

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E
BIOLÓGICOS NO SISTEMA INTENSIVO DE
PRODUÇÃO DE TILÁPIA NO NILO

Autora: Tatiani Botini Pires
Orientador: Prof. Dr. Ricardo Pereira Ribeiro

MARINGÁ
Estado do Paraná
julho – 2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E
BIOLÓGICOS NO SISTEMA INTENSIVO DE
PRODUÇÃO DE TILÁPIA NO NILO

Autora: Tatiani Botini Pires
Orientador: Prof. Dr. Ricardo Pereira Ribeiro

Tese apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de DOUTOR EM ZOOTECNIA, no Programa de Pós-graduação em Zootecnia da Universidade Estadual de Maringá – Área de concentração: Produção Animal.

MARINGÁ
Estado do Paraná
julho – 2014

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

P667e	<p>Pires, Tatiani Botini Análise de parâmetros físico-químicos e biológicos no sistema intensivo de produção de tilápia do Nilo / Tatiani Botini Pires. - Maringá, 2014. 65 f.: figs., tabs.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Ricardo Pereira Ribeiro Tese (doutorado)- Universidade Estadual de Maringá, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Zootecnia, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, 2014.</p> <p>1. Tilápia - Cultivo. 2. Reservatório. 3. Tilápia - Produção. 4. Oxigênio. 5. <i>Oreochromis niloticus</i>. I. Ribeiro, Ricardo Pereira, orient. II. Universidade Estadual de Maringá. Centro de Ciências Agrárias. Departamento de Zootecnia. Programa de Pós-Graduação em Zootecnia. III. Título.</p> <p>CDD 21. ed. 639.31</p>
-------	--



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

**ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E
BIOLÓGICOS NO SISTEMA INTENSIVO DE
PRODUÇÃO DE TILÁPIA DO NILO**

Autora: Tatiani Botini Pires
Orientador: Prof. Dr. Ricardo Pereira Ribeiro

TITULAÇÃO: Doutora em Zootecnia - Área de Concentração Produção
Animal

APROVADA em 29 de julho de 2014.

Prof. Dr. Lauro Daniel
Vargas Mendez

Prof. Dr. Carlos Antonio
Lopes de Oliveira

Prof. Dr. Jayme Aparecido Povh

Dr. Luiz Alexandre Filho

Prof. Dr. Ricardo Pereira Ribeiro
(Orientador)

“Muitas pessoas têm a idéia errada do que constitui a verdadeira felicidade, ela não é alcançada através da auto-satisfação, mas através da fidelidade a um propósito digno.”

Helen Keller

Ao

meu pai e minha mãe, que me guiaram no caminho da vida,
souberam me ensinar os valores necessários para alcançar meus
objetivos, com a garantia de ter meu coração tranquilo ao final
de cada meta traçada.

Ao

meu irmão, Leonardo, e minha irmã, Angélica,
pelo carinho que sempre dedicaram a mim.

Ao

meu esposo, Lair, que sempre me apoiou e ao confiar em mim,
superou junto comigo os momentos em que tivemos que
nos separar para completar mais esta jornada.

À

minha filha, Valentina, que nasceu durante esta jornada e
me abriu os olhos novamente para o fascínio da vida
dando um novo sentido a minha vida.

DEDICO...

AGRADECIMENTOS

Após muito pensar, compreendo porque não há como não começar um agradecimento sem se dirigir primeiramente a DEUS. Nunca conseguiria agradecer pessoalmente, nem homenagear, cada pessoa que me ajudou a chegar até aqui, só é possível agradecer a DEUS por ter colocado cada um de vocês no meu caminho.

Assim, DEUS, agradeço-Te, profundamente, por cada pessoa que colocou no meu caminho desde o dia que o SENHOR me deu a graça da vida.

Agradeço ao meu pai, **Osvaldil**, e a minha mãe, **Luzia**, que não poderiam ter sido mais amáveis e foram sem dúvida um exemplo pra mim e se tornaram o meu alicerce.

Aos meus irmãos, **Leonardo** e **Angélica**, que foram de extrema fidelidade e ternura, e me completaram como pessoa e filha.

Agradeço-Te, meu DEUS, por ter unido o meu caminho com o do meu esposo **Lair** que além de ser um companheiro, teve uma dedicação a nossa relação e confiança em mim que foram primordiais para a realização deste trabalho.

Agradeço-Te, meu DEUS, por ter neste curto período me dado a benção de ser mãe, com a **Valentina**, conheci uma forma de amor que nunca pensei existir e me fez voltar a ver e fazer coisas que não imaginava que veria ou faria novamente, e assim me direcionou sob uma nova perspectiva a realizar este trabalho.

Agradeço a todos meus amigos que estiveram ao meu lado, e destaco a presença do **Oswaldo** e **Lucilaine**, que além de grandes amigos também passaram a ser parte da minha família ao me acolherem em sua casa, que passou a ser nossa casa.

Agradeço pelos novos amigos que fiz nesta fase do doutorado, e foram tantos que com medo de esquecer de alguém, represento-os neste curto espaço pelos grupos **PEIXEGEN**, **Nupélia-bentos**, acadêmicos do **PPZ-UEM**, acadêmicos da **Zootecnia UEM** e todos meus amigos da família **Unemat**, saibam que todos vocês sempre estarão registrados nas memórias de minha vida.

Em particular, agradeço à **Universidade Estadual de Maringá (UEM)** e ao **Programa de Pós-graduação em Zootecnia (PPZ)** que junto com a **Universidade do Estado de Mato Grosso (Unemat)** e a **Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (Fapemat)**, firmaram uma parceria que me oportunizou a realizar este trabalho.

Ao professor Dr. **Ricardo Pereira Ribeiro**, agradeço pela orientação, pelo conhecimento compartilhado, pela amizade, e destaco que neste período mais que um orientado, o senhor se tornou mais um exemplo que devo seguir.

Ao professor Dr. **Elias Nunes Martins**, agradeço pela orientação e por ter cedido um espaço para mim em sua sala, e com isso me ajudou a superar as minhas angústias quanto à realização do delineamento experimental e análises estatísticas.

Agradeço de forma especial aos funcionários da UEM, **Geraldo**, **Vitor**, **Cleiton** e **Dilma**, pelo auxílio primordial que me deram na execução deste trabalho.

Assim, meu DEUS, agradeço-Te por tudo que me permitiu encontrar e viver, a todos que colocou no meu caminho e justamente por isso não posso deixar de Te pedir que continue me abençoando com a presença de cada um.

BIOGRAFIA

TATIANI BOTINI PIRES, filha de Osvaldil Botini e Maria Luzia da Conceição Botini, nasceu na cidade de Ivaiporã, Paraná, em 03 de abril de 1983 e é casada com Lair Aureliano Valente Pires com quem teve sua filha, Valentina Botini Pires.

Em março de 2000, ingressou no curso de licenciatura em Ciências Biológicas ofertado pela Universidade do Estado de Mato Grosso - Unemat, no *Campus* Universitário de Cáceres, e foi graduada em fevereiro de 2004, obtendo o título de licenciada em Ciências Biológicas.

Em março de 2004, iniciou sua atividade profissional como docente da Escola Estadual 14 de fevereiro e docente interina da Universidade do Estado de Mato Grosso - Unemat, atuando nestajunto ao curso de Zootecnia.

Em agosto de 2006, tomou posse do cargo de professor da educação superior, na área de geologia geral, por meio do concurso público referente ao Edital nº002/2006-SAD/MT, para a Universidade do Estado de Mato Grosso – Unemat.

Em junho de 2008, conclui o curso de mestrado em Ciências Ambientais, na área de concentração em “Meio Ambiente e Sustentabilidade” ofertado pela Unemat, com sede em Cáceres.

Em agosto de 2010, por meio do convênio de parceria firmado com a Unemat e o Programa de Pós-graduação em Zootecnia (PPZ-UEM), ingressou no curso de Doutorado em Zootecnia da UEM, na área de concentração em Produção Animal.

Teve seu exame de qualificação em novembro de 2013 e em julho de 2014 submeteu sua tese à arguição de uma banca examinadora, para a obtenção do título de Doutorem Zootecnia.

ÍNDICE

	Página
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	xi
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xv
I – INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 Qualidade da água na aquicultura	2
1.2 Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores	4
1.3 O desenvolvimento da tilapicultura e a implantação de parques aquícolas	6
Referências	9
II– OBJETIVOS GERAIS	15
III –CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO: EFEITO SOBRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	16
Resumo	16
Abstract	17
Introdução	18
Material e Métodos	19
Delineamento experimental	20
Amostragem das variáveis limnológicas	21
Análise estatística dos dados	22
Resultados e Discussão	23
Conclusões	33

Referências	33
IV –MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS SOBRE SUBSTRATO ARTIFICIAL COMO INDICADOR DE ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE TILÁPIA DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i> LINNAEUS, 1758)	37
Resumo	37
Abstract	38
1. Introdução	39
2. Material e Métodos	40
2.1. Delineamento experimental	41
2.2. Amostragem dos parâmetros limnológicos	42
2.3. Análises estatísticas dos dados	44
3. Resultados	45
4. Discussão	53
Referências	59
IV –CONSIDERAÇÕES FINAIS	65

LISTA DE TABELAS

		Página
III – CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO: EFEITO SOBRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA		
Tabela 1	Resumo da análise de variância das variáveis: oxigênio, temperatura, pH e a condutividade	24
Tabela 2	Coeficientes, estimativa dos contrastes e p-valor da estatística F para contrastes ortogonais com respectivas médias das variáveis físico-químicas da água	24
Tabela 3	Estimativa dos valores que compõem o modelo de regressão do desdobramento de período dentro dos três níveis de profundidade da coluna d'água amostrada	28
Tabela 4	Resumo da análise de variância das variáveis físicas e químicas da água	30
Tabela 5	Valores médios das variáveis avaliadas para as amostras de sedimento coletadas no início e no final do experimento	32
IV – MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS SOBRE SUBSTRATO ARTIFICIAL COMO INDICADOR DE ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE TILÁPIA DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i> LINNAEUS, 1758)		
Tabela 1	Média \pm desvio-padrão (DP) das variáveis da água no período de outubro de 2010 a fevereiro de 2011	45
Tabela 2	Valores médios das variáveis avaliadas para as amostras de sedimento coletadas no início e no final do experimento pela análise de médias pareadas	47

Tabela 3	Valores médios estimados da densidade e da riqueza de macroinvertebrados aquáticos encontrados de acordo com o ponto de tempo de exposição do biocoletor por meio da análise de modelos lineares generalizados	48
Tabela 4	Estimativas dos parâmetros e estatística do modelo ajustado aos dados de densidade e riqueza de macroinvertebrados aquáticos na área experimental de piscicultura em tanques rede	48
Tabela 5	Número médio de organismos dos grandes grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos transectos com (T2, T3 e T4) e sem tanques-rede (T1 e T2)	52

LISTA DE FIGURAS

	Página
III – CULTIVO DE TILÁPIA DO NILO: EFEITO SOBRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA	
Figura 1	20
Área de estudo: reservatório de Rosana (bacia do rio Paranapanema) no Estado do Paraná, Brasil, com a localização da estação de coleta no rio do Corvo	
Figura 2	21
Distribuição das densidades de tilápia do Nilo nos tanques-rede e identificação dos pontos (p1 a p5) de amostragem das variáveis limnológicas	
Figura 3	25
Curvas de regressão do pH em função do período de amostragem para cada uma das áreas amostradas	
Figura 4	27
Curvas de regressão das variáveis limnológicas em função do período e cada nível de profundidade da coluna d'água em área com cultivo de Tilápias em tanques-rede	
Figura 5	30
Curvas de regressão em função do período dentro do nível superficial da profundidade da coluna d'água para as variáveis Nitrogênio Total, Nitrato e Ortofosfato em área com cultivo de Tilápias em tanques-rede	
IV – MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS SOBRE SUBSTRATO ARTIFICIAL COMO INDICADOR DE ENRIQUECIMENTO ORGÂNICO ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE TILÁPIA DO NILO (<i>Oreochromis niloticus</i> LINNAEUS, 1758)	
Figura 1	40
Área de estudo: reservatório de Rosana (bacia do rio Paranapanema) no Estado do Paraná, Brasil, com a localização da estação de coleta no rio do Corvo	

Figura 2	Distribuição das densidades de tilápia do Nilo nos tanques-rede ao longo dos transectos, localização dos transectos sem tanques-rede e identificação dos pontos (p1 a p5) de amostragem das variáveis limnológicas. Os pontos de coleta dos macroinvertebrados consistiram nos locais identificados com as densidades e nos pontos marcados sem tanques-rede	41
Figura 3	Curvas de regressão do pH em função do período de amostragem para cada uma das áreas amostradas	46
Figura 4	Curvas de regressão da temperatura nos três níveis de profundidade em função do período de amostragem	46
Figura 5	Curvas de regressão em função do período dentro do nível superficial da profundidade da coluna d'água para as variáveis Nitrogênio Total, Nitrato e Ortofosfato em área com cultivo de Tilápias em tanques-rede	47
Figura 6	Box-Plot da densidade média de organismos bentônicos encontrados nos (a) transectos e (b) na área geral. T1 e T5: transectos sem tanques-rede. T2, T3 e T4: transectos com tanques-rede. M: área a montante; P: área com tanques-rede; J: área a Jusante	49
Figura 7	Relação entre o número de indivíduos amostrados e a frequência dos grupos de macroinvertebrados aquáticos identificados	50
Figura 8	Número médio dos principais grupos de macroinvertebrados aquáticos identificados	50
Figura 9	Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) em relação às variáveis limnológicas(A) e fatores bióticos (B) que influenciaram os eixos na ordenação dos transectos com os tratamentos (C)	51
Figura 10	Relação entre o número médio de indivíduos e os principais grupos de macroinvertebrados aquáticos identificados nos transectos. T1 e T5: transectos sem tanques-rede; T2, T3 e T4: transectos com tanques-rede	52

RESUMO

O presente trabalho foi realizado no rio do Corvo, um dos tributários do reservatório de Rosana (PR/SP), localizado na área entre os municípios de Diamante do Norte (PR) e Terra Rica. Foram utilizados 18.000 juvenis pós-revertidos para machos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), da variedade GIFT. Destes animais foram coletados os dados de biomassa em intervalos de aproximadamente 30 dias, no período de verão, para determinar o manejo alimentar. A avaliação dos parâmetros limnológicos: temperatura, oxigênio dissolvido, saturação por oxigênio, condutividade elétrica e transparência, foram determinadas “in situ”. Para estes, utilizou-se um intervalo de amostragem de aproximadamente 15 dias para a amostragem e a avaliação ocorreu em três níveis de profundidade da coluna d’água; enquanto que a avaliação dos níveis de nitrogênio total, ortofosfato e nitrato ocorreu em intervalos de 30 dias e em dois níveis de profundidade da coluna d’água. Os dados limnológicos foram coletados em intervalo de 4 h entre cada repetição no dia. A coleta dos macroinvertebrados aquáticos ocorreu com um método de colonização natural, denominado de biocoletor, confeccionado a partir de uma rede plástica com capacidade para 5 kg e utilizando como substrato 15 g de taboa (*Typha sp.*), 10 cm de bucha vegetal e cerca de 450 g de brita e cascalho, com seis repetições para cada ponto. Uma triplicata dos biocoletores ficou exposta por aproximadamente 15 dias e a outra por aproximadamente 30 dias a partir da sua data de implantação. Os dados das variáveis limnológicas foram submetidos à análise descritiva e de variância (Anova) e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade. Foi aplicada uma análise estatística utilizando a distribuição de Poisson com função de ligação log para os dados obtidos pela contagem dos macroinvertebrados aquáticos identificados, sendo número de indivíduos e a riqueza utilizados para avaliar: os pontos de coleta estabelecidos; os transectos formados com a

implantação dos tanques-rede; o efeito das densidades de estocagem dos peixes nos tanques-rede e o tempo de exposição dos biocoletores. O sistema de cultivo em tanques-rede provocou uma variação significativa ($P < 0,05$) no teor de oxigênio e pH. Em média, no transecto sem tanques-rede a saturação por oxigênio e o teor de oxigênio dissolvido na água é de 2,9% e 0,24 mg/L a mais do que o disponível nos transectos com tanques-rede, havendo diferença significativa ($P < 0,05$) entre estes transectos. Porém, mesmo com o efeito da piscicultura, os índices de qualidade da água avaliados não infringiram os níveis impostos pela Resolução nº 357/2005 do Conama, indicando que o ambiente possui capacidade de assimilação mitigando o impacto da carga orgânica imposta pela piscicultura em função dos resíduos de ração e das excretas dos peixes. O método de amostragem dos macroinvertebrados aquáticos bentônicos se mostrou mais eficiente no monitoramento ambiental do que as variáveis limnológicas, confirmando que o incremento de matéria orgânica aumenta a densidade destes organismos, principalmente do grupo dos Oligoquetos, Hirudinea e Gastropoda. Estes resultados demonstram a importância dos estudos nesta área para definir com mais exatidão o procedimento metodológico e os estudos acerca das respostas dos grupos de macroinvertebrados bentônicos em função das atividades de produção aquícola.

Termos para indexação: aquicultura, bioindicadores, Oligochaeta, oxigênio, reservatório, tanque-rede.

ABSTRACT

This work was performed at the Crow River, a tributary of Rosana reservoir (RP/SP) located in the area between the towns of North Diamond (PR) and Terra Rica. 18,000 juveniles post-reversed for male of Nile tilapia (*O. niloticus*), from the variety GIFT were used. From these animals the biomass data at intervals of approximately thirty days were collected in the summer period, to determine the feeding management. The evaluation of limnology, temperature, dissolved oxygen, oxygen saturation, electric conductivity and transparency were determined in situ. For these were used a sampling interval of about fifteen days and were evaluated at three levels of the water column; while the evaluation of the levels of total nitrogen, orthophosphate and nitrate occurred at intervals of thirty days and in two levels of the water column. Limnological data were collected at an interval of four hours between each repetition in the day. The collection of aquatic macroinvertebrates occurred through a method of natural colonization, called bio collector, made from a plastic net with a capacity of five kilos and using as substrate 15g of Cattail (*Typha sp.*), 10 cm of plant bush and about 450g of crushed stone and gravel, with six replicates for each point. One triplicate of bio collectors was exposed for about 15 days and the other three for about 30 days from the date of its implementation. The data of the limnological variables were subjected to descriptive analysis and variance (Anova) and means were compared by the Scott-Knott test at 5% probability. A statistical analysis using the Poisson distribution with log link function to the data obtained by counting identified aquatic macroinvertebrates was applied. The number of individuals and the richness were used to evaluate: collection points established; transects formed with the deployment of cages; the effect of stocking densities of fish in cages and the exposure time of bio collectors. The system of cultivation in cages caused a significant variation ($P < 0.05$) in oxygen content and pH. On average in the transect

without cages the saturation by oxygen, and the oxygen dissolved in water is 2.9% and 0.24 mg/L to higher than the available transects in cages, with significant difference ($P < 0.05$) between these transects. But even with the effect of fish farming indexes of water quality evaluated have not breached the levels imposed by Resolution No. 357/2005 of Conama, indicating that the environment has the capacity to assimilate mitigating the impact of fish farming organic load imposed by the activity in function of waste from feed and fish excreta. The sampling method of benthic macroinvertebrate communities was more efficient in the environmental monitoring than the limnological variables, confirming that the increase of organic matter increases the density of these organisms, especially the group of Oligochaeta, Hirudinea and Gastropoda. These results demonstrate the importance of studies in this area to define more precisely the methodological procedure and studies about the responses of groups of benthic macroinvertebrates in function of aquaculture production activities.

Index terms: aquaculture, bio indicators, *Oreochromis niloticus*, oxygen, reservoir, cages.

I – INTRODUÇÃO GERAL

A Food and Agriculture Organization – FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2012) define a aquicultura como o cultivo de organismos aquáticos, incluindo peixes, moluscos, crustáceos e plantas aquáticas. O termo cultivo implica na presença do homem nas fases que compõem uma cadeia produtiva. Esta intervenção humana, por sua vez, implica em alterações ambientais que visam o sucesso deste cultivo.

A preocupação com a qualidade ambiental cresceu junto com o crescimento da própria sociedade, pois se no início as transformações eram desprezíveis hoje, com o crescimento constante da população, se tornaram intensas. Ao mesmo tempo não é possível conter o crescimento populacional e o desenvolvimento tecnológico a ele incorporado. Assim, a única alternativa é a consolidação de um processo de planejamento que traduza as condições mais adequadas para atender as demandas, contemplando não somente a viabilidade econômica e social, mas também o equilíbrio ambiental (Philippi Junior et al., 2004).

Neste sentido, Tilman et al. (2011) preveem um crescimento de 100 a 110% até 2050 na produção agrícola global. Contudo, rendimentos globais provavelmente serão afetados pelas mudanças climáticas e o crescimento de nações em desenvolvimento exigirá investimentos significativos em tecnologias, infraestrutura e abandono da até então tradicional forma de expansão agrícola. A adoção de uma nova trajetória de desenvolvimento do setor agropecuário baseada na intensificação agrícola, ambientalmente sustentável e mais justa, no que se refere à oferta mundial de alimentos, é cada vez mais cobrada.

É justamente neste cenário, que envolve o crescimento populacional, a demanda por alimentos e a necessidade de um desenvolvimento econômico ambientalmente

sustentável, que a aquicultura se apresenta como uma alternativa no setor de produção de proteína. Destacam-se as qualidades nutritivas do pescado, o potencial de geração de empregos da indústria pesqueira, o baixo custo de produção de peixes em sistemas aquaculturais e por evitar a depleção dos estoques pesqueiros naturais (Cyrino et al., 2004).

No entanto, no que se refere à capacidade de suporte do ambiente, a situação é mais complexa, Agostinho & Gomes (1997) destacaram que o manejo de recursos naturais apresenta uma série de falhas relacionadas à falta de informações sobre o sistema a ser manejado, a ausência ou inadequação do monitoramento aplicado e a elevada variabilidade natural na abundância dos recursos. Por isso, o manejo dos recursos pesqueiros necessita de amplo conhecimento dos componentes do sistema, que nesse caso compreende desde os peixes a outros organismos envolvidos, o ambiente aquático e as pessoas envolvidas na atividade da pesca extrativista e da aquicultura.

1.1 Qualidade da água na aquicultura

A água é um recurso natural essencial, seja como um componente vital para os seres vivos ou como meio de vida de várias espécies vegetais e animais, é vista também como um elemento representativo de valores socioculturais e como fator de produção de bens de consumo e produtos agrícolas. Por isso, o conceito de poluição das águas deve associar o seu uso na produção de bens e matéria-prima, à qualidade necessária para este fim (Basso & Guazelli, 2004).

A limnologia, de acordo com Tundisi & Tundisi (2008), é o estudo científico do conjunto das águas continentais e seus estudos são fundamentais para a implantação de medidas de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, bem como para melhor acompanhamento de ações de conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos continentais.

Deste modo, conhecer as alterações relacionadas às diversas formas de uso da água é vital no processo de tomada de decisão, visando o manejo racional dos recursos e evitando danos irreparáveis aos ecossistemas envolvidos.

Os métodos de amostragem em ecossistemas aquáticos se encontram consolidados (Bicudo & Bicudo, 2007; Frago Junior et al., 2009) e bases conceituais também se encontram publicadas em livros que já são referências consolidadas (Henry, 2003; Tundisi & Tundisi, 2008; Esteves, 2011). Com a segurança de que os princípios

teóricos que direcionam sobre o funcionamento do ambiente estão firmados, torna-se possível a avaliação experimental de novas tecnologias de produção que viabilizem um desenvolvimento econômico e sustentável, e é este momento que a aquicultura continental está vivendo.

Há a necessidade de se entender a interferência humana na vida aquática, que vai além da poluição e da eutrofização, como as imensas alterações na estrutura dos ecossistemas aquáticos. Determinar a melhor forma de manejo desses sistemas para diversos fins, como a produção de alimentos e energia, ao longo do tempo e de forma sustentável é a questão a ser resolvida (Agostinho & Gomes, 1997; Cyrino et al., 2004; Nogueira et al., 2005).

Com o objetivo de compreender as alterações no ambiente aquático a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – Cetesb (Cetesb, 2013) adotou o índice de qualidade das águas (IQA). Este índice utiliza nove parâmetros (coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio - DBO, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido) dentre os 35 indicadores sobre a qualidade da água inicialmente propostos.

Desde 2002, a Cetesb passou a utilizar índices específicos para cada uso do recurso hídrico, destacando-se: o IAP – índice de qualidade de águas brutas para fins de abastecimento público e o IVA – índice de preservação da vida aquática (Bassoi & Guazelli, 2004; Cetesb, 2013). Desde então, outros índices (índice da comunidade bentônica – ICB) e métodos (avaliação de sedimentos) foram desenvolvidos pela Cetesb e pesquisadores (Souza & Libânio, 2009; Silva et al., 2012a).

Dentro da limnologia, encontram-se estudos com um padrão denominado nictemeral, que avalia o comportamento das variáveis físico-químicas quanto à qualidade da água ao longo dos gradientes verticais ou horizontais, dentro de um espaço de tempo de 24h (Esteves et al., 1988; Durigan et al., 1992).

Estes estudos ambientais, na forma nictemeral, estão presentes em várias pesquisas, dentre elas, Esteves et al. (1988) ressaltam os primeiros trabalhos, que desde 1973 as variações nictemerais de variáveis limnológicas em ecossistemas lacustres no Brasil começaram a ser estudadas e ressaltam que o comportamento sazonal não se mostra único para lagos tropicais. Os ambientes aquáticos parecem responder de forma química, física e biológica frente as alterações ambientais observadas dentro de um espaço de tempo relativamente curto, como o de 24h.

Quanto ao cultivo de peixes, o trabalho de Duriganet al. (1992), se destaca por ter avaliado a variação de alguns fatores físicos e químicos em tanques escavados de piscicultura utilizando o padrão do nictemeral.

Henry (2007) argumentou o quanto é importante a determinação dos pontos de coleta de avaliação dos fatores físicos e químicos das variáveis limnológicas nos estudos em reservatórios. É importante conhecer o tempo de residência, as características morfométricas e compreender a estrutura vertical do reservatório. Enquanto que a frequência de amostragem durante o ano deve levar em conta as taxas de renovação da água e suas alterações durante o ano e os ciclos de vida dos componentes bióticos investigados.

Alicerçados nestas teorias e técnicas da limnologia, vários estudos vêm sendo realizados com o intuito de identificar os efeitos da aquicultura sobre as variáveis físicas e químicas da água (Simões et al., 2007; Mallasen et al., 2012).

Algumas variáveis limnológicas recebem destaque pelo seu maior papel em processos como a eutrofização e neste caso destacam-se o nitrogênio e o fósforo (Thomas et al., 1997; Guo & Li, 2003; Alves & Baccarin, 2005; Araripe et al., 2006), a introdução de espécies exóticas (Kopp et al., 1999; Orsi & Agostinho, 1999; Gazola-Silva et al., 2007) e a alteração na composição e densidade dos organismos aquáticos naturais do ecossistema (Cornel & Whoriskey, 1993; Diaz et al., 2001). Outros fatores que exercem grande influência sobre os valores de oxigênio e demais parâmetros da água são a concentração de matéria orgânica no sedimento, a ação do vento e da chuva (Tundisi & Tundisi, 2008; Esteves, 2011; Mallasen et al., 2012).

1.2 Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores

No Brasil, o início dos estudos limnológicos foi relacionado com a pesca, a piscicultura e os estudos aplicados na área da saúde (Tundisi & Tundisi, 2008). No entanto, Esteves (2011) expõe que os estudos resultantes de expedições exploratórias à Amazônia forneceram os primeiros dados para o conhecimento ecológico desta região, e os primeiros para a limnologia brasileira, mas estes dados ainda tinham um enfoque totalmente naturalista, direcionados para a catalogação de animais e plantas de rios e lagos.

Esteves (2011) alegou que os primeiros estudos sobre a fauna e flora de lagos, rios e brejos remontam ao tempo de Aristóteles (384-322 a.C.) e muitas foram as

pesquisas realizadas sobre as variáveis ambientais em lagos. O referido autor mencionou trabalhos como o de Saurrure (1779) que mediu pela primeira vez a temperatura em lagos; Hoppe-Seyle (1895) que definiu o déficit de oxigênio em lagos em função da decomposição de matéria orgânica, e a pesquisa pioneira de Agassiz (1850) que se constituiu na primeira tentativa de relacionar os organismos aquáticos com fatores físicos e químicos.

No que refere à produção de organismos aquáticos, a aquicultura é uma atividade que inevitavelmente gera impacto na qualidade da água, dos sedimentos, nas comunidades bentônicas, planctônicas e em toda fauna e flora do ecossistema aquático (Agostinho et al., 2007).

Contudo, Carvalho & Ramos (2010) delinearão que há pouca evidência da perda efetiva da qualidade da água em decorrência da aquicultura, indicando que os efluentes emitidos por esta atividade certamente estão sendo aproveitados pela biota residente no local. E há na realidade a necessidade de estudos transdisciplinares que envolvam interfaces como a da limnologia, zootecnia, socioeconomia e de direito ambiental, que podem consolidar estas atividades aquícolas dentro de um cenário ecologicamente sustentável.

As variáveis bióticas vêm se destacando como ferramenta de monitoramento ambiental por apresentarem uma resposta mais direta e rápida aos impactos da piscicultura. Neste sentido, estudos com zooplâncton (Dias et al., 2012), fitoplâncton (Diaz et al., 2001), algas (Fonseca et al., 2009) e animais bentônicos (Cornel & Whoriskey, 1993; Elberizon & Kelly, 1998; Kalantzi & Karakassis, 2006) vem sendo cada vez mais realizados.

A literatura internacional sobre o biomonitoramento é bastante ampla e muitos métodos já se encontram firmados (Barbour et al., 1999; AQEM, 2002). Entretanto, no Brasil, os estudos ainda estão se consolidando, faltando muito a ser descrito sobre a biologia dos grupos e consequentemente sobre identificação destes em nível de espécie (Brandimarte et al., 2007; Mugnai et al., 2010).

Apesar dos estudos sobre biomonitoramento serem recentes e estarem ainda se consolidando no Brasil, destacam-se os trabalhos realizados pelo grupo da Embrapa meio ambiente, dentro da linha de pesquisa “Recursos Naturais e Sustentabilidade de Sistemas Produtivos”, em que a Embrapa vem desenvolvendo projetos sobre o manejo de recursos hídricos e o biomonitoramento em água doce (Silveira, 2004; Silveira et al., 2004; Silveira & Queiroz, 2006; Queiroz et al., 2007).

Portanto, são de fundamental importância os estudos que possibilitem conhecer melhor os ecossistemas e organismos aquáticos e identificar o comportamento destes em resposta aos impactos das atividades humanas, permitindo assim a elaboração de propostas eficazes para seu manejo sustentável.

1.3 O desenvolvimento da tilapicultura e a implantação de parques aquícolas

Dentre as inúmeras atividades produtivas que compõem a aquicultura, destaca-se a piscicultura em função do seu crescimento ao longo de todo o território brasileiro (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2012) e pela sua expansão em empreendimentos que utilizam tanques-rede em reservatórios (Ramos et al., 2008).

Segundo dados da Food and Agriculture Organization of the United Nations (2013), a produção aquícola mundial em 2010, resultante da pesca extrativista e da aquicultura atingiu 148 milhões de toneladas de pescado, sendo que deste total 60 milhões de toneladas são resultantes da aquicultura, empregando mais de 55 milhões de pessoas em empregos diretos e mais de 220 milhões de empregos na indústria pesqueira. A China, desde 2001, se destaca como líder entre os países com maior produção aquícola.

O Brasil, em 2010, ficou na 17^a posição, dentro do ranking da produção de pescado proveniente da aquicultura, atingindo mais de 479 mil de toneladas em 2010, que somado à pesca extrativista atingiu mais de 1.200.000 t (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013). De acordo com dados do Ministério da Pesca e Aquicultura (Brasil, 2013), o crescimento da piscicultura está relacionado com o desenvolvimento do setor amparado pela ampliação de políticas públicas que facilitaram o acesso aos programas governamentais existentes, de tal modo que a produção nacional de 2011 foi de 1.431.974,4 t, sendo deste 544.490,0 t derivados da aquicultura continental.

Consolidando o crescimento da atividade aquícola, a Lei nº11.959 de 29 de julho de 2009 (Brasil, 2009), que dispõe sobre a política nacional de desenvolvimento sustentável da aquicultura e da pesca, tem como objetivo “o desenvolvimento sustentável da pesca e da aquicultura como fonte de alimento, emprego, renda e lazer, garantindo-se o uso sustentável dos recursos pesqueiros, bem como a otimização dos

benefícios econômicos decorrentes, em harmonia com a preservação e a conservação do meio ambiente e da biodiversidade”.

Segundo a referida lei, art. 3º define que é competência do poder público regulamentar a política nacional de desenvolvimento sustentável da atividade pesqueira, e para este fim o poder público pode fazer uso de várias ferramentas, destacando-se para fins da aquicultura três pontos sendo: a definição de áreas que podem constituir parques aquícolas; os métodos e os sistemas de pesca e cultivo; e a capacidade de suporte dos ambientes. No âmbito das leis que preconizam um conceito de aquicultura responsável, merece destaque o código de conduta para uma pesca e aquicultura responsável editado pela Food and Agriculture Organization of the United Nations (1995).

No que se refere à definição das áreas que podem constituir parques aquícolas deve-se observar o contido na Lei nº 12.651, de maio de 2012 (Brasil, 2012), que instaura o código florestal e define as áreas de preservação permanente, e define que devem ser realizados estudos que considerem a sustentabilidade ambiental, social e econômica destes parques aquícolas.

Quanto aos métodos e os sistemas de cultivo, além dos estudos prévios que devem ser realizados pelo MPA, para a definição dos parques aquícolas, novas estratégias para a criação de peixes devem ser constantemente elaboradas e implementadas para aumentar a sustentabilidade ambiental e o bem-estar animal (Cyrino et al., 2004).

Com isso, ao considerar alguns trabalhos voltados para o desenvolvimento da piscicultura, destacam-se Ozório et al. (2004), com o estudo de sistemas intensivos; Fülber et al. (2009), Gonçalves et al. (2010) e Silva et al. (2012b), quanto às técnicas de manejo, que em conjunto, estimularam a confiança de quem investe na piscicultura bem como fortalece a imagem respeitável desta cadeia produtiva.

No que se refere às espécies cultivadas pela produção aquícola continental, segundo dados do MPA relativos a 2011, a tilápia e o tambaqui foram as espécies mais cultivadas e representaram 67% da produção. A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) foi a espécie de peixe mais produzida no Brasil em 2011 (253.824,1 t), seguido tambaqui (111.084,1 t) e do tambacu (49.818,0 t) (Brasil, 2013).

Atilapicultura já possui estudos avançados relacionados ao seu melhoramento genético (Blanck et al., 2009; Lupchiski Junior et al., 2011; Santos et al., 2011; Yoshida et al., 2013), desempenho produtivo (Fülber et al., 2010) e reprodutivo (Neves et al., 2009; Mataveli, 2010). No entanto, muitos estudos ainda devem ser realizados com esta

espécie em função de sua grande importância na produção aquícola. Principalmente voltados para a questão de sua produção e os possíveis impactos que pode ocorrer na qualidade de água.

Neste sentido, foi avaliado o cultivo da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) linhagem GIFT em um sistema de produção intensivo, utilizando tanques-rede, no rio do Corvo, um dos tributários do reservatório de Rosana (PR) sobre a qualidade dos parâmetros limnológicos da água e na comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Referências

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Manejo e monitoramento de recursos pesqueiros: perspectivas para o reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, 1997. p. 319-364.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501p.

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhadava, Baixo Rio Tietê, SP). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 329-343.

AQEM. **Manual for the application of the AQEM system**: a comprehensive method to assess european streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the water framework directive. Version 1.0.2002. 202 p. Disponível em: <http://www.aqem.de/ftp/aqem_manual.zip>. Acesso em: 10 jan. 2014.

ARARIPE, M. N. B. A.; SEGUNDO, L. F. F.; LOPES, J. B.; ARARIPE, H. G. A. Efeito do cultivo de peixes em tanques-rede sobre o aporte de fósforo para o ambiente. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 8, n. 2, p. 56-65, 2006.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers**: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2nd ed. Washington, D. C.: U. S., Environmental Protection Agency; Office of Water, 1999. 330 p.

BASSOI, L. J.; GUAZELLI, M. R. Controle Ambiental da Água. In: PHILIPPI JUNIOR, A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. **Curso de gestão ambiental**. Barueri, SP: Manole, 2004. p. 53-100.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em limnologia**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2007. 371 p.

BLANCK, D. V.; GASPARINO, E.; RIBEIRO, R. P.; MARQUES D. S. Polimorfismo no gene GH1-Pst1 associado a características corporais de linhagens de tilápia do Nilo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 599-604, 2009.

BRANDIMARTE, S. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M. L. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em limnologia**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2007. p. 213-230.

BRASIL. Lei nº 11.959, de 29 de julho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei nº 7.679, de 23 de dezembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei nº 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 1, 29 jul. 2009.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e nº 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, p. 128, maio 2012.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura: Brasil 2011**. Brasília, DF, 2013. 60 p. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/index.php/topicos/300-boletim-estatistico-da-pesca-e-aquicultura-2010>>. Acesso em: 15 out. 2013.

CARVALHO, E. D.; RAMOS, I. P. A. Aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n.1, p. 1-18, 2010. Disponível em: <http://ablimno.org.br/boletins/pdf/bol_38%281-3%29.pdf>. Acesso em: 15 out. 2013.

CETESB. [2013] **Índices de qualidade das águas**. 2 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 7 ago. 2013.

CORNEL, G. E.; WHORISKEY, F. G. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments os Lac du Passage, Quebec. **Aquaculture**, n. 109, p.101-117, 1993.

CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, N. **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo:TecArt, 2004. 533 p.

DIAS, J. D.; SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C. Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, no. 1, p. 1-11, 2012.

DIAZ, M. M.; TEMPORETTI, P. F.; PEDROZO, F. L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 6, n. 2, p.151-158, 2001.

DURIGAN, J. G.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; OLIVEIRA, D. B. S. Estudo limnológico em tanques de piscicultura. Parte I: Variação nictemeral de fatores físicos, químicos e biológicos. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 4, p. 211-223, 1992.

ELBERIZON, I. R.; KELLY, L. A. Empirical measurements of parameters critical to modelling benthic impacts of freshwater salmonid cage aquaculture. **Aquaculture Research**, n. 29, p. 669-677, 1998.

ESTEVEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ESTEVEVES, F. A.; BOZELLI, R. L.; CAMARGO, A. F. N.; ROLAND, F.; THOMAZ, S. M. Variação diária (24hs) de temperatura, O₂ dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. **Acta Limnologica Brasileira**, v.11, p. 99-127, 1988.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Código de Conducta para la Pesca Responsable**. Roma, 1995. 53 p. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/v9878s/v9878s00.pdf >. Acesso em: 10 jan. 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Yearbook: 2010. **Fishery and Aquaculture Statistics**. Rome, 2012. 107 p. Disponível em:< http://www.fao.org/ >. Acesso em: 10 jan. 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAO Statistical Yearbook 2013: World food and agriculture**. Rome, 2013. 307p. Disponível em:< http://www.fao.org/ >. Acesso em: 3 de set.. 2014.

FONSECA, I. A.; SIQUEIRA, N. S.; RODRIGUES, L. Algas perifíticas a montante e a jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 31, n. 2, p.135-141, 2009.

FRAGOSO JUNIOR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 304 p.

FÜLBER, V. M.; MENDEZ, L. D. V.; BRACCINI, G. L.; BARRERO, N. M. L.; DIGMEYER, M.; RIBEIRO, R. P. Desempenho comparativo de três linhagens de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em diferentes densidades de estocagem. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 31, n. 2, p.177-182, 2009.

FÜLBER, V. M.; RIBEIRO, R. P.; BRACCINI, G. L.; VARGAS, L. D.; MARENGONI, N. G. Desempenho produtivo de três linhagens de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) alimentadas com dois níveis de proteína. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 32, p.77-83, 2010.

GAZOLA-SILVA, F. F.; MELO, S. G.; VITULE, J. R. S. *Macrobrachium rosenbergii* (Decapoda: Palaemonidae): possível introdução em um Rio da Planície Litorânea Paranaense (PR, Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, Curitiba, n. 36, p. 83-90, 2007.

GONÇALVES, J. F. M.; TURINI, B. G. S.; OZORIO, R. O. A. Performance of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus*) fed varying dietary L-carnitine levels at different stocking densities. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 2, p.151-157, 2010.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v. 226, p. 201-212, 2003.

HENRY, R. (Org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa, 2003. 349 p.

HENRY, R. A variabilidade de alguns fatores físicos e químicos da água e implicações para amostragem: estudos de caso em quatro represas do estado de São Paulo. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. **Amostragem em Limnologia**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2007. p. 245-262.

KALANTZI, I.; KARAKASSIS, I. Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. **Marine Pollution Bulletin**, n. 52, p. 484-493, 2006.

KOOP, D.; SYVÄRANTA, J.; FIGUEROLA, J.; COMPIN, A.; SANTOUL, F.; CÉRÉGHINO, R. Environmental effects related to the local absence of exotic fish. **Biological Conservation**, n. 142, p. 3207-3212, 2009.

LUPCHINSKI JUNIOR, E.; VARGAS, L.; BARRERO, N. M. L.; RIBEIRO, R. P.; POVH, J. A.; GASPARINO, E.; GOMES, P. C.; HEINRIQUES, G. B. Caracterización genética de tres líneas de Tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Archivos de Zootecnia**, v. 60, p. 985-995, 2011.

MALLASEN, M.; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P.; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p. 15-30, 2012.

MATAVELI, M.; MORAES, G. V.; STREIT JUNIOR, D. P.; RIBEIRO, R.P.; GASPARINO, E. Qualidade do sêmen em tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) alimentadas com dietas contendo diferentes níveis de vitamina C. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 32, p. 345-349, 2010.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: TB – Technical Books, 2010. 176 p.

NEVES, P. R.; NATALI, M. R. M.; RIBEIRO, R. P.; VARGAS, L.; MAEHANA, K. R.; MARENGONI, N. G. Morphological characteristics of ovarian development of two Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) strains in mixed-culture systems. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 61, p.1173-1182, 2009.

NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. 472 p.

- ORSI, M. L.; AGOSTINHO, 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**, v.16, n. 2, p. 557-560, 1999.
- OZÓRIO, R. O. A.; AVNIMELECH, Y.; CASTAGNOLLI, N. Sistemas intensivos fechados de produção de peixes. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, N. **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo: TecArt, 2004. 533 p.
- PHILIPPI JUNIOR, A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. Uma introdução à questão ambiental. In: PHILIPPI JUNIOR, A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. **Curso de gestão ambiental**. Barueri: Manole, 2004. p. 3-18.
- QUEIROZ, J. F.; SILVEIRA, M. R.; SITTON, M.; MARIGO, A. L.; ZAMBON, G.V.; SILVA, J. R.; CARVALHO, M. P.; RIBACINKO, D. B. **Coletor de macroinvertebrados bentônicos com substrato artificial para monitoramento da qualidade de água em viveiro de produção de Tilápia**. Jaguariúna: Embrapa, 2007. Circular Técnica, 16. 5p.
- RAMOS, I. P.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; CARVALHO, E. D. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: CYRINO, J. E. P.; FURUYA, W. M.; RIBEIRO, R. P.; SCORVO-FILHO, J. D. **Tópicos especiais em biologia e aquicultura**. Jaboticabal, 2008. cap. 9, p. 87-98. Trabalho apresentado no III Encontro da Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática.
- SANTOS, A. I.; RIBEIRO, R. P.; VARGAS, L.; MORA, F.; ALEXANDRE FILHO, L.; FORNARI, D. C.; OLIVEIRA, S. N. Bayesian genetic parameters for body weight and survival of Nile tilapia farmed in Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 33-43, 2011.
- SILVA, G. L.; AURELIANO, J. T.; LUCENA, S. V. O. Proposição de um índice de qualidade de água bruta para abastecimento público. **REGA**, v. 9, n.1, p.17-24, jan./jun. 2012a.
- SILVA, J. R.; RABENSCHLAG, D. R.; FEIDEN, A. A.; BOSCOLO, W. R.; SIGNOR, A. A.; BUENO, G. W. Produção de pacu em tanques-rede no reservatório de Itaipu, Brasil: retorno econômico. **Archivos de Zootecnia**, v. 61, n. 234, p. 245-254, 2012b.
- SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68 p. Documentos n° 36.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. **Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água**. Jaguariúna: Embrapa, 2006. Comunicado técnico n° 39. 5 p.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Jaraguariúna: Embrapa, 2004. 7 p. Comunicado Técnico n° 19.

SIMÕES, F. S.; YABE, M. J. S.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Avaliação do efeito da piscicultura em sistemas aquáticos em Assis e Cândido Mota, São Paulo, por indicador de qualidade da água e análise estatística multivariada. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p.1835-1841, 2007.

SOUZA, M. E. T. A.; LIBÂNIO, M. Proposta de índice de qualidade para água bruta afluenta a estações convencionais de tratamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 471-478, 2009.

THOMAS, S. M.; BINI, L. M.; ALBERTI, S. M. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: Eduem, 1997. p. 9-38.

TILMAN, D.; BALZER, C.; HILL, J.; BEFORT, B. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.108, no. 50, p. 20260-20264, Dec. 2011. Disponível em: <www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1116437108>. Acesso em: 15 dez. 2013.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

YOSHIDA, G. M.; OLIVEIRA, C. A. L.; OLIVEIRA, S.; KUNITA, N. M.; RESENDE, E. K.; ALEXANDRE FILHO, L. A.; RIBEIRO, R. P. Associação entre características de desempenho de tilápias do Nilo ao longo do período de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 8, p. 816-824, 2013.

II – OBJETIVOS GERAIS

Estudar o efeito da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) variedade GIFT, em diferentes densidades de cultivo, em tanques-rede no reservatório de Rosana sobre os parâmetros limnológicos e biológicos da água, e avaliara eficiência a forma de utilização de um biocoletor com substrato artificial para o biomonitoramento da qualidade da água.

III – Cultivo de tilápia do Nilo: efeito sobre os parâmetros de qualidade da água

Resumo – Avaliou-se a variação dos parâmetros limnológicos ao longo do eixo longitudinal e vertical da coluna d'água em função de diferentes densidades de cultivo e durante o período de cultivo. Foram utilizados 18.000 juvenis pós-revertidos para machos de tilápia do Nilo, distribuídos em tanques-rede com área útil submersa de 6m^3 , em três densidades de estocagem. Os dados foram analisados por meio de uma estatística descritiva e análise de variância (Anova). Em média, no local com ausência de tanques-rede a saturação por oxigênio e o teor de oxigênio dissolvido na água é de 2,9% e 0,24 mg/L a mais, com diferença significativa ($P < 0,05$) entre este e os pontos com tanques-rede. Estes valores também diferem significativamente ($P < 0,05$) de acordo com a profundidade da coluna d'água. Ao longo do período de cultivo e dentro dos níveis de profundidade, a regressão cúbica e quadrática se ajustaram aos teores de oxigênio, pH e condutividade nas diferentes profundidades enquanto que regressão linear se ajustou aos teores de nitrogênio total, nitrato e ortofosfato. O cultivo de peixes em tanques-rede efetivamente alterou as variáveis limnológicas, mas permaneceu dentro dos níveis recomendados pela legislação o que indica boa capacidade de suporte da área de estudo para o cultivo de peixes durante o período avaliado.

Termos para indexação: capacidade de suporte, nictemeral, *Oreochromis niloticus*, oxigênio, reservatório.

Nile tilapia: effect on water quality parameters

Abstract – The aim of this study was to evaluate the variation of limnological parameters along the longitudinal axis and vertical water column for different crop densities and during the growing season. There were used 18.000 post-reversed juveniles for male of Nile tilapia, distributed in cages with useful submerged area of 6m^3 and three stocking densities. Data were analyzed using descriptive statistics and analysis of variance (Anova). On average, the place with no cages the oxygen saturation and the dissolved oxygen content in water is 2.9% and 0.24 mg/L higher, with a significant difference ($P<0.05$) between this local and points with cages. These values also differ significantly ($P<0.05$) according to the depth of the water column. Throughout the cultivation period and within the levels of depth the cubic and quadratic regression fitted to the oxygen content, pH and conductivity at different depths while linear regression fit to the total nitrogen, nitrate and orthophosphate. The cultivation of fish in cages effectively changed the limnological variables, but remained within recommended by legislation which indicates good carrying capacity of the study area for the cultivation of fish during the period evaluated.

Index terms: carrying capacity, nictemeral, *Oreochromis niloticus*, oxygen, reservoir.

Introdução

Os maiores produtores de pescado oriundo da atividade aquícola em 2010 são a China, a Indonésia e a Índia, sendo que o Brasil contribuiu com 479 mil toneladas da produção ocupando o 17º lugar, mas dentre os países produtores da América do Sul, o Brasil fica no 2º lugar, destacando em primeiro o Chile com 701 mil toneladas (Food and Agriculture Organization of the United, 2013). Dados do Ministério da Pesca e Aquicultura – MPA (Brasil, 2013) mostram o crescimento contínuo da produção de pescado em 2011, de tal modo que a aquicultura continental produziu mais de 544 mil toneladas de pescado.

O crescimento da aquicultura está relacionado não só ao aumento da população mundial, mas principalmente pelo aumento da renda, dos benefícios nutricionais deste produto e da conseqüente queda das populações naturais que sustentam o extrativismo que demandou na utilização de espécies exóticas e melhoradas em ambientes de cultivo em escala comercial (Cyrino et al., 2004).

No Brasil, a aquicultura se caracteriza como uma atividade economicamente emergente e acompanhada por uma legislação ambiental, deste modo, ao contrário da agricultura e pecuária já instaladas há décadas, a aquicultura enfrenta o desafio de crescer dentro do conceito de sustentabilidade e amparo social, principalmente no que se refere na mudança da pesca extrativista para a aquicultura propriamente dita (Eler & Millani, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008).

A preocupação com a conservação e utilização dos recursos hídricos está vinculada ainda ao crescimento econômico, que tem como alicerces a demanda por energia elétrica, irrigação e abastecimento das cidades, o que gera o aumento do número de reservatórios construídos no país (Carvalho & Ramos, 2010).

Na aquicultura, a engorda de organismos aquáticos, utiliza principalmente o sistema de açudes (47%) como estruturas de cultivo, seguidos dos viveiros escavados (39%), tanques-rede (11%), tanques de alvenaria (2%) e a ocorrência em canais de igarapés e em caixas d'água (1%) (Brasil, 2009). Há a perspectiva do crescimento na utilização de tanques-rede em função do crescimento de parques aquícolas, principalmente nos reservatórios de usinas hidroelétricas (Brasil, 2012).

A criação de peixes em tanques-rede é caracterizada como um sistema que pode influenciar diretamente o equilíbrio do ambiente aquático em função dos resíduos da ração fornecida e pela maior concentração de resíduos metabólicos (fezes e urina). Estes

resíduos ao aumentar o teor de matéria orgânica afeta as variáveis bióticas, pois pode aumentar ou diminuir a densidade e composição das espécies desestabilizando a estrutura trófica do ambiente, além de incrementar o processo de decomposição que ao consumir o oxigênio e liberar o dióxido de carbono e outros produtos da decomposição, altera as variáveis físicas e químicas da água (Ozório et al., 2004; Pillay, 2004; Alves & Baccarin, 2005).

Ainda são poucos os estudos a respeito do impacto da aquicultura como um todo e até mesmo da piscicultura no ambiente, principalmente em áreas de reservatórios com o intuito de formação de parques aquícolas, isto decorre do quão recente é esta modalidade produção no Brasil (Eler & Millani, 2007; Oliveira et al., 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008; Carvalho & Ramos, 2010).

Compreender a dinâmica das características do ambiente aquático e seu comportamento em função das atividades produtivas da aquicultura é fundamental para o seu desenvolvimento econômico sustentável. As reações químicas dentro deste ambiente são complexas e interdependentes e resultam em um grande número de processos físicos, químicos e biológicos (Simões et al., 2007; Ramos et al., 2008).

Neste sentido, com a realização deste trabalho avaliou-se a variação de alguns parâmetros físicos, químicos e bioquímicos da água em função de diferentes densidades de cultivo da tilápia do Nilo (GIFT) em tanques-rede na estação de pesquisa da UEM localizada no rio do Corvo, um dos tributários no rio Paranapanema, no reservatório de Rosana, que tem em andamento um projeto de implantação de um parque aquícola.

Material e Métodos

O rio do Corvo (22°39'S e 52°46'W) é um dos tributários do reservatório de Rosana (PR/SP), localizado a aproximadamente 5 km da confluência com o trecho baixo do rio Paranapanema (Figura 1), próximo à barragem do reservatório, na área entre os municípios de Diamante do Norte (PR) e Terra Rica (PR).

O rio do Corvo possui sua área caracterizada por margens com predominância de gramíneas, em função do uso da terra estar associado à agricultura e às pastagens, e estágio intermediário de reflorestamento. No setor industrial destaca-se a presença de uma indústria de fecularia na região.

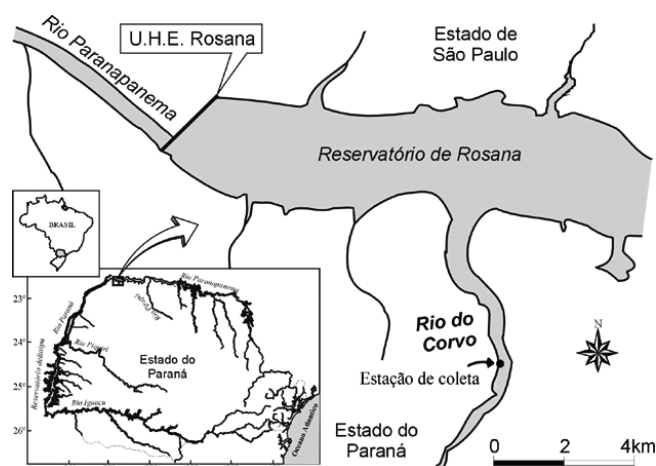


Figura 1. Área de estudo: reservatório de Rosana (bacia do rio Paranapanema) no Estado do Paraná, Brasil, com a localização da estação de coleta no rio do Corvo.
Fonte: Felisberto & Rodrigues (2012).

A área do reservatório, de acordo com Felisberto (2007), é caracterizada por um substrato de rocha basáltica coberta por areia, o que foi confirmado pela análise granulométrica que classificou o sedimento desse local com textura média.

Foram utilizados 18.000 juvenis pós-revertidos para machos de tilápia do Nilo, *O. niloticus*, da variedade GIFT, com peso médio inicial de 81g e peso médio final de 598g. Os peixes recebiam alimento duas vezes ao dia (9h e 17h) e em intervalos de aproximadamente 30 dias, uma amostra de 50 peixes de cada tanque-rede, era pesada para determinar a biomassa média de cada tanque-rede a fim de efetuar o ajuste da quantidade de ração comercial extrusada fornecida. A ração possuía 32% de proteína bruta, com granulometria de 8 mm e o experimento teve duração total de 154 dias sendo destes 106 dias do cultivo de tilápia do Nilo e um período inicial sem o cultivo.

Delineamento experimental

Para a implantação dos tanques-rede foram definidas três densidades comerciais de estocagem: 83,3 peixes por m³ (500 peixes/tanque-rede); 166,6 peixes por m³ (1.000 peixes/tanque-rede); e 250 peixes por m³ (1.500 peixes/tanque-rede).

Foram instalados 18 tanques-rede de 6,8m³ (2,0 x 2,0 x 1,7 m), sendo submerso 6,0m³ úteis. Os tanques-rede foram distribuídos aleatoriamente em três linhas, a fim de eliminar o possível efeito do local em função da profundidade em relação ao leito do rio. A profundidade média da área experimental foi de 7,5±0,7 m (Figura 2).

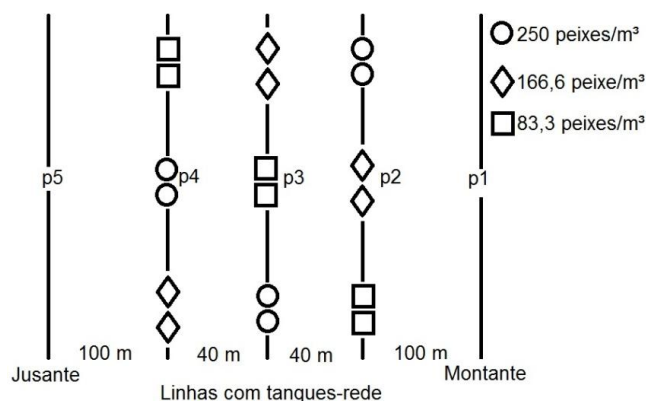


Figura 2. Distribuição das densidades de tilápia do Nilo nos tanques-rede e identificação dos pontos (p1 a p5) de amostragem das variáveis limnológicas.

Os tanques-rede foram distribuídos em pares, com um espaçamento de 2m entre tanques com a mesma densidade, tal como ocorre em uma situação comercial e um espaço de 20 m na linha entre cada conjunto de tanques-rede com densidades diferentes, que totalizaram três conjuntos por linha (Figura 2). O espaço adotado entre as linhas de tanques-rede foi de 40 m, e o espaço adotado para implantar os pontos a montante e a jusante, que não continham tanques-rede, foi de 100 m.

Para a avaliação das variáveis limnológicas, adotou-se um delineamento em blocos casualizados em esquema fatorial, sendo considerados como bloco os horários de amostragem e os fatores foram as datas em que ocorreram as coletas (representando o período de desenvolvimento da piscicultura), as áreas a jusante, montante e com cultivo de peixes e os níveis de profundidade de amostragem no eixo vertical coluna d'água.

Amostragem das variáveis limnológicas

As seguintes variáveis limnológicas foram avaliadas: transparência da água; temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e saturação por oxigênio (%) da água em um intervalo de amostragem de aproximadamente 15 dias, em três níveis de profundidade da coluna d'água: superfície (20 cm), intermediário (2 m) e fundo (com profundidade média de $7,5 \pm 0,7$ m). Foram também avaliados os teores de nitrogênio total (mg.L^{-1}), ortofosfato (mg.L^{-1}) e nitrato (mg.L^{-1}) em um intervalo aproximado de 30 dias, em dois níveis de profundidade da coluna d'água: superfície (20 cm) e fundo.

Para a realização do nictemeral, respeitou-se um intervalo de 4 h entre cada amostragem, visando avaliar com melhor precisão a variação espacial e temporal dentro das condições de campo (Durigan et al., 1992), por meio do acompanhamento da variação diária (24 h), e os pontos de amostragem das variáveis limnológicas eram fixos ao longo da linha média da área experimental (Figura 2).

A transparência da água foi mensurada com um disco de Secchi sempre às 14 h, à temperatura (°C), o oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e saturação por oxigênio (%) foram mensurados com um oxímetro F-1050 YSI, o pH foi obtido com um pHmetro portátil Master F-1002, e a condutividade elétrica foi obtida com um condutivímetro, modelo CD-860, sendo estas determinadas “in situ”.

As amostras de água para análise dos teores de nitrogênio total (mg.L^{-1}), ortofosfato (mg.L^{-1}) e nitrato (mg.L^{-1}) foram coletadas com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn, que foram imediatamente armazenadas em recipientes identificados de acordo com o ponto de coleta e o horário e acondicionadas em um freezer (-18°C) para posterior análise em laboratório. Para estas análises, foram utilizados kits comerciais que seguiam os seguintes métodos: N-(1 naftil)-etilenodiamina (NTD) adaptado do Standart Methods 21ªed., para avaliação do nitrato; o método do azul de molibdênio para determinar o ortofosfato e a digestão de brucina para calcular o nitrogênio total, todos utilizando a leitura em fotocolorímetro, modelo SL2K-PCKT (versão 4.01).

O sedimento da área experimental foi obtido com o auxílio de um pegador de fundo, tipo Petersen modificado, com duas coletas, uma no início e outra no final do experimento e as amostras foram coletadas nos mesmos pontos de amostragem das variáveis limnológicas.

O sedimento foi avaliado quanto a sua granulometria para descrição da área e de acordo com os padrões de fertilidade, utilizando-se as metodologias descritas pela Embrapa (1997). As análises foram feitas no Laboratório de Solos (Departamento de Agronomia) da Universidade Estadual de Maringá onde foram fornecidas as seguintes análises: pH em água, teor de alumínio (Al^{+3}), a acidez trocável ($\text{H}^+ + \text{Al}^{+3}$), o teor de fósforo (P) e carbono (C) e as bases trocáveis: cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), potássio (K^+).

Análise estatística dos dados

Os resultados das variáveis limnológicas foram comparados com os padrões de qualidade dos efluentes, conforme Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente

nº 357 (Brasil, 2005) e de acordo com os padrões mínimos exigidos para a produção animal (Urbinati & Carneiro, 2004).

Os dados das variáveis limnológicas foram submetidos à análise descritiva e de variância (Anova) e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott ao nível de 5% de probabilidade, para verificar se houve ou não diferença significativa entre os tratamentos (Borges & Ferreira, 2003).

Quando confirmada a diferenciação das médias, e o teste F for significativo para mais que dois tratamentos, ele não informa quais os melhores ou piores tratamentos, ele apenas indica que entre eles existem efeitos diferentes sobre a variável analisada. Por isso é necessário que se prossiga com a análise de regressão ou contraste de médias (Banzatto & Kronka, 2013).

E quando houver a confirmação de interação entre dois fatores desabona-se a comparação de médias dos fatores isolados, pois neste caso o resultado obtido representa na verdade a ação da interação dos fatores, por isso deve-se fazer o desdobramento da interação para verificar o efeito dos fatores entre si (Sampaio, 2010; Banzatto & Kronka, 2013).

Os resultados para as amostras de sedimento foram submetidos a uma análise de médias pareadas que permite determinar o nível de uma medida antes e depois de uma intervenção, neste caso o cultivo de peixes. Os resultados foram comparados com os valores de referência existentes para solo (Ribeiro et al., 1999) e de sedimento de viveiros (Ribeiro et al., 2005).

Estas análises estatísticas foram efetuadas usando-se programa Sisvar, versão 5.3 (Ferreira, 2010).

Resultados e Discussão

Os teores de oxigênio na água, temperatura, pH e condutividade de acordo com a análise descritiva (Tabela 1) das médias apresentaram níveis propícios ao cultivo da tilápia do Nilo (*O. niloticus*) (Urbinati & Carneiro, 2004; Mallasen et al., 2012) e ficaram dentro dos níveis recomendados pela Resolução nº357 do Conama (Brasil, 2005) para corpos d'água destinados à aquicultura, em que se estipula que os níveis de oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 6mg/L e o pH deve estar entre 6 e 9.

Tabela 1. Resumo da análise de variância das variáveis: oxigênio, temperatura, pH e a condutividade.

Fatores de variação	Parâmetros				
	O ₂ (mg/L ⁻¹)	O (%)	Temp (°C)	pH	Cond (μS cm ⁻¹)
Horário (Bloco)	9,26	19,44	76,77	10,45	17,11
Período (Pe)	285,49	131,57	2590,19	114,15	165,95
Área (A)	28,35*	32,09*	0,041	7,85	0,23
Profundidade (Prof)	2294,89	2997,70	529,77	49,12	2,22
Pe x A	1,36	1,23	0,39	2,15*	1,52
Pe x Prof	14,20*	23,98*	16,26*	1,90*	4,98*
A x Prof	1,45	1,92	0,809	0,38	0,19
Pe x A x Prof	0,47	0,69	0,319	0,18	0,18
Média ±DP	5,5±1,2	66,3±14,3	24,9±2,9	6,8±0,4	0,05±0,04

*: valores de F calculado significativo a 5% de probabilidade de erro.

Houve efeito significativo ($P < 0,05$) de acordo com o ponto amostrado para oxigênio (mg/L) esaturação por oxigênio (%), neste caso realizou-se a análise de desdobramento dos graus de liberdade com a utilização de contrastes ortogonais.

O contraste 1, comparando o ponto a montante o ponto a jusante (ambos sem tanques-rede), foi significativo para os níveis de oxigênio, apresentando o ponto a montante uma estimativa superior de 1,98 (%) a mais de saturação por oxigênio e de 0,167 mg.L de oxigênio dissolvido quando comparados com a média do ponto a jusante, que ficava localizado posteriormente na área de cultivo. Este resultado confirma que houve uma queda nos níveis de oxigênio ao longo do sentido principal da corrente de água (Tabela 2) em função da presença do cultivo de peixes.

Tabela 2. Coeficientes, estimativa dos contrastes e p-valor da estatística F para contrastes ortogonais com respectivas médias das variáveis físico-químicas da água.

Saturação por oxigênio (%)					
Contrastes	Médias dos tratamentos			Estimativa dos contrastes	Pr>F
	M	C	J		
	68.8a	66.47b	66.70c		
Coeficientes dos contrastes					
C1: Jusante vs montante	1	0	-1	1.98	0,00*
C2: Cultivo vs não cultivo	-1	2	-1	-2.22	0,00*
Oxigênio mg/L					
Contrastes	Médias dos tratamentos			Estimativa dos contrastes	Pr>F
	M	C	J		
	5.70c	5.43a	5.53b		
Coeficientes dos contrastes					
C1: Jusante vs montante	1	0	-1	0.167	0,00*
C2: Cultivo vs não cultivo	-1	2	-1	-0.18	0,00*

Pr>F: p-valor da estatística F para contrastes ortogonais; *: significativo a 5% de probabilidade de erro.

A maior disponibilidade de oxigênio na área sem peixes, mesmo com o efeito do cultivo no ponto a jusante, também foram confirmados os níveis de oxigênio, pois a área com o cultivo de peixes apresentou uma média estimada em -2.22 de O% e de -0,18 de O mg/L, o que confirma a capacidade contínua do sistema em recuperar os níveis de oxigênio e de suportar a quantidade de peixe estocada.

Cornel e Whoriskey (1993) também verificaram queda nos valores da concentração de oxigênio dissolvido em um cultivo de truta (*Oncorhynchus mykiss*) e por Mallasen et al. (2012) em um cultivo de tilápias, ambos em sistemas de tanques-rede em reservatórios. Estas concentrações menores de oxigênio, segundo os respectivos autores, decorrem do maior consumo desse gás pelos próprios peixes e da temperatura elevada da água que contribui para a menor dissolução deste gás na água, cuja depleção aumenta na região do hipolímnio em função da decomposição da matéria orgânica.

Mallasen et al. (2012) também verificaram no seu ponto a jusante um reestabelecimento dos teores de oxigênio da água e demais variáveis limnológicas avaliadas que demonstraram a capacidade de assimilação do sistema aquático.

Para o pH, na primeira interação (Pe x A) verificada pela análise de variância, houve um efeito significativo ($P > 0,05$) do desdobramento do período em cada tratamento (área à jusante, área à montante e área de cultivo) que distinguiu cada uma das áreas (Figura 3).

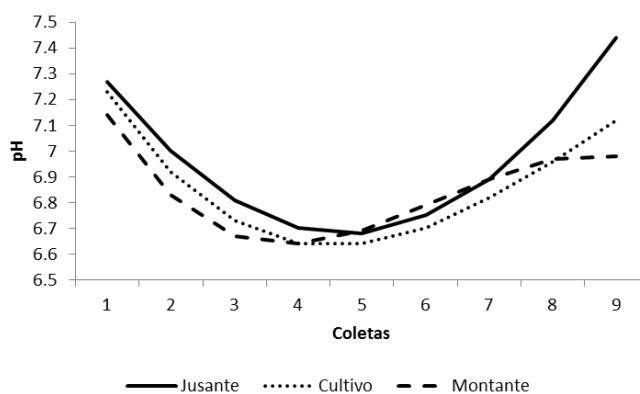


Figura 3. Curvas de regressão do pH em função do período de amostragem para cada uma das áreas amostradas.

Segundo Esteves (2011), o pH é uma das variáveis mais importantes e ao mesmo tempo uma das mais difíceis de ser interpretada, mas na maioria dos casos a variação do pH em águas naturais depende das concentrações de íons de H_3O^+ , originados pela dissociação do ácido carbônico.

A piscicultura tende a diminuir o pH em função do incremento de matéria orgânica a ser decomposta pelos organismos heterotróficos, enquanto que os fitoplânctons podem elevar o pH, pois, durante o processo fotossintético o CO_2 e HCO_3^- são removidos pelos produtores primários e como resultado o pH da água aumenta (Tundisi & Tundisi, 2008).

Na análise de desdobramento com regressão da interação do período dentro dos três níveis de profundidade amostrada (tabela 3) ficou comprovada a estratificação física e química da coluna d'água ($P < 0,01$).

A regressão cúbica foi a que melhor se ajustou às variáveis respostas dentro das profundidades avaliadas (Figura 4). O teor de oxigênio (%) e pH quando mensurado no fundo da coluna d'água o melhor ajuste foi a regressão quadrática, que também se ajustou melhor para a condutividade elétrica quando avaliada no nível da superfície e meio da coluna d'água.

Os resultados (Tabela 3 e Figura 4) mostram a queda dos níveis de O_2 (%) e O_2 (mg/L), no meio da coluna d'água em -18,168(%) e -1,871(mg/L) respectivamente, e a partir dos 69 dias de cultivo os níveis tendem a se elevar um pouco e estabilizar.

No fundo da coluna d'água, a queda foi proporcionalmente menor (-5,79% e -1,87 mg/L) mas manteve-se por todo o período de forma mais lenta. Mallasen et al. (2012) expuseram valores ligeiramente inferiores de oxigênio nos pontos com tanques-rede e explicaram esta redução dos teores de oxigênio em função da decomposição da matéria orgânica proveniente de ração não consumida e das excretas dos peixes, condição esta que também explica os resultados encontrados no presente trabalho.

Mesmo com a decomposição dos resíduos da piscicultura, os valores de todas as variáveis analisadas nos trabalhos de Oliveira et al. (2007) e Mallasen et al. (2012) permaneceram dentro do recomendado pela Resolução nº 357/2005 do Conama, indicando que todas as áreas avaliadas tinham capacidade de suporte para a atividade aquícola, tal como também verifica-se na área experimental do rio do Corvo.

A temperatura (Figura 4) apesar de uma queda pontual ter sido registrada aos 86 dias de cultivo manteve-se em constante elevação, o que é compatível com a estação de primavera/verão.

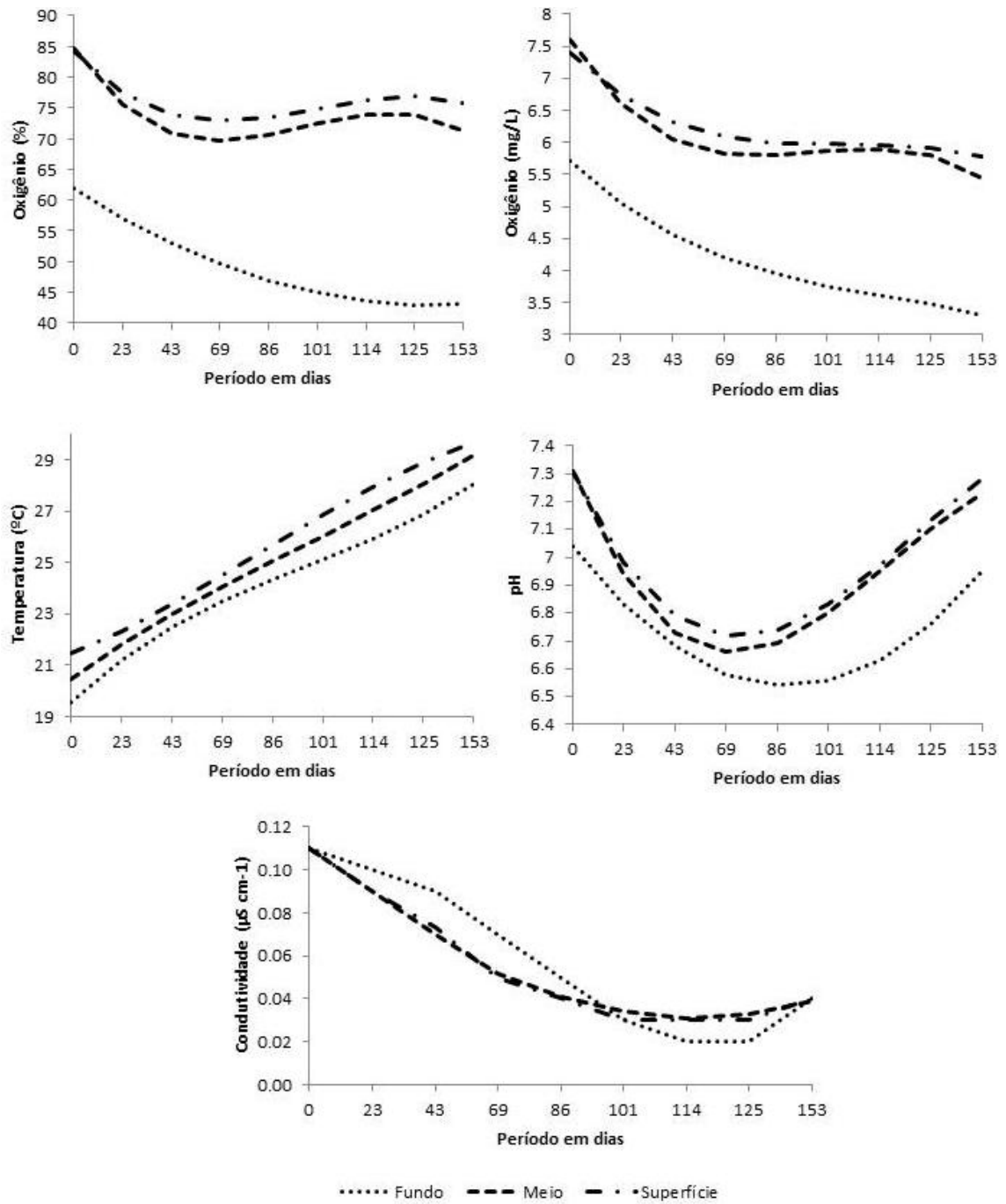


Figura 4. Curvas de regressão das variáveis limnológicas em função do período e cada nível de profundidade da coluna d'água em área com cultivo de Tilápias em tanques-rede.

Tabela 3. Estimativa dos valores que compõem o modelo de regressão do desdobramento de período dentro dos três níveis de profundidade da coluna d'água amostrada.

Variável Resposta	Profundidade	Estimativa dos parâmetros				pr> t	R ²
		b0	b1	b2	b3		
Oxigênio (%)	Superfície	95,001	-13,161	2,457	-0,136	0,00*	44,61%
	Meio	99,473	-18,168	3,489	-0,202	0,00*	65,94%
	Fundo	67,259	-5,792	0,345	-	0,00*	72,08%
Oxigênio (mg/L)	Superfície	8,379	-1,140	0,180	-0,009	0,00*	74,95%
	Meio	9,158	-1,871	0,337	-0,019	0,00*	83,06%
	Fundo	6,561	-0,963	0,114	-0,005	0,00*	80,93%
Temperatura (°C)	Superfície	20,864	0,486	0,147	-0,010	0,00*	87,66%
	Meio	18,881	1,677	-0,122	0,007	0,00*	93,94%
	Fundo	17,445	2,360	-0,278	0,016	0,00*	96,34%
pH	Superfície	7,822	-0,599	0,097	-0,004	0,00*	40,53%
	Meio	7,894	-0,687	0,116	-0,005	0,00*	45,00%
	Fundo	7,318	-0,298	0,028	-	0,00*	28,32%
Condutividade	Superfície	0,145	-0,033	0,002	-	0,00*	71,72%
	Meio	0,142	-0,031	0,002	-	0,00*	67,26%
	Fundo	0,110	0,011	-0,008	0,0006	0,00*	53,21%

*: significativo a 5% de probabilidade de erro.

A estratificação térmica ao longo do eixo vertical da coluna d'água decorre em função da variação térmica diária e da ausência de correntes fortes de movimentação da água, condição característica dos reservatórios. Destaca-se que a estratificação térmica também é um fator importante para a estratificação química, pois ela condiciona a atividade metabólica dos organismos aquáticos que atuam na fotossíntese e no processo de decomposição (Tundisi & Tundisi, 2008).

Em reservatórios, a taxa de vazão dos tributários também é alterada pela precipitação, que influencia no tempo de residência e nas taxas de renovação de água. Nos períodos de estiagem, pode haver diminuição da diluição dos efluentes advindos da piscicultura e conseqüentemente interferir na capacidade de suporte ou na taxa máxima de biomassa sustentável dentro de uma unidade de criação (Mallasenet al., 2008).

O pH reduziu, tal como o oxigênio, até os 86 dias de cultivo, e a partir deste período os níveis se elevaram chegando ao final próximo do nível encontrado no início do cultivo. Os valores de pH, com média $6,8 \pm 0,4$, revelam uma ótima capacidade tampão do reservatório, e devemos lembrar que na interface sedimento-água ocorre o consumo de oxigênio por meio da atividade bacteriana, oxidação química e a respiração dos macroinvertebrados aquáticos (Tundisi & Tundisi, 2008; Fonseca et al., 2009; Esteves, 2011).

O oxigênio e pH, tal como argumentam Durigan et al. (1992) variaram ciclicamente, no período de 24h do nictemeral, esta variação representa o balanço

contínuo entre os processos respiratórios e fotossintéticos das comunidades aquáticas. Cavalcante & Sá (2010) constataram que o pH da água em aquários sem e com fitoplâncton foi de $7,32 \pm 0,39$ e $8,45 \pm 0,40$, e explicaram esta diferença pelos fitoplânctons removerem o CO_2 da água durante o processo fotossintético.

Segundo Tundisi & Tundisi (2008), uma outra explicação para a variação do pH é que em períodos de intensa estratificação térmica com circulação posterior, seja em função da precipitação da chuva como pela ação do vento, ocorre o contato e mistura do hipolimnion anóxico com a camada epilimnética há conseqüente a queda no oxigênio dissolvido e do pH.

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos (Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos, 2013), a vazão média mensal do rio Paranapanema atingiu um valor de $7464,5 \text{ m}^3/\text{s}$ em agosto, chegando a $7853,1 \text{ m}^3/\text{s}$ em outubro de 2011. O aumento da vazão decorreu do início do período chuvoso, quando a pluviosidade atingiu valores de $310,4 \text{ mm}$ e $156,8 \text{ mm}$, respectivamente, em Terra Rica e de $286,2 \text{ mm}$ e $125,4 \text{ mm}$ em Diamante do Norte.

Silva et al. (2008) também verificaram que a precipitação foi um agente que influenciou a qualidade da água do rio Purus, localizado na porção sudoeste da Amazônia, uma vez que as principais variáveis monitoradas (oxigênio, pH, turbidez e condutividade) se correlacionaram significativamente com o regime de chuvas.

A condutividade no meio e no fundo da coluna d'água manteve-se em queda até os 101 e 125 dias de cultivo dos peixes respectivamente, e a partir destes voltaram a se elevar ligeiramente, mas não se aproximaram dos níveis iniciais. Já na superfície da coluna d'água a condutividade da água se manteve em queda até o final do período experimental.

A transparência da água oscilou entre 2 a $3,5 \text{ m}$, com média de $2,6 \pm 0,39 \text{ m}$. A transparência não se diferenciou nos pontos amostrados nem ao longo do período de cultivo de peixes. A transparência da água foi maior do que a encontrada por Alves e Baccarin (2005) no córrego Arribada, em um local de criação de peixes em tanques-rede; neste também não foi verificada alteração da transparência da água em função da piscicultura.

Os valores médios e análise de variância referentes os teores de nitrogênio total (mg/L^{-1}), nitrato (mg/L^{-1}) e ortofosfato (mg/L^{-1}) são apresentados na Tabela 4. Os valores médios encontram-se dentro do padrão proposto pela Resolução n°357 do Conama (Brasil, 2005) que impõe $3,7 \text{ mg/L N}$, em $\text{pH} \leq 7,4$, para o nitrogênio amoniacal total; 10 mg/L N de nitrato e $0,05 \text{ mg/L}$ de fósforo total em ambientes

intermediários com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários diretos de ambientes lânticos.

Tabela 4. Resumo da análise de variância das variáveis físicas e químicas da água.

Fatores de variação	Nitrogênio total (mg/L ⁻¹)	Nitrato (mg/L ⁻¹)	Ortofosfato (mg/L ⁻¹)
Horário (bloco)	2,55	1,37	5,41
Período (Pe)	4,80	8,29	3,43
Área (A)	0,04	2,62	1,25
Profundidade (Prof)	1,60	1,28	2,88
Pe x A	0,64	1,52	0,39
Pe x Prof	4,35*	2,72*	3,23*
A x Prof	0,73	0,14	0,97
Pe x A x Prof	0,36	1,05	1,77
Média ±DP	0,13±0,09	0,11±0,10	0,04±0,03

*: valores de F calculado significativo a 5% de probabilidade de erro.

Houve efeito significativo ($P < 0,05$) do período de cultivo dos peixes com a profundidade da coluna d'água sobre as variáveis nitrogênio total (mg/L⁻¹), e ortofosfato (mg/L⁻¹) apenas no nível de superfície da coluna d'água. Nas áreas com a atividade da piscicultura ocorre maior disponibilidade destes compostos em função da decomposição da ração e das excretas dos peixes (fosfato e amônia) (Guo & Li, 2003; Ozório et al., 2004; Araripe et al., 2006; Mallasen et al., 2012).

A regressão linear foi a que melhor se ajustou ao teor de nitrato (mg/L⁻¹) com um aumento de 0,0347 mg/L⁻¹ ao longo de cada período. Para os valores de nitrogênio total (mg/L⁻¹) e ortofosfato (mg/L⁻¹) a regressão cúbica foi a que apresentou melhor ajuste (Figura 5).

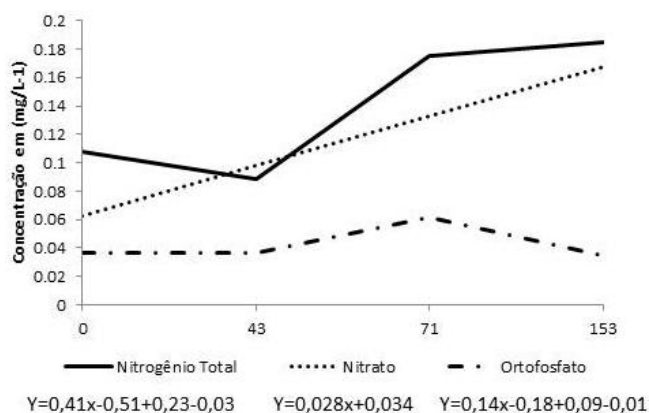


Figura 5. Curvas de regressão em função do período dentro do nível superficial da profundidade da coluna d'água para as variáveis Nitrogênio Total, Nitrato e Ortofosfato em área com cultivo de Tilápias em tanques-rede.

O aumento significativo dos níveis de nitrogênio total, nitrato e ortofosfato na camada superior da coluna d'água está relacionado com o aumento progressivo no fornecimento de ração pelo aumento da biomassa com consequente aumento das excretas dos peixes, aumento da temperatura no período e a elevação do pH, que igualou as médias encontradas em nível de superfície e fundo da coluna d'água, dados semelhantes foram encontrados nos trabalhos de Cornel & Whoriskey (1993) em cultivo de truta e Mallasen et al. (2008, 2012) com tilápias.

Apesar da elevação dos níveis de nitrogênio total e nitrato, o pH próximo à faixa da neutralidade evita que estes causem problemas aos peixes, esta relação também foi encontrada por Fernandes et al. (2007) em cultivo de camarões.

O aumento no fornecimento de ração e nas excretas dos peixes representa um aporte orgânico e inorgânico e o aumento da temperatura acelera as atividades fisiológicas vitais dos peixes, tal como a respiração, digestão, excreção, alimentação e movimentação, por isso mesmo houve a estratificação na concentração de oxigênio e estratificação térmica do ambiente (Figura 4) a concentração de nitrogênio total e nitrato não se estratificaram na coluna d'água (Pillay, 2004; Esteves, 2011).

Deste modo, a carga maior de resíduos não encontrou as condições ambientais necessárias para se diluir rapidamente na superfície da coluna d'água do sistema tal como no resultado encontrado por Alves e Baccarin (2005) no córrego Arribada, em área de produção de tilápias em tanques-rede.

Destacam-se os trabalhos de Braccini et al. (2008), Fonseca et al. (2009), Felisberto & Rodrigues (2012), realizados também nesta área de estudo, que já vem sendo utilizada para cultivo de peixes em experimentos acadêmicos há seis anos consecutivos, e como ao longo deste período não foi encontrada nenhuma alteração nos parâmetros limnológicos que afetasse os organismos aquáticos nativos nem a produção de peixes, confirma-se que a área possui boa capacidade de depuração.

O fósforo é um elemento de baixa disponibilidade natural no ambiente aquático (0,01 a 0,05 mg.L⁻¹), cuja origem é decorrente de processos naturais, como a erosão do solo ou decomposição de material orgânico, mas de substancial importância na produção primária, sendo o ortofosfato a forma mineral majoritária de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos, microalgas e bactérias (Esteves, 2011).

Os dados apresentados (Figura 5) indicam que a concentração de ortofosfato se elevou em 0,0347 mg.L⁻¹ até o período de 71 dias, e depois começou a decair sua concentração, como reflexo do aumento dos organismos produtores que podem

assimilar grandes quantidades de fosfatos (Esteves, 2011). Neste caso destacam-se os dados de Cornel, Whoriskey (1993), Fonseca et al. (2009) e Dias et al. (2012), que também descreveram uma alteração na abundância de algas perifíticas e zooplânctons em função da assimilação deste composto.

Há também no caso do ortofosfato a possibilidade de sua retenção no sedimento tornando-se indisponível por meio da sua adsorção a oxi-hidróxidos de ferro em ambientes oxigenados, ou as argilas em condição de pH ácido ou ligeiramente ácido (Cornel & Whoriskey, 1993; Fernandes et al., 2007 e Esteves, 2011).

O processo de sedimentação das partículas em suspensão foi verificado por Alves e Baccarin (2005) que relataram que os resíduos da atividade aquícola podem não se concentrar apenas no local onde são liberados.

No que se refere à análise do sedimento (Tabela 5), verificou-se diferença significativa ($P < 0,05$) apenas para as seguintes variáveis pH (H_2O), soma de bases (SB), K^+ e P ($mg\ dm^{-3}$) que estão relacionadas com a decomposição da matéria orgânica e no caso do P indica principalmente a sua utilização pelos organismos aquáticos e pela utilização de ração de boa qualidade. Segundo Ribeiro et al. (1999), os valores obtidos para as variáveis do sedimento, segundo os padrões utilizados para avaliar a fertilidade do solo se encontraram em níveis adequados, tendo até melhorado com a presença da piscicultura.

Tabela 5. Valores médios das variáveis avaliadas para as amostras de sedimento coletadas no início e no final do experimento.

Período	pH*	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Al ⁺³	H ⁺ +Al ⁺³	SB*	K ⁺ *	P*	C
		Cmol dm ⁻³					mg dm ⁻³		g dm ⁻³
Inicial	5,76a	2,20	0,60	0,16	4,53	2,92a	46,92a	242,66a	10,93
Final	5,54b	3,73	0,84	0,34	5,32	4,66b	34,41b	188,32b	18,54

* $p < 0,05$; pH em água; cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), teor de alumínio (Al^{+3}), a acidez trocável ($H^+ + Al^{+3}$), SB: soma de bases, potássio (K^+), teor de fósforo (P) e carbono (C).

O pequeno acréscimo no teor de cálcio e magnésio pode ser resultante da deposição de matéria orgânica, também representada pelo aumento no teor de carbono. Os dados de Ribeiro et al. (2005), em viveiros escavados, demonstraram que a concentração de Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ é expressivamente maior, e indica a maior sedimentação e concentração dos resíduos da ração e excretas dos peixes, enquanto que nos reservatórios estes elementos podem ser assimilados pelos organismos naturais ou serem carregados pela correnteza em função do maior volume de água.

O incremento fértil do ambiente é propício para o maior desenvolvimento de fitoplâncton e demais organismos do ambiente (Felisberto, 2007; Fonseca et al., 2009; Dias et al., 2012), contudo, avaliaram que os limites desta descarga de nutrientes no ambiente em função da sua capacidade de suporte é a grande questão a ser resolvida para viabilizar a produção aquícola (Araripe et al., 2006; Tundisi & Tundisi, 2008; Mallasen et al., 2012). A sustentabilidade da aquicultura, e da piscicultura em tanques-rede, necessita que o planejamento dos parques aquícolas seja baseado no monitoramento de variáveis ambientais visando avaliar a capacidade de suporte do ambiente bem como subsidiar na escolha do sistema de cultivo e manejo a ser adotado no local.

Conclusões

O sistema de cultivo em tanques-rede provocou variação nos parâmetros limnológicos e incremento de matéria orgânica no sedimento, mas não a ponto de infringir os níveis indicados pela Resolução nº 357/2005 do Conama, confirmando a importância do acompanhamento do sistema de manejo adotado frente às condições ambientais existentes.

Referências

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhadava, Baixo Rio Tietê, SP). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Org.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: RiMa, 2005. cap. 14, p. 329-348.

ARARIPE, M. N. B. A.; SEGUNDO, L. F. F.; LOPES, J. B.; ARARIPE, H. G. A. Efeito do cultivo de peixes em tanques rede sobre o aporte de fósforo para o ambiente. **Revista Científica de Produção Animal**, v. 8, n. 2, p. 56-65, 2006.

BRACCINI, G.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R. P.; FILHO, L. A.; DIGMAYER, M. Ectoparasitos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) cultivados em tanques-rede nos rios do Corvo e Guairacá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Parasitologia Veterinária**, n.17, p. 24-29, 2008. suplemento1.

BANZATTO, D. A.; KRONKA, S. N. **Experimentação agrícola**. 4. ed. Jaboticabal: Funep, 2013. 237p.

BORGES, L. C.; FERREIRA, D. F. Poder e taxas de erro tipo I dos testes Scott-Knott, Tukey e Student-Newman-Keuls sob distribuições normal e não normais dos resíduos. **Revista de Matemática e Estatística**, São Paulo, v.1, n. 21, p. 67-83, 2003.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, 18 mar. p. 58-63, 2005.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**: Brasil 2008-2009. Brasília, DF, 2009. 101p.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**: Brasil 2010. Brasília, DF, 2012. 129 p.

CARVALHO, E. D.; RAMOS, I. P. A Aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v.1, n. 38, p.1-18, 2010.

CAVALCANTE, D. H.; SÁ, M. V. C. Efeito da fotossíntese na alcalinidade da água de cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n.1, p. 67-72, 2010.

CORNEL, G. E.; WHORISKEY, F. G. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments os Lac du Passage, Quebec. **Aquaculture**, v.109, p.101-117, 1993.

CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALLOSSI, D. M.; CASTAGNOLLI. **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo: TecArt, 2004. 533 p.

DIAS, J. D.; SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C. Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.1, p.1-11, 2012.

DURIGAN, J. G.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; OLIVEIRA, D. B. S. Estudo limnológico em tanques de piscicultura. Parte I: Variação nictemeral de fatores físicos, químicos e biológicos. **Acta Limnologica Brasil**, v. 4, p. 211-223, 1992.

ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de sustentabilidade aplicados a aquicultura. **Revista brasileira de Zootecnia**, v. 36, p. 33-44, 2007. suplemento especial.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ESTEVES, F. A. (Coord.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **FAO Statistical Yearbook 2013**: World food and agriculture. Rome, 2013.307p. Disponível em:< <http://www.fao.org/> > Acesso em: 3 de set. 2014.

FELISBERTO, S. A. **Algas perifíticas sobre substrato artificial e natural no rio do Corvo (tributário do reservatório de Rosana)**: composição, abundância, biomassa e produtividade. 2007. 110 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.

FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Dinâmica sucessional de comunidade de algas perifíticas em um ecossistema lótico subtropical. **Rodriguésia**, v. 2, n. 63, p. 463-473, 2012.

FERNANDES, D.; LEHUGEUR, L. G. O.; PEREIRA, L. L.; GOMES, D. F.; FREIRE, G. S. S. Caracterização de amônia, nitrato, nitrito, fosfato(orto)dissolvido e clorofila “a” em uma fazenda de cultivo de camarão. **Revista de Geologia**, v. 20, n.1, p. 99-117, 2007.

FERREIRA, D. F. **SISVAR**. DEX/UFLA, versão 5.3. 2010.

FONSECA, I. A.; SIQUEIRA, N. S.; RODRIGUES, L. Algas perifíticas a montante e a jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 31, n. 2, p.135-141, 2009.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v. 226, p. 201-212, 2003.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n.1, p.163-173, 2008.

MALLASEN, M.; CARMO, C. F.; TUCCI, A.; BARROS, H. P.; ROJAS, N. E. T.; FONSECA, F. S.; YAMASHITA, E. Y. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 38, n. 1, p.15-30, 2012.

MALLASEN, M.; BARROS, H. P.; YAMASHITA, E. Y. Produção de peixes em tanques-rede e a qualidade de água. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v.1, n.1, p. 48-51, 2008.

OLIVEIRA, R. P. C.; SILVA, P. C.; PADUA, D. M. C.; AGUIAR, M.; MAEDA, H.; MACHADO, N. P.; RODRIGUES, V.; SILVA, R. H. Efeitos da densidade de estocagem sobre a qualidade da água na criação do Tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1818) durante a segunda alevinagem, em tanques fertilizados. **Ciência Animal Brasileira**, v. 8, n. 4, p. 705-711, 2007.

OZÓRIO, R. O. A.; AVNIMELECH, Y.; CASTAGNOLLI, N. Sistemas intensivos fechados de produção de peixes. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, N. **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo: TecArt, 2004. p. 7-24.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the environment**. 2nd ed. Oxford: Blackwell, 2004. 194 p.

RAMOS, I. P.; ZANATTA, A. S.; ZICA, E. O. P.; SILVA, R. J.; CARVALHO, E. D. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: CYRINO, J. E. P.; FURUYA, W. M.; RIBEIRO, R. P.; SCORVO-FILHO, J. D. **Tópicos especiais em biologia e aqüicultura**. Jaboticabal Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática, 2008. cap. 9, p. 87-98. Trabalho apresentado no III Congresso Brasileiro da Sociedade de Aquicultura e Biologia Aquática, 2008.

RIBEIRO, R. P.; SENGIK, E.; BARRERO, N. M. L.; CIOLA, A. L. C.; MOREIRA, H. L. M.; SUSSEL, F. R.; LUPCHINSKI JUNIOR, E.; BENITES, C. Coleta de amostras de sedimento em viveiros de piscicultura. **Acta Scientiarum Animal Sciences**, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2005.

RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG: CFSEMG/UFV, 1999. 359 p.

SAMPAIO, I. B. M. **Estatística aplicada à experimentação animal**. 3. ed. Belo Horizonte: Fundação de Estudo e Pesquisa em Medicina Veterinária e Zootecnia, 2010. 264 p.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influencia da precipitação na qualidade da água no Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SIMÕES, F. S.; YABE, M. J. S.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Avaliação do efeito da piscicultura em sistemas aquáticos em Assis e Cândido Mota, São Paulo, por indicador de qualidade da água e análise estatística multivariada. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p.1835-1841, 2007.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS HÍDRICOS.
Disponível em: <<http://www2.snirh.gov.br/home/>>. Acesso em: 12 mar. 2013.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

URBINATI, E. C.; CARNEIRO P. C. F. Práticas de manejo e estresse dos peixes em piscicultura. In: CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, M. (Ed.). **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. São Paulo: TecArt, 2004. cap. 6, p.171-193.

IV – Macroinvertebrados bentônicos sobre substrato artificial como indicador de enriquecimento orgânico associado à produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus, 1758)

Resumo

Utilizaram-se de biocoletores como método de avaliação da composição e número de indivíduos dos macroinvertebrados bentônicos, em função do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede. Os pontos de coleta foram distribuídos em cinco transectos, tendo três transectos com tanques-rede com uma distância entre si de 40 m, e dois transectos sem tanques-rede, com 100 m de distância a partir dos tanques-rede, sendo um a montante e outro a jusante. Foram utilizadas três densidades de estocagem de: 83,3, 166,6 e 250 peixes por m³. As variáveis limnológicas foram submetidas à análise descritiva e de variância (Anova) e as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott em nível de 5% de probabilidade. Os macroinvertebrados foram avaliados por meio de modelos lineares generalizados, com distribuição de Poisson e pela análise de componentes principais. As variáveis limnológicas ficaram dentro dos parâmetros recomendados e o oxigênio ficou em 5,5±1,2 (mg/L⁻¹). Com relação ao tempo de exposição do biocoletor e a sua resposta ao efeito das densidades, este método apresentou diferença significativa (P<0,05) para o número de organismos, mas não diferiu no que se refere à riqueza. Identificou-se um total de 20 grupos de macroinvertebrados, dentre os quais cinco foram utilizados de forma eficaz na distinção dos transectos. A utilização dos biocoletores se confirmou como uma alternativa para os piscicultores no acompanhamento das variáveis limnológicas.

Palavras-chave: biocoletor, bioindicador, aquicultura, *Oreochromis niloticus*, variáveis ambientais.

Benthic macroinvertebrates on artificial substrates as an indicator of organic enrichment associated with the production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758)

Abstract

Biocollectors was tested to assess the composition and density of benthic macroinvertebrates, depending on the cultivation of Nile tilapia in cages. The sampling points were distributed in five transects, having three transects in cages with a distance of 40m between them, and two transects without cages, with 100m distance from the cages, being one the upstream and the other one the downstream. Three stocking densities of 83.3, 166.6 and 250 fish per cubic meter were used. Limnological variables were subjected to descriptive analysis of variance (Anova) and means were compared by the Scott-Knott test at 5% probability. Macroinvertebrates were assessed using generalized linear models with Poisson distribution and by the principal component analysis. Limnological parameters were within the recommended parameters, and oxygen was 5.5 ± 1.2 (mg/L⁻¹). With respect to exposure time of bio collector and its response to the effect of densities, this method showed a significant difference ($P < 0.05$) for the density of organisms, but did not differ concerning wealth. We identified a total of twenty groups of macroinvertebrates, among which five were used effectively in the distinction of the transects. The use of bio collectors was confirmed as an alternative to fish farmers in monitoring limnological variables.

Keywords: bio collector, bioindicator, aquaculture, *Oreochromis niloticus*, environmental variables.

1. Introdução

Com a diminuição do estoque natural de peixes nativos de interesse comercial, em função da superexploração dos recursos naturais, a atenção da população volta-se naturalmente para produtos originados de sistemas de cultivo (Carvalho e Ramos, 2010; Sussel, 2011). A produção em escala comercial de peixes é denominada de piscicultura, e representa uma das principais linhas de produção aquícola, destacando-se também o cultivo de camarão (carcinocultura) e a maricultura (aquicultura marinha) (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2012).

O Brasil, segundo dados de Ostrensky et al. (2007), possui 7.367 km de costa marítima, 3,5 milhões de hectares em águas públicas represadas, mais 5 milhões de hectares em águas privadas represadas e em âmbito mundial concentra 13,8% de toda a água doce superficial. Destaca-se pela condição climática adequada e grande diversidade de espécies nativas e por ser autossuficiente na produção de grãos viabilizando o fornecimento de ração de qualidade. Com todas estas características, o Brasil possui todos os recursos naturais necessários para o desenvolvimento de vários setores da aquicultura.

Paralelo ao desenvolvimento do setor aquícola surgiu o conceito de desenvolvimento sustentável que foi utilizado pela primeira vez em 1983 por ocasião da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, que propôs que o desenvolvimento econômico incorporasse as demandas ambientais, mas o termo só ganhou força durante o evento Eco-92 (Rio-92) (Organização das Nações Unidas, 2013).

Carvalho e Ramos (2010) indicaram que o uso das águas públicas, sob o domínio da União, para a aquicultura se encontra entre as políticas públicas que visam resgatar o compromisso social com o pescador tradicional (deslocado em função do barramento dos grandes rios), e o desenvolvimento econômico representado pelo empresário do agronegócio.

O desenvolvimento da aquicultura neste sentido, em especial da piscicultura continental em áreas de reservatórios, se encontra cercada de modo que seu desenvolvimento precisa de imediato incorporar uma prática transdisciplinar que envolva a interface ambiental, social, produtiva e econômica (Ramos et al., 2008).

Atualmente é relativamente fácil encontrar estudos (Alves e Baccarin, 2005; Paes, 2006; Oliveira et al., 2007; Mallasen et al., 2012) que expuseram que o sistema de piscicultura em tanques-rede ocasiona impacto de baixa dimensão nos padrões de qualidade da água, indicando a capacidade do ambiente de assimilar as perturbações ocasionadas pelo sistema de produção.

Para fortalecer estes estudos é necessário identificar organismos aquáticos que sejam indicadores ambientais associados ao enriquecimento orgânico do ambiente, dentre estes vêm se destacando as algas perifíticas (Fonseca et al., 2009), os zooplâncton (Dias et al., 2012), fitoplâncton (Dias et al., 2001), organismos bentônicos (Queiroz et al., 2000; Guo e Li, 2003) e até da própria comunidade de peixes nativos (Ramos, 2009).

Contudo, ainda são necessários estudos que identifiquem e categorizem estes parâmetros biológicos, que em conjunto com os parâmetros abióticos, gerem informações mais concretas sobre a avaliação dos impactos ocasionados pela aquicultura e a forma adequada para utilização dos recursos hídricos (Queiroz et al., 2000; Mugnai et al., 2010).

Neste sentido, o presente experimento foi realizado com o objetivo de avaliar a variação na composição e número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos, no ambiente de cultivo de tilápia do Nilo (*O. niloticus*, Linnaeus, 1758).

2. Material e Métodos

O rio do Corvo ($22^{\circ}39'S$ e $52^{\circ}46'W$) é um dos tributários do reservatório de Rosana (PR/SP), localizado a aproximadamente 5 km da confluência com o trecho baixo do rio Paranapanema (Figura 1), próximo à barragem do reservatório, na área entre os municípios de Diamante do Norte (PR) e Terra Rica (PR).

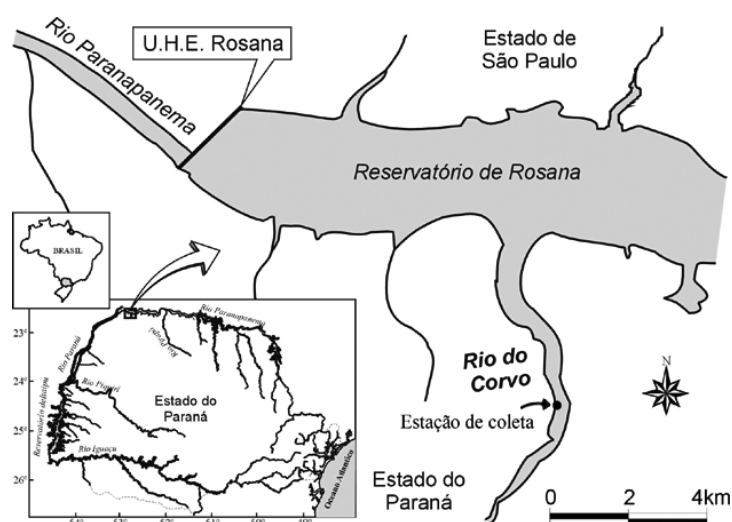


Figura 1. Área de estudo: reservatório de Rosana (bacia do rio Paranapanema) no Estado do Paraná, Brasil, com a localização da estação de coleta no rio do Corvo. Fonte: Felisberto e Rodrigues (2012).

O rio do Corvo possui sua área caracterizada por margens com predominância de gramíneas, em função do uso da terra estar associado à agricultura e às pastagens, e estágio intermediário de reflorestamento. No setor industrial destaca-se a presença de uma indústria de fecularia na região.

A área do reservatório, de acordo com Felisberto (2007), é caracterizada por um substrato de rocha basáltica coberta por areia, o que foi confirmado pela análise granulométrica que classificou o sedimento desse local com textura média.

Foram utilizados 18.000 juvenis pós-revertidos para machos de tilápia do Nilo, *O.niloticus*, da variedade GIFT, com peso médio inicial de 81g e peso médio final de 598 g. Os peixes foram alimentados duas vezes ao dia (9 h e 17 h) e em intervalos aproximados de 30 dias, uma amostra de 50 peixes de cada tanque-rede foi pesada para determinar a biomassa média e efetuar o ajuste da quantidade de ração comercial extrusada fornecida. A ração possuía 32% de proteína bruta e o experimento teve duração total de 154 dias, destes 106 dias representam o cultivo de tilápia do Nilo e o restante refere-se ao acompanhamento da área antes da implantação do cultivo.

2.1. Delineamento experimental

Foram instalados 18 tanques-rede de $6,8\text{m}^3$ ($2,0 \times 2,0 \times 1,7$ m), sendo $6,0\text{m}^3$ úteis submersos, distribuídos aleatoriamente em três linhas, e esta disposição visou simular uma situação comercial e ao mesmo tempo eliminar os possíveis efeitos do local em função da profundidade e a proximidade do leito do rio (Figura 2).

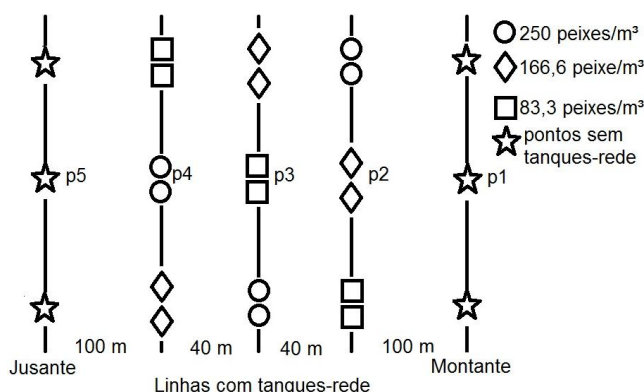


Figura 2. Distribuição das densidades de tilápia do Nilo nos tanques-rede ao longo dos transectos, localização dos transectos sem tanques-rede e identificação dos pontos (p1 a p5) de amostragem das variáveis limnológicas. Os pontos de coleta dos macroinvertebrados consistiram nos locais identificados com as densidades e nos pontos marcados sem tanques-rede.

A coleta dos macroinvertebrados aquáticos ocorreu por meio de um método de colonização natural, denominado de biocoletores, como proposto pela Embrapa (Silveira e Queiroz, 2006; Silva et al., 2012) e é confeccionado a partir de uma rede plástica com capacidade para 5kg foram utilizados como substrato 15g de taboa (*Typha sp.*), 10 cm de bucha vegetal e cerca de 450g de brita e cascalho.

Os biocoletores foram instalados com uma corda de nylon fixada às boias de marcação e aos tanques-redes (Figura 2). Os pontos partiam de uma distância média de 10m da margem esquerda até o meio do rio, distribuídos em cinco transectos. Cada transecto possuía três pontos. Em cada ponto foram colocados seis biocoletores, sendo um conjunto de três biocoletores retirado em intervalo aproximado de 15 e o outro conjunto com 30 dias partir da sua implantação inicial com o objetivo de verificar qual o tempo de exposição ideal.

Houve uma coleta inicial dos macroinvertebrados bentônicos, bem como dos parâmetros limnológicos, antes da implantação e distribuição dos tanques-rede.

Foram definidas três densidades de estocagem: 83,3 peixes por m³ (500 peixes/tanque-rede); 166,6 peixes por m³ (1.000 peixes/tanque-rede); e 250 peixes por m³ (1.500 peixes/tanque-rede). Os transectos foram caracterizados pela sua posição, sendo: um a montante e um a jusante sem tanques-rede, e três linhas caracterizadas pela presença do cultivo de tilápia do Nilo em tanques-rede (Figura 2).

Os biocoletores após a sua retirada foram acondicionados em um saco plástico com água do ambiente, garantindo a sobrevivência dos animais até o processo de lavagem em peneira com malha de 0,5 mm, seguida da coleta manual dos macroinvertebrados com pinça e armazenamento em recipientes com álcool 70%.

A triagem do material foi feita usando um estéreo-microscópio, seguida da identificação com o auxílio de chaves taxonômicas que atingiam pelo menos o nível de família (Costa et al., 2006; Brusca e Brusca, 2007; Mugnai et al., 2010), sendo os mesmos separados e armazenados em eppendorf com álcool 70%.

2.2. Amostragem dos parâmetros limnológicos

Os pontos de amostragem das variáveis limnológicas eram fixos e formavam um transecto ao longo da linha média da área experimental (Figura 2). A profundidade média destes pontos variou de 7,5±0,7 m na média ao longo do período de amostragem.

Para a realização do nictemeral respeitou-se um intervalo de 4h, a escolha deste intervalo decorreu de uma adaptação da proposta de Duriganet al. (1992) que é de um intervalo de 3 h, para redução do esforço amostral sem comprometer a precisão na avaliação da variação espacial e temporal, pelo acompanhamento da variação diária (24 h).

A transparência da água foi mensurada com um disco de Secchi às 14 h, em temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e saturação por oxigênio (%) com um oxímetro F-1050 YSI, o pH foi obtido com um pHmetro portátil Master F-1002e a condutividade elétrica obtida com um condutivímetro, modelo CD-860. Todas estas variáveis foram determinadas “in situ” e mensuradas em um intervalo de aproximadamente 150 dias, em três níveis de profundidade da coluna d’água: superfície (20 cm), intermediário (2 m) e fundo.

As amostras de água para análise dos teores de nitrogênio total (mg.L^{-1}), ortofosfato (mg.L^{-1}) e nitrato (mg.L^{-1}) foram coletadas com o auxílio de uma garrafa de Van Dorn, em um intervalo aproximado de 30 dias e em dois níveis de profundidade: superfície (20 cm) e fundo. As amostras foram imediatamente armazenadas em recipientes de acordo com o ponto de coleta e o horário e acondicionadas em um freezer (-18°C) para posterior análise em laboratório. Para estas análises utilizaram-se kits comerciais que seguiam os seguintes métodos: N-(1 naftil)-etilenodiamina (NTD) adaptado do Standart Methods 21^a ed. para avaliação do nitrato; o método do azul de molibdênio para o ortofosfato e a digestão de brucina para calcular o nitrogênio total, todos utilizando a leitura em fotocolorímetro, modelo SL2K-PCKT (versão 4.01).

O sedimento da área experimental foi obtido com o auxílio de um pegador de fundo, tipo Petersen modificado, com duas coletas, uma no início e outra no final do experimento e todas as amostras foram coletadas nos pontos onde ocorreu a amostragem das variáveis limnológicas.

O sedimento foi avaliado quanto a sua granulometria, para descrição da área, e de acordo com os padrões de fertilidade utilizando-se as metodologias descritas pela Embrapa (1997). As análises foram feitas no Laboratório de Solos (Departamento de Agronomia) da Universidade Estadual de Maringá, onde foram fornecidas as seguintes análises: pH em água, teor de alumínio (Al^{+3}), acidez trocável ($\text{H}^{+} + \text{Al}^{+3}$) o teor de fósforo (P) e carbono (C) e as bases trocáveis: cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), potássio (K^{+}).

2.3. Análises estatísticas dos dados

Para a avaliação dos fatores limnológicos, adotou-se um delineamento em blocos casualizados em esquema fatorial, sendo considerado como bloco os horários de amostragem e os fatores as datas em que ocorreram as coletas (representando o período total de acompanhamento da área), os pontos que definiram a área com tanque-rede e a área sem tanques-rede e os níveis de profundidade de amostragem no eixo vertical da coluna d'água.

Os resultados dos parâmetros limnológicos foram comparados com os padrões de qualidade dos efluentes, conforme Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama, nº 357 (Brasil, 2005) e de acordo com os padrões mínimos exigidos para a produção animal (Urbinati e Carneiro, 2004) e foram submetidos à análise descritiva e de variância (Anova) com as médias comparadas pelo teste de Scott-Knott em nível de 5% de probabilidade (Borges e Ferreira, 2003) e realização da caracterização geral da área. Neste caso, as análises foram efetuadas usando-se o programa de análise estatística Sisvar, versão 5.3 (Ferreira, 2000).

Os resultados para as amostras de sedimento foram submetidos a uma análise de médias pareadas e comparados com os valores de referência existentes para solo (Ribeiro et al., 1999) e com outros resultados de pesquisas da área (Ribeiro et al., 2005).

Foi aplicada uma análise de modelos lineares generalizados (GLM), com a distribuição de Poisson e função de ligação log, para os dados obtidos por meio da contagem dos macroinvertebrados aquáticos identificados.

Foram utilizados os padrões de número de indivíduos e riqueza dos grandes grupos taxonômicos (Classe e Família) para avaliar: os pontos de coleta estabelecidos; os transectos; o efeito das densidades de estocagem dos peixes nos tanques-rede e o tempo de exposição dos biocoletores. Estas análises foram realizadas utilizando-se o programa estatístico R, versão 3.0.1 (R Core Team, 2013).

Para sumarizar os dados bióticos e abióticos foi realizada uma análise de correspondência canônica (CCA), que representa uma análise multivariada de ordenação realizada para verificar a formação de agrupamentos entre os pontos e identificar os fatores que mais influenciam os eixos. Foram utilizados os dados das variáveis limnológicas, o efeito do cultivo de peixes e o número de indivíduos e de táxons de invertebrados identificados para avaliar a distribuição da comunidade bentônica. Para estas análises, utilizou-se o programa PC-ORD, versão 5.01 (McCune e

Mefford, 1999) e os gráficos confeccionados no programa Statistica, versão 7.0 (StatSoft, 2005).

3. Resultados

Os teores de oxigênio na água, temperatura, pH e condutividade de acordo com a análise descritiva (Tabela 1) apresentaram níveis propícios ao cultivo da tilápia do Nilo (*O. niloticus*) (Urbinati & Carneiro, 2004; Mallasen et al., 2012) e ficaram dentro dos níveis recomendados pela Resolução nº357 do Conama (Brasil, 2005) para corpos d'água destinados à aquicultura (classe 2), onde estipula que os níveis de oxigênio dissolvido não deve ser inferior a 6mg/L e o pH deve estar entre 6 e 9.

Tabela 1. Média \pm desvio-padrão (DP) das variáveis da água no período de outubro de 2010 a fevereiro de 2011.

Variável	Área amostrada	Resolução nº357 do Conama
	Média \pm DP	
Oxigênio (mg/L ⁻¹)	5,5 \pm 1,2	6
Oxigênio (%)	66,3 \pm 14,3	-
Temperatura (°C)	24,9 \pm 2,9	-
pH	6,8 \pm 0,4	6-9
Condutividade elétrica (μ S cm ⁻¹)	0,05 \pm 0,04	-
Profundidade (m)	7,5 \pm 0,7	-
Nitrogênio total mg L ⁻¹	0,13 \pm 0,09	2,18
Nitrato mg L ⁻¹	0,11 \pm 0,10	-
Ortofosfato mg L ⁻¹	0,04 \pm 0,03	0,05

Houve diferença significativa ($P < 0,05$) entre a área com tanques-rede e os pontos sem tanques-rede apenas para os teores de oxigênio, de tal maneira que a área com tanques-rede chegou a apresentar uma estimativa da média do contraste de -2,22 (O%) e menos -0,18 (O mg/L) em relação aos valores médios encontrados nos pontos sem tanques-rede, decorrente neste caso da maior demanda de oxigênio pelo sistema de cultivo de tilápia do Nilo em função do incremento de biomassa e decomposição dos resíduos.

Para o pH houve interação entre o período de amostragem e as áreas (Figura 3), cujo desdobramento seguido da análise de regressão do período em cada tratamento (área a jusante, área a montante e área de cultivo) distinguiu a área a montante das demais e confirmou a diluição dos resíduos do cultivo ao longo da corrente d'água principal do reservatório.

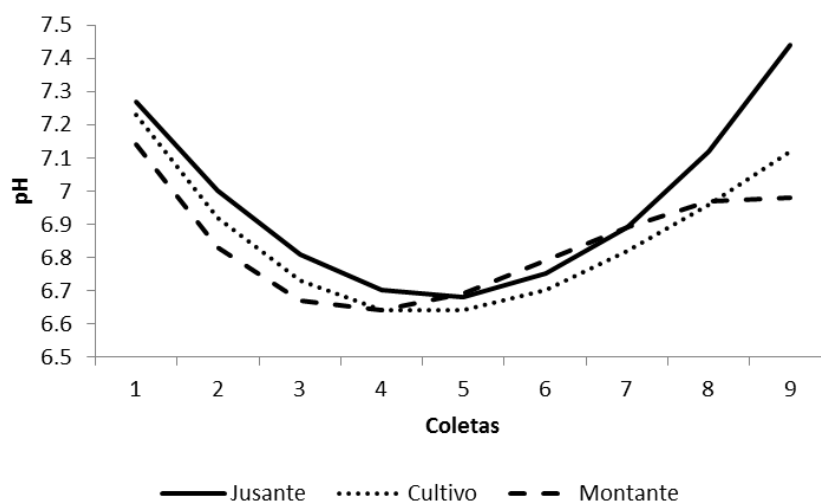


Figura 3. Curvas de regressão do pH em função do período de amostragem para cada uma das áreas amostradas.

Todas as variáveis limnológicas também foram influenciadas pela interação do período de avaliação e os níveis de profundidade da coluna d'água. A análise de desdobramento com regressão da interação do período dentro dos três níveis de profundidade comprovou ($P < 0,01$) a estratificação das variáveis limnológicas na coluna d'água, em virtude do aumento da temperatura ao longo do período amostrado (Figura 4) e pelos processos relacionados ao incremento da biomassa do cultivo de tilápias do Nilo e de macroinvertebrados aquáticos bentônicos.

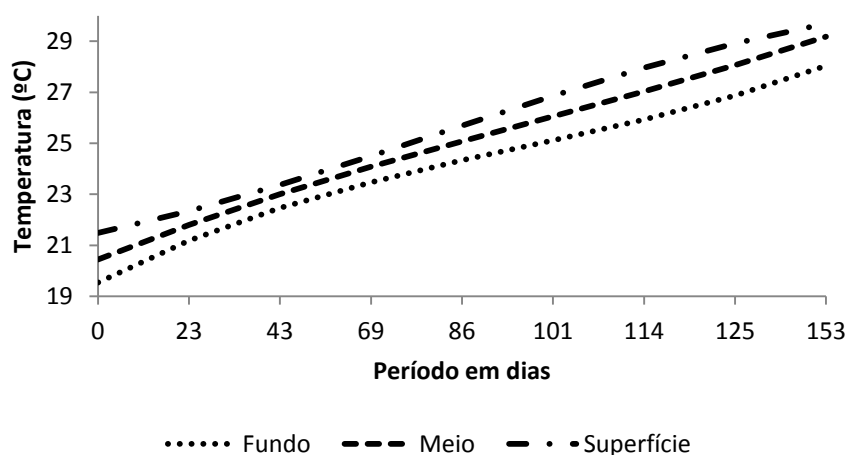


Figura 4. Curvas de regressão da temperatura nos três níveis de profundidade em função do período de amostragem.

Os níveis de nitrogênio total, nitrato e ortofosfato, segundo a análise de desdobramento, apresentaram influência ($P < 0,01$) apenas do nível superficial da coluna

d'água (Figura 5) resultante, provavelmente, pelo incremento da decomposição matéria orgânica e assimilação, principalmente do ortofosfato, pela biomassa fitoplanctônica.

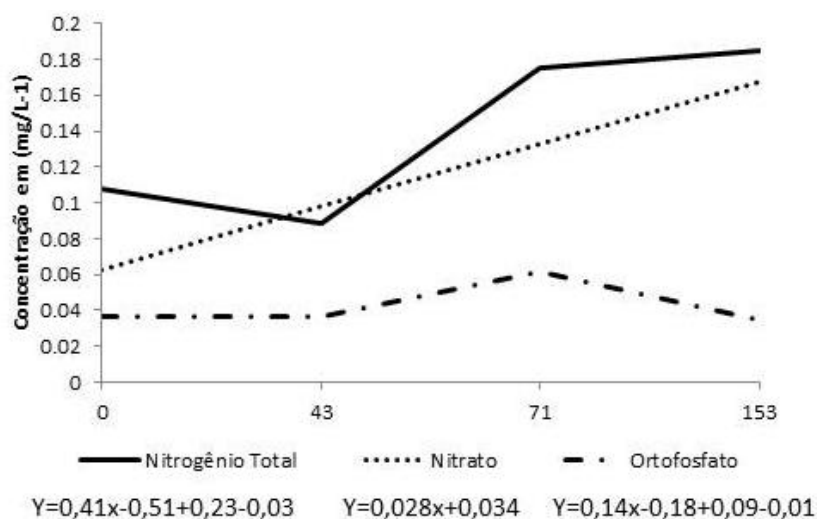


Figura 5. Curvas de regressão em função do período dentro do nível superficial da profundidade da coluna d'água para as variáveis Nitrogênio Total, Nitrato e Ortofosfato em área com cultivo de Tilápias em tanques-rede.

No que se refere à análise do sedimento (Tabela 2), verificou-se diferença significativa ($P < 0,05$), apenas para as seguintes variáveis: pH (H_2O), soma de bases (SB), K^+ e P ($mg\ dm^{-3}$).

Tabela 2. Valores médios das variáveis avaliadas para as amostras de sedimento coletadas no início e no final do experimento pela análise de médias pareadas.

Período	pH*	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Al^{+3}	$H^+ + Al^{+3}$	SB*	K^{+*}	P*	C
	Cmol dm^{-3}						$mgdm^{-3}$	$G\ dm^{-3}$
Inicial	5,76	2,20	0,60	0,16	4,53	2,92	46,92	242,66	10,93
Final	5,54	3,73	0,84	0,34	5,32	4,66	34,41	188,32	18,54

* $p < 0,05$; pH em água; cálcio (Ca^{+2}), magnésio (Mg^{+2}), teor de alumínio (Al^{+3}), a acidez trocável ($H^+ + Al^{+3}$), SB: soma de bases, potássio (K^+), teor de fósforo (P) e carbono (C).

O método de amostragem se mostrou eficaz para a coleta dos macroinvertebrados aquáticos bentônicos. Quanto ao período de exposição do biocoletor, entre 15 ou 30 dias, o número de indivíduos de organismos aquáticos (Tabela 3) foi significativamente maior ($P > 0,05$) para o período de 30 dias, mas não houve alteração significativa ($P < 0,05$) da riqueza dos grupos identificados.

Tabela 3. Valores médios estimados da densidade e da riqueza de macroinvertebrados aquáticos encontrados de acordo com o ponto de tempo de exposição do biocoletor por meio da análise de modelos lineares generalizados.

Tempo de exposição	Número de indivíduos			Riqueza		
	Valor estimado	Erro-padrão	P-valor	Valor estimado	Erro-padrão	P-valor
15 dias	3,6218	0,0249	0,00*	2,0102	0,0558	0,00*
30 dias	0,6648	0,0318	0,00*	0,0833	0,0814	0,30

Segundo a análise de modelos lineares generalizados (Poisson/log), os pontos cujos valores estimados são negativos e indicam que o valor médio encontrado é menor que o valor de referência (Valor Estimado), que equivale à média do ponto T1P1 localizado a montante, enquanto que os valores positivos indicam que o valor médio encontrado é maior que o valor de referência (Tabela 4).

Tabela 4. Estimativas dos parâmetros e estatística do modelo ajustado aos dados de número de indivíduos e riqueza de macroinvertebrados aquáticos na área experimental de piscicultura em tanques-rede.

Tratamentos	Número de indivíduos			Riqueza		
	Valor estimado	Erro-padrão	P-valor	Valor estimado	Erro-padrão	P-valor
T1P1	3,6753	0,0711	0,000*	2,1970	0,1491	0,0000*
T1P2	-0,6994	0,1164	0,000*	-0,0251	0,2146	0,2415
T1P3	-0,3373	0,1048	0,001*	-0,3514	0,2203	0,1107
T2P1	0,4773	0,0876	0,000*	-0,1388	0,2086	0,5056
T2P2	0,2445	0,095	0,010*	-0,1431	0,2188	0,5131
T2P3	0,4951	0,0944	0,000*	-0,1178	0,2312	0,6105
T3P1	0,3687	0,0925	0,000*	0,0001	0,2108	1,0000
T3P2	1,0225	0,0811	0,000*	-0,4055	0,2236	0,0698
T3P3	0,8094	0,0855	0,000*	-0,3727	0,2334	0,1103
T4P1	0,0238	0,106	0,822	0,0001	0,2236	1,0000
T4P2	0,6538	0,0852	0,000*	0,0183	0,2010	0,9273
T4P3	0,6919	0,0847	0,000*	0,0714	0,1987	0,7191
T5P1	-0,2877	0,1087	0,001*	-0,1178	0,2173	0,5878
T5P2	-0,8039	0,1204	0,000*	-0,2513	0,2146	0,2415
T5P3	-0,9313	0,1628	0,000*	-0,3514	0,2736	0,1990

T: transecto; P: ponto; transecto 1 (T1) e 5 (T5) não possuíam tanques-rede, os demais possuíam tanques-rede.

O número de indivíduos de macroinvertebrados bentônicos também foi mais eficiente na diferenciação dos pontos, quando comparado à riqueza e aos parâmetros limnológicos, pois diferenciou cada ponto de amostragem com maior precisão até se comparado aos resultados dos parâmetros limnológicos que somente diferenciou a presença ou ausência de tanques-rede.

O manejo dos biocoletores pode influenciar no número e composição de macroinvertebrados, os organismos que apresentam maior locomoção podem sair deste na hora da retirada, ficando apenas os que possuem uma locomoção mais restrita (Oligochaeta e Hirudinea), sendo neste caso necessário cuidado na retirada principalmente em locais profundos.

O Box-Plot foi usado para diferenciar os transectos quanto ao número médio de macroinvertebrados aquáticos antes e após a implantação dos tanques-rede (Figura 6). Antes da implantação havia grande amplitude de variação do número médio dos organismos e os transectos não se diferenciavam. Após a implantação dos tanques-rede, o número médio de organismos diminuiu e os transectos com tanques-rede (T2, T3 e T4) se igualaram e se diferenciaram dos transectos sem tanques-rede.

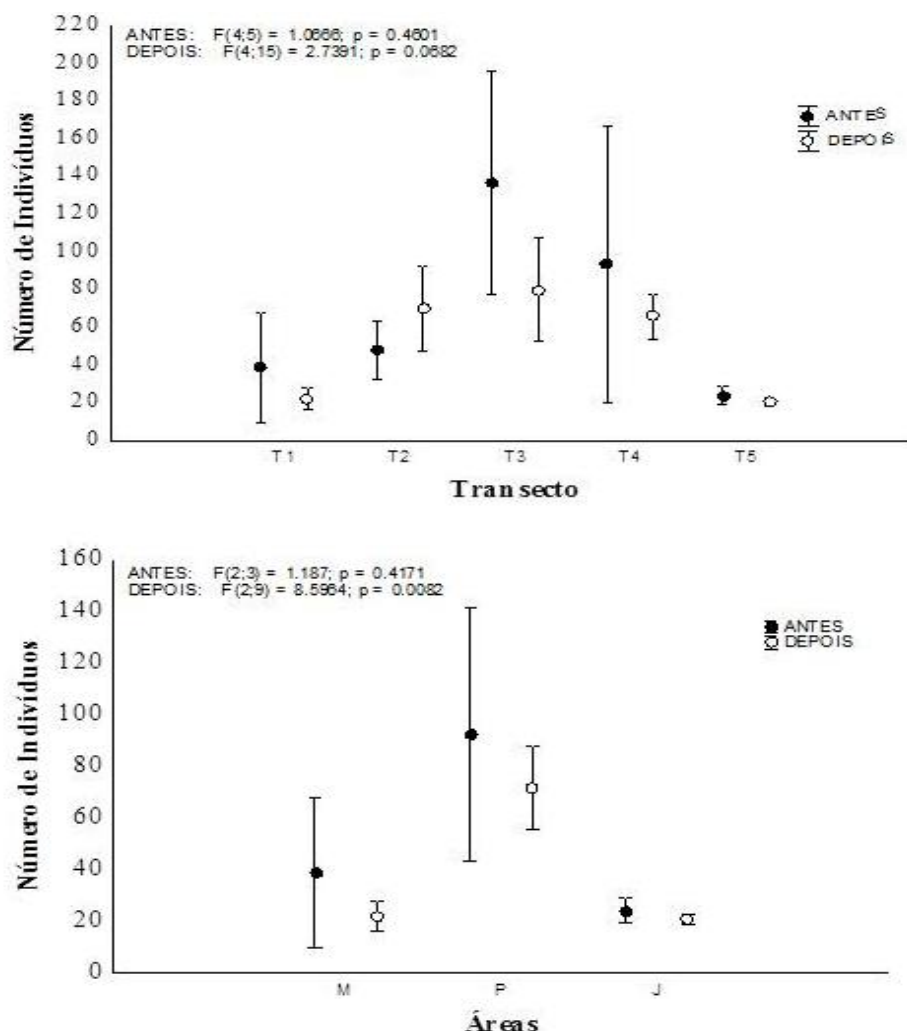


Figura 6. Box-Plot da densidade média de organismos bentônicos encontrados nos (a) transectos e (b) na área geral. T1 e T5: transectos sem tanques-rede. T2, T3 e T4: transectos com tanques-rede. M: área a montante; P: área com tanques-rede; J: área a Jusante.

Os macroinvertebrados aquáticos foram identificados e agrupados em um total de 18 grupos (Figura 7) distribuídos em cinco filos: Annelida com duas classes (Hirudinea e Oligochaeta), Artropoda com três classes (Chelicerata, Insecta e Malacostraca), Mollusca com duas classes (Bivalvia e Gastropoda), Nematomorpha com uma única classe (Gordioida) e o filo Platyhelminthes com uma única classe (Turbellaria).

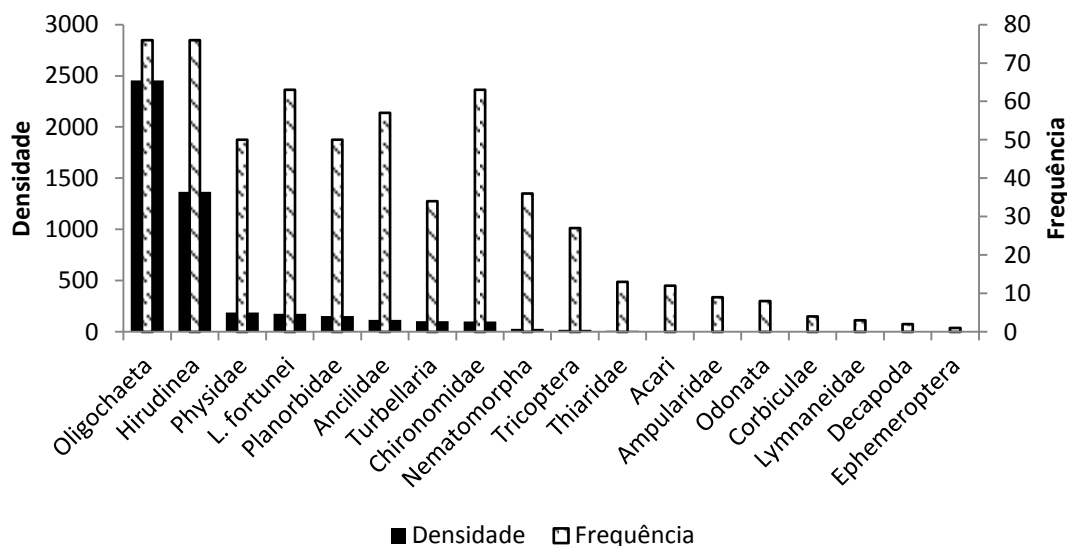


Figura 7. Relação entre o número de indivíduos amostrados e a frequência dos grupos de macroinvertebrados aquáticos identificados.

As classes com maior densidade média foram: Oligochaeta, Hirudinea e Gastropoda (Figura 8). Quando se consideram os critérios de identificação adotados merecem destaque a classe Gastropoda na qual foram identificadas seis famílias (Ampullariidae, Ancyliidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae e Thiaridae) e a classe Insecta com quatro Ordens (Diptera, Ephemeroptera, Odonata e Tricoptera).

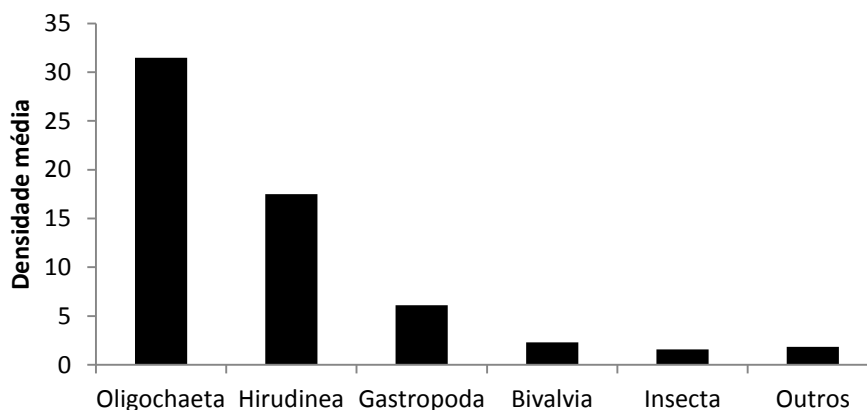


Figura 8. Número médio dos principais grupos de macroinvertebrados aquáticos identificados.

Os dois eixos da CCA ($p < 0,05$) explicaram 43% da variabilidade total dos dados utilizados (Figura 9), os transectos com tanques-rede foram influenciados positivamente pelas variáveis profundidade e temperatura e pelos táxons Odonata, Corbicula, Trichoptera, Oligochaeta e Hirudinea, enquanto que os pontos sem peixe (montante jusante) foram influenciados pela maior disponibilidade de oxigênio e pelos grupos Turbellaria, Nematomorpha, Ampularidae e Planorbidae.

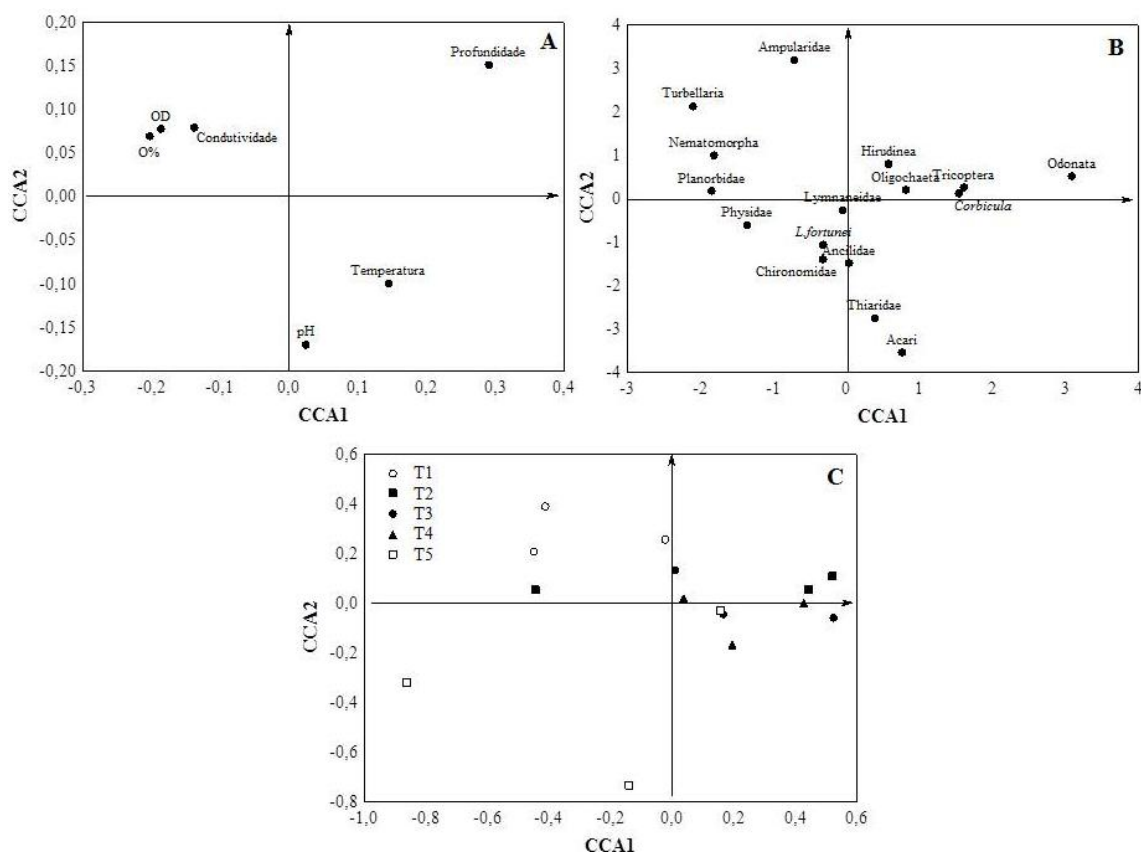


Figura 9. Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) em relação às variáveis limnológicas (A) e fatores bióticos (B) que influenciaram os eixos na ordenação dos transectos com os tratamentos (C).

O gráfico de barras (Figura 10) compara a contribuição do número médio de indivíduos dentro dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos entre os transectos (Tabela 5). Como os macroinvertebrados bentônicos se localizam no sedimento, o aumento de Oligochaeta e Hirudinea nos transectos T2, T3 e T4 representa o aumento na concentração de nutrientes e a queda nos níveis de oxigênio, em decorrência do incremento dos resíduos de ração, das excretas metabólicas dos peixes e do consumo de oxigênio nos processos de respiração dos organismos aquáticos.

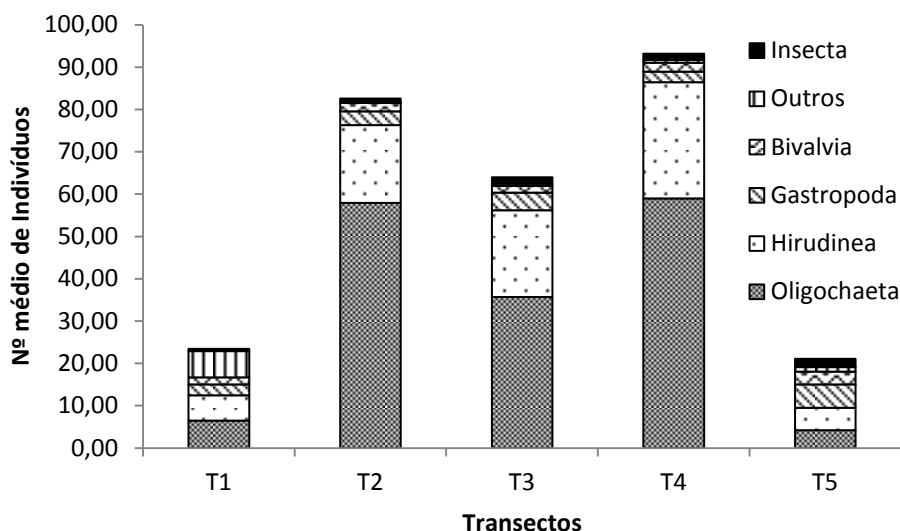


Figura 10. Relação entre o número médio de indivíduos e os principais grupos de macroinvertebrados aquáticos identificados nos transectos. T1 e T5: transectos sem tanques-rede; T2, T3 e T4: transectos com tanques-rede.

Tabela 5. Número médio de organismos dos grandes grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos transectos com tanques-rede (T2, T3 e T4) e sem tanques-rede (T1 e T2).

Transecto	Oligochaeta	Hirudinea	Gastropoda	Bivalvia	Insecta	Outros	Total
T1	6,50	5,97	2,58	1,61	0,52	6,26	23,44
T2	57,93	18,37	3,23	1,97	0,77	0,30	82,57
T3	35,69	20,50	4,14	1,56	1,53	0,56	63,98
T4	58,96	27,50	2,43	2,17	1,40	0,67	93,13
T5	4,20	5,30	5,53	3,03	2,03	1,00	21,09

Objetivando direcionar os piscicultores na utilização dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, recomenda-se a utilização das seguintes classes Oligochaeta, Hirudinea, Bivalvia e Gastropoda, que foram as mais eficientes na distinção dos pontos de amostragem quanto ao número de indivíduos e que são de fácil identificação.

A classe Gastropoda pode ter sua identificação direcionada para as suas principais famílias (Ampullaridae, Thiariidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Ancyliidae) com facilidade, sendo o mesmo válido para alguns grupos da classe Insecta (Chironomidae, Tricoptera, Odonata, Ephemeroptera).

Destaca-se que na análise individual dos teores de oxigênio (% e mg/L) entre os pontos de coleta, o ponto, 2 localizado no transecto 2, foi o que apresentou a melhor concentração de oxigênio. Como não houve diferença significativa na densidade de organismos bentônicos entre os transectos com tanques-rede (T2, T3 e T4), associa-se o

número médio de organismos encontrados no transecto 2 como o recomendável para acompanhamento das variáveis limnológicas.

4. Discussão

Tundisi e Tundisi (2008) e Esteves (2011) propuseram que a variação diurna das variáveis limnológicas, é influenciada diretamente pela temperatura, a atividade biológica dos organismos aquáticos (taxa respiratória e demais processos oxidativos) e pela profundidade da coluna d'água, que induz a estratificação e desestratificação diária da coluna d'água.

Na interface sedimento/água há o consumo de oxigênio pela atividade bacteriana, oxidação química e há a respiração dos macroinvertebrados aquáticos (Tundisi e Tundisi, 2008). Outros fatores que exercem grande influência sobre os valores de oxigênio no hipolímnio são a concentração de matéria orgânica no sedimento, a ação do vento e da chuva (Esteves, 2011; Mallasen et al., 2012).

Todos estes fatores explicam a diferenciação das variáveis limnológicas entre os pontos de amostragem na área com tanques-rede com relação aos pontos localizados a montante e a jusante, e o comportamento das variáveis limnológicas ao longo do período experimental (Figura 3). A elevação da temperatura e o aumento da taxa respiratória dos peixes na área com tanques-rede foram os principais fatores a afetar os níveis de oxigênio, pH e condutividade (Tundisi e Tundisi, 2008; e Esteves, 2011).

Alves e Baccarin (2005) e Signor et al. (2012) não encontraram diferença entre as variáveis limnológicas avaliadas junto ao córrego da Arribada (Zacarias-SP) e no reservatório de Itaipu, respectivamente nos locais onde há tanques-rede com criação de pacu.

Mallasen et al. (2012) verificaram valores de oxigênio dissolvido ligeiramente inferiores na área de criação de peixes, mas utilizou apenas dois horários de amostragem no dia (8h30min e 10h30min).

Os resultados de Alves e Baccarin (2005) e Signor et al. (2012) podem estar relacionados ao fato de suas coletas terem sido realizadas no horário das 9 h, não havendo repetição ao longo do dia o que permitiria melhor análise da média, e no caso de Alves e Baccarin (2005) seu resultado deve-se ao fato do trabalho ter sido realizado na fase de implantação da piscicultura quando não há ainda resíduos de cultivos anteriores.

Nas áreas onde há a atividade da piscicultura ocorre maior disponibilidade de compostos nitrogenados e fosfatados em função da decomposição da ração e das excretas dos peixes (fosfato e amônia) (Guo e Li, 2003; Ozório et al., 2004; Araripe et al., 2006; Mallasen et al., 2012) que representam os recursos necessários para o aumento dos organismos aquáticos elevando a taxa respiratória.

Alves e Baccarin (2005), ao estudarem o efeito da produção de tilápias em tanque rede, relataram que o nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total e ortofosfato, por serem solúveis apresentam distribuição influenciada pela ação de correntes e podem não se concentrar apenas no local onde são liberados, mas não encontraram diferença significativa na sedimentação da área com tanques-rede e da área sem tanque-rede.

A presente área de estudo é utilizada experimentalmente para cultivo, principalmente de tilápias do Nilo, há seis anos consecutivos, e como não foi encontrada nenhuma alteração nestas variáveis bioquímicas isto representa a boa capacidade de depuração ambiental do local (Diaz et al., 2001; Tundisi e Tundisi, 2008; Mallasen et al., 2012).

Leonardo et al. (2011) também observaram o aumento nas concentrações de nitrogênio amoniacal total e nitrato, mas que ficaram dentro do recomendado pela resolução nº 357 do Conama, em área de reservatório submetido à criação de tilápias em tanques-rede, localizado em Pariquera-Açú-SP, no setor de piscicultura do polo regional do vale do Ribeira.

Neu et al. (2014) encontraram níveis elevados de ortofosfato ($0,159 \pm 0,09$), em um braço do reservatório de Itaipu, com tanques-rede destinados à criação de pacu (*Piaractus mesopotamicus*), piracanjuba (*Brycon orbignyanus*), piapara (*Leoporinus obtusidens*) dentre outras espécies, apenas no mês de julho em função da maior incidência de chuvas que aumenta o fluxo da água acelerando a liberação deste mineral do sedimento para a coluna d'água, mas também destacam o aporte de matéria orgânica derivada da ração. Enquanto que no presente trabalho os níveis de ortofosfato não ultrapassaram 0,06 mg/L.

Bueno et al. (2008) constataram que o pacu teve maior taxa constante de 2,87 g kg⁻¹ de bioacumulação de fósforo em relação ao jundiá e ao curimatá que tiveram maiores oscilações em seus valores, 0,30 a 1,00 e 0,98 a 2,82 g kg⁻¹ respectivamente, e consideraram que 32% do fósforo presente na ração é utilizado para o metabolismo do peixe e que os 68% restantes são transferidos para o meio, mas os autores ressaltam que

estas projeções não podem ser avaliadas apenas por estas fontes, mas que se deve priorizar a eficiência de utilização dos nutrientes na dieta dos animais.

A sedimentação das partículas em suspensão é afetada por uma série de fatores que podem tanto acelerar como diminuir a velocidade de sedimentação (Cornel e Whoriskey, 1993; Tundisi e Tundisi, 2008).

Os valores obtidos para as variáveis do sedimento, segundo os padrões utilizados para avaliar a fertilidade do solo (Ribeiro et al., 1999) se encontram em níveis adequados, tendo até melhorado com a presença da piscicultura. Com destaque para o teor de P e K⁺ no sedimento que diminuíram no final do período de cultivo (Tabela 2), de forma semelhante ao resultado encontrado por Bueno et al. (2008), sendo que esta diminuição no teor de P no sedimento pode estar relacionada a sua rápida assimilação pelo fitoplâncton (Esteves, 2011).

O incremento fértil do ambiente é propício para o maior desenvolvimento de organismos aquáticos (Felisberto, 2007; Dias et al., 2012), contudo avaliar os limites desta descarga de nutrientes no ambiente em função da sua capacidade de suporte é a grande questão a ser resolvida para a sustentabilidade das atividades aquícolas (Araripe et al., 2006; Tundisi e Tundisi, 2008; Mallasen et al., 2012).

Apesar de as variáveis limnológicas não apresentarem uma resposta precisa, pois apenas os níveis de oxigênio e pH diferenciaram os pontos amostrados, no que se refere a presença e ausência de tanques-rede, Fonseca et al. (2009) e Dias et al. (2012) expuseram para a mesma área de estudo uma alteração na abundância de algas perifíticas e zooplânctons em função do cultivo de peixes que disponibiliza mais fósforo e nitrogênio no ambiente.

Neste sentido, Guo e Li (2003) confirmaram o aumento significativo na comunidade de plâncton em função dos níveis de nutrientes, enquanto que Alves e Baccarin (2005) não encontraram diferença significativa, apenas leve tendência. Nestes casos, a diferença nos resultados se deve a profundidade das áreas, onde no primeiro trabalho, realizado no lago do rio Yantze, a profundidade média é de 6 m, enquanto que no segundo, realizado no reservatório do córrego de Arribada, a profundidade chegava a 15 m.

Deste modo e considerando que os organismos aquáticos apresentam uma resposta ainda mais rápida, que são as alterações das variáveis limnológicas, tornam-se mais frequentes os trabalhos que utilizam principalmente os macroinvertebrados bentônicos como indicadores (Karakasis e Hatzyanni, 2000; Menezes e Beyruth, 2003;

Queiroz et al., 2007; Sutherland et al., 2007; Jorcin e Nogueira, 2008; Furlan et al., 2009; Dias et al., 2012).

A relativa facilidade na identificação dos macroinvertebrados no nível dos grandes grupos taxonômicos é um fator importante que vem contribuindo para a sua utilização. Karakassis e Hatziyanni (2000) confirmaram que há pouca perda de informação com a menor resolução taxonômica, contudo, na análise da relação custo/benefício, os autores mostraram que o nível de família deu o melhor equilíbrio entre a precisão dos resultados e a diminuição do esforço taxonômico, isto no biomonitoramento de áreas de piscicultura.

Guo e Li (2003) relataram no início do cultivo de *Siniperca chuatsi*, *Megalobrama amblycephala* e *Ictalurus punctatus* uma distribuição dos macroinvertebrados bentônicos em: 40% de Oligoquetos, 33,3% de moluscos e 26,7% de insetos aquáticos; enquanto que no final esta proporção mudou para: 68,8% de oligoquetos, 31,2% de insetos aquáticos e ausência dos moluscos.

A presença e a distribuição de Oligochaeta, segundo Alves et al. (2006), em ambientes aquáticos depende do tipo de substrato e das variações físicas e químicas na água, interações bióticas e disponibilidade de alimento, sendo relacionado com o enriquecimento orgânico e um indicador de condições de hipóxia.

Algumas espécies de Oligochaeta são capazes de tolerar baixas concentrações de oxigênio e muitas suportam a ausência completa de oxigênio por extensos períodos (Colpo et al., 2009), podem converter matéria orgânica em alimento disponível para outros consumidores, além de serem parcialmente responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (Souza et al., 2008).

No que se refere ao grupo Hirudinea, Klemm (1972) argumentou que os seus hábitos alimentares são muito diversificados e podem ser ou não parasitas, predadores, detritívoros e catadores, o que permite a este grupo a maior adaptação às condições de ambientes impactados.

Quanto à classe Insecta, Cleto-Filho e Walker (2001) conferiram que a sua macrofauna bentônica em áreas florestadas e não impactadas apresentam um padrão de composição mais diversificado e com maior representação, enquanto que as áreas urbanizadas e impactadas predominam os seguintes grupos Chironomidae (Diptera), Coenagrionidae (Odonata), Belostomatidae (Hemiptera).

Esta variação na fauna bentônica também é válida para viveiros escavados, pois Queiroz et al. (2007) relataram que em viveiros utilizados no cultivo de tilápia e que

recebem ração apresentam um número maior de organismos bentônicos que os tanques sem oferta de ração. Os referidos autores relataram que as maiores densidades encontradas foram para as famílias Thiaridae (Gastropoda) Glossiphonidae (Hirudinea) e Chironomidae (Diptera). Júnior et al. (2011) examinaram que Gastropoda (Mollusca) foi o grupo de macroinvertebrado aquático mais numeroso nos viveiros escavados, representado pelas famílias Thiaridae e Planorbidae, seguido dos Glossiphonidae (Hirudinea) e Chironomidae.

Os moluscos, segundo Cleto-Filho e Walker (2001), são indicadores de áreas enriquecidas por nutrientes e ambientes eutrofizados, somado à presença de capins e macrófitas, que servem de substrato para a deposição dos ovos. Características estas encontradas na área de estudo em função da presença de capim e macrófitas nas margens e do aporte de nutrientes oriundo dos resíduos de ração e excretas dos peixes que associado a maior profundidade cria um ambiente ideal para estes organismos.

Os bivalves por serem organismos filtradores e bioacumuladores são indicadores de poluição química e de resíduos orgânicos e inorgânicos, e microorganismos presentes na água, e com isso podem representar um risco maior às populações que consomem estes organismos ou comprometer áreas indicadas para o seu cultivo (Evangelista-Barreto, 2008).

A fauna bentônica se relaciona a diversos fatores como o tipo de substrato e textura do sedimento, estado trófico da água, hidroperíodo, profundidade, concentração de oxigênio dissolvido na água (Davanso e Henry, 2006; Ribeiro et al., 2009). Deste modo, considerando as características físico-químicas da água e do sedimento encontrada na área de estudo, com condições hipóxicas na interfase sedimento/água, e a profundidade da área de estudo podem ter determinada a ausência de grandes densidades de Chironomidae no local e favoreceu as altas densidades de Oligochaeta, Hirudinea e Gastropoda.

O mesmo explica a total ausência de Plecoptera, que também prefere águas mais frias (Ribeiro et al., 2009). A baixa densidade de Ephemeroptera e Trichoptera é explicada ao fato destes serem extremamente sensíveis às interferências ambientais e condições de hipóxia (Davanso e Henry, 2006) e apresentarem uma preferência a substratos folhosos e vegetação marginal (Huamantínco e Nessimian, 1999; Santos-Neto et al., 2008).

Wantzen e Pinto-Silva (2006) mostraram que os grupos taxonômicos possuem períodos de colonização diferentes em função dos ciclos de emergência dos insetos. No

referido trabalho, os insetos chegam a valores elevados na primeira semana e depois diminuem, retomando os valores após 30 dias, e recomendam o uso de substrato artificial quando os substratos naturais não se encontram em número suficiente para um tratamento estatístico, tal como ocorre em áreas assoreadas.

O substrato, segundo Silveira (2004), é um componente multifatorial (textura, grau e compactação, tamanho da partícula e área de superfície) do ambiente físico que podem regular a composição e abundância das espécies, além de se associar às corredeiras. No presente trabalho, a utilização do biocoleto associado às características do substrato permitiram maior densidade de organismos com locomoção restrita (Oligochaeta, Hirudinea e Molluscas).

A forma física e estrutural dos substratos artificiais também pode influenciar a colonização dos macroinvertebrados aquáticos. Anjos e Takeda (2005) pesquisaram esta questão e constataram que o substrato de madeira diferenciou-se dos substratos de PVC e de alumínio, em função de sua superfície com maior irregularidade que proporcionou maior acúmulo de alimento (algas e a própria decomposição da madeira) e abrigo.

Os resultados encontrados confirmam que realmente a piscicultura impacta o meio ambiente, mas se manejada dentro de critérios que considerem a capacidade de suporte do ambiente esta atividade produtiva passa a representar não somente uma alternativa econômica para a população de áreas alagadas, em função de empreendimentos de usinas hidrelétricas, mas também uma atividade econômica, social e ambientalmente correta.

A região profunda dos ecossistemas aquáticos, quando apresenta uma homogeneidade de seu substrato se enriquecida por matéria orgânica, seja dos resíduos da ração ou das excretas do cultivo de peixes em tanques-rede, contribui para o desenvolvimento de uma comunidade de macroinvertebrados bentônicos com pouca diversidade de espécies e grande número de indivíduos.

Dentre os macroinvertebrados aquáticos encontrados destacam-se os Filos Oligochaeta, Molusca e Artropoda (Insecta), por apresentarem indivíduos adaptados a condições de hipóxia, com baixa mobilidade e tolerantes ao incremento orgânico tornando-se ideais para a atividade de biomonitoramento em área de piscicultura por sua densidade estar correlacionada com os teores de oxigênio. O método empregado se mostrou eficiente em seu propósito, podendo ser utilizado por um período de exposição de 15 dias, o que facilita o seu manuseio.

Referências

ALVES, RCP. e BACCARIN, AE., 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhadava, Baixo Rio Tietê, SP). In: NOGUEIRA, MG.; HENRY, R., e JORCIN, A. (Org.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: RiMa, 2005. p. 329-348.

ALVES, RG., MARCHESI, MR., e ESCARPINATI, SC., 2006. Oligochaeta (Oficina de Textos. Oficina de Textos. Oficina de Textos. Oficina de Textos.) in lotic environments in the State of São Paulo, Brasil. Iheringia, *Série Zoologia*, vol. 96, no. 4, p. 431-435.

ANDRADE, DF., e OGLIARI, PJ., 2007. *Estatística para as Ciências Agrárias e Biológicas (com noções de experimentação)*. Florianópolis: Ed. da UFSC. 438 p.

ANJOS, AF., e TAKEDA, AM., 2005. Colonização de Chironomidae (Diptera: Insecta) em diferentes tipos de substratos artificiais. April/June, Maringá, PR. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, vol. 27, no. 2, p. 147-151.

ARARIPE, MNBA., SEGUNDO, LFF., LOPES, JB., e ARARIPE, HGA., 2006. Efeito do cultivo de peixes em tanques rede sobre o aporte de fósforo para o ambiente. *Revista Científica de Produção Animal*, vol. 8, no. 2, p. 56-65.

BORGES, LC., e FERREIRA, DF., 2003. Poder e taxas de erro tipo I dos testes Scott-Knott, Tukey e Student-Newman-Keuls sob distribuições normal e não normais dos resíduos. *Revista de Matemática e Estatística*, vol.1, no.21, p. 67-83.

BRUSCA, RC., e BRUSCA, GJ., 2007. *Invertebrados*. 2nd ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 968p.

BUENO, GW., MARENGONI, NG., GONÇALVES JÚNIOR, AC., BOSCOLO, WR., e TEIXEIRA, RA., 2008. Estão trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu. *Acta Scientiarum. Biological Science*, vol. 30, no. 3, p. 237-243.

BRASIL, 2005. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 18 mar. p.58-63.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura., 2012. *Notícia: Parques Aquícolas Continentais*. <http://www.mpa.gov.br/>.

CARVALHO, ED., e RAMOS, IPA., 2010. Aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, vol. 1, no. 38, p.1-18.

CLETO-FILHO, SEN., e WALKER, I., 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. *Acta Amazonica*, v. 31, n. 1, p. 69-89.

COLPO, KD., BRASIL, MT., e CAMARGO, BV., 2009. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores do impacto ambiental promovido pelos efluentes de áreas orizícolas e pelos de origem urbana/industrial. *Ciência Rural*, vol. 39, no. 7, p. 2087-2092.

CORNEL, GE., e WHORISKEY, FG., 1993. The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments os Lac du Passage, Quebec. *Aquaculture*, no. 109, p. 101-117.

COSTA, C., IDE, S., e SIMONKA, CE., 2006. *Insetos imaturos: Metamorfose e identificação*. Ribeirão Preto: Holos. 246p.

DAVANSO, RCS., e HENRY, R., 2006. A biodiversidade bentônica em lagoa marginal ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura, na represa de Jurumirim. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, vol. 28, no. 4, p. 347-357.

DIAS, JD., SIMÕES, NR., e BONECKER, CC., 2012. Zooplankton community resilience and aquatic environmental stability on aquaculture practices: a study using net cages. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 72, no. 1, p. 1-11.

DIAZ, MM., TEMPORETTI, PF., e PEDROZO, FL., 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, no. 6, p. 151-158.

DURIGAN, JG., SIPAÚBA-TAVARES, LH., e OLIVEIRA, DBS., 1992, Estudo limnológico em tanques de piscicultura. Parte I: Variação nictemeral de fatores físicos, químicos e biológicos. *Acta Limnologica Brasilense*. vol.4, p.211-223.

EMBRAPA, 1997. *Manual de métodos de análise de solos*. 2nd ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro. p.212.

ESTEVES, FA., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3th ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p.

EVANGELISTA-BARRETO, NS., SOUSA, OV. e VIEIRA, RHSF., 2008. Moluscos bivalves: organismos bioindicadores da qualidade microbiológica das águas: uma revisão. *Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal*. v.2, n. 2, p. 17-29.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2012. *Yearbook 2010: Fishery and Aquaculture Statistics*. Rome. 79 p. <http://www.fao.org/docrep/015/ba0058t/ba0058t.pdf>.

FELISBERTO, SA., 2007. *Algas perifíticas sobre substrato artificial e natural no rio do Corvo (tributário do reservatório de Rosana): composição, abundância, biomassa e produtividade*. 110 p. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Tese de Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos.

FELISBERTO, SA., e RODRIGUES, L., 2012. Dinâmica sucessional de comunidade de algas perifíticas em um ecossistema lótico subtropical. *Rodriguésia*, vol.2, no.63, p. 463-473.

FERREIRA, DF., 2000. *Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas*. Lavras, Universidade Federal de Lavras. 66p.

FONSECA, IA., SIQUEIRA, NS., e RODRIGUES, L., 2009. Algas perifíticas a montante e a jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. Maringá. vol. 31, no. 2, p. 135-141.

FURLAN, JÁ., DAVANSO, RCS., e HENRY, R., 2009. A variação nictemeral das variáveis físicas e químicas da água influencia a abundância dos macroinvertebrados aquáticos? *Brazilian Journal of Biosciences*. Porto Alegre, vol. 7, no. 2, p. 150-154.

GUO, L., e LI, Z., 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*, vol. 226, p.201-212.

HUAMANTINCO, AA. e NESSIMIAN, JL., 1999. Estrutura e distribuição espacial da comunidade de larvas de trichoptera (Insecta) em um tributário de primeira ordem do rio Paquequer Teresópolis, RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*. vol.11, o. 2, p. 1-16.

JORCIN, A., e NOGUEIRA, MG., 2008. Benthic macroinvertebrates in the Parapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 1013-1024.

JUNIOR, LPG., AMARAL, AA., PEREIRA, SL., MATIELO, MD., e MIRANDA, FAG., 2011. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em viveiros de piscicultura. *VI Jornada de Inicial Científica, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação*. Vitória: IFES. 4 p.

KARAKASSIS, I., e HATZIYANNI, R., 2000. Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different level of taxonomic resolution. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 203, p. 247-253.

KLEMM, D., 1972. *Freshwater leeches (Annelida:Hirudinea) of North America*. *Biota of Freshwater Ecosystems: Identification Manual n° 8*. Water Pollution Control Research Series. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 53 p.

LEONARDO, AF., CORREA, CF., e BACCARIN, AE., 2011. Qualidade da água de um reservatório submetido à criação de tilápias em tanques-rede, no sul de São Paulo, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, vol. 37, no. 4, p. 341-354.

MALLASEN, M., CARMO, CF., TUCCI, A., BARROS, HP., ROJAS, NET., FONSECA, FS., e YAMASHITA, EY., 2012. Qualidade da água em sistema de piscicultura em tanques-rede no reservatório de Ilha Solteira, SP. *Boletim do Instituto de Pesca*. São Paulo, vol. 38, no. 1, p. 15-30.

MCCUNE, B., e MEFFORD MJ., 1999. *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data*. Version 5.0 MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

MENEZES, LCB., e BEYRUTH, Z., 2003. Impactos da aquicultura em taques-rede sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga – São Paulo – SP. *Boletim do Instituto de Pesca*, vol. 29, no.1. p. 77-86.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, JL., e BAPTISTA, DF., 2010. *Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books. 176 p.

NEU, DN., BOSCOLO, WR., DIEMER, O., CAMARGO, DJ. WACHTER, N. e FEIDEN, A., 2014. Qualidade da água em um reservatório neotropical associado à criação de peixes em tanques-rede: reservatório de Itaipu. *Revista Agrariuan*, vol. 7, no. 23, p. 139-146.

OLIVEIRA, RPC., SILVA, PC., PADUA, DMC., AGUIAR, M., MAEDA, H., MACHADO, NP., RODRIGUES, V., e SILVA, RH., 2007. Efeitos da densidade de estocagem sobre a qualidade da água na criação do Tambaqui (*Colossoma macropomum*, Cuvier, 1818) durante a segunda alevinagem, em tanques fertilizados. *Ciência Animal Brasileira*, vol. 8, no. 4, p.705-711.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS., 2013. *Organização das Nações Unidas no Brasil*. <http://www.onu-brasil.org.br>.

OSTRENSKY, A., BORGHETTI, JUNIOR, e SOTO, D., 2007. *Estudo setorial para consolidação de uma aqüicultura sustentável no Brasil*. Curitiba: Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais. 279 p.

OZÓRIO, ROA., AVNIMELECH, Y. e CASTAGNOLLI, N., 2004. Sistemas intensivos fechados de produção de peixes. In: CYRINO, JEP., URBINATI, EC., FRACALOSSO, DM., e CASTAGNOLLI, N. Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva. São Paulo: TecArt, p. 7-24.

PAES, JVK., 2006. *A ictiofauna associada e as condições limnológicas numa área de influência da criação de tilápias em tanques-rede no reservatório de Nova Avanhandava*. 178 p. Botucatu: Universidade Estadual Paulista, Botucatu, Dissertação. Mestrado em Zoologia.

QUEIROZ, JF., SILVEIRA, MR., SITTON, M., MARIGO, AL., ZAMBON, GV., SILVA, JUNIOR., CARVALHO, MP., e RIBACINKO, DB., 2007. Coletor de macroinvertebrados bentônicos com substrato artificial para monitoramento da qualidade de água em viveiro de produção de Tilápia. Jaguariúna: Embrapa. Circular Técnica nº 16. 5 p.

QUEIROZ, JF., TRIVINHO-STRIXINO, S., e NASCIMENTO, VMC., 2000. *Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da Bacia do Médio São Francisco*. Embrapa Meio Ambiente. Comunicado Técnico nº.3. 4 p.

R CORE TEAM, 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.

RAMOS, IP., 2009. *Aspectos da biologia populacional de Pimelodus maculatus (Teleostei: Siluriformes) sob influência de sistemas de piscicultura em tanque-rede*. 123 p. Botucatu: Mestrado. Dissertação em Zoologia. Universidade Estadual Paulista. Instituto de Biociências de Botucatu.

RAMOS, IP., ZANATTA, AS., ZICA, EOP., SILVA, RJ., e CARVALHO, ED., 2008. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: CYRINO, JEP., FURUYA, WM., RIBEIRO, RP., e SCORVO-FILHO, J. D. Tópicos especiais em biologia e aquicultura III. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Aquicultura e Biologia Aquática. p. 87-98.

RIBEIRO, AC., GUIMARÃES, PTG., e ALVAREZ VVH., 1999. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação*. Viçosa, MG: CFSEMG/UFV, 359 p.

RIBEIRO, LO., KONIG, R., FLORES, RMM., e SANTOS, S., 2009. Composição e distribuição de insetos aquáticos no rio Vacaí-Mirim, Santa Maria, Rio Grande do Sul. *Ciência e Natura*, UFSM, vol. 31, no. 1, p. 79-93.

RIBEIRO, RP., SENGIK, E., BARRERO, NML., CIOLA, ALC., MOREIRA, HLM., SUSSEL, FR., LUPCHINSKI JUNIOR, E., e BENITES, C., 2005. Coleta de amostras de sedimento em viveiros de piscicultura. *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, vol. 27, no.3, p. 399-403.

SANTOS-NETO, CR., LOPES, MJN., e BELMONT, ELL., 2008. Diversidade de Larvas de Leptophlebiidae (Insecta: ephemeroptera) da Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, AM. *EntomoBrasilis*, vol.1, p. 1-5.

SIGNOR, AA., NUNEZ, EOL., COLDEBELLA, A., GENTELINI, AL., e SOUZA, BE., 2012. Qualidade de água em cultivo de peixes em tanques-rede no reservatório da Hidrelétrica de Itaipu. *IV Encontro Nacional dos núcleos de pesquisa aplicada em Pesca e Aquicultura*. Foz do Iguaçu, PR. 3 p.

SILVA, MSGM., QUEIROZ, JF., LOSEKANN, NE., MARIGO, ALS., e NASCIMENTO, M., 2012. *Utilização de coletores com substrato artificial para o biomonitoramento da qualidade da água na aquicultura*. Jaguariúna: Embrapa. Circular técnica n° 23. 8 p.

SILVEIRA, MP., 2004. *Avaliação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. Documentos, n° 36. 68 p.

SILVEIRA, MP., e QUEIROZ, JF., 2006. *Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água*. Jaguariúna: Embrapa. Comunicado técnico n° 39. 5 p.

SOUZA, AHFF., ABÍLIO, FJP., e RIBEIRO, LL., 2008. Colonização e sucessão ecológica do Zoobentos em substratos artificiais no Açude Jatobá I, Patos – PB, Brasil. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, vol.8, no. 2, p. 125-144.

STATSOFT INC., 2005. *Statistica for Windows (data analysis software system), version 7.1*. Statsoft, Tulsa. Oklahoma.

SUTHERL., TF., LEVINGS, CD., PETERSEN, AS., POON, P. e PIERCY, B., 2007. The use of meiofauna as na indicator of benthic organic enrichment associated with salmonid aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, vol.54, p. 1249-1261.

SUSSEL, FR., 2011. A situação da industrias e da produção de rações para organismos aquáticos no Brasil. In: LOPERA-BARRERO, NM., RIBEIRO, RP., POVH, JA., VARGAS, LD. e POVEDA-PARRA, AR (Org.). *Produção de organismos aquáticos: Uma visão geral no Brasil e no Mundo*. Guaíba - RS: Agrolivros. vol. 1, p. 207-215.

TUNDISI, JG., e TUNDISI, TM., 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos. 631 p.

URBINATI, EC., e CARNEIRO PCF., 2004. Práticas de manejo e estresse dos peixes em piscicultura. In: CYRINO, JEP., URBINATI, EC., FRACALOSSO, DM. e CASTAGNOLLI, N. *Tópicos especiais em Piscicultura de Água Doce Tropicall Intensiva*. São Paulo: TecArt. p. 171-193.

WANTZEN, KM., e PINTO-SILVA, V., 2006. Uso de substratos artificiais para avaliação do impacto do assoreamento sobre macroinvertebrados bentônicos em um córrego de cabeceira no Pantanal do Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 11, no. 1, p. 99-107.

V – CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises das variáveis limnológicas diferiram em função da variação da temperatura diária e ao longo do período de cultivo de tilápia do Nilo (*O. niloticus*) indicando efeito cumulativo da atividade aquícola no ambiente aquático, mas que permaneceu dentro dos padrões de qualidade da água exigidos ambientalmente e para o desenvolvimento dos peixes, contudo, estas variáveis não foram tão eficientes na distinção dos pontos de coleta.

Os macroinvertebrados aquáticos se apresentaram bons bioindicadores em decorrência da alteração de sua densidade em função do cultivo de tilápia do Nilo distinguindo todos os pontos de coleta e por isso foram considerados como uma alternativa mais eficiente para o monitoramento ambiental quando comparado com as variações das variáveis limnológicas.