gás carbônico	28
1.3.2 Densidades de estocagem	29
1.4 Os Surubins	30
1.4.1 Cultivo de surubins	32
1.4.2 Hibridações de surubins	35
2. OBJETIVOS	37
2.1 Objetivo geral	37
2.2 Objetivos específicos	37
3. MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1 Instalações e operacionalização do sistema	38
3.2 Experimentos com surubins	42
3.2.1 Experimento 1	42
3.2.2 Experimento 2	43
3.2.3 Manejos e alimentação	45
3.2.4 Desempenho	46
3.3 Avaliação do sistema	46
3.4 Estatística	48
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.1 Desempenho do Sistema de Recirculação de Água	49
4.2 Desempenho dos peixes	64
5. CONCLUSÕES	75
REFERÊNCIAS	76

1. INTRODUÇÃO

Produtos pesqueiros constituem numa valiosa fonte de proteínas e micronutrientes essenciais para uma nutrição equilibrada. Em 2009, peixes representaram 16,6% da proteína animal e 6,5% da proteína total consumida pela população mundial. Neste contexto, atualmente o pescado fornece quase 20% da proteína animal ingerida por cerca de 3 bilhões de pessoas e aproximadamente 15% por outras 4,3 bilhões de pessoas (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012).

Desta forma, o consumo de peixes vem crescendo no mundo nas últimas cinco décadas. Desde 1961, enquanto a população mundial aumentou 1,7% ao ano, o fornecimento de peixes para alimentação cresceu a uma taxa anual de 3,2%. O consumo anual *per capita* de pescado, por sua vez, cresceu de uma média de 9,9 kg na década de 1960 para 18,6 kg em 2010, embora haja uma variação neste consumo de menos de 1 kg para mais de 100 kg, dependendo do país (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010, 2012).

Por conta dessa demanda, a produção mundial de peixes e produtos pesqueiros passou de 134 milhões de toneladas em 2004 para 148 milhões em 2010 (Tabela 2.1) e atingirá, segundo a FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012), cerca de 172 milhões de toneladas em 2021, ou seja, uma expansão de 25% nos próximos 10 anos. No entanto, desde meados dos anos 1990 houve uma estabilização da produção de pescado proveniente de capturas (Figura 1.1), com tendência de queda nos últimos anos. No período 2004-2010, verificou-se uma diminuição nas capturas marinhas, compensada em parte por aumentos substanciais na captura em águas interiores (Tabela 2.1).

Esta situação da pesca marinha se deve a um aumento crescente do esforço pesqueiro sobre estoques considerados sobreexplotados, deplecionados e em recuperação, em contrapartida a uma tendência de diminuição do esforço sobre estoques subexplotados e moderadamente explorados. De 1974 a 2009, o esforço pesqueiro sobre os estoques subexplotados ou moderadamente explorados declinou de 40% para 12,7%, enquanto a participação daqueles considerados sobreexplotados ou em recuperação aumentou de 10% para 29,9%. Por sua vez, a participação dos estoques considerados totalmente explorados manteve-se relativamente estável no período, em torno de 50%, tendo atingido no entanto 57,4% em 2009. Estes dados indicam que as capturas atuais estão perto de suas produções

máximas sustentáveis, com nenhum espaço para expansão (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012).

Tabela 1.1 - Produção mundial de pescado

PRODUÇÃO	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	(Milhões de toneladas)						
CAPTURA							
Águas interiores	8,6	9,4	9,8	10,0	10,2	10,4	11,2
Marinha	83,8	82,7	80,2	80,4	79,5	79,2	77,4
Total	92,4	92,1	90,0	90,3	89,7	89,6	88,6
AQUICULTURA							
Águas interiores	25,2	26,8	31,3	33,4	36,0	38,1	41,7
Marinha	16,7	17,5	16,0	16,6	16,9	17,6	18,1
Total	41,9	44,3	47,3	49,9	52,9	55,7	59,9
TOTAL DA PRODUÇÃO MUNDIAL	134,3	136,4	137,3	140,2	142,6	145,3	148,5

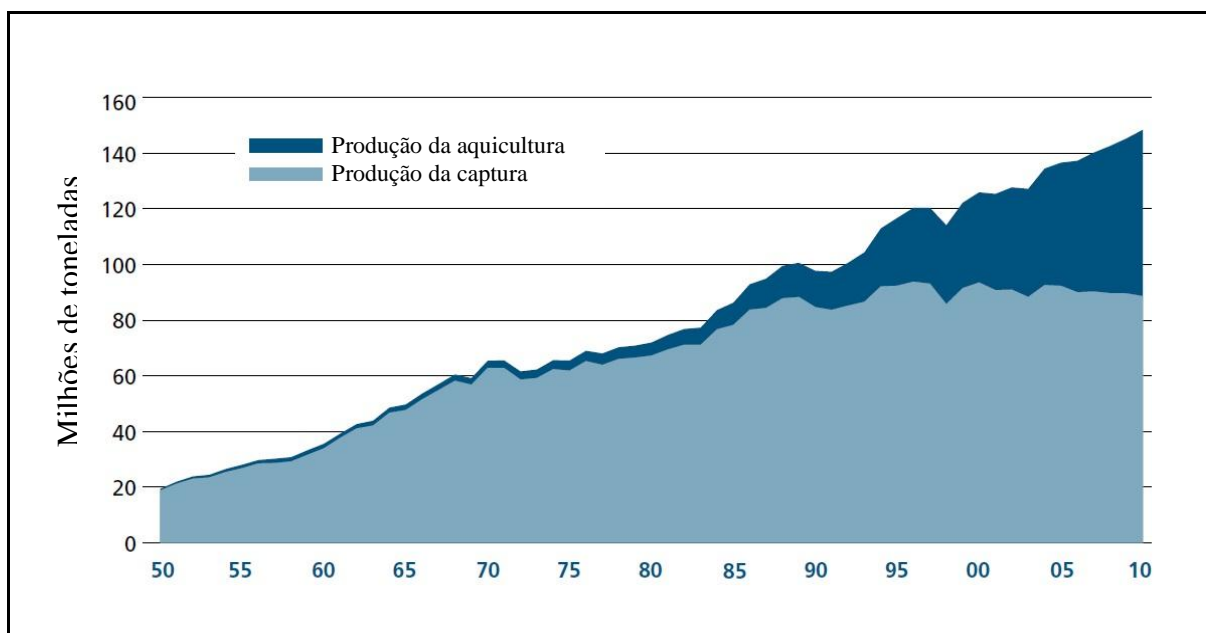
Fonte: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2010, 2012)

Com a situação de estagnação das capturas nos últimos anos, o crescimento da demanda por produtos pesqueiros foi atendido pela aquicultura, atividade que apresentou, nas últimas três décadas, o mais rápido crescimento do setor de alimentos de origem animal. Sua contribuição para o consumo humano foi de 47% em 2010, em contrapartida aos 9% registrados em 1980. Nestas três décadas, a produção mundial de peixes provenientes da aquicultura expandiu quase 12 vezes, com taxa de crescimento médio da ordem de 8,8% ao ano, passando de uma participação de apenas 9% da produção mundial total em 1980 para 40,3% em 2010, representados por um volume de 59,9 milhões de toneladas. Deste total, 38,1 milhões de toneladas (69,9%) foram provenientes do cultivo de organismos aquáticos em águas interiores. Para 2021, a previsão é que a produção mundial pela aquicultura alcance 79 milhões de toneladas, contribuindo com 46% da produção total de pescado (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012).

No contexto mundial, a Ásia respondeu em 2010 por 89% do total da produção mundial através da aquicultura, sendo que somente a China contribuiu com cerca de 60%. No entanto, nestas três últimas décadas, as maiores médias de crescimento anual de produtos pesqueiros provenientes da aquicultura foram obtidas pela América Latina (21,1%), seguida do Oriente Médio (14,1 por cento) e da África (12,6%). A China, por sua vez, aparece em 4º lugar, com crescimento médio anual de 10,4%. Por outro lado, houve estagnação ou mesmo

retração no Japão, Estados Unidos e vários países europeus, à exceção da Noruega (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010, 2012).

Figura 1.1 - Produção mundial de pescado proveniente da captura e da aquicultura



Fonte: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (2012)

No contexto mundial, o Brasil ocupa o 18º lugar na produção de pescado, tendo sido responsável em 2010 por 0,86% do total, com 1.264 mil toneladas. A produção aquícola, por sua vez, representou 37,9% do total nacional, alcançando 479 mil toneladas no ano de 2010, o que coloca o país em 17º lugar mundial e em 3º lugar nas Américas, com 18,6%. Do total produzido pela aquicultura, a atividade continental foi responsável por 82,3%, com 394 mil toneladas (MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA, 2012).

De acordo com o MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (2012), o Brasil apresenta um grande potencial para o desenvolvimento da aquicultura, por possuir aproximadamente 5,5 milhões de hectares em reservatórios de água doce e 8.400 km de costa marítima. Esta disponibilidade de recursos hídricos aliada ao clima extremamente favorável, mão-de-obra abundante e a crescente demanda por pescado no mercado interno, têm contribuído para alavancar a atividade (CREPALDI, 2006a). Desta forma, a atividade teve um incremento de 15,3% de 2009 para 2010, tornando a produção de pescado a que mais cresceu no mercado nacional de carnes no período (MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA, 2012).

No entanto, apesar dos números promissores, existem desafios que podem restringir o desenvolvimento do setor aquícola, como o custo elevado da terra e da energia, a falta de

visão estratégica e empresarial e a questão ambiental, os quais devem ser contornados (CREPALDI, 2006a).

É importante destacar também que a escolha das espécies, assim como o sistema de produção adotado, é ponto crucial e determinante para o bom resultado na aquicultura (RIBEIRO et al., 2000). Neste sentido, a diversificação de espécies cultivadas é esperada como mecanismo de expansão da atividade, especialmente a utilização de peixes com alto valor de mercado (CREPALDI, 2006a), a exemplo dos surubins ou pintados, o peixe de água doce de maior aceitação e valor na maioria dos estados brasileiros (KUBITZA; CAMPOS; BRUM, 1998).

1.1 Sistemas aquícolas

De acordo com a FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010), a aquicultura é definida como a produção comercial de organismos aquáticos, sob condições controladas ou semi controladas. Simplificando, pode-se dizer que aquicultura é a “agricultura submersa” (LAWSON, 1995).

Os sistemas de criação empregados em aquicultura são muito diversificados (LAWSON, 1995) e podem ser classificados de diversas maneiras, sendo cada um com suas particularidades (CREPALDI et al., 2006c).

No Brasil, a classificação por intensificação é a mais empregada, onde os sistemas podem ser extensivos, semi-intensivos e intensivos, de acordo com a produtividade (CREPALDI et al., 2006c), a qual está diretamente relacionada à densidade de estocagem empregada (SHEPHERD; BROMAGE, 1988).

Outra forma de classificação, normalmente usada na Europa e nos EUA, baseia-se na utilização da água, definindo três categorias básicas: aberto, semi-fechado e fechado (LANDAU, 1992; LAWSON, 1995).

Contudo, cada sistema em particular pode ser inserido em mais de uma classificação (CREPALDI et al., 2006c). O Quadro 1.1 sintetiza a classificação dos principais sistemas.

A intensificação dos sistemas pressupõe o emprego de tecnologias modernas, que propiciem altas produtividades por meio de densidades de estocagem mais altas (RIBEIRO et al., 2000). Estas estão relacionadas com a espécie, com a disponibilidade de alimento e principalmente com um suprimento de água em quantidade e qualidade apropriadas (SHEPHERD; BROMAGE, 1988).

Quadro 1.1 – Classificação dos principais sistemas para criação de organismos aquáticos

ESTRUTURA	CLASSIFICAÇÃO	
	Quanto à intensificação	Quanto ao uso da água
Viveiros escavados	Extensivos Semi intensivos	Semi-fechados
Fluxo contínuo	Intensivos	Semi-fechados
Tanques rede	Intensivos	Abertos
Recirculação de água	Intensivos	Fechados

Fonte: CREPALDI et al. (2006c); LANDAU (1992); LAWSON (1995)

Dentre os sistemas de criação de peixes, o uso de viveiros é o método mais antigo, datando de mais de 3.000 anos (LAWSON, 1995). É o sistema predominante no mundo (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012) sendo que, no Brasil, responde por 95% da produção aquícola (FERNANDES, 2010). São estruturas normalmente escavadas na terra, onde o cultivo de peixes pode ser conduzido de forma extensiva ou semi-intensiva, de acordo com a estrutura e o uso de equipamentos e insumos (CREPALDI et al., 2006c). São sistemas considerados semi-fechados, pois são contidos em um espaço delimitado, porém ocorrem trocas de água, embora mínimas (LANDAU, 1992). A forma extensiva de criação de organismos aquáticos em viveiros, com o uso de subprodutos agrícolas e alimento natural na alimentação dos animais, apresenta baixa produtividade, da ordem de 200 kg a 400 kg de pescado por hectare (ha) de área alagada (FERNANDES, 2010). Com a intensificação, através de melhores estruturas e do uso de equipamentos, adubação e alimentação suplementar, estas estruturas podem produzir de 3.000 kg/ha a pouco mais de 5.000 kg/ha (WATANABE; LOSORDO; FITZSIMMONS, 2002).

Em sistema de fluxo contínuo, ou “raceway”, a água passa continuamente através dos tanques de cultivo, em quantidade que depende da espécie, do estágio de vida e da densidade de estocagem (AVAULT, 1996; LOSORDO; RAY; DeLONG, 2004). Como há aporte e descarte contínuo de água e as estruturas são delimitadas em uma área, o sistema é considerado semi-fechado (LANDAU, 1992). Devido ao emprego de altas densidades de estocagem a produtividade passa a ser observada em quilograma por volume e não mais por área. Em criações comerciais são empregadas densidades de 30 kg/m³ a até mais de 200 kg/m³ (SHEPHERD; BROMAGE, 1988), sendo estes sistemas considerados por isso intensivos e super-intensivos.

Tanques-redes ou gaiolas são sistemas compostos por caixas de tela para o confinamento dos peixes, em tamanhos que variam desde 1 m³ até centenas de metros cúbicos

(BEVERIDGE, 1996). Podem ser implantados no mar, estuários, lagos, lagoas, rios, antigas cavas de mineração, canais de irrigação, reservatórios e viveiros (COELHO; CYRINO, 2006) e tem como princípio básico a renovação contínua da água através da corrente natural existente no ambiente onde estão instalados ou pela movimentação gerada pelos próprios animais, promovendo a remoção dos dejetos (BEVERIDGE, 1996). Por isso, são considerados como um sistema aberto (LANDAU, 1992; LAWSON, 1995). Apresentam como vantagens um custo de investimento de 30 a 40% do custo de um sistema convencional em viveiros (SISTEMA..., 2012), altas densidades de estocagem e manejo simplificado (BEVERIDGE, 1996). Por outro lado, a alimentação nestas estruturas deve ser exclusivamente fornecida e os peixes estão mais sujeitos a doenças, além do sistema estar susceptível a intempéries (ANDRADE, 2007), a vandalismos e a roubos (CREPALDI et al., 2006c). De qualquer forma, o uso de tanques-rede é bastante difundido no mundo para produção de peixes em regime intensivo, sendo responsável por cerca de 10% da produção mundial de pescado pela aquicultura (TACON; HALWART, 2007).

Sistemas de recirculação de água (SRA), por sua vez, assemelham-se com os sistemas de fluxo contínuo, tanto nas altas produtividades alcançadas, quanto nos tipos de tanques utilizados e nos fluxos intensos de água através destes. No entanto, após passar pelos tanques de criação de peixes, a água segue para tratamento e retorna ao sistema, através de bombeamento, para reuso. São por isso considerados como sistemas fechados (RIBEIRO; MIRANDA; LIMA, 2000).

1.2 Aquicultura e meio ambiente

De acordo com FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012), para o desenvolvimento futuro da aquicultura mundial será fundamental o aumento da eficiência em produtividade, com a intensificação dos sistemas de produção, otimizando o aproveitamento das áreas produtivas. No entanto, não basta se preocupar apenas com a intensificação dos sistemas de produção, mas também com a sua perpetuação, o que fatalmente volta as atenções para as questões ambientais (RIBEIRO; MIRANDA; LIMA, 2000). Ocorre que, com o crescimento da aquicultura e a intensificação dos sistemas, a atividade tem inevitavelmente enfrentado restrições crescentes em todo o mundo (BARMA, 1998; HOPKINS; MANCI, 1992), sobretudo quanto ao uso racional da água e ao tratamento de efluentes (RIBEIRO; MIRANDA; LIMA, 2000). Mesmo em países ou áreas com recursos hídricos abundantes, problemas relacionados à escassez e poluição da

água, embora sejam menos perceptíveis, nem por isso deixam de ser preocupantes (SCHOREDER; KALTON; LAHER, 1991).

1.2.1 Uso da água

Em aquicultura, um suprimento de água com quantidade e qualidade adequadas representa o principal requisito, uma vez que a água é o meio onde o peixe vive e obtém todos os insumos necessários à sua sobrevivência (RIDHA; CRUZ, 2001). No entanto, a água é um recurso natural reciclável, mas não renovável (CYRINO et al., 2010). Ocorre que nos países onde essa atividade tem se expandido rapidamente a demanda por água também tem crescido drasticamente (LIAO, 2003).

Sistemas tradicionais de aquicultura requerem muita água de boa qualidade, o que impede a atividade em muitas áreas (LAWSON, 1995). Segundo Hopkins e Mancini (1992), em sistema de fluxo contínuo, comumente empregado na truticultura, necessita-se de 38.000 L a 76.000 L de água para produzir um quilo de peixe. Com a tradicional técnica de criação em viveiros escavados, que consiste apenas no seu enchimento e na reposição de perdas, o consumo de água alcança 12.000 L a 38.000 L por quilo de peixe produzido. Por outro lado, de acordo com os autores, em sistemas de recirculação de água são requeridos de 38 L a 76 L de água por quilo de peixe produzido.

1.2.2 Emissão de efluentes

Atualmente, a ideologia que diluição é a solução para a poluição provocada pelos efluentes da aquicultura não é mais aceitável, o que tem levado a regulamentações ambientais mais exigentes para a atividade (SUMMERFELT, 1998), embora os impactos ambientais provocados por este setor produtivo sejam indubitavelmente menores do que os provocados por outras atividades humanas, tais como agricultura, indústria e esgotos domésticos (PILLAY, 1992). Este autor afirma, por exemplo, que o potencial poluidor de uma truticultura com capacidade de produção de 200 a 250 toneladas por ano equivale ao esgoto humano não tratado de uma população entre 1.400 e 5.000 pessoas, com base na demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Entretanto, o aumento da produção aquícola em todo o mundo tem promovido maior uso de água, rações, fertilizantes e produtos químicos, fazendo com que a aquicultura passe a ser incluída entre as atividades potencialmente poluidoras do ambiente aquático (PILLAY, 1992). Está suficientemente provado que a aquicultura e as práticas de

alimentação dos peixes confinados têm impacto ambiental mais ou menos severo, conforme a intensidade do regime de produção (BOYD, 1982; LAWSON, 1995). Assim, esta questão passou a ser preocupante, mesmo em países com recursos hídricos abundantes (SCHOEDER; KALTON; LAHER, 1991). No caso do Brasil, o descarte de efluentes dos cultivos diretamente no ambiente é prática corriqueira (WAINBERG; CÂMARA, 1998).

Em piscicultura intensiva, sobras alimentares e fezes são as principais fontes de poluentes nos efluentes (CYRINO et al., 2010). Devido à grande quantidade de ração ofertada aos peixes, a qualidade do efluente torna-se um problema. Por isso, o desenvolvimento de rações deve enfatizar a eficiência de utilização dos alimentos com consequente redução de resíduos e descarga de nutrientes (SUMMERFELT, 1998).

No caso de sistemas semi-intensivos, apesar da enorme capacidade de viveiros escavados assimilarem matéria orgânica e nutrientes, a carga excessiva de fertilizantes e adubos pode causar poluição de corpos d'água, quando da despesca dos peixes (BOYD, 1982). Além disto, a implantação de sistemas de viveiros requer grandes extensões de terra (ZIMMERMANN; FITZSIMMNS, 2004), geralmente em áreas de preservação permanente, como várzeas, margens de corpos d'água e mangues (MARQUES; JEFFMAN, 2003; WAINBERG; CÂMARA, 1998).

O impacto maior provocado no ambiente pela atividade aquícola provém de sistemas de tanques-rede, quando há grande concentração em áreas fechadas, com troca insuficiente de água, envolvendo o uso de altas estocagens, com arraçoamentos intensos, o que resulta em aumento de sedimentação, eutrofização e DBO (PILLAY, 1992). Um agravante no uso desse sistema é que as estruturas de criação já se encontram dentro dos próprios efluentes, impossibilitando o seu tratamento antes de serem liberados (AGOSTINHO et al., 1999).

1.2.3 Introdução de espécies exóticas e híbridos

Outro efeito considerável da atividade aquícola no meio ambiente diz respeito à introdução de espécies (PILLAY, 1992). A aquicultura representa uma ameaça séria às comunidades nativas, sendo considerada o principal meio de dispersão de espécies exóticas em novos ambientes (AGOSTINHO; JULIO Jr., 1996). Calcula-se que 40% das espécies introduzidas em todo o mundo são de água doce e em sua maioria realizadas pela atividade de aquicultura (VITULE; FREIRE; SIMBERLOFF, 2009).

A introdução de espécies exóticas constitui-se numa das grandes ameaças à diversidade biológica (ORSI; AGOSTINHO, 1999), uma vez que espécies invasoras

modificam as características originais da comunidade, tanto por competição como por predação (CASIMIRO et al., 2010), podendo até culminar com a exclusão de espécies nativas (LATINI; PETRERE Jr., 2004).

Além das espécies exóticas, introdução de híbridos tem se tornado um grande problema para a conservação (ASHIKAGA et al., 2010; RHYMER; SIMBERLOFF, 1996), levando à necessidade urgente de debates que visem propor medidas conservacionistas para as espécies nativas.

A ocorrência de híbridos pode se constituir em sérios riscos biológicos ao meio ambiente e às populações naturais por motivos como predação e competição por espaço e recursos, além do risco de “contaminação gênica” dos estoques naturais, caso apresentem fertilidade e a conseqüente capacidade de retrocruzamento com espécies parentais (PORTO-FORESTI et al., 2011). Desta forma, a hibridização está entre as cinco principais causas de perda de biodiversidade nos Estados Unidos (VIEIRA; POMPEU, 2001), chegando a ter uma contribuição de impacto de quase 40% (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

No Brasil, ainda não existem estudos para avaliar os efeitos de hibridizações, seja do ponto de vista ecológico ou produtivo (ALVES et al., 2007). No entanto, há relatos da ocorrência de híbridos em rios brasileiros e da venda de animais híbridos como reprodutores “puros”, indicando que cuidados devem ser tomados na utilização destes animais, pois podem causar grandes impactos nos estoques naturais, reduzindo a biodiversidade existente (CARVALHO et al., 2008).

Dentre os sistemas aquícolas, o de tanques-redes, por ser implantado em grandes ambientes abertos, representa o mais vulnerável, podendo ocorrer fugas maciças de peixes, em função da ruptura das malhas por vendavais, predadores e objetos flutuantes (AGOSTINHO et al., 1999).

Mas mesmo viveiros escavados e sistemas de fluxo contínuo, por serem semi-fechados, oferecem grandes riscos de fugas de espécies exóticas, uma vez que estão sujeitos a rupturas de taludes, transbordamentos, enchentes, além de descartarem efluentes. Como exemplo, pode-se citar uma enchente ocorrida em 1998 no rio Tabagi, afluente do Paraná, quando houve a destruição de estações de piscicultura irregulares, com conseqüente soltura de cerca de um milhão de alevinos de 11 espécies diferentes de peixes (AGOSTINHO et al., 1999).

1.3 Sistemas de recirculação de água

Sistemas de recirculação de água (SRA) apresentam, no aspecto tecnológico, uma série de vantagens. Como ocupam pouco espaço, permitem altas produtividades e não demandam um suprimento de água de superfície, já que o consumo deste recurso é muito baixo, estes sistemas são frequentemente instalados próximos aos centros urbanos consumidores (LOSORDO, 1998), em galpões ou estufas (CREPALDI et al., 2006c). São às vezes, portanto, referidos como aquicultura “indoor” ou “urbana” (MARTINS et al., 2010). Isto permite um total controle do ambiente interno, determinando produção e reprodução constantes, com conseqüente abastecimento contínuo ao mercado consumidor (CASH, 1994), além de permitir a criação de espécies de água quente em regiões de temperaturas mais amenas (CREPALDI et al., 2006c), a exemplo das criações de bagre africano e enguia na Holanda (BOVENDEUR; ZDING; HENKEN, 1987; KAMSTRA; Van Der HEUL; NIJHOF, 1998; MARTINS et al., 2010), tilápia nos EUA (GUTIERREZ-WING; MALONE, 2006) e enguia no Japão (GOUSSET, 1990).

Por outro lado, sistemas de recirculação de água também tem suas desvantagens, sendo a mais importante a deterioração da qualidade da água, caso os processos de tratamento não funcionem apropriadamente, podendo ocasionar efeitos negativos no crescimento, aumento de riscos de doenças e de estresse, resultando em perda de produção (TIMMONS; AHO, 1998). Ocorre que a dinâmica deste tipo de sistema é particularmente complexa devido às interações entre o tratamento de água, os organismos cultivados e a taxa de alimentação dentro de um circuito fechado (WIK; LINDÉN; WRAMNER, 2009). Aliado a isto, sistemas de recirculação de água são frequentemente a forma mais cara de produção, devido a custos de investimentos e de operação das instalações (TIMMONS; AHO, 1998). Nos EUA, por exemplo, o custo total de produção em um sistema de viveiro é cerca de um terço do custo em SRA. Assim, SRAs dificilmente competem com sistemas de viveiros na produção de peixes de água doce (LOSORDO; WESTEMAN, 1994).

No entanto, com o aumento da consciência ambiental, a intensificação da aquicultura pelo emprego de sistemas onde toda a água, ou grande parte dela, é recirculada tem sido considerada como um dos caminhos para aumentar a produção enquanto ao mesmo tempo minimiza o uso deste recurso e previne efeitos negativos no ambiente (LIAO, 2003). Desta forma, sistemas de recirculação de água tem se tornado uma das tendências mundiais (GUTIERREZ-WING; MALONE, 2006), principalmente em países onde há escassez de

água, como no Quait (RIDHA; CRUZ, 2001), na Arábia Saudita (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003) e em Israel (SHNEL et al., 2002).

Como o consumo de água é mínimo, da ordem de 2 a 10% do volume total por dia (RIBEIRO; MIRANDA; LIMA, 2000), sistemas de recirculação podem evitar a maior parte do impacto ambiental potencial dos resíduos da criação, já que a quantidade de água descartada também é mínima. Desta forma, os sólidos em suspensão encontrados nos efluentes são geralmente concentrados e podem ser facilmente depositados no solo como fertilizantes, tratados em pequenas lagoas de sedimentação aeróbias ou descartados na rede municipal (LOSORDO; TIMMONS, 1994). Esta característica fechada também torna estes sistemas praticamente isentos de introdução de espécies exóticas e de híbridos no ambiente (LIAO, 2003).

Outra característica fundamental dos sistemas de recirculação de água é que, ao maximizarem a produtividade, projetos comerciais são implantados em galpões em torno de 2.000 m², não necessitando, portanto, do uso de grandes extensões de terra, principalmente em áreas de preservação permanente (LAWSON, 1996).

De acordo com o contexto apresentado, sistemas de recirculação de água tem sido considerados como “ambientalmente corretos” (LOSORDO; MASSER; RAKOCY, 1998). Por isso, em Taiwan, por exemplo, não se admite a implantação de novos sistemas de aquicultura que não utilizem a recirculação hídrica (LIAO, 2003).

1.3.1 Operacionalização de sistemas de recirculação de água

Existem, basicamente, dois tipos de sistemas de recirculação de água: a recirculação verde e a completa. Na recirculação verde, também chamada sistema Deckel, o tratamento biológico da água é realizado em lagoas a céu aberto, com grande proliferação de fitoplâncton, que pode ser utilizado como fonte de alimento vivo para os peixes. Consequentemente, este sistema demanda grandes espaços, devendo ser instalada em áreas rurais ou mais espaçosas. Essa forma de recirculação é muito trabalhada em Israel e, atualmente, nos EUA (CREPALDI et al., 2006c).

Na recirculação completa, muito comum na Europa, Japão e EUA, as reposições de água visam apenas cobrir as perdas que ocorrem durante os tratamentos, que variam de 2 a 10% ao dia, com média de 5% (Van RIJN; TAL; SCHREIER, 2006). Trocas entre 2 e 3% ao dia são consideradas muito baixas (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006) e mesmo sistemas comerciais tidos como de descarga zero de efluente operam com 4 a 5% de reposição

diária de água nova (HONDA, 1998; SHNEL et al., 2002; TIMMONS; AHO, 1998). Embora seja hipoteticamente possível, sistemas com descarte absolutamente zero de efluentes ainda não estão disponíveis (SUZUKI et al., 2003). Ocorre que descartes tornam-se necessários em função de retrolavagens de filtros, de remoção de sólidos e, se necessário, de nitrato (LAWSON, 1995; MASSER; RAKOCY; LOSORDO, 1999; SUZUKI et al., 2003; Van RIJN; TAL; SCHREIER, 2006). Entretanto, resíduos de sistemas de recirculação podem ser distribuídos diretamente no solo como ferti-irrigação, tratados em pequenas lagoas ou ainda desidratados e usados como adubo (LOSORDO; TIMMONS, 1994).

Como um sistema de recirculação pressupõe uma troca mínima de água, isto implica em uma alta demanda do sistema de tratamento (WIK; LINDÉN; WRAMNER, 2009). Uma unidade típica de recirculação de água é uma configuração de diversos processos químicos, biológicos e mecânicos (EBELING; LOSORDO; DeLONG, 1993; SINGH; EBELING; WHEATON, 1999). Fundamentalmente possui uma unidade de cultivo, mecanismos para incorporação de oxigênio dissolvido (OD), remoção de amônia, sólidos suspensos e gás carbônico (CO₂), e o bombeamento para circulação da água. Eventualmente pode incluir acessórios opcionais, como desinfecção, remoção de resíduos orgânicos e monitoramento e controle (MALONE; BEECHER, 2000; SINGH; EBELING; WHEATON, 1999).

1.3.1.1 Aeração

A disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) é o primeiro fator a estabelecer limites à intensificação da produção em sistemas intensivos de criação de peixes (LAWSON, 1995). No caso de sistemas de recirculação de água, onde as trocas diárias de água são mínimas, baixas concentrações de OD podem agravar os efeitos de altas concentrações acumuladas de CO₂ (VINCI et al., 1996). Desta forma, uma estrutura que seja eficiente na incorporação de O₂ torna-se fundamental tanto para os organismos cultivados quanto para a comunidade nitrificadora do biofiltro (WATTEN, 1994). Para peixes de água quente, é recomendado manter concentrações acima de 5,0 mg/L a 6,0 mg/L de OD (LAWSON, 1995; COLT, 2006), embora Colt; Watten; Rust (2009) afirmem que concentrações de 3,0 mg/L a 3,5 mg/L são aceitáveis para muitas espécies.

Sistemas de aeração são utilizados para realizarem a transferência de gases através do contato entre a água e o ar atmosférico. Em sistemas intensivos, como SRA, são usados normalmente sopradores (compressores radiais), bombas de ar, compressores e mesmo O₂ puro associados a difusores de ar (WATTEN, 1994). Tais fontes podem também ser

empregadas em diversos aparatos, destacando-se colunas pressurizadas para aeração, cones de aeração e tubos em U, os mais eficientes na incorporação do gás (LAWSON, 1995).

1.3.1.2 Remoção de amônia

A amônia provém da excreção direta dos peixes e da decomposição de compostos orgânicos presentes nas fezes e em alimento não consumido, por bactérias heterotróficas (WHEATON et al., 1994), constituindo-se no mais crítico parâmetro de qualidade de água em um sistema de recirculação (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003). Geralmente a produção de amônia em aquicultura é aceita como sendo 3% da taxa diária de alimentação (LAWSON, 1995).

Na água, estão presentes as formas não-ionizadas (NH_3) e iônica (NH_4^+), em uma reação de equilíbrio que depende principalmente do pH (BOYD, 1982). A soma das duas formas compõe a amônia total ou nitrogênio amoniacal total (PEREIRA; MERCANTE, 2005). A forma não-ionizada é a tóxica aos peixes, pois difunde-se facilmente através das membranas, causando danos ao epitélio branquial e dificultando as trocas gasosas entre o animal e a água (PIEDRAS et al., 2006). Basicamente, espécies de água quente são mais tolerantes do que as de água fria e espécies de água doce são mais tolerantes do que as marinhas (LAWSON, 1995). Este autor recomenda um limite máximo de 1,0 mg/L de nitrogênio amoniacal total para peixes.

Por ser o mais eficiente método para remoção de amônia, o biofiltro é o mais empregado em SRA (HOCHHEIMER; WHEATON, 1998). Consiste de algum substrato sólido que sirva de superfície para a fixação de bactérias autotróficas, principalmente dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, que oxidam a amônia em duas etapas. Inicialmente *Nitrosomonas* oxidam amônia em nitrito e, posteriormente, nitrito é oxidado em nitrato por *Nitrobacter*, sendo que a energia liberada no processo é usada pelas bactérias para a produção de novas células (CHEN; LING; BLANCHETON, 2006; COLT et al., 2006).

Como o processo de nitrificação é aeróbio, há consumo da ordem de 4,57 g de O_2 por grama de nitrogênio amoniacal total oxidado (LOSORDO; WESTERS, 1994). Desta forma, Timmons; Holder; Ebeling (2002) recomendam uma concentração de 2 mg de OD para assegurar a nitrificação. No entanto, Greiner e Timmons (1998) recomendam uma concentração mínima de 5,0 mg/L de OD na água que vai ao biofiltro.

Valores muito baixo de pH, normalmente abaixo de 6, podem reduzir ou mesmo cessar a atividade nitrificadora no biofiltro (Van GORDER, 1994). Wheaton et al. (1994)

recomendam operar com pH entre 6 e 9 para eficiência do processo de nitrificação. Para Chen; Ling; Blancheton (2006), no entanto, o valor ótimo de pH para o processo de nitrificação estaria entre 7 e 9, embora outros autores cite uma faixa entre 6,7 e 7,1 (GROENEWEG; SELLNER; TAPPE, 1994; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006). Contudo, Hochheimer e Wheaton (1998) não aconselham operar SRA com pH acima de 7,0 devido ao aumento da forma não ionizada de amônia.

Considerando que o processo de nitrificação consome algo em torno de 7,1 g de alcalinidade (como CaCO_3) para oxidar uma grama de amônia a nitrato (CHEN; LING; BLANCHETON, 2006; HOCHHEIMER; WHEATON, 1998), diversos autores recomendam manter a alcalinidade no sistema acima de 50 mg/L CaCO_3 para não afetar o processo de nitrificação (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003; CHEN; LING; BLANCHETON, 2006; HOCHHEIMER; WHEATON, 1998; LAWSON, 1995; MALONE, BEECHER; De Los REYES, 1998; Van GORDER, 1994).

Filtros biológicos são preenchidos com meios que fornecem o ambiente sustentável para as bactérias nitrificadoras crescerem. Para uma taxa ótima de nitrificação e menos entupimento do filtro, deve-se levar em conta na escolha do substrato aspectos como tipo, custo, peso e principalmente a área de superfície específica, onde as bactérias se fixarão (LEKANG; KLEPPE, 2000). Vários meios naturais e artificiais não tóxicos são usados, como cascalho, brita, areia, fitilhos plásticos, grama artificial, grãos e anéis plásticos, rolos plásticos para cabelo, esponjas plásticas de limpeza e micro pérolas de poliestireno (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003; GREINER; TIMMONS, 1998; LEKANG; KLEPPE, 2000; RIDHA; CRUZ, 2001; SUMMERFELT, 2006; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006; Van GORDER, 1994).

Há um debate considerável sobre a tecnologia de biofiltro mais apropriada para sistemas de recirculação de água (AVNIMELECH, 2006; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006). Por causa das diferenças de desempenho, características de operação e requerimentos do sistema é difícil selecionar racionalmente o “melhor” filtro para uma dada aplicação. Muitos sistemas são selecionados e dimensionados com base em experiência pessoal, promessas de mercado e outros critérios não técnicos (COLT et al., 2006).

Diferentes tipos de biofiltros tem sido usados em pesquisas e produção em sistemas de recirculação de água.

Um tipo de filtro comum é o de gotejamento devido a sua simplicidade e natureza não mecânica. A sua maior vantagem é a disponibilidade de O_2 para as bactérias, além de não apresentar problemas sérios de entupimento. Contudo, os meios empregados apresentam

baixa área da superfície específica, requerendo grandes volumes e espaço (GREINER; TIMMONS, 1998).

Tradicionalmente biofiltros com leito de areia fluidizada tem sido largamente adotados na América do Norte. São semelhantes aos filtros de piscina e apresentam como características taxas muito altas de nitrificação, removendo de 50% a 90% de amônia, operação estável e efeitos prolongados da auto-limpeza. Entretanto, consomem muita energia para bombeamentos e possui regimes hidráulicos complicados (SKJØLSTRUP et al., 1998; SUMMERFELT, 2006).

Filtros granulares expansíveis usam meios flutuantes como contas de plástico ou de poliestireno (Isopor®). No caso do poliestireno, são usadas pérolas (contas) com 1 mm a 3 mm de diâmetro e as estruturas são operadas em fluxo descendente. São projetadas como filtro físico (ou clarificador) para removerem sólidos e simultaneamente facilitar o crescimento de bactérias nitrificadoras. Este tipo de filtro pode funcionar bem no controle de sólidos suspensos totais (SST) de um amplo espectro de tamanhos de partículas, com aproximadamente 50% de remoção de sólidos de 5-10 µm. Demonstram comportamento semelhante aos filtros de areia, porém evitam os problemas de aglomeração e endurecimento que ocorrem nos filtros de areia. São resistentes à bioincrustação e geralmente requerem pouca água para retrolavagem (MALONE; BEECHER, 2000; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006).

1.3.1.3 Remoção de sólidos suspensos

Sólidos suspensos em um SRA provem de alimento não consumido, fezes, biofilme (comunidade formada por bactérias aderidas entre si) desprendido de superfícies e bioflocos microbianos (partículas orgânicas em suspensão). Seu acúmulo pode afetar diretamente a saúde dos peixes, ao depositarem nas brânquias, e prejudicar as unidades de tratamento do sistema (DAVIDSON; SUMMERFELT, 2005). Acúmulo de sólidos pode também ter efeitos prejudiciais na qualidade da água, resultando em alto consumo de O₂, baixa eficiência de nitrificação, produção de amônia, alta turbidez e presença de patógenos (MALONE; BEECHER, 2000; SINGH; EBELING; WHEATON, 1999).

Embora não tenha ainda sido bem estabelecido um padrão para concentração máxima aceitável de sólidos suspensos em SRA, Timmons; Holder; Ebeling (2002) consideram que ela deve estar abaixo de 80 mg/L. Por isso, unidades para a remoção de sólidos estão entre as mais importantes de um sistema de recirculação de água. A remoção de sólidos suspensos é

um processo de separação sólido/líquido, podendo ser classificado em separação por gravidade, filtração e flotação (CHEN et al., 1993).

Com base no princípio da sedimentação, a remoção de sólidos suspensos por gravidade está entre as técnicas mais simples disponíveis (CHEN; STECHEY; MALONE, 1994). Compreende clarificadores (tanques e tubos de sedimentação) e hidrociclones (vasos geralmente cônicos por onde a água passa em sentido descendente rotatório, provocando um vortex que, através da força centrífuga, promove a separação sólido-líquido) (DAVIDSON; SUMMERFELT, 2005).

Para a remoção por filtração, pode-se usar filtros de membrana, micropeneiras (estáticas ou móveis e tambores rotativos) e filtros de areia (CHEN; STECHEY; MALONE, 1994).

A remoção por flotação ocorre quando as partículas aderem a bolhas de ar provenientes de um difusor, sendo separadas da água e retiradas pela espuma gerada (LAWSON, 1995).

Comparativamente todos têm vantagens e desvantagens quando considera-se perda de carga, taxas de filtração, tempo de filtração e retrolavagem ou limpeza (VEERAPEN; LOWRY; COUTURIER, 2005).

1.3.1.4 Remoção de gás carbônico

Em sistemas de recirculação de água, o gás carbônico (CO₂) é o produzido em sua maioria nos recintos de criação, pela atividade respiratória dos peixes, com quantidades adicionais sendo produzidas no biofiltro (GRACE; PIEDRAHITA, 1994).

Historicamente, o CO₂ em aquicultura não tem limitado o desempenho de organismos cultivados (GRACE; PIEDRAHITA, 1994). No entanto, em sistemas de recirculação de água operando com altas densidades de estocagem, baixas taxas de troca de água, pH baixo e baixo OD, pode haver acúmulo de CO₂, podendo alcançar níveis tóxicos aos peixes e à comunidade dos biofiltros (SUMMERFELT; SHARRER, 2004).

Poucas informações estão disponíveis sobre os impactos de CO₂ em peixes de água quente, mas geralmente assume-se que são mais tolerantes a exposições a CO₂ (COLT, 2006). De acordo com Summerfelt (1998), na ausência de aeração, o CO₂ torna-se limitante após 14 mg/L a 22 mg/L, embora vários autores afirmem que peixes de água quente suportam níveis acima de 40 mg/L a 50 mg/L (COLT, 2006; HEINEN et al., 1996; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006; Van GORDER, 1994; VINCI et al., 1996).

Uma diferença importante entre o CO_2 e outros gases dissolvidos, como O_2 e N_2 , é que o CO_2 faz parte de um sistema de equilíbrio químico e sua concentração na solução é afetada pelo pH. Desta forma, redução de CO_2 pode ser obtida por manejo do pH, através do deslocamento do equilíbrio do sistema carbonato. Na prática, a adição de uma base forte no sistema resultará em aumento da alcalinidade que, conseqüentemente, causará aumento do pH, induzindo o reequilíbrio de carbonato após uma queda na concentração de CO_2 (GRACE; PIEDRAHITA, 1994).

O CO_2 também pode ser facilmente removido através de troca gasosa entre o ar e a água, por exemplo através de cascadeamento, aeração e tubo em U (GRACE; PIEDRAHITA, 1994).

1.3.2 Densidades de estocagem

Um dos principais parâmetros a serem definidos num sistema de produção é a máxima densidade de estocagem para a espécie (WEBSTER et al., 1996). A possibilidade de se utilizarem altas densidades de estocagem no cultivo de uma espécie determina maiores produções e, conseqüentemente, retorno sobre os investimentos em estruturas e equipamentos (NERRIE et al., 1990; TAI et al., 1994). A densidade utilizada, portanto, pode determinar a diferença entre o sucesso e o fracasso econômico da atividade, uma vez que se for excessiva pode levar à piora na qualidade de água e desempenho, enquanto que em baixa densidade o sistema pode ser economicamente inviável (LOSORDO; RAY; DeLONG, 2004). Logo, a determinação da densidade de estocagem adequada é benéfica comercialmente, pois a utilização do tanque, da água e dos recursos econômicos é maximizada (FAIRCHILD; HOWELL, 2001).

Em aquicultura, a densidade de estocagem que um corpo d'água pode suportar é determinada pela quantidade de oxigênio dissolvido e pela taxa de remoção de catabólitos (POSTON; WILLIAMS, 1988), que por sua vez são diretamente proporcionais ao volume de água que passa pelo sistema (PIPER et al., 1982). Desta forma, hipoteticamente, um aumento de fluxo poderia ser usado para aumentar a capacidade de estocagem até que nenhum peixe a mais coubesse fisicamente no sistema (WOIWODE; ADELMAN, 1989). Entretanto, o aumento da densidade de estocagem pode resultar em estresse, o que leva ao aumento da exigência de energia, reduzindo o crescimento e a utilização de alimento (HENGSAWAT; WARD; JARURATJAMORN, 1997). Desta forma, densidades de estocagem que ultrapassem os valores máximos aos quais uma espécie pode ser submetida causam redução do ganho de

peso, canibalismo, depleção dos níveis de oxigênio (HUNTINGFORD; LEANIZ, 1997) e intensificação dos problemas com doenças (NERRIE et al., 1990) com a queda em toda a qualidade da água, em decorrência do aumento da quantidade de ração utilizada no sistema (DIANA; FAST, 1988). Densidades excessivas de estocagem também podem causar variações no crescimento dos peixes, afetando a homogeneidade dos lotes, principalmente quando o adensamento é grande, o que dificulta o acesso ao alimento e gera competição nas zonas de alimentação (HUNTINGFORD; LEANIZ, 1997). Contudo, Maclean e Metcalfe (2001) observaram o contrário na criação do salmão-do-Atlântico, com baixas densidades de estocagem influenciando o aparecimento de classes hierárquicas, dominantes e subordinadas, sendo que os dominantes monopolizam as zonas de alimentação e o alimento, diferenciando o crescimento entre essas duas classes.

Sistemas de recirculação de água são capazes de suportar densidades de estocagem acima de 100 kg/m³ (PFEIFFER; OSBORN; DAVIS, 2008), mas estruturas bem dimensionadas chegam a suportar produções próximas de 200 kg/m³ (LOSORDO; RAY; DeLONG, 2004), sendo que em cultivos comerciais de enguia na Europa têm-se produzido em torno de 300 kg/m³ de água (RIBEIRO et al., 2000). Experimentalmente, chegou-se a estocagens acima de 500 kg/m³ de água em sistemas experimentais (LAWSON, 1995). Mesmo na criação do halibut (*Hippoglossus hippoglossus*), uma espécie de linguado, e que portanto vive deitado de lado no fundo quando não está se alimentando, chegou-se à conclusão, em trabalho realizado na Noruega, que a densidade ótima para esse peixe estaria entre 1 e 2 "camadas empilhadas" sem alteração significativa no crescimento (BJÖRNSSON, 1994). O mesmo se deu com o bagre europeu *Silurus glanis*, também uma espécie de fundo, que foi cultivado até atingir 1.0 kg em densidade de estocagem de 130 kg/m³, ocupando portanto o volume e não somente a área do tanque de cultivo (HEYMANN, 1990).

1.4 Os Surubins

Os chamados bagres ou peixes de couro estão inseridos na Ordem Siluriformes (KUBITZA; CAMPOS; BRUM, 1998), a qual compreende mais de 2400 espécies espalhadas por todos os continentes (NELSON, 1994). Esta ordem constitui um grupo excepcionalmente diverso em formas e tamanhos, variando desde 5 cm de comprimento total até o tamanho gigante do *Silurus glanis* europeu, que pode atingir 5 m e 330 kg (LUNDBERG; FRIEL, 2003). Entretanto, o corpo nú, desprovido de escamas, ou recoberto por placas ósseas e a

presença de barbilhões são características marcantes da ordem (BRITSKI; SATO; ROSA, 1986).

Na América do Sul, destaca-se a Família Pimelodidae, exclusiva de água doce e estuários (BUITAGRO-SUÁREZ; BURR, 2007), que compreende peixes de grandes tamanhos, a exemplo da piraíba (*Brachyplatystoma filamentosum*), do jaú (*Zungaro jahu*) e dos surubins (*Pseudoplatystoma*) (LUNDBERG; LITTMANN, 2003)

As espécies do gênero *Pseudoplatystoma*, regionalmente conhecidos como “surubins”, são alguns dos maiores peixes da família Pimelodidae, podendo ser encontrados nas principais bacias hidrográficas sul-americanas (ROMAGOSA et al., 2003).

Até recentemente, considerava-se que esse gênero era constituído apenas pelas espécies *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim ou pintado), das bacias do Prata e do São Francisco, *P. fasciatum* (cachara), das bacias do Prata e Amazônica e *P. tigrinum* (caparari), exclusivo da bacia Amazônica (PETRERE Jr., 1995, WELCOME, 1985). Contudo, uma revisão do gênero realizada por Buitrago–Suárez e Burr (2007) propõe pelo menos oito espécies (Quadro 1.2). Segundo esse estudo, o *P. fasciatum* foi a espécie que possibilitou o maior número de descobertas, sendo fragmentada em cinco espécies distintas: *P. fasciatum* (restrito à região das Guianas), *P. punctifer* (originário do *P. fasciatum* do rio Amazonas); *P. orinocoense* (originário do *P. fasciatum* do bacia do rio Orinoco); *P. magdaleniatum* (originário do *P. fasciatum* do rio Magdalena na Colômbia); *P. reticulatum* (originário do *P. fasciatum* dos rios Paraná e Amazonas). O *P. tigrinum*, originalmente da bacia Amazônica, foi dividido em duas espécies: o *P. tigrinum* restrito à bacia do rio Amazonas e o *P. metaense* originário do rio Orinoco. Foi constatado também que o *P. corruscans* da Bacia do São Francisco é uma espécie irmã daquela encontrada na bacia do Prata.

O *P. corruscans* é a espécie de maior porte do gênero, podendo alcançar até 120 kg (SATO; FENERICH-VERANI; GODINHO, 2003), sendo que as fêmeas crescem muito mais do que os machos (SATO; GODINHO, 2003). Em um trabalho de acompanhamento da pesca em um trecho do Alto/Médio rio São Francisco, Godinho et al. (1997) observaram que 83% dos machos encontravam-se em classes medindo até 97 cm de comprimento total e que a partir dos 130 cm a captura foi exclusivamente de fêmeas. Estes autores registraram como tamanhos máximos uma fêmea medindo 182,0 cm e pesando 68,3 kg e um macho medindo 125,6 cm e pesando 19,8 kg. Devido a essas dimensões, o surubim é uma das principais espécies na pesca, tanto profissional quanto esportiva (GODINHO et al., 1997).

A espécie caracteriza-se por possuir corpo alongado e roliço, com o flanco e o dorso cobertos por máculas arredondadas (BRITSKI; SATO; ROSA, 1984). É um peixe de hábito alimentar estritamente piscívoro (MARQUES, 1993).

Quadro 1.2 – Espécies do gênero *Pseudoplatystoma*

Classificação anterior		Classificação proposta por Buitrago-Suarez e Burr (2007)	
Espécie	Ocorrência	Espécie	Ocorrência
➤ <i>P. corruscans</i>	✓ Bacias do Prata e do São Francisco	• <i>P. corruscans</i>	✓ Bacias do Prata e do São Francisco
➤ <i>P. fasciatum</i>	✓ Bacias do Prata ✓ Bacia Amazônica	• <i>P. reticulatum</i> • <i>P. fasciatum</i> • <i>P. punctifer</i> • <i>P. orinocoense</i> • <i>P. magdaleniatum</i>	✓ Bacias do Prata e Amazônica ✓ Restrito às Guianas ✓ Bacia Amazônica ✓ Rio Orinoco ✓ Rio Magdalena
➤ <i>P. tigrinum</i>	✓ Bacia Amazônica	• <i>P. tigrinum</i> • <i>P. metaense</i>	✓ Bacia Amazônica ✓ Rio Orinoco

Fonte: Buitrago-Suarez e Burr (2007)

Na bacia do São Francisco, *P. corruscans* entra em período reprodutivo na época das chuvas, entre os meses de outubro e janeiro (BRITO; BAZZOLI, 2003; GODINHO et al., 1997), quando fêmeas em maturidade sexual chegam a liberar até 1,5 milhões de ovos não adesivos (SATO; FENERICH-VERANI; GODINHO, 2003). É uma espécie migratória, com desova do tipo total ou única (BAZZOLI, 2003; SATO; GODINHO, 2003).

1.4.1 Cultivo de surubins

No Brasil, os surubins (*Pseudoplatystoma* spp.) são os peixes de água doce de maior valor comercial e preferência na maioria dos estados (CREPALDI, 2006b; MIRANDA; RIBEIRO, 1997). Entre as mais variadas formas de comercialização, podem ser encontrados sem cabeça e eviscerado, filé e postas, sendo considerados produtos nobres e de mercado já estabelecido em nível nacional (KUBITZA; CAMPOS; BRUM, 1998).

Em 1987, trabalhos pioneiros realizados pela Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e Parnaíba (CODEVASF), no Centro Integrado de Recursos

Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias, Estado de Minas Gerais, demonstraram o potencial do surubim (*P. corruscans*) para a produção comercial, com a obtenção pela primeira vez de reprodução induzida da espécie (SATO; CARDOSO; SALLUM, 1988).

Por apresentarem características comerciais e zootécnicas desejáveis, como rápido crescimento e eficiente conversão alimentar (INOWE et al., 2009), além de carne saborosa, clara e de textura firme, com baixo teor de gordura e ausência de espinhas intramusculares (CREPALDI, 2006b), a produção de surubins vem crescendo no Brasil. Entretanto, apesar da reconhecida aceitação no mercado nacional, poucos ainda são os estudos realizados para o desenvolvimento de uma tecnologia de produção (INOWE et al., 2009; TURRA et al., 2009). Em contrapartida, os conhecimentos gerados pelas pesquisas já realizadas e pelos empreendimentos da iniciativa privada tornam a criação de surubins uma realidade, indicando o alto potencial comercial destes peixes (CAMPOS, 2004; COELHO; CYRINO, 2006; SOUSA et al., 2006).

Rendimentos de processamento são características de grande interesse para a produção comercial de peixes. No caso dos surubins, seus rendimentos comprovam o excelente potencial para a produção comercial. Em *Pseudoplatystoma* spp., Burkert et al. (2008) encontraram rendimentos de carcaça e de filé de 73,3% e 47,8% respectivamente, em peixes cultivados em tanques-rede, com peso médio de 1.300 g. Crepaldi et al. (2008), por sua vez, obtiveram em híbridos rendimentos de carcaça de 66,9% e 70,9% em duas classes de peso estudadas, 1,5 kg e 2,7 kg, respectivamente, e rendimento de filé até 49,16%. Avaliando peixes mais pesados, em média 12 kg, Faria et al. (2006) encontraram rendimentos de carcaça de 71,63%. Em *P. corruscans*, os valores para rendimentos de carcaça e de filé encontrados por Ribeiro e Miranda (1997) foram 71,33% e 48,26%, respectivamente. Para *P. fasciatum*, Mavignier Neto et al. (2010) encontraram rendimentos de filé de 32,4% a 37,2%, dependendo da densidade de estocagem.

Embora em situações de cultivo os surubins possam sobreviver a temperatura da água tão baixa quanto 8°C, aos 20°C reduzem e aos 15°C cessam completamente a alimentação. Também podem tolerar temperaturas elevadas da água, como 36°C, mas a alimentação é muito afetada (CAMPOS, 2004). Segundo este autor, a melhor resposta em alimentação estaria por volta de 28°C. Em avaliação de desempenho de surubins (*Pseudoplatystoma* spp.) em diferentes temperaturas, Lima et al. (2006b) observaram que a 27°C os peixes cresceram mais do que nas temperaturas de 24°C e 30°C. Na reprodução induzida, o Centro Integrado de Recursos Pesqueiros e Aquicultura de Três Marias (CODEVASF) usa água na faixa de 23°C a 26°C, sendo que abaixo de 23°C os peixes não

respondem à hipofização, mesmo com doses excessivas de extrato de hipófise (SATO; FENERICH-VERANI; GODINHO, 2003).

Quanto à alimentação, são fornecidas normalmente rações extrusadas flutuantes, com 40-42% de proteína bruta e 8-12% de lipídeos (CAMPOS, 2004), após condicionamento durante o período de alevinagem, devido ao hábito alimentar carnívoro desses peixes (ANDRADE, 2007).

Surubins vem sendo cultivados em diversos estados brasileiros em vários sistemas de cultivo. Tal como acontece com outras espécies de água doce no Brasil, o cultivo em viveiros escavados é de longe o sistema mais comumente utilizado, mas também há produção em tanques-rede (CAMPOS, 2004). Em sistemas de viveiros escavados, o pintado é citado como uma das espécies nativas que apresentam excelente desempenho (COELHO, 1997; PILECCO et al., 2007). Algumas comparações experimentais já foram feitas para criação de *P. corruscans* em viveiros e tanques-rede, sendo que os desempenhos verificados para peso médio final, ganho médio de peso diário e conversão alimentar foram superiores em viveiros escavados (SCORVO-FILHO et al., 2008; SOUZA, 2005). Também comparando *P. corruscans* em viveiros escavados e em tanques-rede, Lirança; Romagosa; Scorvo-Filho (2011) obtiveram melhores resultados em viveiros escavados. Os custos por quilo de peixe produzido, ao contrário, foram de US\$ 2,85 e US\$ 2,33 em viveiros escavados e tanques-rede, respectivamente. Desta forma, os autores concluíram que ambos os sistemas tiveram desempenhos semelhantes.

Com o objetivo de avaliar custos, Coelho e Cyrino (2006) estocaram *P. corruscans* x *P. fasciatum* de 550 g em tanques-rede nas densidades de 50, 75, 100 e 125 peixes/m³ e verificaram que os custos fixos foram inversamente proporcionais às densidades, embora os custos variáveis tenham aumentado com a densidade. O custo final do peixe foi maior na densidade de 50 peixes/m³ (R\$ 7,36/kg), e semelhantes entre as demais densidades (R\$ 6,93/kg, R\$ 6,94/kg e R\$ 6,98/kg respectivamente).

Diferentes densidades em tanques-rede foram avaliadas por Turra (2000), estocando alevinos de *P. corruscans* com peso médio inicial de 50 g em densidades de 35, 70, e 105 peixes/m³. O peso médio alcançado pelos animais, ao final de 105 dias de estocagem, foi de 197,4 g, 171,15 g e 161,45 g, respectivamente. À exceção do peso final e da taxa de ganho de peso, onde a menor densidade foi melhor do que as outras duas, o surubim apresentou bom desempenho em todas as densidades, com conversão alimentar eficiente e alta sobrevivência. Por outro lado, Fantini e Campos (2010) observaram que na fase inicial de criação de híbridos

Pseudoplatystoma spp., com peso médio inicial de $23,8 \pm 4,84$ g, a densidade de 300 peixes/m³ foi melhor do que as de 200 e 100 peixes/m³, estocados durante 60 dias.

Em sistema de recirculação de água, o híbrido cachadia (*P. fasciatum* x *Leiarinus marmoratus*) apresentou menor desempenho em relação ao peso médio final, ganho de peso médio, ganho de peso médio diário e conversão alimentar com o aumento da densidade de estocagem (FARIA et al., 2011).

Exemplares de *Pseudoplatystoma* spp. foram mantidos durante 2 meses para estudos de reprodução induzida, também em um sistema de recirculação de água, na Universidade de Ohio, em densidades iniciais de 26 e 38 kg/m³, e apresentaram ganhos de peso de 27% e 14% e taxa de crescimento específico de 0,2% e 0,15% ao dia (DABROWSKI et al., 2008).

1.4.2 Híbridagens de surubins

A hibridação tem sido estudada em peixes desde o final do século XIX e, ao contrário dos demais vertebrados, a ocorrência de híbridos naturais e artificiais é um fenômeno bastante comum (CALCAGNOTTO et al., 1999).

A corrida desenfreada pela produção de peixes voltada a interesses comerciais, aliada à facilidade da técnica de hibridação e à curiosidade, tem levado muitas pisciculturas a vislumbrarem a oportunidade de misturar espécies diferentes (PONZETTO et al., 2009). Mesmo assim, Bartley; Rana; Immink (2001) acreditam que a produção de híbridos pela aquicultura mundial seja subestimada.

O objetivo, ao realizar a hibridação, é explorar o vigor do híbrido ou heterose (LOPEZ-FANJUL; TORO, 1990). Desta forma, tem-se usado hibridação em aquicultura com inúmeras espécies de peixes, seja para a produção de animais que possuam melhor desempenho que as espécies parentais, como o aumento da taxa de crescimento, melhor qualidade da carne, resistência a doenças e capacidade de tolerar variações ambientais (BARTLEY; RANA; IMMINK, 2001), seja para a produção de linhagens estéreis, monossexuais, poliplóides, andro e ginogenéticas (TOLEDO-FILHO et al., 1998). Segundo Lopez-Fanjul e Toro (1990), os resultados da hibridação serão mais evidentes quanto mais diferentes forem os grupos genéticos utilizados.

No caso do Brasil, várias hibridações entre espécies de pimelodídeos tem sido realizadas (Quadro 1.3), sendo muitas já comercializadas pela aquicultura (PONZETTO et al., 2009). Dentre os híbridos mais comuns estão os pintachara e cachapinta, resultantes de cruzamentos entre o surubim pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e o cachara (*P.*

reticulatum), que vem sendo cultivados em pisciculturas no lugar das espécies puras, a partir da premissa de que os híbridos teriam um maior desenvolvimento e docilidade, além de se alimentarem melhor quando comparados aos peixes de linhagem pura (CREPALDI et al., 2006b).

Quadro 1.3 - Principais hibridações envolvendo o gênero *Pseudoplatystoma* praticadas em aquicultura no Brasil

Nome popular do híbrido	Fêmea	Macho
Cachapinta	Cachara (<i>P. reticulatum</i>)	Pintado ou surubim (<i>P. corruscans</i>)
Pintachara	Pintado ou surubim (<i>P. corruscans</i>)	Cachara (<i>P. reticulatum</i>)
Cachadia	Cachara (<i>P. reticulatum</i>)	Jandiá (<i>Leiarius marmoratus</i>)
Pintadiá	Pintado ou surubim (<i>P. corruscans</i>)	Jandiá (<i>L. marmoratus</i>)
Janditado	Jandiá (<i>L. marmoratus</i>)	Pintado ou surubim (<i>P. corruscans</i>)
Cachapira	Cachara (<i>P. reticulatum</i>)	Pirarara (<i>Phractocephalus hemeliopterus</i>)
Pintapira	Pintado ou surubim (<i>P. corruscans</i>)	Pirarara (<i>P. hemeliopterus</i>)
Pintajuru	Pintado ou surubim (<i>P. corruscans</i>)	Jurupoca (<i>Hemiosorubim platyrhynchus</i>)

Fonte: Carvalho et al. (2008); Porto-Foresti et al. (2011).

Atualmente, piscicultores já estão praticando o cruzamento entre híbridos F1 e uma terceira espécie, a exemplo do cruzamento entre Cachapinta (fêmea de *Pseudoplatystoma reticulatum* com macho de *P. corruscans*) e o jandiá (*Leiarius marmoratus*), cujos juvenis são viáveis (PONZETTO et al., 2009).

Trabalhos experimentais têm apontado melhor desempenho dos híbridos em relação aos parentais puros em condições de produção (CARVALHO et al., 2008). Entretanto, os expressivos resultados obtidos com o uso de hibridações interespecíficas devem ser cuidadosamente interpretados, em face dos riscos biológicos para o ambiente (PORTO-FORESTI et al., 2011). Há, portanto, necessidade de mais estudos sobre a biologia reprodutiva dos peixes híbridos, bem como do impacto ambiental que podem vir a causar antes da exploração em larga escala destes animais (FAUSTINO et al., 2007).

2. OBJETIVOS

2.2 Objetivo geral

Testar a criação de surubins do gênero *Pseudoplatystoma* em sistema de recirculação de água.

2.3 Objetivos específicos:

- Avaliar o desempenho de um sistema simples e de baixo custo com recirculação de água;
- Avaliar a eficácia dos filtros mecânicos e da aeração sobre a qualidade da água;
- Avaliar o efeito do biofiltro, principalmente sobre a série nitrogenada;
- Avaliar a influência dos animais na qualidade da água.
- Avaliar a influência da densidade de estocagem sobre o desempenho de *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim pintado) e de *P. reticulatum* x *P. corruscans* (cachapinta);
- Avaliar a influência da taxa de troca de água no recinto de criação sobre o desempenho de *P. reticulatum* x *P. corruscans* (cachapinta).

3. MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho foi montado no Laboratório de Aquicultura da Universidade Federal de Minas Gerais um sistema piloto com base em recirculação total da água (SRA), utilizando estruturas simples e rudimentares.

3.1 Instalações e operacionalização do sistema

O sistema de recirculação de água foi dimensionado para um volume total de água de aproximadamente 18 m³ e consistiu da unidade de criação e das estruturas de tratamento da água para reuso (Figura 3.1).

Como reservatório de água, foram instaladas 6 caixas de amianto, em nível 3 metros acima da unidade de cultivo, com volume útil total de 5,4 m³, dispostas em linha e interligadas por vaso comunicação. As caixas foram pintadas internamente com tinta epóxi. O nível de água das caixas variava em aproximadamente 15 cm, regulado por uma boia automática. Para manter uma temperatura de 26°C±1°C nos tanques de cultivo de peixes, foram instaladas 3 resistências elétricas, acionadas por um termostato, sendo 1 na 5^a e 2 na 6^a caixas, totalizando 27 KW.

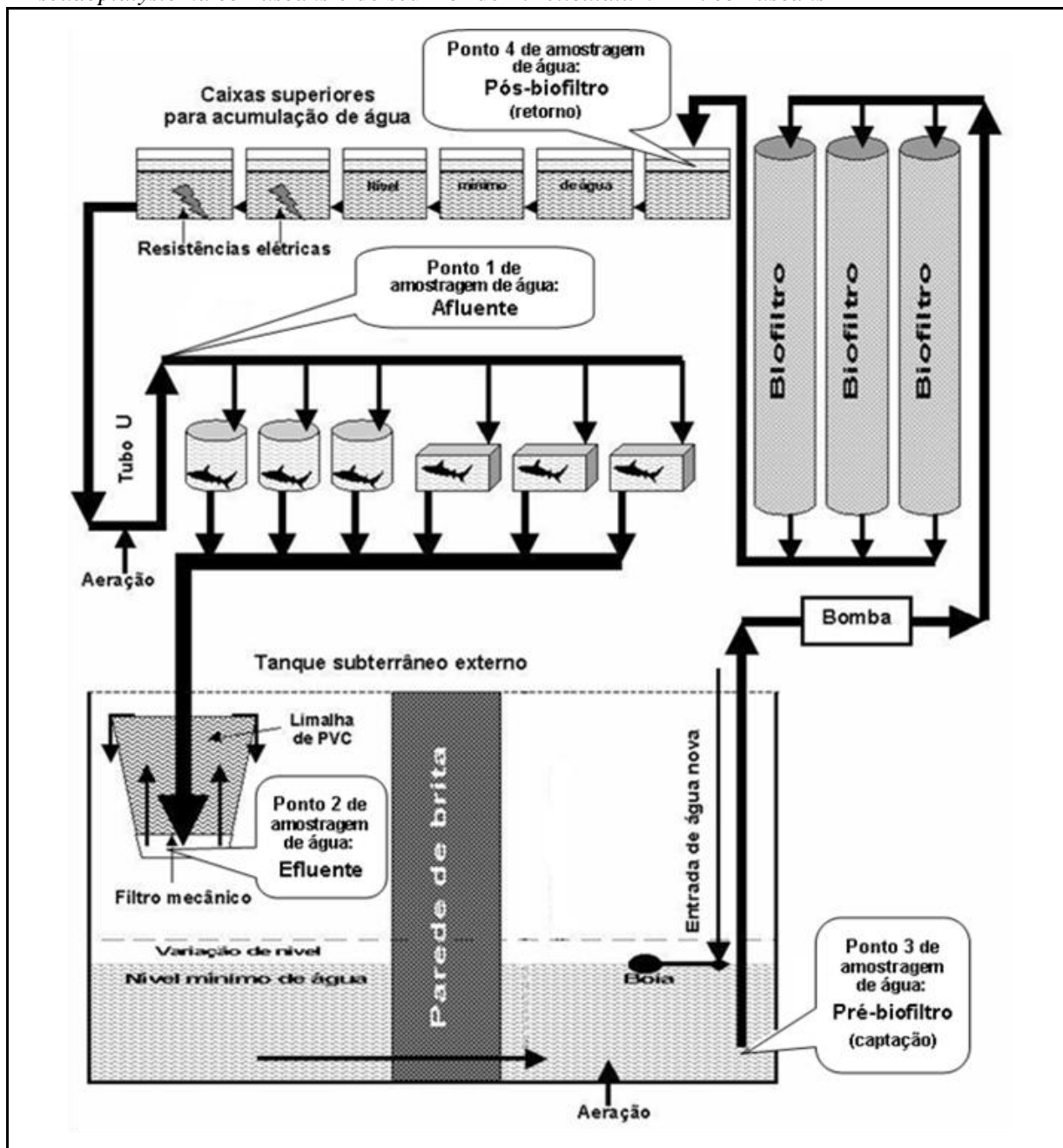
Para abastecer a unidade de cultivo, a água saía da 6^a caixa através de um tubo em forma de U, sendo que na parte inferior deste tubo foi instalado um difusor de ar, com o objetivo de alcançar teores de oxigênio dissolvido (OD) na água acima de 6 mg/L.

A unidade de cultivo constou de tanques plásticos com 0,150 m³ (Figura 3.3) e 0,350 m³ (Figura 3.4), com volume total de 9 m³ de água.

Após passar pela unidade de cultivo, a água era conduzida por um dreno central para um tanque subterrâneo coberto, com capacidade total de 6 m³, embora o volume fosse mantido em 2 m³. Dentro deste tanque foram improvisados dois “filtros mecânicos” com o intuito de remoção de sólidos suspensos, através dos quais a água passava. O primeiro constituiu-se um balde plástico de 80 L, instalado na parte emersa do tanque, cerca de um metro acima do nível da água. Como “elemento filtrante”, foi utilizada limalha (palha) proveniente da usinagem de PVC, colocada densamente dentro do balde e trocada semanalmente (Figura 3.2 A e B). A água proveniente do cultivo era liberada pelo dreno central no fundo do filtro, atravessava a limalha de PVC no sentido ascendente e transbordava no tanque. O segundo “filtro” constituiu-se de uma parede transversal de brita calcária nº 0,

com 0,5 m de espessura, que dividia o tanque ao meio (Figura 3.2 B). Após atravessar a parede de brita, a água sofria novamente aeração através de difusores de ar, com o objetivo de aumentar o teor de OD para os biofiltros, e era captada por 2 bombas e conduzida para os filtros biológicos (biofiltros).

Figura 3.1 – Desenho esquemático do sistema de recirculação de água empregado para a criação de *Pseudoplatystoma corruscans* e do seu híbrido *P. reticulatum* X *P. corruscans*



Fonte: Crepaldi et al. (2006c)

Os biofiltros consistiram de 3 tubos de PVC de 300 mm, dispostos verticalmente em paralelo, de tal forma que em cada tubo passava 1/3 do fluxo total (Figura 3.2 C). Cada tubo

possuía 3 m de comprimento e volume de 0,2 m³, e foi provido de registros superior e inferior, podendo ser isolado dos demais para limpeza ou conserto. Os tubos foram vedados, de forma que a água passava sob pressão, em sentido descendente, através do substrato. Metade do volume (0,1 m³) de cada tubo foi preenchida pelo substrato, para a fixação das bactérias nitrificadoras. O substrato usado foram microcontas (pérolas) de poliestireno (Isopor®) com diâmetro médio de 3 mm, fornecendo uma superfície específica de 1.260 m²/m³ (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006).

Após passar pelos biofiltros, a água retornava às caixas superiores de acumulação, através da 1ª caixa, fechando o sistema.

Figura 3.2 – Algumas das estruturas empregadas no sistema de recirculação de água



Fonte: fotos do autor

(A) “filtro mecânico” vazio; (B) “filtro mecânico” preenchido com a limalha de PVC, em operação no interior do tanque subterrâneo; (C) biofiltros (ao fundo vê-se as bombas e o compressor de ar)

A água do sistema foi mantida recirculando através de 2 bombas centrífugas, uma funcionando ininterruptamente e a outra de forma intermitente, controlada por boia automática, de acordo com o nível das caixas superiores de acumulação de água. O fluxo de água através da unidade foi de aproximadamente 250 L/s, de tal forma que o volume total de água do sistema recirculava cerca de 20 vezes por dia.

Para o fornecimento de ar aos difusores do tubo U e do tanque externo, o sistema contou com um compressor radial funcionando ininterruptamente.

Próximo à captação de água para os biofiltros, foi instalado um abastecimento de água nova (água de torneira) no sistema, regulado através de uma boia, que se abria caso o nível do tanque externo ficasse abaixo do mínimo normal. Esta reposição ocorria apenas para suprir as perdas provocadas pelo sifonamento dos tanques de cultivo e das caixas de acumulação, por lavagens dos biofiltros, por pesagem e biometria dos peixes, por evaporação e por eventuais vazamentos.

Três vezes por semana, em dias intercalados, procedeu-se o sifonamento dos tanques de cultivo e lavagem dos biofiltros para retirada de sólidos suspensos. Com aproximadamente 4 semanas de experimentação foi realizada uma vistoria nas caixas superiores de acumulação de água e constatou-se nas 4 caixas intermediárias uma zona de lodo no fundo, provavelmente constituída de sólidos decantáveis, a qual foi cuidadosamente sifonada para limpeza. A partir daí, foi realizado sifonamento a cada 4 semanas nestas caixas.

Com o intuito de alcalinizar o sistema e conseqüentemente elevar o pH e reduzir os teores de CO₂, adicionou-se no sistema, nas semanas compreendidas entre os dias 29º a 36º, 50º a 57º e 64º a 71º, respectivamente 150, 180 e 150 g de carbonato de sódio (Na₂CO₃), comercialmente conhecido como barrilha (BISOONI Jr.; TIMMONS, 1994; GRACE e PIEDRAHITA, 1994).

Como a introdução de animais no sistema é uma forma de amadurecimento gradual do biofiltro (LAWSON, 1995), os peixes usados neste experimento foram estocados e mantidos por 6 meses antes de se dar início ao trabalho.

Para o início do experimento, a unidade de cultivo foi carregada com uma biomassa inicial de 158,2 kg de peixes, composta por juvenis de surubim pintado puro (*Pseudoplatystoma corruscans*) e de híbrido cachapinta (*P. reticulatum* X *P. corruscans*).

3.2 Experimentos com surubins

Foram realizados no sistema de recirculação de água, durante 84 dias (12 semanas), dois experimentos simultâneos utilizando-se linhagem híbrida de *Pseudoplatystoma reticulatum* (cachara) X *P. corruscans* (surubim pintado) da bacia do Paraguai e linhagem pura de *P. corruscans* (surubim pintado) da bacia do rio São Francisco.

3.2.1 Experimento 1

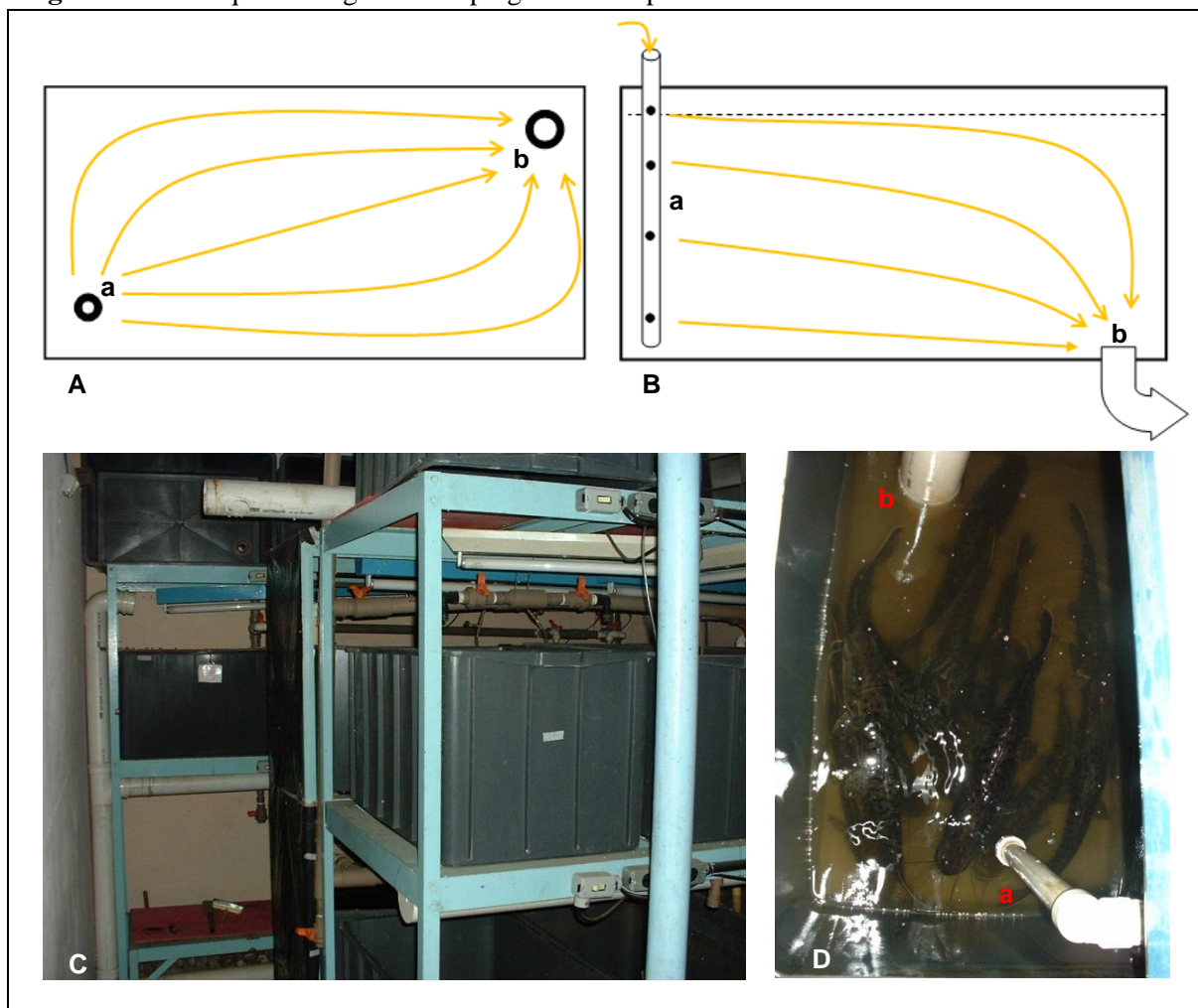
Neste experimento foram utilizados jovens de linhagem híbrida de *P. reticulatum* X *P. corruscans*, com peso total de $207,0 \pm 27,8$ g e comprimento total de $31,0 \pm 1,7$ cm, e de linhagem pura de *P. corruscans*, com peso total de $230,8 \pm 33,2$ g e comprimento total de $33,2 \pm 1,6$ cm.

Os peixes foram estocados em tanques retangulares, com volume útil de $0,150 \text{ m}^3$ e área útil de $0,4 \text{ m}^2$, abastecidos através de fluxo contínuo de água. Com o intuito de proporcionar renovação de água em todo o tanque, o abastecimento ocorria através de um cano vertical multi-perfurado imerso ao longo da coluna d'água, encostado em uma das paredes, enquanto o dreno era inferior, situado do lado oposto ao abastecimento (Figura 3.3).

Foram testadas três densidades de estocagem, com 40, 80 e 120 peixes/ m^3 (aproximadamente 8,5, 17 e 25,5 kg/ m^3), num delineamento em fatorial 3×2 (três densidades de estocagem e duas linhagens) com três repetições cada. Para a definição da 1ª densidade, considerou-se forrar o fundo do tanque com uma “camada” de peixes, com base na área aproximada de $0,01 \text{ m}^2$ ocupada por cada indivíduo. As demais densidades corresponderam, por sua vez, a duas e três “camadas” de peixes.

Para que todas as densidades tivessem proporcionalmente a mesma troca de água, adotou-se a relação fluxo de água:kg final esperado de peixe da ordem de $1 \text{ L/kg} \cdot \text{min}^{-1}$. Com esta relação, os fluxos foram ajustados para proporcionarem 1, 2 e 3 trocas/h para as densidades de 40, 80 e 120 peixes/ m^3 , respectivamente.

Figura 3.3 – Tanques retangulares empregados no experimento 1



Fonte: desenhos e fotos do autor

Desenhos (A) e (B) representam, respectivamente, os cortes horizontal e vertical do tanque; (a) e (b) representam os pontos de abastecimento e drenagem do tanque, respectivamente; setas representam o fluxo esperado da água através do tanque; (C) conjunto de tanques retangulares; (D) interior de tanque circular povoado com peixes na densidade de 80/m³

3.2.2 Experimento 2

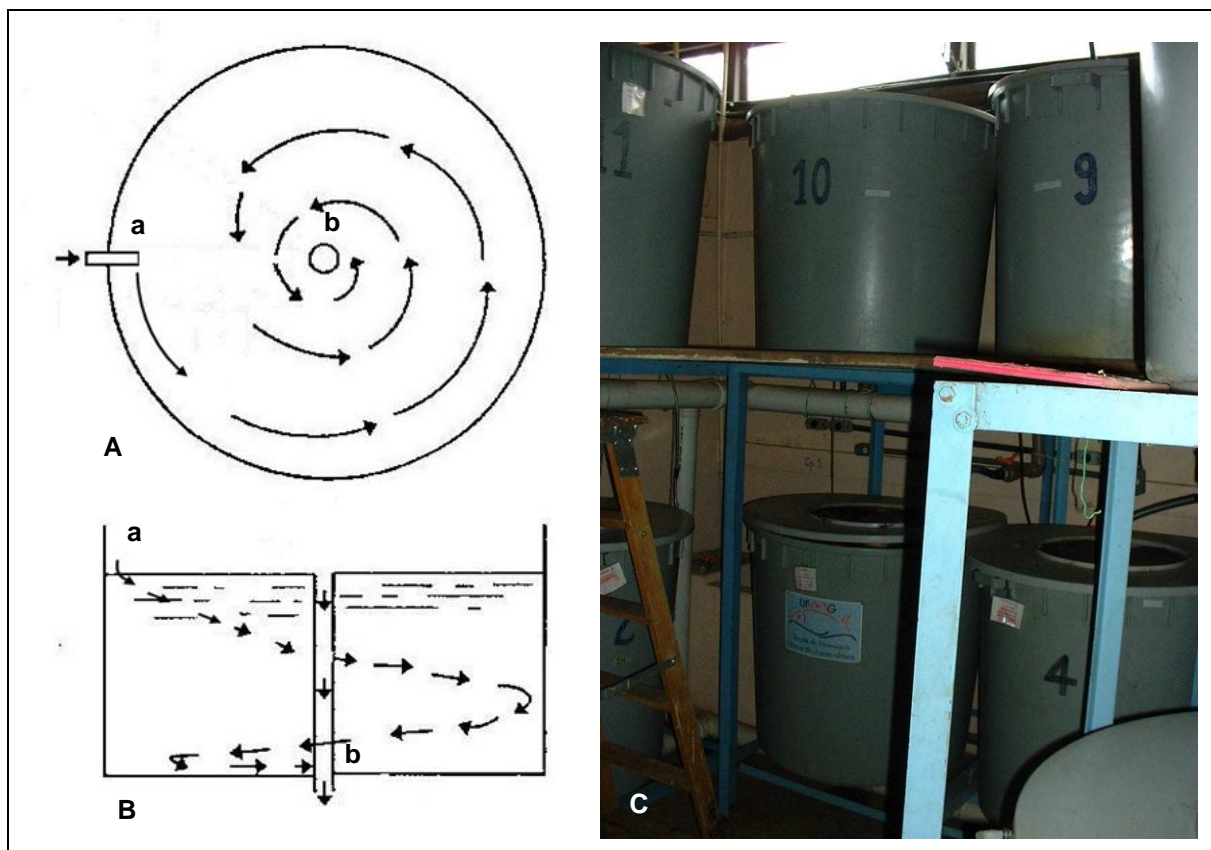
Foi utilizada neste experimento somente a linhagem híbrida, com indivíduos pesando 440,4±46,9 g e medindo 38,2 ±1,4 cm de comprimento total.

Para o cultivo dos peixes, foram utilizados tanques circulares, com volume e área úteis de 0,350 m³ 0,4 m², respectivamente, e fluxo contínuo de água, sendo o abastecimento superior periférico e o dreno inferior central, de tal forma a proporcionar um movimento rotatório da água, com o intuito de uniformizar a qualidade do meio de cultivo (Figura 3.4).

Os tratamentos constaram de 3 densidades de estocagem, com 20, 40 e 60 peixes/m³ (aproximadamente 9, 18 e 27 Kg/m³), e duas taxas de renovação de água (R) que foram

proporcionais às densidades testadas, num delineamento em fatorial 3×2 (três densidades de estocagem e duas taxas de renovação de água) com três repetições cada (Quadro 3.1 e Figura 3.5). Considerando que os exemplares utilizados neste experimento apresentavam peso um pouco acima do dobro daqueles do experimento 1, as densidades corresponderam à metade das testadas neste, mantendo a mesma relação peso:volume.

Figura 3.4 – Tanques circulares empregados no experimento 2



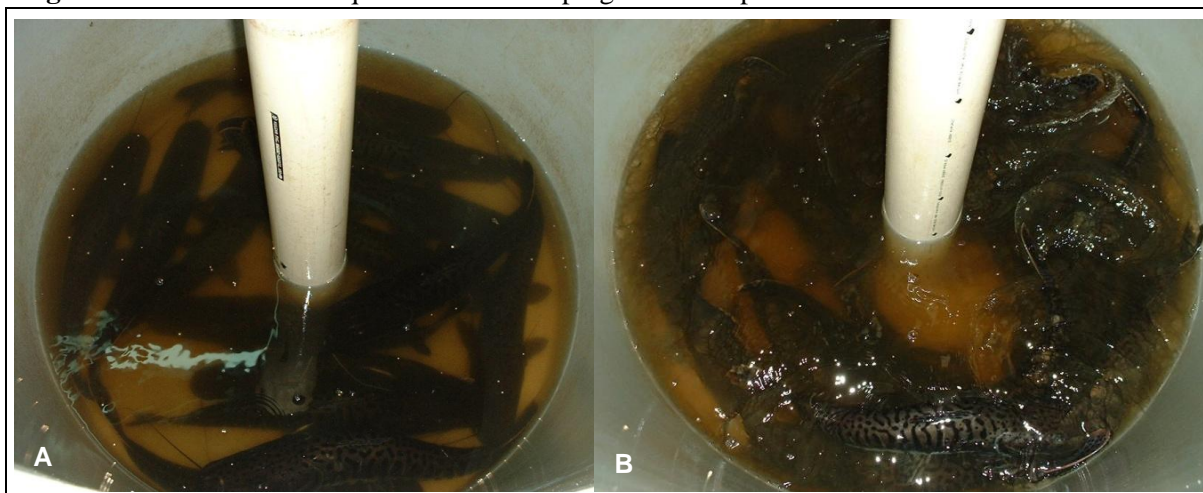
Fonte: desenhos e foto do autor

Desenhos (A) e (B) representam, respectivamente, os cortes horizontal e vertical do tanque; (a) e (b) representam os pontos de abastecimento e drenagem do tanque, respectivamente; setas representam o fluxo esperado da água através do tanque; (C) conjunto de tanques retangulares

Quadro 3.1 - Esquema dos tratamentos do experimento 2

DENSIDADE	TAXA DE RENOVAÇÃO DE ÁGUA
$D_{20} = 20$ peixes / m^3	$R_1 = 1$ L/kg de peso final esperado. min^{-1} (1 troca/hora)
	$R_2 = 0,5$ L/kg de peso final esperado. min^{-1} (0,5 troca/hora)
$D_{40} = 40$ peixes / m^3	$R_1 = 1$ L/kg de peso final esperado. min^{-1} (2 trocas/hora)
	$R_2 = 0,5$ L/kg de peso final esperado. min^{-1} (1 troca/hora)
$D_{60} = 60$ peixes / m^3	$R_1 = 1$ L/kg de peso final esperado. min^{-1} (3 trocas/hora)
	$R_2 = 0,5$ L/kg de peso final esperado. min^{-1} (1,5 trocas/hora)

Fonte: elaborado pelo autor

Figura 3.5 – Interior de tanques circulares empregados no experimento 2

Fonte: fotos do autor

Densidades de (A) 40 peixes/m³ e (B) 60 peixes/m³

3.2.3 Manejos e alimentação

Nos dois experimentos, os tanques de cultivo foram sifonados 3 vezes por semana, no sentido de evitar-se acúmulo de matéria orgânica.

A alimentação foi realizada com ração comercial extrusada na proporção diária de 2,5% da biomassa, dividida em 70% e 30%, fornecidas, respectivamente, às 18 h e às 6 h. A ração utilizada foi a Pirá 40 para peixes carnívoros, da GUABÍ (Tabela 3.1). A cada 28 dias (4 semanas), os peixes passaram por biometria e pesagem com o intuito de ajustar o arraçoamento (Figura 3.6).

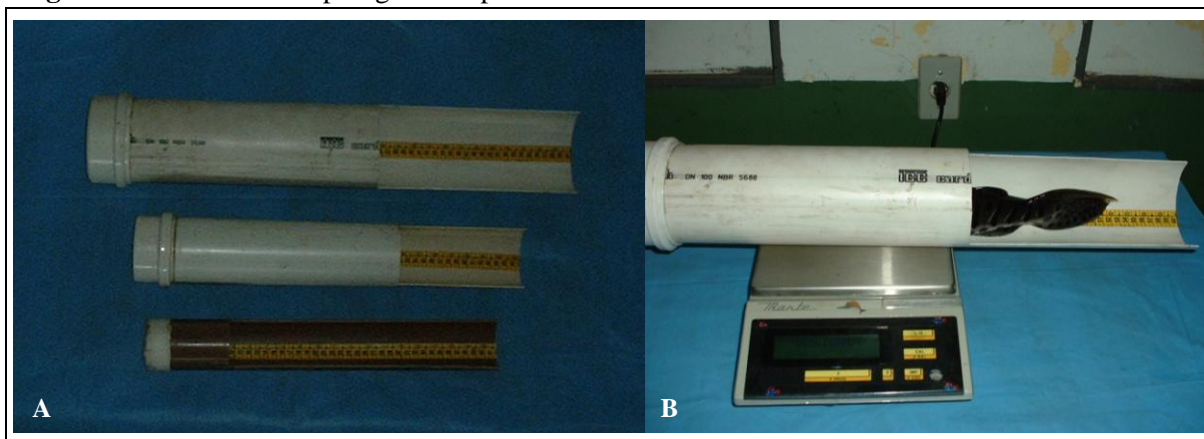
Tabela 3.1 – Composição da ração extrusada Pirá 40 para peixes carnívoros, da GUABÍ

Tamanhos disponíveis (mm)	Proteína Bruta (%) (Mínimo)	Extrato etéreo (%) (Mínimo)	Fibra (%) (Máximo)	Vitamina C (mg/kg)	Umidade (%)
2-4	40	8	6	500	10
6-8					
14					

Fonte: GUABÍ (Disponível em: <http://www.guabi.com.br/2011/produto.asp?ch=9&id=76#produto>. Acesso em: 10 jun 2012.)

Na saída de cada tanque de cultivo, foram medidos semanalmente os níveis de oxigênio dissolvido (OD), utilizando aparelho OD YSI mod. 55.

Figura 3.6 – Biometria e pesagem dos peixes



Fonte: fotos do autor

(A) Ictiômetros usados na biometria dos peixes; (B) Biometria e pesagem de um exemplar de *Pseudoplatystoma*

3.2.4 Desempenho

O desempenho dos animais nos dois experimentos foi avaliado pelos seguintes parâmetros: peso final, comprimento final, ganho de biomassa ($GB = \text{Biomassa final} - \text{biomassa inicial}$), densidade final, taxa de crescimento específico diária [$TCE (\%/dia) = 100 \cdot (\ln Pt_f - \ln Pt_i) / \Delta t$, considerando Δt a duração em dias entre amostragens] e conversão alimentar ($CA = \text{consumo de alimento} / \text{ganho de peso}$).

3.3 Avaliação do sistema

O sistema como um todo foi avaliado através de:

- Reposição diária de água, registrada por um hidrômetro;
- Densidade final (biomassa final alcançada/volume total do sistema);
- Relação volume total do sistema:arraçoamento diário
- Relação reposição diária de água:arraçoamento diário;
- Relação consumo total de água:quilograma de peixe produzido.

As estruturas instaladas foram avaliadas através do monitoramento da qualidade da água em 4 pontos do sistema e dentro dos tanques de cultivo (Figura 2.1), descritos no Quadro 3.2.

Durante o período experimental, os parâmetros para avaliação foram medidos semanalmente (Quadro 3.3), iniciando-se no dia seguinte ao povoamento dos tanques com os peixes.

Quadro 3.2 – Pontos de monitoramento da qualidade de água do sistema

PONTO	LOCALIZAÇÃO
1 – Afluente	Imediatamente antes da unidade de cultivo.
2 – Efluente	Entre a unidade de cultivo e o filtro mecânico.
3 – Pré biofiltro	Junto à captação de água para os biofiltros.
4 – Pós biofiltro	No retorno da água às caixas reservatório.
Tanques de peixes	No interior do cano de drenagem de cada tanque

Fonte: elaborado pelo autor

Quadro 3.3 – Parâmetros de qualidade de água avaliados e respectivos métodos

PARÂMETRO	MÉTODO	PONTOS
Temperatura (° C)	Termômetro de máxima e mínima	Pontos 1 e 4, tanques de peixes e ar
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L O ₂)	Medidor portátil de OD YSI mod. 55	Pontos 1, 2, 3 e 4 e tanques de peixes
pH	Medidor portátil HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	Reagentes e Método 8203 do kit HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4
CO ₂ (mg/L)	Reagentes e Método 8205 do kit HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4
Nitrogênio amoniacal total (mg/L NH ₃ -N)	Reagentes, espectrofotômetro DR/2010 e Método 10023 do kit HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4
Nitrito (mg/L NO ₂ ⁻ -N)	Reagentes, espectrofotômetro DR/2010 e Método 8507 do kit HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4
Nitrato (mg/L NO ₃ ⁻ -N)	Reagentes, espectrofotômetro DR/2010 e Método 10020 do kit HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Espectrofotômetro DR/2010 e Método 8006 do kit HACH	Pontos 1, 2, 3 e 4

Fonte: elaborado pelo autor

3.4 Estatística

Os dados de qualidade de água e de desempenho dos peixes foram analisados quanto à normalidade pelo Teste de Lilliefors e quanto à homocedasticidade pelo Teste de Cochran. Uma vez passíveis de análise paramétrica, os dados de qualidade de água foram submetidos à ANOVA para Modelos Lineares e posterior teste de Tukey a 5% de probabilidade e os de desempenho foram submetidas à ANOVA Fatorial e posterior teste SNK a 5% de probabilidade. Ambas as análises usaram o programa SAEG, versão 7.0 (UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA, 1997).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Desempenho do Sistema de Recirculação de Água

Durante o período experimental, a reposição diária de água variou de 0,87% a 1,27% do volume total, com média de $1,02 \pm 0,14\%$, excluindo-se os dias 45° e 68°, quando ocorreram grandes perdas de água, respectivamente 35 e 48%, em decorrência de quebras dos biofiltros, por serem estruturas simples e rudimentares. Por outro lado, considerando-se esses dois dias, a reposição média diária ficou em $2,01 \pm 2,34\%$. De qualquer forma, reposições de 2 a 3% ao dia são consideradas muito baixas (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006). Mesmo sistemas comerciais tidos como de descarga zero de efluente operam com 4 a 5% de reposição diária de água nova (HONDA, 1998; SHNEL et al., 2002; TIMMONS e AHO, 1998).

A taxa de reposição diária de água com a qual este sistema foi operado não afetou a sobrevivência dos peixes, que foi de 100% durante o período experimental. Também em estudo testando reposições de água em SRA, Good et al. (2009) observaram que reposições diárias de 2,6% e 0,26% não apresentaram diferenças significativas no peso médio de juvenis de truta arco Iris (*Oncorhynchus mykiss*) e nem na sobrevivência, que foi de 99,5% e 98,9% respectivamente. Por outro lado, Suzuki et al. (2003) obtiveram sobrevivência mais baixa (91%) no cultivo de enguias em sistema com emissão zero de efluente. Entretanto, isto foi atribuído pelos autores como consequência de interrupção de energia, o que afetou a qualidade da água, e não pela baixa reposição de água em si.

Aos 84 dias de cultivo, a biomassa de peixes alcançou 307,7 kg, numa densidade de estocagem de $17,1 \text{ kg/m}^3$ de volume de água do sistema. No entanto, sistemas comerciais de recirculação de água operando no pico de eficiência podem comportar densidades de estocagem em relação ao volume total do sistema próximas a 90 kg/m^3 para salmão do Atlântico na Noruega (EIKEBROKK; ULGENES, 1998) e acima de 100 kg/m^3 para tilápia nos Estados Unidos da América (PFEIFFER; OSBORN; DAVIS, 2008; TIMMONS e AHO, 1998).

O arraçoamento diário nos últimos dias de experimentação foi de 4,6 kg, apresentando uma relação de $3,9 \text{ m}^3$ de água do sistema por kg de ração fornecida por dia, portanto 2,3 vezes acima da relação mínima recomendada por Malone e Beecher (2000) para assegurar a estabilidade do sistema, que é de $1,67 \text{ m}^3$ de água por kg de ração por dia. A relação entre a água nova e a quantidade de alimento fornecida foi de $183,6 \text{ L/kg.dia}^{-1}$ ou de $361,8 \text{ L/kg.dia}^{-1}$, dependendo da taxa de renovação diária de água considerada. Na Holanda,

sistemas de recirculação de água para cultivos comerciais de bagre africano e enguia operam com relações entre 30 e 300 L/kg.dia⁻¹ (MARTINS et al., 2010). No período experimental houve um ganho de biomassa de 149,5 kg, com um consumo de 223,6 litros de água por quilograma de peixe, excluindo-se as reposições inesperadas dos dias 45° e 68° decorrentes de quebras dos biofiltros, ou de 323,7 L/kg, considerando estas reposições. Resultados na mesma magnitude em sistemas de recirculação de água com descargas zero de efluentes foram obtidos por Shnel et al. (2002), com consumo de 190 L de água para a produção de um quilograma de tilápia, e por Suzuki et al. (2003), com gasto de 200 L de água para a produção de 1 quilograma de enguia. No entanto, menores consumos são relatados. Honda (1998) cita uma relação de 44 L de água consumida por quilograma de linguado japonês produzido e Hopkins e Mancí (1992) afirmam que, de forma geral, o requerimento de água para a produção de um quilograma de peixe é de 38 L a 76 L. Diante das relações expostas, o rendimento do presente sistema pode ser considerado satisfatório quanto ao consumo de água.

A temperatura da água nos tanques de cultivo durante o período experimental (Tabela 4.1) variou de 25°C a 27°C, com média de 25,8±0,7°C, o que está de acordo com a proposta deste trabalho e muito próxima da melhor temperatura testada por Lima et al. (2006b) para *Pseudoplatystoma* spp., que foi de 27°C. Após o aquecimento, a temperatura média da água foi de 27,0±2,0°C, com valores mínimo e máximo de 27 a 28°C respectivamente, retornando às caixas de acumulação para reaquecimento com temperatura variando de 22 a 25°C e média de 23,2±0,8°C. Verifica-se, portanto, que a queda de temperatura da água ao passar por todo o sistema foi de apenas 3,8°C, embora o período experimental tenha sido entre os meses de maio a julho, quando a temperatura do ar apresentou uma diferença semanal entre a máxima e a mínima de 9,6±1,9°C. Neste período, a temperatura máxima do ar teve média de 26,8±2,7°C, atingindo o valor de 34°C na primeira semana, enquanto a média mínima foi de 17,2±3,9°C, com valor mínimo de 13°C na nona semana. A temperatura média geral do ar, considerando todos os valores mínimos e máximos, foi de 22,0±5,9°C. A baixa variação verificada na temperatura da água do sistema deve-se ao fato de o mesmo ser fechado e implantado em local abrigado, acarretando conseqüentemente em menor gasto de energia elétrica, sendo esta uma das vantagens de um sistema de recirculação de água (Van GORDER, 1994)).

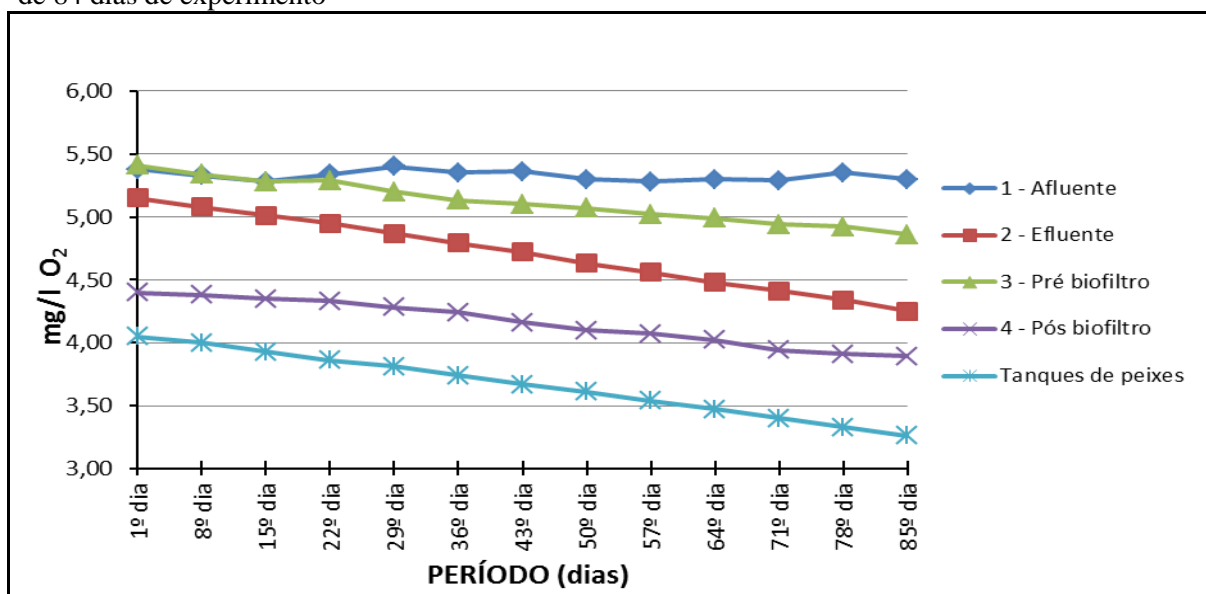
Tabela 4.1 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de temperatura ($^{\circ}$ C) no período de 84 dias

Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média \pm DP
	$^{\circ}$ C		
Ar (mínima)	13 (9 ^a semana)	26 (1 ^a semana)	17,2 \pm 3,9
Ar (máxima)	24 (9 ^a semana)	34 (1 ^a semana)	26,8 \pm 2,7
Ar (geral)	13 (9 ^a semana)	34 (1 ^a semana)	22,0 \pm 5,9
Afluente	27	28	27,0 \pm 2,0
Tanques de cultivo	25	27	25,8 \pm 0,7
Pós-biofiltro	22	25	23,2 \pm 0,8

Fonte: elaborada pelo Autor

Verifica-se pela Figura 4.1 que os teores de OD nos pontos de monitoramento do sistema, à exceção do ponto 1 (afluente), sofreram quedas lineares no decorrer do período experimental com o aumento da biomassa de peixes e consequente maior aporte de ração. A água do afluente (ponto 1), após sofrer aeração através do tubo em U, apresentou concentração média de $5,33\pm 0,04$ mg/L de OD, numa elevação de 28,13% em relação à concentração média de $4,16\pm 0,18$ mg/L no ponto 4 (pós biofiltro) (Tabela 4.2). Apesar de o teor de OD no ponto 1 ter ficado abaixo do proposto, as concentrações obtidas foram constantes (Figura 4.1) e estão de acordo com o valor mínimo de 5,0 mg/L recomendado por Lawson (1995) para peixes de água quente, embora Colt; Watten; Rust (2009) afirmem que concentrações de 3-3,5 mg/L são aceitáveis.

Figura 4.1 - Variação nos valores de Oxigênio Dissolvido nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias de experimento



Fonte: elaborada pelo autor

Entre as saídas dos tanques de cultivo, que apresentaram uma média de $3,67 \pm 0,26$ mg/L de OD, e o ponto 2 (efluente) o teor de OD sofreu elevação em 28,34%, atingindo neste ponto uma concentração média de $4,71 \pm 0,29$ mg/L, devido à turbulência da água através do encanamento, já que nesta porção do sistema não havia nenhuma estrutura de aeração (Tabela 4.2). Ressalta-se que esta elevação no teor de OD teve a mesma magnitude percentual da elevação obtida pela aeração no tubo em U.

Tabela 4.2 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de oxigênio dissolvido (OD) no período de 84 dias e percentuais de reposição ou consumo entre os pontos

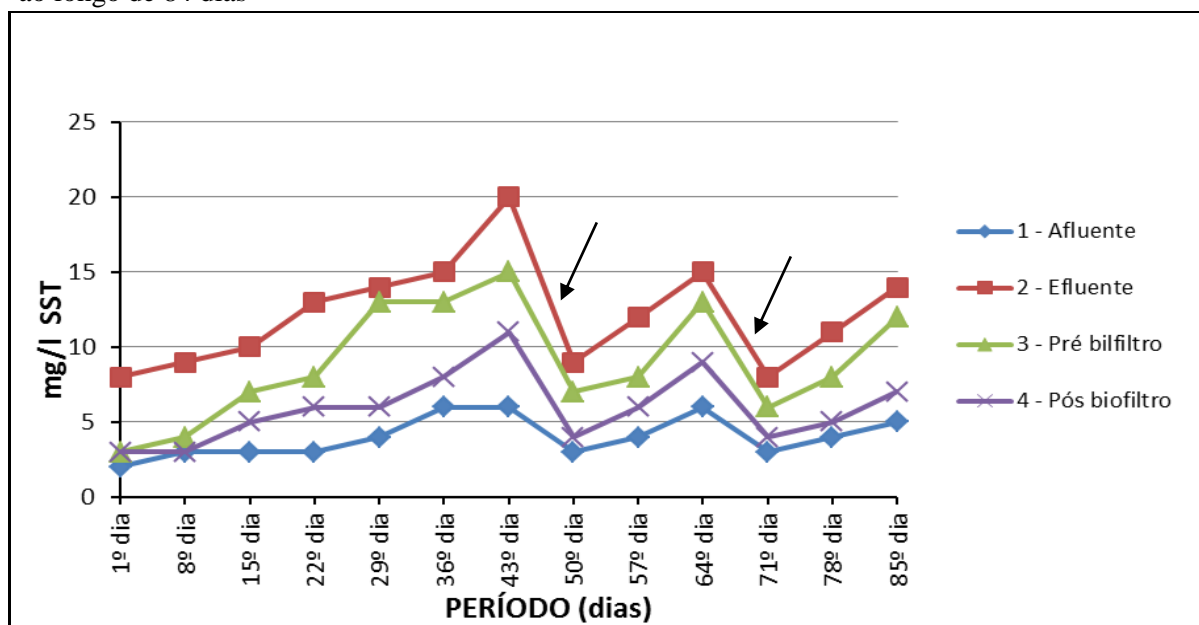
Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP) (mg/L O ₂)	Percentual de reposição ou consumo em relação ao ponto anterior
1 - Afluente	5,28	5,40	$5,33 \pm 0,04$ ^a	+ 28,13%
Tanques de cultivo	3,26	4,05	$3,67 \pm 0,26$ ^e	- 31,14%
2 - Efluente	4,25	5,15	$4,71 \pm 0,29$ ^c	+ 28,34%
3 – Pré-biofiltro	4,86	5,41	$5,12 \pm 0,17$ ^b	+ 8,70%
4 – Pós-biofiltro	3,89	4,40	$4,16 \pm 0,18$ ^d	- 18,75%

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Em parte devido à queda que a água sofria após passar pelo filtro de limalha de PVC, mas fundamentalmente em decorrência da aeração junto à captação, houve uma elevação de 8,70% na concentração média de OD na água captada para os biofiltros, alcançando $5,12 \pm 0,17$ mg/L (Tabela 4.2), atendendo, desta forma, a recomendação mínima de 5,0 mg/L (GREINER; TIMMONS, 1998). Já a água proveniente dos biofiltros apresentou concentração média de OD de $4,16 \pm 0,18$ mg/L (Tabela 4.2), superior portanto ao mínimo recomendado por Malone; Beecher; De Los Reyes Jr. (1998), que é de 3 mg/L de OD neste ponto. O consumo de OD e a remoção de nitrogênio amoniacal total pelo processo de nitrificação nos biofiltros foram respectivamente de 0,96 mg/L de O₂ e de 0,1 mg/L de NH₃-N, obtidos pela diferença entre as concentrações médias nos pontos 3 (Pré-biofiltro) e 4 (Pós-biofiltro) (Tabelas 4.2 e 4.6), ou seja, uma relação de 9,6 g de OD consumido para cada grama de nitrogênio amoniacal total removida, superior portanto aos consumos de 4,57 g e 7,7 g de O₂, relatados respectivamente por Losordo e Westers (1994) e Summerfelt e Sharrer (2004), em biofiltros usando microcontas. No entanto, em termos percentuais, o consumo de 18,75% de OD (Tabela 4.2) foi inferior aos relatados por Skjølstrup et al. (1998), de 56 a 64% em decorrência da atividade nitrificadora.

A incerteza maior sobre a qualidade da água em sistemas de alta intensidade na reutilização de água são os impactos potenciais de sólidos (COLT, 2006), os quais tendem a se acumularem nestes sistemas (CHEN et al., 1993; PATTERNSON; WATTS, 2003). Neste trabalho, vê-se pela Figura 4.2 que houve aumentos progressivos das concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no sistema em três períodos distintos, interrompidos pelas grandes reposições de água nova ocasionadas pelas quebras dos biofiltros nos 45° e 68° dias. Em sistemas de recirculação, reposições diárias de certas quantidades de água são eventualmente recomendadas como formas de controlar a qualidade do meio, incluindo a diminuição das concentrações de sólidos (LAWSON, 1995).

Figura 4.2 - Variação nos valores de sólidos suspensos totais (SST) nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias



Fonte: elaborada pelo autor

As setas indicam os dias 45° e 68°, quando ocorreram os eventos de renovação forçada de água no sistema

Durante todo o período experimental, a maior concentração de SST ocorreu no 43º dia, atingindo 20,0 mg/L no ponto 2 (efluente), imediatamente após passar pelos tanques dos peixes (Tabela 4.3). No entanto, SST frequentemente excedem o limite recomendado de 15 mg/L em sistemas de recirculação de água, mesmo naqueles com baixa carga de peixes (CHEN; STECHEY; MALONE, 1994). A média de SST no sistema como um todo ao longo do período experimental foi de $8,0 \pm 4,2$ mg/L (Tabela 4.3). Água com concentração de SST nesta mesma magnitude (10 mg/L) em um sistema comercial para tilápia foi considerada como de qualidade extremamente boa, levando em conta a taxa de reposição de água de 2-3% (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006).

A remoção de sólidos em sistemas de recirculação de água é fundamental para todo o sistema, principalmente para a operação eficaz do biofiltro (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006). A maior concentração média de SST verificada ($12,2 \pm 3,5$ mg/L) foi no ponto 2 (efluente) (Tabela 4.3), obviamente em função da carga de resíduos proveniente da ração não consumida e das fezes dos peixes, e está de acordo com a média de 13,24 mg/L encontrada por Al-Hafedh; Alam; Alam (2003) em tanques de cultivo de tilápia do Nilo. Após passar pelos filtros de limalha e de brita calcárea, a água apresentou média de $9,0 \pm 3,8$ mg/L de SST no ponto 3 (pré-biofiltro) (Tabela 4.3), dentro da faixa de 5 a 15 mg/L normalmente transportados ao biofiltro, mesmo com remoção eficaz de sólidos (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006). A remoção proporcionada por esses “filtros” foi, portanto, de 26,2% de SST (Tabela 4.3), percentual que pode ser considerado satisfatório, considerando que filtros com micropeneiras removem de 54 a 68% de SST (SUMMERFELT, 1998) e mesmo filtro de tambor rotatório, amplamente utilizado em sistemas comerciais, removeu de 36,5 a 41% em experimento desenvolvido por Twarowska; Westerman; Losordo (1998).

A maior redução nas concentrações de SST ocorreu nos biofiltros, com remoção de 34,4%, com a água apresentando no ponto 4 (pós-biofiltro) média de $5,9 \pm 2,4$ mg/L de SST (Tabela 4.3). Isto demonstra que filtros com microcontas, além de fornecerem substrato às bactérias nitrificadoras, exercem também papel de filtro mecânico, retendo SST (MALONE; BEECHER; De Los REYES Jr., 1998). Em testes realizados por Pfeiffer; Osborn; Davis (2008) usando filtro comercial com contas, projetado e dimensionado para a remoção de SST, a eficiência foi de 73,1% de remoção. De fato, sistemas que usam filtros de meio granular, seja areia ou contas, são geralmente caracterizados por baixos níveis de SST (CHEN; STECHEY; MALONE, 1994).

Entre os pontos 4 (pós-biofiltro) e 1 (afluente), este apresentando concentração média de $4,0 \pm 1,4$ mg/L de SST, ocorreu o segundo maior percentual de remoção de SST (32,2%), embora não houvesse neste ponto do sistema nenhuma estrutura para tal (Tabela 4.3). Isto provavelmente se deveu a um inesperado papel decantador desempenhado pelas caixas superiores de acumulação. Em tanques de sedimentação, sólidos decantáveis acumulam na zona de lodo, inferior à chamada zona de decantação (CHEN; STECHEY; MALONE, 1994). Segundo estes autores, tem sido usado septos submersos na entrada de tanques de sedimentação, com o intuito de reduzir a velocidade da água. Com isto, o que se verifica é que uma porção do fluxo sai do tanque em um intervalo menor de tempo, enquanto a maior parte da água é retida por mais tempo, reduzindo conseqüentemente a turbulência (CHEN; STECHEY; MALONE, 1994). Este fenômeno provavelmente ocorreu nas caixas

superiores de acumulação de água deste experimento. Ou seja, o papel de septos desempenhado pelas paredes das caixas e a “canalização” do fluxo provocado por uma única passagem entre elas podem ter reduzido substancialmente a turbulência da água, formando uma zona de decantação em cada caixa e permitindo conseqüentemente a deposição de sólidos decantáveis na zona de lodo abaixo. Assim, pode-se observar no fundo das 4 caixas intermediárias uma zona de lodo, com espessuras gradativamente menores no sentido do fluxo.

Considerando os teores no ponto 2, proveniente dos tanques de peixes, e no ponto 1, após a água passar por todo o sistema, a eficiência de remoção de SST pelas estruturas como um todo foi de 67,2% (Tabela 4.3), percentual que pode ser considerado satisfatório se comparado com remoção total de 80,0% alcançada por Twarowska; Westerman; Losordo (1998) sistema com o emprego de equipamentos industriais, planejados e dimensionados para tal.

Tabela 4.3 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de sólidos suspensos totais (SST) no período de 84 dias e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos

Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP)	Percentual de reposição ou consumo em relação ao ponto anterior
	(mg/L SST)			
1 - Afluente	2	6	4,0 \pm 1,4 ^c	- 32,2%
2 - Efluente	8	20	12,2 \pm 3,5 ^a	+ 205,0%
3 - Pré-biofiltro	3	15	9,0 \pm 3,8 ^b	- 26,2%
4 - Pós-biofiltro	3	11	5,9 \pm 2,4 ^c	- 34,4%
Sistema como um todo			8,0 \pm 4,2	- 67,2%

Fonte: elaborada pelo autor

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Em SRA com baixa reposição de água, a queda de alcalinidade, devido ao consumo de CaCO₃ e produção de ácido no processo de nitrificação, e o aumento de CO₂ produzido pela respiração de peixes e bactérias causam quedas de pH (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003; MALONE; BEECHER; De Los REYES Jr., 1998). Pela Figura 4.3 observa-se que nas quatro primeiras semanas houve uma queda gradual de alcalinidade, que atingiu o teor mínimo de 18,1 mg/L CaCO₃, ao mesmo tempo que ocorreu acúmulo de CO₂. Estes comportamentos, conseqüentemente, foram acompanhados de queda do pH, chegando a um valor mínimo de 6,28 (Tabela 4.4). Segundo diversos autores, a alcalinidade deve ser mantida acima de 50 mg/L para não afetar o processo de nitrificação (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM,

2003; CHEN; LING; BLANCHETON, 2006; LAWSON, 1995; MALONE; BEECHER; De Los REYES Jr., 1998; Van GORDER, 1994). Quanto ao CO₂, a média máxima atingida de 29,03 mg/L (Tabela 4.4) ainda pode ser considerada satisfatória, uma vez que peixes de água quente são mais tolerantes a acúmulos (COLT, 2006) e suportam níveis acima de 50 mg/L (HEINEN et al., 1996; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006; Van GORDER, 1994; VINCI et al., 1996). Em resposta ao aumento de CO₂ e queda da alcalinidade nas primeiras quatro semanas, o pH sofreu uma queda gradual, atingindo 6,28 no 29º dia (Figura 4.3). Valores muito baixos de pH, normalmente abaixo de 6,0, podem reduzir ou mesmo cessar a atividade nitrificadora no biofiltro (Van GORDER, 1994). Segundo Chen; Ling; Blancheton (2006) o valor ótimo de pH para o processo de nitrificação pode variar entre 7,0 e 9,0, embora outros autores cite uma faixa entre 6,7 e 7,1 (GROENEWEG; SELLNER; TAPPE, 1994; TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006). Entretanto, Hochheimer e Wheaton (1998) não aconselham operar SRA com pH acima de 7,0 devido ao aumento da forma não ionizada de amônia.

Tabela 4.4 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de pH e alcalinidade total no período de 84 dias

Parâmetro	Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP)
pH	1 - Afluente	6,27	7,09	6,76 \pm 0,26 ^a
	2 - Efluente	6,30	7,08	6,75 \pm 0,24 ^a
	3 – Pré-biofiltro	6,30	7,10	6,74 \pm 0,25 ^a
	4 – Pós-biofiltro	6,25	7,07	6,75 \pm 0,26 ^a
	Sistema como um todo			6,75 \pm 0,25
Alcalinidade total (mg/L CaCO ₃)	1 - Afluente	18,2	77,0	39,9 \pm 21,0 ^a
	2 - Efluente	17,9	77,6	40,1 \pm 21,5 ^a
	3 – Pré-biofiltro	18,2	77,6	40,2 \pm 21,2 ^a
	4 – Pós-biofiltro	18,1	76,7	39,8 \pm 21,1 ^a
	Sistema como um todo			40,0 \pm 20,6

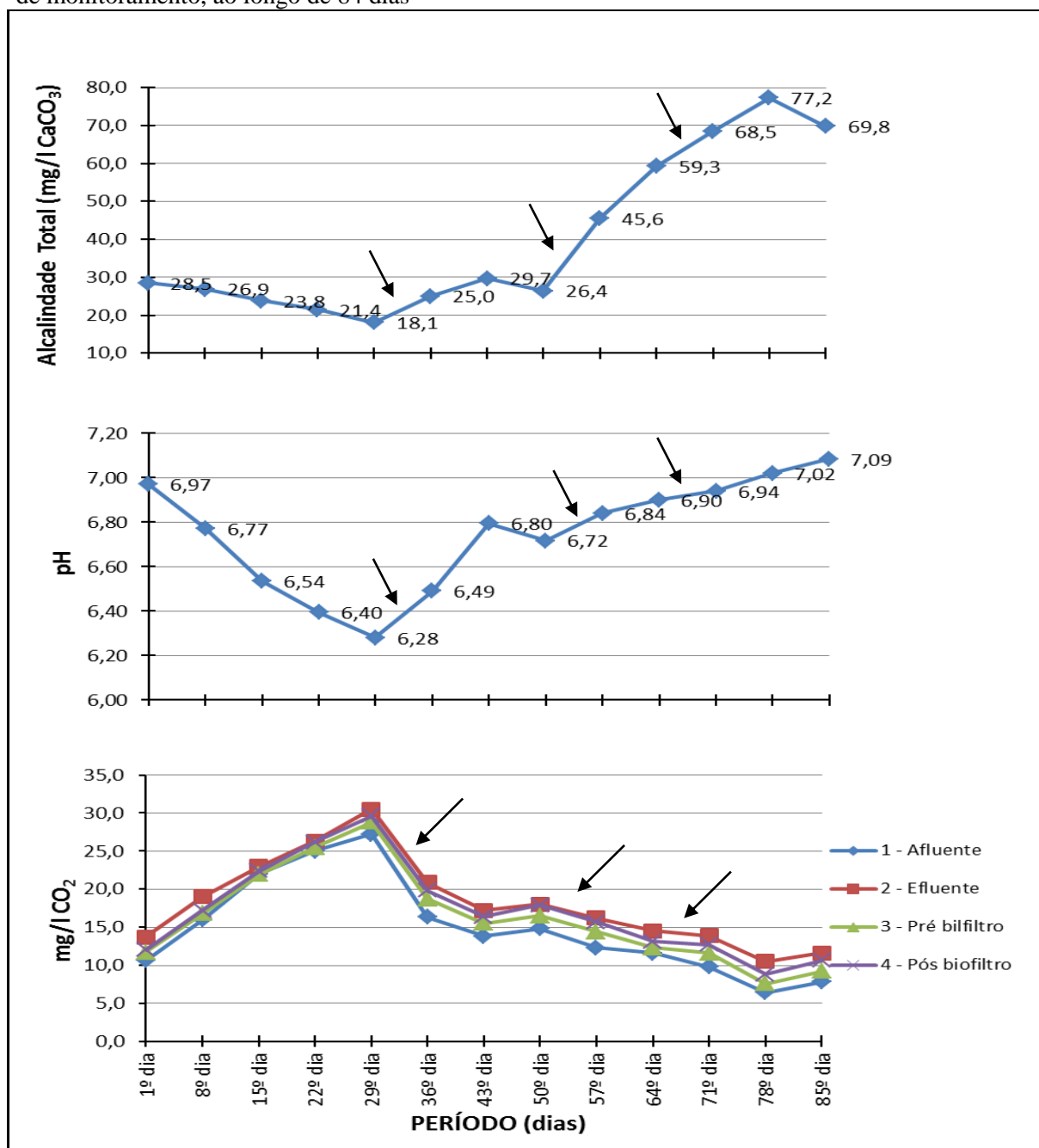
Fonte: elaborada pelo autor

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Situações como observadas na alcalinidade, pH e CO₂ do sistema devem ser remediadas com a adição de suplementos alcalinos (GRACE; PIEDRAHITA, 1994; HAMLIN et al., 2008), dentre eles bicarbonato de sódio (NaHCO₃) (MALONE; BEECHER; De Los REYES Jr., 1998) e carbonato de sódio (Na₂CO₃) (BISOGLNI Jr.; TIMMONS, 1994; GRACE; PIEDRAHITA, 1994; MALONE; BEECHER; De Los REYES Jr., 1998), tendo sido este o método empregado neste trabalho. A elevação da alcalinidade resulta em aumento

do pH, induzindo o reequilíbrio dos componentes do sistema carbonato, com consequente queda na concentração de CO_2 (GRACE; PIEDRAHITA, 1994). Consta-se pela Figura 4.3 que a elevação da alcalinidade, atingindo no 78º dia uma concentração de 77,2 mg/L de CaCO_3 , resultou em elevação do pH, que alcançou o valor de 7,09 no 85º dia. Como resultado, o CO_2 sofreu queda gradual em suas concentrações (Figura 4.3), atingindo o mínimo de 6,4 mg/L no ponto 1 (afluente) (Tabela 4.4).

Figura 4.3 – Variação nos valores de pH, alcalinidade total e dióxido de carbono (CO_2) nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias



Fonte: elaborada pelo autor

Setas indicam os períodos nos quais houve correções da alcalinidade no sistema

Além do método químico discutido anteriormente para a redução de CO₂ do sistema, através da alteração do pH, métodos físicos também são empregados em SRA, com base na transferência de CO₂ da água para o ar. Embora as diferenças entre as concentrações médias de CO₂ nos pontos de monitoramento do sistema ao longo do período experimental não tenham sido estatisticamente significativas entre si (Tabela 4.5), elas devem ser consideradas para avaliação das estruturas do sistema, quanto ao aporte ou remoção do gás. Em SRA, a maior parte do CO₂ é proveniente do recinto de cultivo, com quantidades adicionais sendo produzidas no biofiltro, provavelmente por bactérias heterotróficas que colonizam o substrato (GRACE; PIEDRAHITA, 1994). Esta afirmativa foi verificada neste trabalho, onde as concentrações de CO₂ na água afluyente (ponto 1) e efluente (ponto 2) dos tanques de cultivo foram respectivamente 14,89±6,41 e 18,10±5,83 mg/L, um aumento de 21,56% (Tabela 4.5). Da mesma forma, houve uma elevação de 5,68% no teor de CO₂ no biofiltro, com a água apresentando concentrações de 16,19±6,24 mg/L no ponto 3 (pré-biofiltro) e de 17,11±6,12 mg/L no ponto 4 (pós-biofiltro). Por outro lado, entre os pontos 2 (efluente) e 3 (pré-biofiltro), houve uma redução de 18,10±5,83 para 16,19±6,24 mg/L (10,56%) nos teores de CO₂ (Tabela 4.5). O mais provável é que esta redução tenha ocorrido em decorrência do “cascateamento” sofrido pela água ao transbordar do filtro de limalha para o tanque externo (Figura 3.2 B) e da aeração próxima ao ponto 3. Também entre os pontos 4 (pós-biofiltro) e 1 (afluente), verificou-se uma redução de 12,97% na concentração de CO₂ (Tabela 4.5), possivelmente através da superfície da água nas caixas de acumulação e em função do aquecimento da água, uma vez que trata-se de um gás (GRACE; PIEDRAHITA, 1994). Verifica-se, entretanto, que as remoções de CO₂ foram inferiores às quantidades produzidas pela respiração dos peixes e de bactérias do biofiltro, provocando acúmulo nas primeiras quatro semanas deste trabalho.

Tabela 4.5 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de dióxido de carbono (CO₂) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias

Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP)	Percentual de reposição ou consumo em relação ao ponto anterior
	(mg/L CO ₂)			
1 - Afluente	6,4	27,2	14,9±6,4 ^a	- 12,97%
2 - Efluente	10,5	30,5	18,1±5,8 ^a	+ 21,56%
3 - Pré-biofiltro	7,6	28,8	16,2±6,2 ^a	- 10,55%
4 - Pós-biofiltro	8,8	29,6	17,1±6,1 ^a	+ 5,68%
Sistema como um todo			16,6±6,1	

Fonte: elaborada pelo autor

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Em SRA, amônia é a mais crítica variável de qualidade de água (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003) e provém da excreção direta dos peixes e da decomposição de compostos orgânicos por bactérias heterotróficas (WHEATON et al., 1994). Desta forma, observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal total neste sistema passaram de 0,13 no ponto 1 (afluente) para 0,24 mg/L no ponto 2 (efluente), um acréscimo de 84,6% (Tabela 4.6). Contudo, mesmo considerando a concentração máxima de 0,49 mg/L de $\text{NH}_3\text{-N}$ atingida no ponto 2 no 43º dia como sendo o mesmo no interior dos tanques de cultivo, este teor estaria bem abaixo do limite máximo de 1,0 mg/L recomendado por Lawson (1995). No caso de *Pseudoplatystoma* spp., em observações feitas em um projeto comercial no Mato Grosso do Sul, Kubitzka; Campos; Brum (1998) concluíram que alevinos suportam teores de 0,6 mg/L de amônia não ionizada. Outro acréscimo de 8,3% nas concentrações de $\text{NH}_3\text{-N}$, portanto de baixa intensidade, foi verificado no interior das caixas superiores de acumulação de água, com os pontos 4 (pós-biofiltro) e 1 (afluente) apresentando teores de 0,12 e 0,13 mg/L respectivamente (Tabela 4.6). Este fato se deve muito provavelmente à decomposição de compostos orgânicos por bactérias heterotróficas presentes no lodo decantado no fundo das caixas.

A remoção de amônia em SRA é feita através do processo de nitrificação (LAWSON, 1995), o qual é desempenhado principalmente por bactérias autotróficas fixas no substrato do biofiltro (COLT et al., 2006). Neste trabalho, a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal total pelos biofiltros alcançou 45,5% (Tabela 4.6), superando o mínimo sugerido de 25% (HOCHHEIMER; WHEATON, 1998) e os 29,37% obtidos por Al-Hafedh; Alam; Alam (2003) com biofiltro por escorrimento (trickling filter). Por outro lado, Twarowska; Westerman; Losordo (1998) relatam remoções de 65 a 80,5% de amônia total, também empregando biofiltro por escorrimento. Semelhantemente ao presente trabalho, Skjølstrup et al. (1998) obtiveram eficiências de 36,4 a 50% de remoção de amônia total em biofiltros de leito fluidizado. Entretanto, as concentrações encontradas por estes autores foram de 2,2 mg/L na água de entrada e 1,1 a 1,4 mg/L na água de saída dos biofiltros, 10 vezes superiores às concentrações médias de $\text{NH}_3\text{-N}$ obtidas neste trabalho nos pontos 3 (pré-biofiltro) e 4 (pós-biofiltro), respectivamente 0,22 e 0,12 mg/L (Tabela 4.6). Embora em menor intensidade, o “filtro” de brita calcárea desempenhou também papel adicional de biofiltro, uma vez que as concentrações de $\text{NH}_3\text{-N}$ foram 0,24 mg/L no ponto 2 (efluente) e 0,22 mg/L no ponto 3 (pre-biofiltro) (Tabela 4.5). A eficiência de remoção foi de 8,3%, comparável aos 9% obtidos por Greiner e Timmons (1998) com filtros por derramamento e de microcontas de poliestireno e o dobro dos 4% verificados no empreendimento comercial

Fingerlakes Aquaculture (NY, EUA) com biofiltros de microcontas (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006).

Tabela 4.6 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de nitrogênio amoniacal total ($\text{NH}_3\text{-N}$) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias

Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP)	Percentual de reposição ou consumo em relação ao ponto anterior
	(mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$)			
1 - Afluente	0,06	0,32	0,13 \pm 0,07 ^a	+ 8,3%
2 - Efluente	0,12	0,49	0,24 \pm 0,10 ^{ab}	+ 84,6%
3 - Pré-biofiltro	0,11	0,40	0,22 \pm 0,08 ^{bc}	- 8,3%
4 - Pós-biofiltro	0,04	0,32	0,12 \pm 0,07 ^c	- 45,5%
Sistema como um todo	0,04	0,49	0,18 \pm 0,10	

Fonte: elaborada pelo autor

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Em SRA, nitrito ocorre como produto intermediário da nitrificação da amônia em nitrato (WHEATON et al., 1994) e pode se tornar um problema sério devido ao acúmulo pelo reuso contínuo da água, em baixas concentrações de OD (LAWSON, 1995). Observa-se pela Tabela 4.7 que as concentrações de nitrito não apresentaram diferenças significativas entre os pontos de monitoramento. No entanto, os valores encontrados serão analisados para avaliação do sistema. Entre os pontos 1 (afluente) e 2 (efluente) houve um acréscimo de 33,1% nas concentrações de NO_2^- , com estes pontos apresentando concentrações médias de 0,148 mg/L e 0,197 mg/L respectivamente (Tabela 4.7). Isto provavelmente ocorreu em função de alguma atividade nitrificadora incompleta promovida por bactérias presentes na coluna d'água dos tanques de cultivo e nas paredes dos mesmos. A concentração máxima observada foi de 0,396 mg/L de NO_2^- no ponto 2 no 43º dia (Tabela 4.7), próximo ao limite de 0,5 mg/L recomendado por Ebeling; Losordo; DeLong (1993). Entretanto, limites superiores são relatados. Em sistemas comerciais para criação de tilápia, a qualidade de água tem sido considerada extremamente boa, mesmo apresentando concentrações de 1,0 mg/L (TIMMONS; HOLDER; EBELING, 2006) e até de 1,62 mg/L de NO_2^- (TWAROWSKA; WESTERMAN; LOSORDO, 1998). Outro acréscimo de NO_2^- , de 13,8%, ocorreu dentro das caixas superiores de acumulação de água, com os pontos 4 (pós-biofiltro) e 1 (efluente) apresentando concentrações médias de 0,130 e 0,148 mg/L respectivamente (Tabela 4.7). Considerando que neste local também houve uma redução de 3,97% nos teores de nitrato (Tabela 4.7), bactérias anaeróbias possivelmente presentes em alguma zona de baixo OD,

neste caso a zona de lodo, podem ter realizado o processo de desnitrificação. Este processo frequentemente coincide com acúmulo de intermediários, dentre eles o nitrito (BOYD, 1982; Van RIJN; BARAK, 1998), e normalmente ocorre no sedimento, onde há baixas condições de OD e disponibilidade de substrato orgânico (COHEN et al., 2005; PEREIRA; MERCANTE, 2005).

Tabela 4.7 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de nitrito (NO_2^-) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias

Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP) (mg/L NO_2^-)	Percentual de reposição ou consumo em relação ao ponto anterior
1 - Afluente	0,031	0,343	0,148 \pm 0,084 ^a	+ 13,8%
2 - Efluente	0,040	0,396	0,197 \pm 0,099 ^a	+ 33,1%
3 - Pré-biofiltro	0,037	0,371	0,177 \pm 0,092 ^a	- 10,2%
4 - Pós-biofiltro	0,025	0,317	0,130 \pm 0,077 ^a	- 26,6%
Sistema como um todo			0,163 \pm 0,090	

Fonte: elaborada pelo autor

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Como nitrato é o produto final da oxidação da amônia pelo processo de nitrificação (BOYD, 1982), observa-se neste trabalho um aumento de 9,22% através dos biofiltros, embora as concentrações médias não tenham diferido significativamente entre os pontos de amostragem. A média no sistema como um todo ao longo do período de 84 dias foi de 58,0 mg/L NO_3^- (Tabela 4.8). Apesar de nitrato não constituir uma ameaça direta aos organismos aquáticos (Van RIJN; BARAK, 1998), pode haver acúmulo em SRA, devido ao contínuo reuso da água, causando preocupações (LAWSON, 1995). Desta forma, no 43º dia foi observada a maior concentração, atingindo 79,8 mg/L NO_3^- no ponto1 (afluente) (Tabela 4.8). No entanto, a tolerância a nitrato varia com a espécie, podendo exceder 1000 mg/L (LAWSON, 1995), embora Ridha e Cruz (2001) afirmem que níveis acima de 100 mg/L NO_3^- tornam-se tóxicos.

Relativamente poucos esforços são empregados em SRA para a remoção de nitrato (Van RIJN; BARAK, 1998), pois geralmente este problema é resolvido com as reposições diárias de água (LAWSON, 1995; MASSER; RAKOCY; LOSORDO, 1999). Entre os pontos 2 (efluente) e 3 (pré-biofiltro) houve uma redução de 4,98% nos teores de NO_3^- (Tabela 4.8), em função da entrada de água nova no sistema neste ponto. Ultimamente, tem-se iniciado o uso de reatores para o processo de desnitrificação em SRAs, com o intuito de remover nitrato

(HAMLIN et al., 2008; SUZUKI et al., 2003; Van RIJN; BARAK, 1998; Van RIJN; TAL; SCHREIER, 2006). Neste trabalho, verificou-se que nas caixas superiores de acumulação de água, entre os pontos 4 (pós-biofiltro) e 1 (afluente), ocorreu uma pequena remoção de nitrato, da ordem de 3,97% (Tabela 3,8). É provável que tal remoção tenha sido em função de alguma atividade desnitrificadora ocorrida na zona de lodo, uma vez que concomitantemente houve aumento nos teores de nitrito neste ponto do sistema.

Tabela 4.8 - Valores mínimo e máximo e médias (\pm desvio-padrão) de nitrato (NO_3^-) e percentuais de remoção ou acúmulo entre os pontos, no período de 84 dias

Ponto de Monitoramento	Min	Max	Média (\pm DP)	Percentual de reposição ou consumo em relação ao ponto anterior
	(mg/L NO_3^-)			
1 - Afluente	47,8	79,8	58,0 \pm 10,2 ^a	- 3,97%
2 - Efluente	46,2	78,0	58,2 \pm 10,0 ^a	+ 0,34%
3 - Pré-biofiltro	46,0	75,2	55,3 \pm 9,9 ^a	- 4,98%
4 - Pós-biofiltro	49,8	79,2	60,4 \pm 8,9 ^a	+ 9,22%
Sistema como um todo			58,0 \pm 9,7	

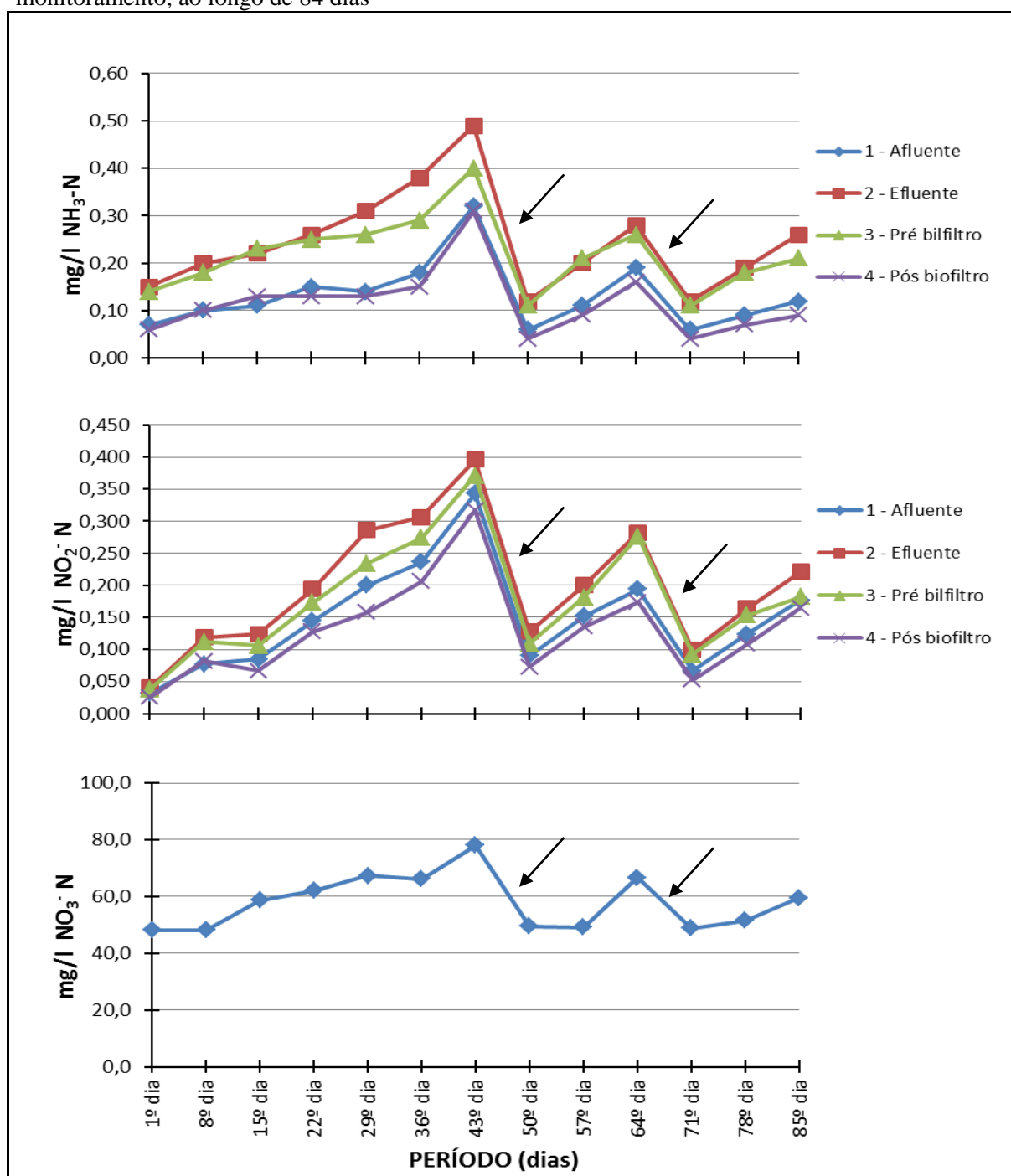
Fonte: elaborada pelo autor

Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si pelo teste de Tuckey, a 5% de probabilidade.

Filtros biológicos constituem o método mais amplamente usado pra a remoção de amônia e de nitrito em sistemas aquícolas (HOCHHEIMER; WHEATON, 1998), com conseqüente acúmulo de nitrato em função de baixas trocas de água (LAWSON, 1995). Entretanto, apesar das taxas de remoções, observa-se elevações graduais e simultâneas nos compostos nitrogenados, principalmente nitrito, em 3 períodos distintos (Figura 4.4), ao contrário do esperado. Estas elevações foram interrompidas involuntariamente pelas altas reposições de água ocorridas nos dias 45° e 68°. Segundo Van Gorder (1994), acúmulo de nitrito pode indicar que o biofiltro não está operando apropriadamente. Contudo, uma relação amplamente aplicada e testada para o dimensionamento de um biofiltro usando microcontas sugere 1 m³ de meio para uma quantidade de 16 kg de ração ao dia (MALONE; BEECHER, 2000). Desta forma, com base nessa relação e considerando o arraçoamento diário final de 4,6 kg, verifica-se um volume total necessário de 0,29 m³ de contas nos biofiltros deste sistema, de acordo portanto com o volume de fato empregado, que foi de 0,3 m³, somadas as 3 estruturas. É possível então que o processo de nitrificação tenha sido afetado por fatores como baixa alcalinidade total (Al-HAFEDH; ALAM; ALAM, 2003; CHEN; LING; BLANCHETON, 2006), baixa troca de água do sistema (SUZUKI et al., 2003; Van RIJN; TAL; SCHREIER,

2006), formato do vaso do biofiltro e tempo de retenção da água em seu interior (WHEATON et al., 1994), além da turbulência dentro do biofiltro (CHEN; LING; BLANCHETON, 2006), ou uma interação entre eles, sugerindo adotar um manejo mais adequado do sistema.

Figura 4.4 – Variação nos valores de nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato nos pontos de monitoramento, ao longo de 84 dias



Fonte: elaborada pelo autor

As setas indicam os dias 45º e 68º, quando ocorreram os eventos de renovação forçada de água no sistema

4.2 Desempenho dos peixes

A sobrevivência final no experimento 1 para as diferentes densidades de estocagem e independente da linhagem foi de 100% durante o experimento. A não ocorrência de diferenças na sobrevivência de *Catla catla*, *Labeo fimbriatus* e seu híbrido também foi verificada por Basavaraju; Devaraj; Ayyar (1995), ao contrário do registrado para o salmão *Oncorhynchus tshawytscha*, onde animais puros provenientes de reprodutores adaptados ao cativeiro apresentaram maior sobrevivência comparado a híbridos e animais puros oriundos de reprodutores selvagens (BRYDEN; HEATH; HEATH, 2004), mostrando diferentes respostas em relação a hibridação de peixes.

Também no experimento 2, a sobrevivência final para as diferentes densidades de estocagem e independente da taxa de renovação de água foi de 100%. Apesar do hábito alimentar carnívoro dos *Pseudoplatystoma*, após condicionados ao alimento formulado, surubins e híbridos tem apresentado elevadas taxas de sobrevivência como verificado para juvenis de *Pseudoplatystoma* spp., com peso médio de 50 g (TURRA et al., 2009) e híbridos de *P. corruscans* x *P. fasciatum*, com peso médio inicial de 500g (COELHO; CYRINO, 2006) cultivados em tanques-rede, *P. corruscans* com peso médio inicial de 72 g cultivados em viveiros (SCORVO-FILHO et al., 2008) e para o híbrido cachadã (*P. fasciatum* x *Leiarius marmoratus*) mantidos em SRA em diferentes fases de crescimento (FARIA et al., 2011). Além disso, como nos presentes experimentos, nos trabalhos citados não foram registradas diferenças nas taxas de sobrevivência para as diferentes densidades de estocagem testadas. Ainda em SRA, diferentes densidades também não afetaram a sobrevivência de juvenis de cobia, *Rachycentron canadum*, (WEBB Jr. et al., 2007). Isto indica que densidade de estocagem, assim como as taxas de renovação testadas no experimento 2 não são fatores limitantes para a sobrevivência destes animais, na faixa de densidades testadas.

Os resultados da análise de variância aplicada aos valores das taxas de crescimento específicas diárias (TCE), do peso final, do ganho de biomassa, da densidade final, da conversão alimentar, do comprimento final e do nível de oxigênio dissolvido na saída dos tanques após 84 dias de cultivo são apresentados nas Tabelas 3.9 e 3.10 para os experimentos 1 e 2, respectivamente.

Tabela 4.9 - Resultados da análise de variância aplicada aos valores obtidos no experimento 1, após 84 dias de cultivo

Estatística	Valores de F				Peso final (g)	Ganho de biomassa (kg)
	Taxa de Crescimento Específica TCE (% dia ⁻¹)					
	(1-28 dias)	(29-57 dias)	(58-84 dias)			
Densidade (D)	15,8**	23,7**	55,3**	381,3**	1765,0**	
Linhagem (L)	97,7**	67,6**	19,48**	68,9**	316,6**	
Interação (D x L)	1,6 ^{ns}	0,9 ^{ns}	2,1 ^{ns}	1,5 ^{ns}	26,31**	
CV (%)	5,53	5,03	5,23	1,03	2,13	

Estatística	Valores de F			
	Densidade final (kg/m ³)	Conversão alimentar	Comprimento final (cm)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
Densidade (D)	9369,0**	112,4**	134,9**	35,1**
Linhagem (L)	69,9**	435,7**	54,7**	0,04 ^{ns}
Interação (D x L)	6,6*	0,4 ^{ns}	5,4*	0,21 ^{ns}
CV (%)	1,08	2,11	0,47	0,74

Fonte: elaborada pelo Autor

Tabela 4.10 - Resultados da análise de variância aplicada aos valores obtidos no experimento 2, após 84 dias de cultivo

Estatística	Valores de F				Peso final (g)	Ganho de biomassa (kg)
	Taxa de Crescimento Específica TCE (% dia ⁻¹)					
	(1-28 dias)	(29-57 dias)	(58-84 dias)			
Densidade (D)	2,02 ^{ns}	0,94 ^{ns}	1,02 ^{ns}	3,40 ^{ns}	4498,04*	
Renovação de água (R)	16,00**	151,36**	190,77**	473,87**	375,49**	
Interação (D x R)	1,38 ^{ns}	2,27 ^{ns}	0,94 ^{ns}	0,51 ^{ns}	33,59**	
CV (%)	3,375	2,375	2,716	0,747	1,798	

Estatística	Valores de F			
	Densidade final (kg/m ³)	Conversão alimentar	Comprimento final (cm)	Oxigênio Dissolvido (mg/L)
Densidade (D)	9908,90**	9,73**	1,59 ^{ns}	13,11**
Renovação de água (R)	401,88**	208,20**	57,64**	6706,07**
Interação (D x L)	35,67**	2,95 ^{ns}	2,28 ^{ns}	9,95**
CV (%)	0,812	1,772	0,483	0,685

Fonte: elaborada pelo Autor

A Taxa de Crescimento Específica (TCE), nos três períodos avaliados, e o peso final no experimento 1 apresentaram efeito da densidade de estocagem ($P < 0,01$), da linhagem ($P < 0,01$), mas sem efeito da interação ($P > 0,05$) (Tabela 4.9). Nos três períodos, os híbridos apresentaram maiores valores de TCE quando comparados à linhagem pura de surubim, fato também verificado para o peso final (Tabela 4.11), mesmo tendo a linhagem pura iniciado o experimento apresentando maior peso médio. Independentemente da linhagem, nos dois primeiros períodos (1 a 28 dias e 29 a 57 dias) as densidades D_{40} e D_{80} apresentaram valores de TCE semelhantes e superiores aos registrados na maior densidade testada (D_{120}) (Tabela 4.11). No período de 58 a 84 dias, para ambas as linhagens, a densidade D_{40} apresentou o maior valor de TCE, seguida pela densidade D_{80} , tendo-se verificado os menores valores no tratamento D_{120} . Este fato se reflete diretamente no peso final dos animais após 84 dias de cultivo, ou seja, à medida que há aumento da densidade de estocagem há redução do peso final. Da mesma forma, redução do peso em maiores densidades de estocagem foi verificada para o híbrido cachadia (*P. fasciatum* x *Leiarius marmoratus*) mantido em SRA (FARIA et al., 2011) e para *Pseudoplatystoma* spp. mantido em tanques-rede (TURRA et al., 2009). Contudo, para o salmão *Oncorhynchus tshawytscha*, maior peso foi verificado para os animais provenientes de matrizes selvagens comparado aos híbridos (BRYDEN, HEATH; HEATH, 2004). Para *Catla catla* e o híbrido de *Labeo fimbriatus* x *C. catla*, o ganho de peso foi semelhante e estes foram superiores ao peso do híbrido de *C. catla* x *L. fimbriatus* (BASAVARAJU; DEVARAJ; AYYAR, 1995). Estes mesmos autores registraram ainda o menor peso para a linhagem pura *C. catla*. Para *Salmo salar*, animais adaptados ao cativeiro apresentaram maior peso quando comparado a animais oriundos de matrizes selvagens e híbridos (GLOVER et al., 2006). Já de acordo com Rahman et al. (1995), a performance com relação ao crescimento de híbridos de *Clarias batrachus* x *C. gariepinus* foi superior a de seus puros. Desta forma, é importante estabelecer manejos de acompanhamento do desempenho para adequar a melhor densidade de estocagem de acordo com o crescimento dos animais, assim como fica evidente que em aquicultura a hibridação pode ser benéfica para algumas espécies e sem efeito para outras.

No experimento 2, a TCE, nos três períodos avaliados, e o peso final apresentaram efeito somente da taxa de renovação de água ($P < 0,01$) (Tabela 4.10) com maiores valores para maior taxa de renovação (Tabela 4.12). Nos três períodos, as TCE e o peso final foram semelhantes dentro das diferentes taxas de renovação de água. Porém, a maior taxa de renovação proporcionou maiores valores de TCE e peso final.

Tabela 4.11 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens pura e híbrida de surubim sobre taxas de crescimento específicas diárias (TCE) e peso final, após 84 dias de cultivo

Linhagem	Densidades de estocagem			
	D ₄₀	D ₈₀	D ₁₂₀	Média
	TCE (% dia⁻¹) (1-28 dias)			
Híbrido	1,32 \pm 0,10	1,31 \pm 0,05	1,12 \pm 0,04	1,25 \pm 0,11 ^a
Puro	1,07 \pm 0,04	0,96 \pm 0,03	0,89 \pm 0,06	0,97 \pm 0,08 ^b
Média	1,19 \pm 0,15 ^A	1,13 \pm 0,19 ^A	1,00 \pm 0,13 ^B	
	TCE (% dia⁻¹) (29-57 dias)			
Híbrido	1,08 \pm 0,08	1,06 \pm 0,06	0,94 \pm 0,02	1,02 \pm 0,08 ^a
Puro	0,93 \pm 0,03	0,87 \pm 0,02	0,72 \pm 0,04	0,84 \pm 0,09 ^b
Média	1,00 \pm 0,09 ^A	0,96 \pm 0,11 ^A	0,82 \pm 0,11 ^B	
	TCE (% dia⁻¹) (58-84 dias)			
Híbrido	0,89 \pm 0,01	0,70 \pm 0,04	0,65 \pm 0,01	0,74 \pm 0,10 ^a
Puro	0,77 \pm 0,02	0,67 \pm 0,07	0,56 \pm 0,04	0,66 \pm 0,09 ^b
Média	0,82 \pm 0,06 ^A	0,68 \pm 0,05 ^B	0,60 \pm 0,05 ^C	
	Peso final (g)			
Híbrido	519,2 \pm 4,8	489,6 \pm 5,2	442,1 \pm 4,4	483,6 \pm 33,9 ^a
Puro	504,0 \pm 5,9	464,8 \pm 4,8	424,4 \pm 4,4	464,3 \pm 34,7 ^b
Média	511,6 \pm 9,64 ^A	477,2 \pm 14,3 ^B	433,2 \pm 10,4 ^C	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₄₀ = 8,5 Kg/m³, D₈₀ = 17 Kg/m³ e D₁₂₀ = 25,5 Kg/m³

Tabela 4.12 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre taxas de crescimento específicas diárias (TCE) e peso final de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo

Renovação de água	Densidades de estocagem			
	D ₂₀	D ₄₀	D ₆₀	Média
	TCE (% dia⁻¹) (1-28 dias)			
R ₁	0,88 \pm 0,02	0,85 \pm 0,03	0,87 \pm 0,03	0,87 \pm 0,02 ^a
R ₂	0,84 \pm 0,02	0,82 \pm 0,03	0,79 \pm 0,02	0,81 \pm 0,03 ^b
Média	0,86 \pm 0,03 ^A	0,84 \pm 0,03 ^A	0,83 \pm 0,05 ^A	
	TCE (% dia⁻¹) (29-57 dias)			
R ₁	0,80 \pm 0,03	0,81 \pm 0,02	0,78 \pm 0,01	0,79 \pm 0,02 ^a
R ₂	0,70 \pm 0,001	0,68 \pm 0,002	0,69 \pm 0,004	0,69 \pm 0,009 ^b
Média	0,75 \pm 0,05 ^A	0,78 \pm 0,07 ^A	0,73 \pm 0,04 ^A	
	TCE (% dia⁻¹) (58-84 dias)			
R ₁	0,71 \pm 0,01	0,70 \pm 0,02	0,72 \pm 0,01	0,71 \pm 0,01 ^a
R ₂	0,58 \pm 0,01	0,60 \pm 0,02	0,60 \pm 0,004	0,59 \pm 0,01 ^b
Média	0,65 \pm 0,07 ^A	0,65 \pm 0,05 ^A	0,66 \pm 0,06 ^A	
	Peso final (g)			
R ₁	865,66 \pm 4,01	855,46 \pm 4,83	856,56 \pm 5,18	859,23 \pm 6,33 ^a
R ₂	799,83 \pm 5,23	796,10 \pm 5,33	791,23 \pm 5,61	795,72 \pm 7,40 ^b
Média	832,75 \pm 36,2 ^A	825,78 \pm 33,29 ^A	823,90 \pm 36,10 ^A	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si, pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₂₀ = 9 kg/m³, D₄₀ = 18 kg/m³ e D₆₀ = 27 kg/m³. R1 corresponde a 1 troca de água/h (D₂₀), 2 trocas de água/h (D₄₀) e 3 trocas de água/h (D₆₀); enquanto R2 corresponde a 0,5 troca de água/h (D₂₀), 1 troca de água/h (D₄₀) e 1,5 trocas de água/h (D₆₀)

O ganho de biomassa no experimento 1 apresentou efeito da densidade de estocagem ($P<0,01$), da linhagem ($P<0,01$) e da interação entre estes fatores ($P<0,01$) (Tabela 4.9). Apesar da redução do incremento em peso com o aumento da densidade de estocagem, a sobrevivência de 100% em todos os tratamentos deste experimento refletiu diretamente no ganho de biomassa total. Por isso, há aumento no ganho de biomassa com o aumento da densidade de estocagem, independentemente da linhagem (Tabela 4.13). No entanto, assim como para a TCE e peso final, a linhagem pura apresentou os menores ganhos de biomassa nas três densidades testadas, como consequência do menor peso final.

Tabela 4.13 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens pura e híbrida de surubim sobre ganho de biomassa, após 84 dias de cultivo

Linhagem	Densidades de estocagem			Média
	D ₄₀	D ₈₀	D ₁₂₀	
	Ganho de biomassa (kg)			
Híbrido	1,87 \pm 0,03 ^{C a}	3,39 \pm 0,06 ^{B a}	4,23 \pm 0,07 ^{A a}	3,16 \pm 1,06
Puro	1,63 \pm 0,03 ^{C b}	2,81 \pm 0,06 ^{B b}	3,48 \pm 0,07 ^{A b}	2,64 \pm 0,81
Média	1,75 \pm 0,13	3,10 \pm 0,32	3,85 \pm 0,41	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₄₀ = 8,5 Kg/m³, D₈₀ = 17 Kg/m³ e D₁₂₀ = 25,5 Kg/m³

No experimento 2, o ganho de biomassa apresentou efeito da densidade de estocagem ($P<0,01$), da taxa de renovação de água ($P<0,01$) e da interação entre estes fatores ($P<0,01$) (Tabela 4.10). Independentemente da densidade de estocagem a maior taxa de renovação de água apresentou os maiores ganhos de biomassa (Tabela 4.14). Para as diferentes taxas de renovação de água, a biomassa foi inferior para D₂₀, intermediária para D₄₀ e superior para D₆₀ (Tabela 4.14). Como o peso final dos animais híbridos foi semelhante e a sobrevivência foi de 100%, também há incremento diretamente proporcional da biomassa com a densidade de estocagem. Resultados semelhantes com relação direta entre densidade de estocagem e ganho de biomassa foram registrados para várias espécies em diferentes fases de vida e em vários sistemas de cultivo (COELHO; CYRINO, 2006; FARIA et al., 2011; GRAEFF, 2004; HENGSAWAT; WARD; JARURATJAMORN, 1997; LUZ; PORTELLA, 2005; LUZ; SANTOS, 2008; ROWLAND et al., 2006; TOKO et al., 2007; TURRA et al., 2009;).

Em se tratando de um SRA onde o investimento inicial é normalmente considerável, a biomassa final produzida deve ser considerada, pois a viabilidade do empreendimento será determinada pela produção final. Segundo Coelho e Cyrino (2006), para híbridos de

Pseudoplatystoma cultivados em tanques-rede, maiores densidades apresentaram maiores custos variáveis, principalmente pelo preço dos juvenis e da ração; porém, na densidade mais elevada, a maior biomassa final produzida levou à melhor receita líquida.

Tabela 4.14 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre ganho de biomassa de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo

Renovação de água	Densidades de estocagem			Média
	D ₂₀	D ₄₀	D ₆₀	
	Ganho de biomassa (kg)			
R ₁	2,97 \pm 0,03 ^{C a}	5,81 \pm 0,07 ^{B a}	8,74 \pm 0,11 ^{A a}	5,84 \pm 2,5
R ₂	2,51 \pm 0,03 ^{C b}	4,97 \pm 0,14 ^{B b}	7,37 \pm 0,11 ^{A b}	4,95 \pm 2,10
Média	2,74 \pm 0,25	5,39 \pm 0,46	8,06 \pm 0,75	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si, pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₂₀ = 9 kg/m³, D₄₀ = 18 kg/m³ e D₆₀ = 27 kg/m³. R1 corresponde a 1 troca de água/h (D₂₀), 2 trocas de água/h (D₄₀) e 3 trocas de água/h (D₆₀); enquanto R2 corresponde a 0,5 troca de água/h (D₂₀), 1 troca de água/h (D₄₀) e 1,5 trocas de água/h (D₆₀)

A densidade final alcançada no experimento 1 apresentou efeito da densidade de estocagem ($P < 0,01$), da linhagem ($P < 0,01$) e da interação entre estes fatores ($P < 0,05$) (Tabela 4.9). Verificou-se aumento na densidade final com o aumento da densidade de estocagem para as duas linhagens (Tabela 4.15), refletindo os resultados do ganho de biomassa. Não houve diferença entre as linhagens na menor densidade testada. No entanto, para D₈₀ e D₁₂₀ a linhagem híbrida atingiu maior densidade final produzida comparado à linhagem pura, sugerindo que a linhagem pura seja menos tolerante a condições de intensificação do sistema de produção.

Tabela 4.15 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre densidade final, após 84 dias de cultivo

Linhagem	Densidades de estocagem			Média
	D ₄₀	D ₈₀	D ₁₂₀	
	Densidade final (kg/m³)			
Híbrido	20,76 \pm 0,19 ^{C a}	39,17 \pm 0,41 ^{B a}	55,05 \pm 0,51 ^{A a}	37,66 \pm 14,03
Puro	20,15 \pm 0,23 ^{C a}	37,18 \pm 0,38 ^{B b}	50,92 \pm 0,52 ^{A b}	36,08 \pm 13,35
Média	20,46 \pm 0,38	38,17 \pm 1,14	51,98 \pm 1,25	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₄₀ = 8,5 Kg/m³, D₈₀ = 17 Kg/m³ e D₁₂₀ = 25,5 Kg/m³

No experimento 2, a densidade final alcançada apresentou efeito da densidade de estocagem ($P < 0,01$), da taxa de renovação de água ($P < 0,01$) e da interação entre estes fatores ($P < 0,05$) (Tabela 4.10). Semelhante ao experimento 1, neste experimento o aumento da

densidade de estocagem teve relação direta com o aumento da densidade final produzida, ao passo que a taxa de renovação de água se mostrou uma vez mais importante, levando a melhores resultados de densidade final produzida na maior taxa de renovação (Tabela 4.16).

Tabela 4.16 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre densidade final de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo

Renovação de água	Densidades de estocagem			Média
	D ₂₀	D ₄₀	D ₆₀	
	Densidade final (kg/m³)			
R₁	17,31 \pm 0,08 ^{C a}	34,21 \pm 0,19 ^{B a}	51,39 \pm 0,31 ^{A a}	34,30 \pm 14,75
R₂	15,99 \pm 0,10 ^{C b}	31,84 \pm 0,40 ^{B b}	47,47 \pm 0,33 ^{A b}	31,77 \pm 13,63
Média	16,65 \pm 0,72	33,03 \pm 1,33	49,43 \pm 2,16	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si, pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₂₀ = 9 kg/m³, D₄₀ = 18 kg/m³ e D₆₀ = 27 kg/m³. R1 corresponde a 1 troca de água/h (D₂₀), 2 trocas de água/h (D₄₀) e 3 trocas de água/h (D₆₀); enquanto R2 corresponde a 0,5 troca de água/h (D₂₀), 1 troca de água/h (D₄₀) e 1,5 trocas de água/h (D₆₀)

A conversão alimentar (CA) no experimento 1 apresentou efeito da densidade de estocagem ($P < 0,01$) e da linhagem ($P < 0,01$), mas sem efeito da interação ($P > 0,05$) (Tabela 4.9). Também no experimento 2, a CA apresentou efeito da densidade de estocagem ($P < 0,01$) e da taxa de renovação de água ($P < 0,01$), mas sem efeito da interação ($P > 0,05$) (Tabela 4.10). A CA e o índice de eficiência alimentar (IEA) verificados no experimento 1 apresentaram piora com o aumento da densidade. Além disso, a linhagem híbrida apresentou melhores valores de CA e IEA quando comparada à linhagem pura (Tabela 4.17). Já no experimento 2, os híbridos de surubim tiveram melhor CA e IEA para a densidade de estocagem intermediária (D₄₀) e para a maior taxa de renovação de água (Tabela 4.18). De acordo com Kubitzka; Campos; Brum (1998), há uma variação nos valores de conversão alimentar de surubim em relação ao peso dos peixes. Estes valores variaram de 1,3:1 (IEA=76,9%) para indivíduos de 5 g a 50 g, 1,5:1 (IEA=66,7%) para os de 50 g a 600 g e de 2,0:1 (IEA=50%) para peixes de 600 g a 3000 g. Variações nos valores de CA também foram registradas em experimentos em diferentes sistemas de cultivo. Como no presente estudo, em SRA, Faria et al. (2011) verificaram CA entre 0,8 (IEA=125%) a 1,3:1 (IEA=76,9%) para o cachadão (*P. fasciatum* x *Leiarius marmoratus*), enquanto Turra et al. (2009) encontraram valores entre 1,4 (IEA=71,4%) e 1,6 (IEA=62,5%) para *Pseudoplatystoma* spp., mantidos em tanques-rede. Estes resultados foram melhores que os verificados no presente trabalho. Porém, valores superiores a 3,7:1 (IEA=27%) foram registradas para híbrido de *Pseudoplatystoma* em

tanques rede (COELHO; CYRINO, 2006), mostrando variação dos resultados, o que provavelmente poderia ser atribuída a diferentes densidades testadas e condições de cultivo.

Tabela 4.17 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre conversão alimentar após 84 dias de cultivo

Linhagem	Densidades de estocagem			Média
	D ₄₀	D ₈₀	D ₁₂₀	
	Conversão alimentar			
Híbrido	1,61 \pm 0,03 (62,1%)	1,79 \pm 0,03 (55,9%)	1,99 \pm 0,04 (50,3%)	1,79 \pm 0,16 ^a (56%)
Puro	2,02 \pm 0,05 (49,5%)	2,23 \pm 0,05 (44,8%)	2,38 \pm 0,05 (42,0%)	2,21 \pm 0,16 ^b (45,2%)
Média	1,81 \pm 0,22 ^A (55,2%)	2,00 \pm 0,24 ^B (50,0%)	2,18 \pm 0,22 ^C (45,9%)	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₄₀ = 8,5 Kg/m³, D₈₀ = 17 Kg/m³ e D₁₂₀ = 25,5 Kg/m³. Percentuais representam o índice de eficiência alimentar

Tabela 4.18 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre conversão alimentar de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo

Renovação de água	Densidades de estocagem			Média
	D ₂₀	D ₄₀	D ₆₀	
	Conversão alimentar			
R₁	2,03 \pm 0,02 (49,3%)	2,00 \pm 0,02 (50,0%)	2,04 \pm 0,02 (49,0%)	2,02 \pm 0,03 ^a (49,5%)
R₂	2,29 \pm 0,03 (43,7%)	2,21 \pm 0,06 (45,2%)	2,36 \pm 0,40 (42,4%)	2,28 \pm 0,07 ^b (43,9%)
Média	2,16 \pm 0,14 ^B (46,3%)	2,10 \pm 0,12 ^A (47,6%)	2,20 \pm 0,17 ^B (45,4%)	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si, pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₂₀ = 9 kg/m³, D₄₀ = 18 kg/m³ e D₆₀ = 27 kg/m³. R1 corresponde a 1 troca de água/h (D₂₀), 2 trocas de água/h (D₄₀) e 3 trocas de água/h (D₆₀); enquanto R2 corresponde a 0,5 troca de água/h (D₂₀), 1 troca de água/h (D₄₀) e 1,5 trocas de água/h (D₆₀). Percentuais representam o índice de eficiência alimentar

O comprimento final no experimento 1 apresentou efeito da densidade de estocagem ($P < 0,01$), da linhagem ($P < 0,01$) e da interação ($P < 0,05$) (Tabela 4.9). Para as duas linhagens, o aumento da densidade reduz o comprimento final (Tabela 4.19). No tratamento D₄₀ não há diferença entre as linhagens, enquanto que em D₈₀ e D₁₂₀ a linhagem pura apresentou maior comprimento final. No experimento 2, o comprimento final apresentou efeito somente da taxa de renovação de água ($P < 0,01$) (Tabela 4.10), com maiores valores para a maior taxa de renovação (Tabela 4.20). Nas duas linhagens testadas no experimento 1, o comprimento final reduz com o aumento da densidade, sendo que em D₈₀ e D₁₂₀ a linhagem pura apresentou

maior comprimento final (Tabela 4.19). Para *Salmo salar*, no entanto, animais adaptados ao cativeiro não apresentaram diferenças no comprimento quando comparado a híbridos e animais oriundos de matrizes selvagens (GLOVER et al., 2009). No caso do presente trabalho, os resultados mostram que há um crescimento diferenciado entre a linhagem pura e a híbrida, uma vez que, apesar do surubim pintado ter apresentado maior comprimento final, o seu peso final foi inferior ao do híbrido. No experimento 2, o comprimento final dos híbridos de surubim foi melhor para a maior taxa de renovação de água (Tabela 4.20), indicando uma melhor qualidade do meio de cultivo.

Tabela 4.19 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre comprimento final após 84 dias de cultivo

Linhagem	Densidades de estocagem			Média
	D ₄₀	D ₈₀	D ₁₂₀	
	Comprimento final (cm)			
Híbrido	41,56 \pm 0,05 ^{A a}	40,33 \pm 0,25 ^{B b}	39,36 \pm 0,15 ^{C b}	40,42 \pm 0,96
Puro	41,90 \pm 0,26 ^{A a}	40,96 \pm 0,15 ^{B a}	40,43 \pm 0,20 ^{C a}	41,10 \pm 0,66
Média	41,73 \pm 0,25	40,65 \pm 0,39	39,90 \pm 0,60	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₄₀ = 8,5 Kg/m³, D₈₀ = 17 Kg/m³ e D₁₂₀ = 25,5 Kg/m³

Tabela 4.20 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre comprimento final de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo

Renovação de água	Densidades de estocagem			Média
	D ₂₀	D ₄₀	D ₆₀	
	Comprimento final (cm)			
R ₁	48,16 \pm 0,30	47,66 \pm 0,20	48,03 \pm 0,15	47,95 \pm 0,30 ^a
R ₂	47,13 \pm 0,15	47,16 \pm 0,20	47,10 \pm 0,30	47,13 \pm 0,20 ^b
Média	47,65 \pm 0,60 ^A	47,41 \pm 0,33 ^A	47,56 \pm 0,55 ^A	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si, pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₂₀ = 9 kg/m³, D₄₀ = 18 kg/m³ e D₆₀ = 27 kg/m³. R1 corresponde a 1 troca de água/h (D₂₀), 2 trocas de água/h (D₄₀) e 3 trocas de água/h (D₆₀); enquanto R2 corresponde a 0,5 troca de água/h (D₂₀), 1 troca de água/h (D₄₀) e 1,5 trocas de água/h (D₆₀)

Quanto aos níveis de oxigênio dissolvido (OD) na saída dos tanques de cultivo, no experimento 1 foi registrado efeito somente da densidade de estocagem ($P < 0,01$) (Tabela 4.9). Verifica-se pela Tabela 4.21 que houve aumento das concentrações de OD com o aumento da densidade em ambas as linhagens. No experimento 2, por outro lado, foram registrados efeitos da densidade de estocagem ($P < 0,01$), da taxa de renovação de água ($P < 0,01$) e da interação entre estes fatores ($P < 0,05$) para os níveis de OD (Tabela 4.10). Neste experimento, entre os

tratamentos que tiveram maior taxa de renovação de água, o menor nível de OD foi registrado na menor densidade (Tabela 4.22). Considerando que a taxa de renovação foi proporcional às densidades de estocagem e que a água entrou nos tanques com os mesmos níveis de oxigênio, os resultados encontrados, tanto para as duas linhagens no experimento 1 quanto para a maior taxa de renovação de água no experimento 2, podem ser explicados pelo maior peso final dos animais nas menores densidades testadas, conseqüentemente com maior biomassa em relação ao fluxo e, portanto, maior consumo de OD. Ao contrário, entre os tratamentos que tiveram a menor taxa de renovação de água no experimento 2, o menor nível de OD foi verificado na maior densidade de estocagem. É possível que este resultado seja decorrente de resposta a um provável estresse provocado pelo maior adensamento dos peixes, aliado à deterioração da qualidade do ambiente de cultivo, provocada pela menor taxa de renovação de água.

Tabela 4.21 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem e linhagens de surubim pura e híbrida sobre níveis de oxigênio dissolvido na saída dos tanques após 84 dias de cultivo

Linhagem	Densidades de estocagem			Média
	D ₄₀	D ₈₀	D ₁₂₀	
	Oxigênio dissolvido (mg/L)			
Híbrido	3,79 \pm 0,28	3,87 \pm 0,26	3,91 \pm 0,25	3,86 \pm 0,06 ^a
Puro	3,77 \pm 0,28	3,87 \pm 0,25	3,92 \pm 0,24	3,85 \pm 0,07 ^a
Média	3,78 \pm 0,03 ^C	3,87 \pm 0,03 ^B	3,91 \pm 0,03 ^A	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₄₀ = 8,5 Kg/m³, D₈₀ = 17 Kg/m³ e D₁₂₀ = 25,5 Kg/m³

Tabela 4.22 - Médias (\pm desvio-padrão) entre densidades de estocagem (D) e renovação de água (R) sobre níveis de oxigênio dissolvido na saída dos tanques de surubim híbrido, após 84 dias de cultivo

Renovação de água	Densidades de estocagem			Média
	D ₂₀	D ₄₀	D ₆₀	
	Oxigênio dissolvido (mg/L)			
R ₁	3,89 \pm 0,03 ^{B a}	3,98 \pm 0,02 ^{A a}	3,94 \pm 0,02 ^{A a}	3,94 \pm 0,04
R ₂	3,04 \pm 0,01 ^{A b}	3,05 \pm 0,02 ^{A b}	2,96 \pm 0,02 ^{B b}	3,02 \pm 0,04
Média	3,46 \pm 0,47	3,52 \pm 0,50	3,45 \pm 0,53	

Fonte: elaborada pelo Autor

Médias seguidas por letras iguais, maiúsculas nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si, pelo teste de SNK, a 5% de probabilidade. Densidade inicial: D₂₀ = 9 kg/m³, D₄₀ = 18 kg/m³ e D₆₀ = 27 kg/m³. R1 corresponde a 1 troca de água/h (D₂₀), 2 trocas de água/h (D₄₀) e 3 trocas de água/h (D₆₀); enquanto R2 corresponde a 0,5 troca de água/h (D₂₀), 1 troca de água/h (D₄₀) e 1,5 trocas de água/h (D₆₀)

Segundo Lima et al. (2006a), a adaptação ao estresse realoca energia de atividades como crescimento e reprodução para atividades que visem restaurar a homeostase, dentre elas a respiração, a locomoção e a reparação de tecidos, reduzindo consideravelmente a

capacidade de desempenho do peixe. Assim, verificou-se no experimento 2 pior desempenho dos híbridos de surubim na menor taxa de renovação de água em todas as variáveis analisadas, sugerindo situação de possível estresse dos animais, em decorrência de deterioração da qualidade do ambiente de cultivo. Logo, outros estudos comparando a resistência ao estresse em *Pseudoplatystoma* e seus híbridos devem ser realizados para maiores informações sobre a sua tolerância a diferentes variáveis e faixas de variação destas.

Apesar dos resultados mostrando que a linhagem híbrida apresentou melhor desempenho que a linhagem pura e adaptação adequada ao sistema de recirculação de água, estudos que elucidem os possíveis efeitos do escape de híbridos para a natureza e as consequências no ambiente natural e nas espécies nativas a longo prazo, ainda são necessários. Neste sentido, o maior controle da saída de água e dos dejetos em SRA torna este sistema interessante para o cultivo de híbridos, minimizando os riscos de escape dos animais para a natureza.

5. CONCLUSÕES

Sistemas simples de recirculação de água podem ser desenvolvidos e manejados de forma a manter a qualidade da água requerida para o cultivo de peixes.

O desempenho do sistema de recirculação de água mostrou-se muito econômico em relação ao consumo de água, pois permitiu a produção de surubins com 224 litros de água por quilograma de peixe.

Tanto a espécie *Pseudoplatystoma corruscans* quanto o híbrido *P. reticulatum* x *P. corruscans* podem ser cultivados em sistema simples de recirculação de água como o desenvolvido para este estudo.

O surubim híbrido, oriundo do cruzamento entre *P. reticulatum* e *P. corruscans*, tem melhor desempenho do que o tipo parental puro *P. corruscans* avaliado simultaneamente em sistema de recirculação de água, corroborando o provável vigor do híbrido.

As maiores densidades testadas, alcançando 55 kg/m³, juntamente com a sobrevivência de 100%, sinalizam ser este um sistema potencialmente de elevada produtividade e, conseqüentemente, de possível viabilidade econômica.

As taxas de renovação de água no tanque de cultivo, mesmo dentro do sistema de recirculação de água, onde todas as variáveis limnológicas foram mantidas adequadas para os peixes, deve ser manejada para o melhor desempenho de surubins híbridos.

De forma geral, este trabalho demonstrou que o sistema de recirculação de água pode ser uma alternativa viável e eficiente no Brasil para o cultivo de peixes, no intuito de minimizar impactos ao ambiente, notadamente evitando-se introduções de espécies exóticas e de híbridos.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, H. I.; JÚLIO Jr., H. F. Riscos da implantação de cultivos de espécies exóticas em tanques-rede em reservatórios do Rio Iguaçu. **Cadernos da Biodiversidade**, Curitiba, v. 2, n. 2, p. 1-9, 1999.
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO Jr., H. F. Ameaça ecológica: peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 21, n. 124, p. 36-44, 1996.
- AI-HAFEDH, Y. S.; ALAM, A.; ALAM, M. A. Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilápia (*Oreochromis niloticus*). **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 29, p. 139-154, 2003.
- ALVES C. B. M.; VIEIRA, F.; MAGALHAES, A. L. B.; BRITO, M. F. G. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: BERT, T. M. (Ed.). **Ecological and genetic implications of aquaculture activities**. Dordrecht: Springer, 2007. p. 291-314. (Reviews: Methods and technologies in fish biology and fisheries, V. 6).
- ANDRADE, V. X. L. **Desempenho reprodutivo do pintado, *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix e Agassiz, 1829), criado em sistema intensivo com dietas contendo diferentes níveis proteicos e suplementada com óleo de milho**. 2007. 98 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – CAUNESP, Universidade Paulista “Júlio de Mesquita Neto”, Jaboticabal, 2007.
- ASHIKAGA, F. Y.; CASIMIRO, A. C. R.; KURCHEVSKI, G.; ALMEIDA, F. S.; ORSI, M. L. Invasão dos híbridos em águas continentais brasileiras. **Boletim ABLimno**, Rio Claro, v. 38, n. 1, p. 2010. Disponível em: <[http://www.sblimno.Org.br/publiBoletim.php?issue=bol_38\(2\)](http://www.sblimno.Org.br/publiBoletim.php?issue=bol_38(2))>. Acesso em: 13 maio 2012.
- AVAVULT, J. W. **Fundamentals of Aquaculture: a step by step guide to commercial aquaculture**. Baton Rouge: AVI Publishing Co., 1996. 889 p.
- AVNIMELECH, Y. Bio-filters: the need for a new comprehensive approach. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 172-178, 2006.
- BARMA, N. Water quality – types of analyses and the equipment used. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE, 2. , 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 59-68.
- BARTLEY, D. M.; RANA, K.; IMMINK, A. J. The use of inter-specific hybrids in aquaculture and fisheries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, Dordrecht, v. 10, n. 3, p. 325-337, 2001. Disponível em: <http://www.springerlink.com/content/j47jt41723j844v6/>>. Acesso em: 15 maio 2012.
- BASAVARAJU, Y.; DEVARAJ, K. V.; AYYAR, S. P. Comparative growth of reciprocal carp hybrids between *Catla catla* and *Labeo fimbriatus*. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 129, p. 187-191, 1995.

BAZZOLI, N. Parâmetros reprodutivos dos peixes de interesse comercial na região de Pirapora. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 291-306.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. 2. ed. Surrey: Fishing News Books, 1996. 346 p.

BISOGLI Jr., J. J.; TIMMONS, M. B. Control of pH in closed cycle aquaculture systems. In: TIMMONS, M. B., LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 235-245. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

BJÖRNSSON, B. Effects of stocking density on growth rate of halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) reared in large circular tanks for three years. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 123, p. 259 - 270, 1994.

BOVENDEUR, J.; ZDING, G. H.; HENKEN, A. M. Design and performance of a water recirculation system for high-density culture of the African Catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 63, p. 329-353, 1987.

BOYD, C. C. **Water quality management for pond fish culture**. Amsterdam: Elsevier, 1982. 318 p.

BRITO, M. F. G.; BAZZOLI, N. Reproduction of the surubim catfish (Pisces, Pimelodidae) in the São Francisco River, Pirapora Region, Minas Gerais, Brazil. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 55, n. 5, p. 624-633, 2003.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Câmara dos Deputados/CODEVASF, 1986. 115 p.

BRYDEN, A. A.; HEATH, J. W.; HEATH, D. D. Performance and heterosis in farmed wild Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) hybrid and purebred crosses. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 235, n. 1-4, p. 249-261. 2004

BUITRAGO-SUÁREZ, U. A.; BURR, B. M. Taxonomy of the catfish genus *Pseudoplatystoma* Bleeker (Siluriformes: Pimelodidae) with recognition of eight species. **Zootaxa**, Auckland, n. 1512, p. 1-38, 2007.

BURKERT, D.; ANDRADE, D. R.; SIROL, R. N.; SALARO, A. L.; RASGUIDO, J. E. A.; QUIRINO, C. R. Rendimentos do processamento e composição química de filés de surubim cultivado em tanques-rede. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 37, n. 7, p. 1137-1143, 2008.

CALCAGNOTTO, D.; ALMEIDA-TOLEDO, L. F.; BERNARDINO, B.; TOLEDO-FILHO, S. A. Biochemical-genetic characterization of F1 reciprocal hybrids between neotropical pacu (*Piaractus mesopotamicus*) and tambaqui (*Colossoma macropomum*) reared in Brazil. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 174, p. 51-57, 1999.

CAMPOS, J. L. Pintado culture in Brazil. **Global Aquaculture Advocate**, St. Louis, v. 7, p. 42-43, 2004.

CARVALHO, D. C.; SEERING, A. S.; MELO, D. C.; SOUSA, A. B.; PIMENTA, D.; OLIVEIRA, D. A. A. Identificação molecular de peixes: o caso do Surubim (*Pseudoplatystoma* spp.). **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 32, n. 4, p. 215-219, 2008.

CASH, G. Understanding recirculation theory. **Austasia Aquaculture**, Rosny, v. 8, p. 92-112, 1994.

CASIMIRO, A. C. R.; ASHIKAGA, F. Y.; KURCHEVSKI, G.; ALMEIDA, F. S.; ORSI, M. L. Os impactos das introduções de espécies exóticas em sistemas aquáticos continentais. **Boletim ABLimno**, Rio Claro, v. 38, n. 1, 2010. Disponível em: <[http://www.ablimno.Org.br/boletins/pdf/bol_38\(1-2\).pdf](http://www.ablimno.Org.br/boletins/pdf/bol_38(1-2).pdf)>. Acesso em: 16 maio 2012.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J. P. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural Engineering**, v. 34, p. 179-197, 2006.

CHEN, S.; STECHEY, D.; MALONE, R. F. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 61-100. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

CHEN, S.; TIMMONS, M. B.; ANESHANSLEY, D. J.; BISOGNI Jr., J. J. Suspended solids characteristics from recirculating aquaculture systems and design implications. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 112, p. 143-155, 1993.

COELHO, S. R. C. Situação atual e perspectivas da indústria de rações para organismos aquáticos. In: CYRINO, J. E. P.; KUBITZA, F. (Ed.). **SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES**, 1., 1997, Piracicaba. Anais... Piracicaba: CBNA, 1997. p. 102-116.

COELHO, S. R. C.; CYRINO, J. E. P. Custos na produção intensiva de surubins em gaiolas. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 36, n. 4, p. 7-14, 2006.

COLT, J. Water quality requirements for reuse systems. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 143-156, 2006.

COLT, J.; LAMOUREUX, J.; PATTERSON, R.; ROGERS, G. Reporting standards for biofilter performance studies. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 377-388, 2006.

COLT, J.; WATTEN, B.; RUST, M. Modeling carbon dioxide, pH, and un-ionized ammonia relationship in serial reuse systems. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 40, p. 28-44, 2009.

CREPALDI, D. V.; FARIA, P. M. C.; TEIXEIRA, E. A.; RIBEIRO, L. R.; COSTA, A. A. P.; MELO, D. C.; CINTRA, A. P. R.; PRADO, S. A.; COSTA, F. A. A.; DRUMOND, M. L.; LOPES, V. E.; MORAES, V. E. A situação da Aquacultura e da pesca no Brasil e no mundo. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 81-85, 2006a.

CREPALDI, D. V.; FARIA, P. M. C.; TEIXEIRA, E. A.; RIBEIRO, L. R.; COSTA, A. A. P.; MELO, D. C.; CINTRA, A. P. R.; PRADO, S. A.; COSTA, F. A. A.; DRUMOND, M. L.; LOPES, V. E.; MORAES, V. E. O surubim na aquacultura do Brasil. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 150-158, 2006b.

CREPALDI, D. V.; TEIXEIRA, E. A.; FARIA, P. M. C.; RIBEIRO, L. P.; MELO, D. C.; CARVALHO, D.; SOUZA, A. B.; SATURNINO, H. M. Sistemas de produção na piscicultura. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 86-99, 2006b.

CREPALDI, D. V.; TEIXEIRA, E. A.; FARIA, P. M.; RIBEIRO, L. P.; MELO, D. C.; OLIVEIRA, D. A. A.; TURRA, E. D.; QUEIROZ, B. M. Rendimento de carcaça em surubim (*Pseudoplatystoma* spp.) avaliado por ultra-som. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 9, n. 4, p. 813-824, 2008.

CYRINO, J. E. P.; BICUDO, A. J. A.; SADO, R. Y.; BORGHESI, R.; DAIRIKI, J. K. A piscicultura e o ambiente - o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v. 39, p. 68-87, 2010. Suplemento Especial.

DABROWSKI, K.; ARSLAN, M.; RINCHARD, J.; PALACIOS, M. E. Growth, maturation, induced spawning, and production of the first generation of South American catfish, *Pseudoplatystoma* sp., in the North America. **Journal of the World Aquaculture Society**, Malden, v. 39, p. 174-183, 2008.

DAVIDSON, J.; SUMMERFELT, S. T. Solids removal from a cold water recirculating system – comparison of a swirl separator and a radial-flow settler. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, n. 33, p. 47-61, 2005.

DIANA, J. S.; FAST, A. W. The effects of water exchange rate and density on yield of the walking catfish, *Clarias fuscus*. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 78, n. 3-4, p. 267-276, 1989.

EBELING, J. M.; LOSORDO, T. M.; DELONG, D. P. Engineering design and performance of a model aquaculture recirculating system (MARS) for secondary school aquaculture education programs. In: WANG, J. K. (Ed.). **Techniques for modern aquaculture: proceedings of an Aquaculture Engineering Conference**. Spokane, USA: American Society of Agricultural Engineers, 1993. p. 211-220.

EIKEBROKK, B.; ULGENES, Y. Recirculation technologies in Norwegian aquaculture. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). **INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE, 2.**, 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 129-137.

FAIRCHILD, E. A.; HOWELL, W. H. Optimal stocking density for juvenile winter flounder *Pseudopleuronectes americanus*. **Journal of the World Aquaculture Society**, Malden, v. 32, p. 300-308, 2001.

FANTINI, L. E.; CAMPOS, C. M. Criação de surubins *Pseudoplatystoma* spp. em sistema de tanques-rede submetidos a diferentes densidades de estocagem. Anais do Encontro de Iniciação Científica - ENIC, Campo Grande, v. 1, n. 1 (2), 2010. Disponível em: <<http://periodicos.uems.br/index.php/enic/article/view/1410>>. Acesso em: 15 maio 2012.

FARIA, P. M. C.; LUZ, R. K.; PRADO, S. A.; TURRA, E. M.; JORGE, T. B. F.; LANA, A. M. Q.; TEIXEIRA, E. A. Produção do híbrido cachadia em diferentes densidades de estocagem em sistema de recirculação de água. **Arquivos Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 63, p. 1208-1214, 2011.

FARIA, P. M. C.; TEIXEIRA, E. A.; CREPALDI, D. V.; RIBEIRO, L. P.; MELO, D.C.; SOUSA, A. B.; AGUIAR, T. R. M. L.; COSTA, F. A. A.; REIS, M. A.; MORAIS, V. E. Rendimento de carcaça do surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*) em diferentes classes de peso. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 43., 2006, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: SBZ, 2006. Disponível em: <<http://www.sbz.org.br/visualizar.php?idiom=pt&artigo=8712>>. Acesso em: 10 maio 2012.

FAUSTINO, F.; NAKAGHI, L. S. O.; MARQUES, C.; MAKINO, L. C.; SENHORINI, J. A. Fertilização e desenvolvimento embrionário: morfometria e análise estereomicroscópica dos ovos dos híbridos de surubins (pintado, *Pseudoplatystoma corruscans* x cachara, *Pseudoplatystoma fasciatum*). **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, Maringá, v. 29, n. 1, p. 49-55, 2007.

FERNANDES, J. B. K. Sistemas de produção de peixes. Portal Dia de Campo, 2010. Disponível em: <<http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=21315&secao=Colunas%20Assinadas>>. Acesso em: 16 maio 2012.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of world fisheries and aquaculture 2010**. Roma, 2010. 197 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of world fisheries and aquaculture 2012**. Roma, 2012. 209 p.

GLOVER, K. A.; OTTERÅ, H.; OLSEN, R. E.; SLINDE, E.; TARANGER, G. L.; SKAALA, Ø. A comparison of farmed, wild and hybrid Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) reared under farming conditions. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 286, p. 203-210, 2009.

GODINHO, H. P.; MIRANDA, M. O. T.; GODINHO, A. L.; SANTOS, J. E. Pesca e biologia do surubim *Pseudoplatystoma coruscans* no rio São Francisco. In: MIRANDA, M. O. T. (Org.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 27-42. (Coleção Meio Ambiente, Série Estudos Pesca)

GOOD, C.; DAVIDSON, J.; WELSH, C.; BRAZIL, B.; SNEKVIK, K.; SUMMERFELT, S. The impact of water exchange rate on the health and performance of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* in water recirculation aquaculture systems. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 294, p. 80-85, 2009.

GOUSSET B. European eel (*Anguilla anguilla*) farming technologies in Europe and Japan: application of a comparative analysis. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 87, p. 209-235, 1990.

GRACE, G. R.; PIEDRAHITA, R. H. Carbon dioxide control. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 209-234. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

- GRAEFF, A. Viabilidade econômica do cultivo de carpa comum (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) em monocultivo em densidades diferentes. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v. 28, n. 3, p. 678-684, 2004.
- GREINER, A. D.; TIMMONS, M. B. evaluation of the nitrification rates of microbead and trickling filters in an intensive recirculating tilapia production facility. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 18, p. 189-200, 1998.
- GROENEWEG, J.; SELNER, B.; TAPPE, W. Ammonia oxidation in *Nitrosomonas* at NH₃ concentrations near Km: effects of pH and temperature. **Water Research**, Amsterdam, v. 28, n. 12, p. 2561–2566, 1994.
- GUTIERREZ-WING, M. T.; MALONE, R. F. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 163-171, 2006.
- HAMLIN, H. J.; MICHAELS, C. M.; BEAULATON, C. M.; GRAHAM, W. F.; DUTTT, W.; STEINBACH, P.; LOSORDO, T. M.; SCHRADER, K. K.; MAIN, K. L. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 38. p. 79-92, 2008.
- HEINEN, J.M., HANKINS, J.A., WEBER, A.L., WATTEN, B.J. A semiclosed recirculating water system for high-density culture of rainbow trout. **Progressive Fish-Culturist**, Bethesda, v. 58, n. 1, p. 11–22, 1996.
- HENGSAWAT, K.; WARD, F. J.; JARURATJAMORN, P. The effect of stocking density on yield, growth and mortality of African catfish (*Clarias gariepinus* Burchell 1822) cultured in cages. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 152, p. 67-76, 1997.
- HEYMANN, A. Intensive rearing of sheatfish (*Silurus glanis*). **Zeitschrift fur die Binnenfischerei der DDR**, Radebeul, v. 37, n. 12, p. 382 - 384, 1990.
- HOCHHEIMER, J. N.; WHEATON, F. Biological filters: trickling and RBC design. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE, 2. , 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 291-318.
- HONDA , H. Recirculating aquaculture system in Japan. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE, 2., 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 124-128.
- HOPKINS, A.; MANCI, W. E. Aquaculture: opportunity now. **Aquaculture Magazine**, Asheville, v. 18, p. 44, 1992.
- HUNTINGFORD, F. A.; LEANIZ, C. G. Social dominance, prior residence and acquisition of profitable feeding sites in juvenile Atlantic salmon. **Journal of Fish Biology**, Malden, v. 51, n. 5, p. 1009-1014, 1997.

INOUE, L. A. K. A.; HISANO, H.; ISHIKAWA, M. M.; ROTTA, M. A.; SENHORINI, J. A. **Princípios básicos para produção de alevinos de surubins (pintado e cachara)**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2009. 26 p.

KAMSTRA, A.; Van Der HEUL, J. W., NIJHOF, M. Performance and optimization of trickling filters on eel farms. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 17, p. 175–192, 1998.

KUBITZA, F.; CAMPOS, J. L.; BRUM, J. A. Surubim: produção intensiva no Projeto Pacu Ltda e Agropeixe Ltda. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 49, p. 41-50, 1998.

LANDAU, M. **Introduction to aquaculture**. New York: John Wiley, 1992. 440 p.

LATINI, O. A.; PETRERE Jr., M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian fresh-water tropical lakes. **Fisheries Management Ecology**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 71-79, 2004.

LAWSON, T. B. **Fundamentals of aquaculture engineering**. New York: Chapman e Hall, 1995. 355 p.

LEKANG, O. I.; KLEPPE, H. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 21, p. 181-199, 2000.

LIAO, I. C. Super intensive recirculating eel culture systems in Taiwan. **Global Aquaculture Advocate**, St. Louis, v. 3, n. 3, p. 44-46, 2003.

LIMA, L. C.; RIBEIRO, L. P.; LEITE, R. C.; MELO, D. C. Estresse em peixes. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 113-117, 2006a.

LIMA, L. C.; RIBEIRO, L. P.; MALISON, J. A.; BARRY, T. P.; HELD, J. A. Effects of temperature on performance characteristics and the cortisol stress response of surubim *Pseudoplatystoma* sp. **Journal of the World Aquaculture Society**, Malden, v. 37, n. 1, p. 89-95, 2006b.

LIRANÇO, A. D. S.; ROMAGOSA, E.; SCORVO-FILHO, J. D. Desempenho produtivo de *Pseudoplatystoma corruscans* estocados em sistemas de criação: semi-intensivo (viveiro escavado) e intensivo (tanque-rede). **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 41, n.3, p. 524-530, 2011.

LOPEZ-FANJUL, C; TORO, M.A. **Mejora Genética de peces y moluscos**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1990. 107 p.

LOSORDO, T. M. Recirculating aquaculture production system: the status and future. **Aquaculture Magazine**, Asheville, v. 24, n. 1, p. 38-45, 1998.

LOSORDO, T. M.; MASSER, M. P.; RAKOCY, J. **Recirculating aquaculture tank production systems: an overview of critical considerations**. Stoneville: Southern Regional Aquaculture Center Publication, n. 451, 1998. 6 p. Disponível em:

<<https://srac.tamu.edu/index.cfm/event/getFactSheet/whichfactsheet/102/>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

LOSORDO, T. M.; RAY, L. E.; DeLONG, D. P. Flow-through and recirculating systems. In: TUCKER, C. S.; HARGREAVES, J. A. (Ed.). **Biology and Culture of Channel Catfish**. Amsterdam: Elsevier, 2004. p. 545-560.

LOSORDO, T. M.; TIMMONS, M. B. An introduction to water reuse systems. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 1-7. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

LOSORDO, T. M.; WESTEMAN, P. W. An analysis of biological, economic and engineering factors affecting the cost of fish production in recirculating aquaculture system. **Journal of World Aquaculture Society**, Baton Rouge, v. 25, n. 2, p. 193-2003, 1994.

LOSORDO, T. M.; WESTERS, H. System carrying capacity and flow estimation. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 9-60.

LUNDBERG, J. G.; FRIEL, J. P. Siluriformes. **Tree of Live Web Projects**, 2003. Disponível em: <<http://tolweb.org/Siluriformes/15065/2003.01.20.>> Acesso em: 19 maio 2012.

LUNDBERG, J. G.; LITTMANN, M. W. Family Pimelodidae (Long-whiskered catfishes). In: REIS, R.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. J. (Ed.). **Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. p. 432-455.

LUZ, R. K.; PORTELLA, M. C. Diferentes densidades de estocagem na larvicultura do trairão *Hoplias lacerdae*. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 27, p. 95-101, 2005.

LUZ, R. K.; SANTOS, J. C. E. Densidade de estocagem e salinidade da água na larvicultura do pacamã. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 903-909, 2008.

MACLEAN, A.; METCALFE, N. B. Social status, access to food, and compensatory growth in the juvenile Atlantic salmon. **Journal of Fish Biology**, Malden, v. 58, n. 5, p. 1331-1346, 2001.

MALONE, R. F.; BEECHER, L. E. Use of floating bead filters to recondition recirculating waters in warmwater aquaculture production systems. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 22, p. 57-73, 2000.

MALONE, R. F.; BEECHER, L. E.; De Los REYES Jr., A. A. Sizing and management of floating bead bioclarifiers. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.) INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE, 2., 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 319-341.

MARQUES, E. E. **Biologia reprodutiva, alimentação natural e dinâmica da nutrição do pintado *Pseudoplatystoma coruscans* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Pimelodidae) no alto**

rio Paraná. 1993. 105 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1993.

MARQUES, R. V.; JEFFMAN, J. Princípios de conservação ambiental que necessitam ser respeitados para que seja possível uma real sustentabilidade da atividade de aquacultura. **Revista Científica de Ciência Administrativa**, Fortaleza, v. 9, n. 2, p. 220-228, dez. 2003.

MARTINS, C. I. M.; EDING, E. H.; VERDEGEM, M. C. J.; HEINSBROEK, L. T. N.; SCHNEIDER, O.; BLANCHETON, J. P.; d'ORBCASTEL, E. R.; VERRETH, J. A. J. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: a perspective on environmental sustainability. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 43, p. 83-93, 2010.

MASSER, M. P.; RAKOCY, J.; LOSORDO, T. M. **Recirculating aquaculture tank production systems:** management of recirculating systems. Stoneville: Southern Regional Aquaculture Center Publication, n. 452, 1999. 12 p. Disponível em: <<https://srac.tamu.edu/index.cfm/event/getFactSheet/whichfactsheet/103/>>. Acesso em: 15 abr. 2012.

MAVIGNIER NETO, L. A.; NASCIMENTO, F. L.; DELBEM, A. C. B.; GARBELINI, J. S.; LARA, J. A. F. Rendimento corporal do cachara, *Pseudoplatystoma fasciatum*, cultivado em tanques-rede com diferentes densidades de estocagem. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONOMICOS DO PANTANAL, 5., 2010, Corumbá. **Anais...** Corumbá: ICS do Brasil/UFMS/EMBRAPA Pantanal, 2010. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/869065/1/sp17288.pdf>>. Acesso em: 14 maio 2012.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (Brasil). Boletim estatístico da pesca e aquicultura Brasil 2010. Brasília, 2012. 128 p.

MIRANDA, M. O. T.; RIBEIRO, L. P. **Características zootécnicas do surubim *Pseudoplatystoma coruscans*.** In: Miranda, M. O. T. (Org.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 43-56. (Coleção Meio Ambiente, Série Estudos da Pesca, 19).

NELSON, J. S. **Fishes of the world**. New York: Wiley, 1994. 600 p.

NERRIE, B. L.; HATCH, L. U.; ENGLE, C. R.; SMITHERMAN, R. O. The economics of intensifying catfish production: a production function analysis. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge, v. 21, n. 3, p. 216-224, 1990.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. A introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 557-560, 1999.

PATTERNSON, R. N.; WATTS, K. C. Micro-particles in recirculating aquaculture systems: particle size analysis of culture water from a commercial Atlantic salmon site. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 28, p. 99-113, 2003.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31, p. 81-88, 2005.

PETRETERE Jr, M. A pesca de água doce no Brasil. **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 19, p. 28-33, 1995.

PFEIFFER, T. J.; OSBORN, A.; DAVIS, M. Particle sieve analysis for determining solids removal efficiency of water treatment components in a recirculating aquaculture system. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 39, p. 24-29, 2008.

PIEDRAS, S. R. N.; OLIVEIRA, J. L. R.; MORAES, P. R. R.; BAGER, A. Toxicidade aguda da amônia não ionizada e do nitrito em alevinos de *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842). **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 5, p. 1008-1012, set./out., 2006.

PILECCO, J. P.; REDONDO, M. A. S.; OLIVEIRA, A. M.; NUNES, A. L.; BARROS, A. F.; USHIZIMA, T. T.; CAPPI, N.; OLIVEIRA, C. A. L.; CAMPOS, C. M. Desempenho zootécnico de *Pseudoplatystoma* spp., criados em viveiros escavados alimentados com rações comerciais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PRODUÇÃO DE PEIXES NATIVOS DE ÁGUA DOCE, 1., 2007, Dourados. **Anais...** Dourados: SEAP/AQUABIO/EMBRAPA, 2007. Disponível em: <http://www.cpa0.embrapa.br/congressopeixe2007/TRABALHOS/NUTRICA0_E_ALIMENTACA0/NUTAL_05.pdf>. Acesso em: 19 maio 2012.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the environment**. New York: John Wiley e Sons, Inc., 1992. 189 p.

PIPER, R. G.; McELWAIN, I. B.; ORNE, C. E.; McCRASEN, J. P.; FOWLER, L. G.; LEORNAD, J. R. **Fish hatchery management**. Washington: United States Department of the Interior, 1982. 517 p.

PONZETTO, J. M.; SENHORINI, J. A.; POLAZ, C. N. M.; ROCHA, R. C. G. A.; FORESTI, F.; PORTO-FORESTI, F. Reprodução induzida de híbridos de siluriformes em cativeiro: potencialidades e ameaças à conservação das espécies nativas. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11., 2009, São José do Rio Preto. **Anais...** São José do Rio Preto: UNESP, 2009. p. 4342-4345. Disponível em: <http://prope.unesp.br/xxi_cic/27_34888093822.pdf> Acesso em: 05 maio 2012.

PORTO-FORESTI, F.; HASHIMOTO, D. T.; PRADO, F. D.; SENHORINI, J. A.; FORESTI, F. A hibridação interespecífica em peixes. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 21, p. 28-33, 2011.

POSTON, H. A.; WILLIAMS, R. C. Interrelations of oxygen concentration, fish density, and performance of Atlantic salmon in an ozanated water reuse system. **Progressive Fish-Culturist**, Bethesda, v. 50, p. 69-76, 1988.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 328 p.

RAHMAN, M. A.; BHADRA, A.; BEGUM, N.; ISLAM, M. S.; HUSSAIN, M. G. Production of hybrid vigor through cross breeding between *Clarias batrachus* Lin. and *Clarias gariepinus* Bur. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 138, p. 125-130, 1995.

RHYMER J. M.; SIMBERLOFF, D. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 27, p. 83–109, 1996.

RIBEIRO, L. P., MIRANDA, M. O. T., LIMA, L. C. Piscicultura em recirculação: uma tendência inevitável. Belo Horizonte: **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 65-68, 2000.

RIBEIRO, L. P., MIRANDA, M. O. T., LIMA, L. C., HOLANDA, E. D. Aquacultura empresarial. Belo Horizonte: **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 203, p. 5-9, 2000.

RIBEIRO, L. P.; MIRANDA, M. O. T. Rendimento de processamento do surubim *Pseudoplatystoma coruscans*. In: Miranda, M. O. T. (Org.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 101-111. (Coleção Meio Ambiente, Série Estudos da Pesca, 19).

RIDHA, M. T.; CRUZ, E. M. Effect of biofilter media on water quality and biological performance of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* L. reared in a simple recirculating system. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 24, p. 157–166, 2001.

ROMAGOSA, E.; PAIVA, P.; ANDRADE-TALMELLI, E. F.; GODINHO, H. M. Biologia reprodutiva de fêmeas de cachara, *Pseudoplatystoma fasciatum* (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae), mantidas em cativeiro. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 29, p. 151-159, 2003.

ROWLAND, S. J.; MIFSUD, C.; NIXON, M. ; BOYD, P. Effects of stocking density on the performance of the Australian freshwater silver perch (*Bidyanus bidyanus*) in cages. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 253, p. 301–308, 2006.

SATO, Y.; CARDOSO, E. L.; SALLUM, W. B. Reprodução induzida do surubim (*Pseudoplatystoma coruscans*) da bacia do São Francisco. In: ENCONTRO ANUAL DE AQUICULTURA, 6., 1988, Belo Horizonte. **Resumos...** Belo Horizonte: Associação Mineira de Aquicultura, 1988. p. 20.

SATO, Y.; FENERICH-VERANI, N.; GODINHO, H. P. Reprodução induzida de peixes da bacia do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 275-289.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. (Ed.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Victoria, BC: World Fisheries Trust, 2003. p. 195–231.

SCHROEDER, G. L.; KALTON, A.; LAHER, M. Nutrient flow in pond aquaculture systems. In: BRUNE, E.; TOMASO, J. R. (Ed.). **Aquaculture and water quality**. Baton Rouge: The World Aquaculture Society, 1991. p. 489-505. (Advances in World Aquaculture 3).

SCORVO-FILHO, J. D.; ROMAGOSA, E.; AYROZA, L. M. S.; FRASCÁ-SCORVO, C. M. D. Desempenho produtivo do pintado, *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix e Agassiz, 1829),

submetidos a diferentes densidades de estocagem em dois sistemas de criação: intensivo e semi-intensivo. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 181-188, 2008.

SHEPHERD, C. J.; BROMAGE, N. R. **Intensive fish farming**. Oxford: BSP Professional Books, 1988. 404 p.

SHNEL, N.; BARAK, Y.; EZER, T.; DAFNI, Z.; Van RIJN, J. Design and performance of a zero-discharge tilapia recirculating system. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 26, p. 191–203, 2002.

SINGH, S.; EBELING, J.; WHEATON, F. Water quality trials in four recirculating aquacultural system configurations. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 20, p. 75–84, 1999.

SISTEMA de criação. **Revista da Terra**. Disponível em: <http://www.revistadaterra.com.br/view.php?id=su36&id_c=120>. Acesso em: 16 maio 2012.

SKJØLSTRUP, J.; NIELSEN, P. H.; FRIER, J.-O.; MCLEAN, E. Performance characteristics of fluidised bed biofilters in a novel laboratory-scale recirculation system for rainbow trout: nitrification rates, oxygen consumption and sludge collection. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 18, p. 265–276, 1998.

SOUSA, A. B.; CARVALHO, D. C.; MELO, D. C.; SEERIG, A. S.; OLIVEIRA, D. A. A.; RIBEIRO, L. P.; TEIXEIRA, E. A. T.; CREPALDI, D. V.; FARIA, P. M. C. A utilização de baixo número de matrizes em piscicultura: perda de recursos genéticos para programas de repovoamento. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v. 30, n. 3/4, p. 100-104, 2006.

SOUZA, A. D. L. **Efeito dos sistemas de criação semi-intensivo (viveiro escavado) e intensivo (tanque-rede) no desenvolvimento produtivo do pintado, *Pseudoplatystoma corruscans* (spix e agassiz, 1829) (Siluriformes: pimelodidae)**. 2005. 29 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - CAUNESP, Universidade Paulista “Júlio de Mesquita Neto”, Jaboticabal, 2005.

SUMMERFELT, S. T. An integrated approach to aquaculture waste management in flowing water systems. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.) **INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE**, 2., 1998, Roanoke. **Proceedings**... Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 87-97.

SUMMERFELT, S. T. Design and management of conventional fluidized-sand biofilters. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 275-302, 2006.

SUMMERFELT, S. T.; SHARRER, M. J. Design implication of carbon dioxide production within biofilters contained in recirculating salmonid culture systems. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 32, p. 171–182, 2004.

SUZUKI, Y.; MARUYAMA, T.; NUMATA, H.; SATO, H.; ASAKAWA, M. Performance of a closed recirculating system with foam separation, nitrification and denitrification units for intensive culture of eel: towards zero emission. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 29, p. 165–182, 2003.

TACON, A. G. J.; HALWART, M. Cage aquaculture: a global overview. In: HALWART, M.; SOTO, D.; ARTHUR, J. R. (Ed.). **Cage aquaculture: Regional reviews and global overview**. Rome: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007. p. 3-16. (FAO Fisheries Technical Paper. N° 498).

TAI, C. F.; HATCH, U.; MASSER, M. P.; CACHO, O. J.; HOFFMAN, D. G. Validation of a growth simulation model for catfish. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 128, p. 245–254, 1994.

TIMMONS, M. B.; AHO, P. W. Comparison of aquaculture and broiler production systems. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). **INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE, 2.**, 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 190-199.

TIMMONS, M. B.; HOLDER, J. L.; EBELING, J. M. Application of microbead biological filters. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 332-343, 2006.

TOKO, I.; FIOGBE, E. D.; KOUKPODE, B.; KESTEMONTE, P. Rearing of African catfish (*Clarias gariepinus*) and vundu catfish (*Heterobranchus longifilis*) in traditional fish ponds (whedos): Effect of stocking density on growth, production and body composition. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 262, p. 65–72, 2007.

TOLEDO-FILHO, S. A.; ALMEIDA-TOLEDO, L. F.; FORESTI, F.; CALCAGNOTTO, D.; SANTOS, S. B. A. F.; BERNARDINO, G. Programas genéticos de seleção, hibridação e endocruzamento aplicados à piscicultura. **Cadernos de Ictiogenética**, São Paulo, v. 4, p. 56, 1998.

TURRA, E. M. **Desempenho do Surubim *Pseudoplatystoma spp* sob diferentes densidades de estocagem**. 2000. 31 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2000.

TURRA, E. M.; QUEIROZ, B. M.; TEIXEIRA, E. A.; FARIA, P. M. C.; CREPALDI, D. V.; RIBEIRO, L. P. Densidade de estocagem do surubim *Pseudoplatystoma spp*. cultivado em tanque-rede. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 10, n. 1, p. 177-187, 2009.

TWAROWSKA, J. G.; WESTERMAN, P. W.; LOSORDO, T. M. Water treatment and waste characterizatin evaluation of na intensive recirculating fish production system. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). **SUCCESS AND FAILURES IN COMMERCIAL RECIRCULATING AQUACULTURE CONFERENCE, 1996**, Roanoke. **Proceedings...** Ithaca: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1996. 447-458.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (BRASIL). **SAEG - Sistema de Análises Estatísticas e Genéticas**. Viçosa, MG, 1997. (Versão 7.0).

Van GORDER, S. D. Operating and managing water reuse system. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 281-306. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

Van RIJN, J.; BARAK, Y. Denitrification in recirculating aquaculture systems: from biochemistry to biofilters. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). **INTERNATIONAL CONFERENCE ON RECIRCULATING AQUACULTURE**, 2., 1998, Roanoke. **Proceedings...** Roanoke: Virginia Polytechnic Institute and State University, 1998. p. 179-187.

Van RIJN, J.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 364–376, 2006.

VEERAPEN, J. P.; LOWRY, B. J.; COUTURIER, M. F. Design methodology for the swirl separator. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 33, p. 21–45, 2005.

VIEIRA, F.; POMPEU, P. Peixamentos, uma alternativa eficiente? **Ciência Hoje**, São Paulo, v. 175, p. 29-33, 2001.

VINCI, B. J.; TIMMONS, M. B.; SUMMERFELT, S. T.; WATTEN, B. J. Carbon dioxide control in intensive aquaculture: design tool development. In: LIBEY, G. S.; TIMMONS, M. B. (Ed.). **SUCCESS AND FAILURES IN COMMERCIAL RECIRCULATING AQUACULTURE CONFERENCE**, 1996, Roanoke. **Proceedings...** Ithaca: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, 1996. p. 399-418.

VITULE J. R. S.; FREIRE C. A.; SIMBERLOFF D. International introductions of inland aquatic species. **Fish and Fisheries**, New Jersey, v. 10, p. 98-108, 2009.

WAINBERG, A. A.; CÂMARA, M. R. Carcinicultura no litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil: interações ambientais e alternativas mitigadoras. In: **AQUACULTURA BRASIL'98**, 1998, Recife. **Anais...** Recife: SIMBRAQ, 1998. p. 527-544.

WATANABE, W. O.; LOSORDO, T. M.; FITZSIMMONS, K. Tilapia production systems in the Americas: technological advances, trends, and challenges. **Reviews in Fisheries Science**, London, v. 10, p. 465-498, 2002.

WATTEN, B. J. Aeration and oxigenation. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M. (Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 173-208. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

WEBB Jr., K. A.; HITZFELDER, G. M.; FAULK, C. K.; HOLT, G. J. Growth of juvenile cobia, *Rachycentron canadum*, at three different densities in a recirculating aquaculture system. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 264, p. 223–227, 2007.

WEBSTER, C. D.; TIDWELL, J. H.; TIU, L. G.; YANCEY, D. H. Culture, nutrition, and feeding of fish in cages. **Aquaculture Magazine**, Asheville, v. 22, n. 5, p. 30-39, 1996.

WELCOMME, R. L. **River fisheries**. Roma: FAO, 1985. 330 p. (FAO. Fisheries technical papers, 262).

WHEATON, F. W.; HOCHHEIMER, J. N.; KAISER, G. E.; KRONES, M. J.; LIBEY, G. S.; EASTER, C. C. Nitrification filter principles. In: TIMMONS, M. B.; LOSORDO, T. M.

(Ed.). **Aquaculture water reuse system: engineering design and management**. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 101-126. (Developments in Aquaculture and Fisheries Sciences, vol. 27).

WIK, T. E. I.; LINDÉN, B. T.; WRAMNER, P. I. Integrated dynamics aquaculture and wastewater treatment modeling for recirculating aquaculture systems. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 287, p. 361-370, 2009.

WOIWODE, J. G.; ADELMAN, I. R. Influence of density and multipass water use on channel catfish performance in raceways. **Progressive Fish-Culturist**, Bethesda, v. 51, n. 4, p. 183-188, 1989.

ZIMMERMANN, S.; FITZSIMMONS, K. 2004. Tilapicultura intensiva. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, N. (Org.). **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo: TecArt, 2004. p. 239-266.