

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Produção intensiva de tilápia em tanques rede -
Impactos e capacidade suporte ecológica em
área aquícola de reservatório hidrelétrico do
sudeste brasileiro.**

Iara Carolina Penariol

Jaboticabal, SP
2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Produção intensiva de tilápia em tanques rede -
Impactos e capacidade suporte ecológica em
área aquícola de reservatório hidrelétrico do
sudeste brasileiro.**

Iara Carolina Penariol

Orientador: Dr. Gianmarco Silva David

Tese apresentada ao programa de Pós- Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutorado.

Jaboticabal, SP
2020

P397p Penariol, Iara Carolina
Produção intensiva de tilápia em tanques rede - Impactos e capacidade suporte ecológica em área aquícola de reservatório hidrelétrico do sudeste brasileiro. / Iara Carolina Penariol. -- Jaboticabal, 2020
76 f. : tabs., fotos

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientador: Gianmarco Silva David

1. Impacto ambiental. 2. Qualidade de água. 3. Eutrofização. 4. Tanques rede. 5. Modelagem. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Tese: "Produção intensiva de tilápias em tanques-rede - Impactos e capacidade suporte ecológica em área aquícola de um reservatório hidrelétrico do sudeste Brasileiro"

AUTORA: IARA CAROLINA PENARIOL

ORIENTADOR: GIANMARCO SILVA DAVID

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AQUICULTURA, pela Comissão Examinadora:



Dr. GIANMARCO SILVA DAVID

Instituto de Pesca - Agência Paulista de Tecnologia do Agronegócio, APTA, Bauru-SP



Dra. DAERCY MARIA MONTEIRO DE REZENDE AYROZA

Instituto de Pesca, APTA, São Paulo-SP



Dra. FABIANA GARCIA SCALOPPI

Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, APTA, Votuporanga-SP



Dr. CLOVIS FERREIRA DO CARMO

Instituto de Pesca, IP, São Paulo-SP



Prof. Dr. MARCOS GOMES NOGUEIRA

Departamento de Zoologia / Instituto de Biociências de Botucatu - UNESP, Botucatu-SP

Jaboticabal, 27 de maio de 2020.

Agradecimentos

Ao meu orientador Prof. Dr. Gianmarco Silva David pela oportunidade de grandes aprendizados ao longo desses anos. Agradeço pelos ensinamentos acadêmicos e ainda mais por aqueles que levarei para a vida toda. Pela confiança e incentivo em todos os momentos. Muito Obrigada.

Ao Centro de Aquicultura e ao Programa de Pós-Graduação pela oportunidade e por todos esses anos de suporte. Principalmente à toda equipe que compõe o Caunesp, obrigada, sinto muito carinho por vocês.

À CAPES e FAPESP (2013-50504-5) pelo incentivo à pesquisa, financiamento deste trabalho e pela bolsa de estudos concedida.

Aos meus pais Ana Cecília e Benito, que mesmo sem compreender perfeitamente a rotina da pós graduação e tudo o que ela representa, ainda sim sempre me incentivaram. Acreditaram em mim, mais do que eu mesma, com todo o amor incondicional, torcendo para que tudo desse certo! Amo vocês, meu eterno obrigada!

Agradeço aos meus irmãos, ao meu parceiro de todas as horas Jean e aos amigos pela paciência, apoio e incentivo em todos os momentos dessa trajetória. Por também acreditarem em mim e principalmente pelos puxões de orelha quando necessário!

Aos amigos dessa jornada acadêmica, sempre presentes compartilhando conhecimentos, experiências, desabafos e aquele carinho que a gente leva pra vida toda. Agradeço especialmente a Izabelle Zarpelão pela ajuda diária, pelos momentos de motivação e confidências ao longo desses anos. Presentinho da pós para a vida!

Sumário

Lista de Figuras.....	v
Lista de Tabelas.....	vi
Resumo.....	7
Abstract.....	8
Introdução geral.....	9
Objetivos gerais	16
Capítulo 1 Impacto do cultivo de tilápias em tanques rede sobre a qualidade da água e as comunidades de peixes em uma área aquícola do reservatório de chavantes.....	18
Resumo.....	19
1. Introdução.....	20
2. Material e métodos.....	22
2.1 Características do reservatório.....	22
2.2 Características da piscicultura.....	24
2.3 Qualidade da água.....	25
2.4 Análise estatística.....	26
3. Resultados.....	26
4. Discussão.....	33
5. Conclusão.....	38
6. Referências.....	40
Capítulo II - Capacidade suporte ecológica para produção intensiva de tilápia (<i>Oreochromis niloticus</i>) em tanques-rede em área aquícola de reservatório de hidrelétrica do sudeste Brasileiro.....	44
Resumo.....	45
1. Introdução.....	46
2. Material e métodos.....	48
2.1. Área do estudo.....	48
2.2. Pontos de coletas e dados limnológicos.....	49
2.3. Modelagem e capacidade suporte.....	50

Sumário

3. Resultados.....	52
4. Discussão.....	56
5. Conclusão.....	61
6. Referências.....	62

Lista de Figuras

Capítulo 1

Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a posição do reservatório de Chavantes na bacia do Alto Paraná, os dois compartimentos que o reservatório está dividido (Paranapanema e Timburi), e a posição da fazenda de tilápias (TF) e áreas de controle CT1 e CT2. A seta indica a linha central da grade onde as amostras de água foram coletadas em 2008/2009..... 22

Figura 2. Variação mensal dos valores médios de pH (A), condutividade (B), oxigênio dissolvido, DO (C) e temperatura da água (D) de abril de 2008 a dezembro de 2011 nas áreas CT e TF. Os valores médios mensais resultam de 6 medições na água superficial em cada área; barras indicam ± 1 desvio padrão..... 28

Figura 3. Variação sazonal de fósforo total - TP (A), nitrogênio total - TN (B), clorofila a (C) e índice de estado trófico – TSI, de “Trophic State Index” (D), de abril de 2008 a dezembro de 2011, nas áreas CT e TF. Os valores médios mensais resultam de 6 medições em cada área estudada; as barras indicam ± 1 desvio padrão..... 31

Capítulo 2

Figura 1. Área de estudo delimitada pela linha vermelha. Pontos de coleta indicados pelo marcador amarelo. Seta tracejada indica o sentido do fluxo do Rio Paranapanema..... 49

Figura 2. Correlação entre as concentrações de fósforo total obtido através da modelagem e o fósforo mensurado da água coletada *in situ*..... 56

Lista de tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Características hidrológicas e morfológicas do reservatório de Chavantes e da porção do rio Paranapanema ao nível médio anual da água de 474 m acima do nível do mar.....	23
Tabela 2. Valores e classificações do índice de estado trófico de Carlsson (1967) utilizados para avaliação do Estado trófico das áreas estudadas no reservatório de Chavantes.....	32

Capítulo 2

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos e respectivos métodos utilizados para análise da água.....	50
Tabela 2. Caracterização limnológica dos pontos da área de estudo. Valores médios e desvio padrão referem-se as quatro coletas de água na porção superficial da zona eufótica.....	53
Tabela 3. Média e desvio padrão dos nutrientes e clorofila-a da água a montante em cada coleta.....	53
Tabela 4. Caracterização do índice de estado trófico segundo Lam(2004).....	54
Tabela 5. Dados morfométricos e hidrodinâmicos da área de estudo no reservatório de Chavantes, utilizada para o cálculo da capacidade suporte ecológica para a assimilação de cargas de fósforo derivadas da piscicultura em tanques-rede.....	54
Tabela 6. Dados usados para cálculos da carga de fósforo por tonelada de tilápia produzida nos tanques-rede.....	55
Tabela 7. Dados morfométricos e hidrodinâmicos da área de estudo no reservatório de Chavantes. Valores utilizados para a validação do modelo de Dillon e Rigler (1974).....	55

Resumo

No Brasil a aquicultura tornou-se uma importante e lucrativa atividade agrícola com grande interesse comercial e social, entretanto pode ser altamente impactante para o ambiente se não planejada de forma correta. É recomendada uma minuciosa avaliação do local de implantação dos sistemas de criação de peixes em tanques-redes, adquirindo conhecimento sobre a capacidade de suporte do local, a qualidade e taxa de renovação da água. A produção de organismos aquáticos é dependente de subsídios externos como o aporte de nutrientes, cujo acúmulo no sistema pode ser prejudicial ao peixe, à microbiota aquática e ao corpo receptor dos efluentes.

Dessa forma esta tese objetivou avaliar os impactos da instalação da fazenda de peixes no reservatório Chavantes, situado na porção média do rio Paranapanema, na divisa entre os estados de São Paulo e Paraná. Os dados utilizados neste trabalho fizeram parte do projeto temático de longa duração da Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo – Fapesp (2013-50504-5). A tese foi dividida em dois capítulos: no Capítulo 1, a água dentro da fazenda de peixes foi comparada ao local controle a montante da fazenda. Não houve impactos detectáveis da piscicultura na qualidade da água. As principais mudanças verificadas foram oscilações sazonais, além de sensível diminuição dos níveis de nutrientes e clorofila-a que pode ter ocorrido devido à invasão do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), durante a primavera de 2010. O segundo capítulo teve como objetivo estimar a capacidade suporte ambiental da área aquícola e comparar as previsões da modelagem com os dados coletados em campo. A capacidade suporte ambiental foi calculada através do modelo de balanço de massas proposto por Dillon e Rigler. Concluiu-se que a fazenda ultrapassa a capacidade suporte do local. Os impactos previstos pelo modelo para a concentração de fósforo na água e os observados a jusante da fazenda ($r = 0,95$; $P = 0,048$) evidenciaram que o modelo é válido para estimar a capacidade suporte ambiental de reservatórios tropicais.

Palavras chave: Impacto ambiental, qualidade da água, eutrofização, modelagem, tanques-rede

Abstract

Aquaculture has become an important and profitable economical activity with great commercial and social interest, however it can cause several environmental impacts if not properly planned. The best site selection for fish breeding systems in floating cages consists of the correct choice of the location, knowledge of the carrying capacity of the site, as well as the water quality and water renewal rate. The production of aquatic organisms is dependent on external subsidies such as feeding, thus generating waste, and the accumulation of which in the system can be harmful to aquatic biota. Thus, this work aimed to evaluate the impacts of the installation of fish farms in a selected stretch of the Chavantes reservoir, located in the middle portion of the Paranapanema River. Data used in this work were collected as part of a long-term thematic project funded by Fapesp. This thesis was divided into two chapters: in Chapter 1, the water quality inside the fish farm was compared to the reference sites upstream to the farm, using monthly data compiled from two research projects developed from April 2008 to December 2011. No detectable impacts of fish farming on water quality is reported. The main changes observed were seasonal fluctuations, in addition to a significant decrease in nutrient levels and chlorophyll at the same time as the invasion of the golden mussel (*Limnoperna fortunei*), during the spring of 2010. The second chapter aimed to estimate the environmental carrying capacity of the area for aquaculture, and compare the modelling predictions with the data collected in the field. For this purpose, collections of limnological data were carried out between 2014 and 2016. The environmental support capacity was calculated using a mass balance model and it resulted that the farm located in the study area does not exploit all the productive potential of the site. The impacts predicted by the model for the concentration of phosphorus in the water and those observed downstream from the farm ($r = 0.95$; $P = 0.048$) showed that the Dillon & Rigler mass balance model is valid for estimating the environmental carrying capacity of stretches of hydroelectric reservoirs.

Key-words: environmental impact water quality, eutrophication, modelling, floating cages

Introdução Geral

A piscicultura no Brasil é uma atividade em crescimento e com grande potencial de expansão. Em 2018 foi registrado um aumento de produção de 4,5% avançando mais que a produção de outras fontes de proteínas animais. O mundo produziu cerca de 84 milhões de toneladas de peixes de cultivo e as projeções apontam uma produção de cerca de 100 milhões até 2025. A tilápia (*Oreochromis niloticus*) lidera como a espécie mais cultivada no Brasil (PEIXE BR, 2019). Com produção de 432.149 t, a tilápia representou 57% de toda a piscicultura brasileira em 2019. Com esse resultado, o Brasil consolida-se na 4ª posição entre os maiores produtores de tilápia no mundo (PEIXE BR, 2020).

O Brasil possui um grande potencial para o desenvolvimento da aquicultura, devido ao seu vasto território e condições climáticas favoráveis, que é reconhecido internacionalmente (PAVANELLI et al., 2008).

Nas últimas décadas, a maioria das bacias hidrográficas brasileiras tiveram seus rios represados para geração de eletricidade. Os reservatórios formados através dos represamentos destes rios são ambientes com hidrografia e hidrologia bastante particulares (SIMONS, 1980).

O rio Paranapanema tem uma extensão total de 929 km e deságua no rio Paraná, bacia do Prata, no sul / sudeste do Brasil e onze grandes hidrelétricas estão instaladas ao longo do seu curso criando uma cascata de represas ao longo de todo o sistema fluvial (PELICICE et al., 2018). A bacia do rio Paraná é constituída por rios de planalto, sendo seus principais afluentes os rios Paranaíba, Grande, Tietê e Paranapanema. As empresas de aquicultura destinadas à criação de peixes em tanques rede foram estabelecidas nos reservatórios artificiais na década de noventa (FELISBERTO & RODRIGUES 2005; NOGUEIRA & JORCIN 2006). Nesse mesmo período, o governo brasileiro começou a promover programas para o desenvolvimento da aquicultura nas águas interiores do Brasil estabelecendo parques de aquicultura onde se procurou ordenar a atividade colocando limites relacionados aos interesses dos multiusuários e à capacidade de suporte ambiental dos corpos hídricos para assimilar os resíduos da atividade. Avaliar as características individuais dos reservatórios é uma etapa primordial para estimar sua capacidade em suportar os impactos ambientais potencialmente

provocados pela aquicultura, as quais se somam às cargas provenientes de efluentes industriais, domésticos e da agricultura adjacentes. Esta abordagem permite quantificação e melhor compreensão dos processos de assimilação de poluentes, além de sua depuração e transformação no ambiente aquático (AHIPATHY & PUTTAIAH 2006; David et al., 2015). Estas informações são importantes para orientar os planos de manejo e conservação, uma vez que a bacia do Paranapanema é perturbada por diferentes atividades humanas (por exemplo, barragens, agricultura, urbanização, aquicultura), exigindo ações específicas para a preservação (PELICICE et al., 2018). Os benefícios da utilização dos reservatórios para a aquicultura em tanques-rede destacam-se pela possibilidade de utilizar corpos d'água antropicamente modificados para produção de proteína animal de qualidade, explorando a gama de opções para os multiusuários.

A importância da aquicultura na economia mundial aumenta consideravelmente a cada ano, principalmente pela crescente demanda comercial desses produtos. Por esse motivo, os reservatórios têm sido cada vez mais utilizados pela indústria da aquicultura (AYER & TYEDMERS, 2009; BARTON & FLOYSAND, 2010). O cultivo em tanques-rede ganhou importância na aquicultura nacional nos últimos anos, com o aumento contínuo do número de empreendimentos instalados principalmente em reservatórios de usinas hidrelétricas (NUNES, 2012). Alguns desafios existem na implementação da piscicultura em tanques-rede em reservatórios, como a extensão do rebaixamento de água que restringe a disponibilidade dos locais adequados, e também aumenta o risco da quebra da estratificação térmica, que por sua vez pode acarretar rápida e drástica redução da qualidade da água e mortalidades em massa dos peixes cultivados e da biota aquática em geral. Diversos fatores ambientais podem ser restritivos para a atividade aquícola e por isso influenciam a seleção de áreas para a atividade. Dentre eles, podemos mencionar a ocorrência de ondas, ventos fortes, além de restrições que podem decorrer da presença de galhos de árvores submersas nos chamados paliteiros (SOEMARWOTO et al., 1990; ZORAN et al., 1994). Os benefícios dos sistemas de engorda de peixes em tanques rede estão relacionados principalmente à alta intensidade de produção, à renovação contínua da água, à qualidade intrínseca da água no local, sendo preferíveis áreas com altas taxas de renovação no interior das fazendas. As tilápias são bem adaptadas

a esse sistema de produção devido sua rusticidade, sendo tolerantes a eventuais eventos de deterioração da qualidade da água relacionada à baixa disponibilidade de oxigênio, às oscilações das condições ambientais nos reservatórios e à superlotações típica dos sistemas de engorda de peixes em tanques - rede (CANÔNICO et al., 2005). Toda a produção agrícola e pecuária, incluindo a de peixes, em maior ou menor grau manipula os sistemas naturais para aumentar a produção dos produtos desejados, devendo ser gerenciada para resultar no menor nível possível de impactos ambientais negativos (BEVERIDGE et al., 1994). A criação de peixes em tanques-rede fornece matéria e energia na forma de ração, que nunca é completamente aproveitada pelos peixes cultivados, sendo direcionados para as redes tróficas aquáticas que os assimilam e transformam, servindo de atração e desenvolvimento para muitas comunidades de organismos (NICKELL et al., 2003; MACHIAS et al., 2004; GIANNOULAKI et al., 2005; KUTTI, 2008 ; SALESLUÍS et al., 2009; ZAMBRANO et al., 2010), o que pode ser considerado como um impacto positivo para os ecossistemas que abrigam as fazendas. A cultura intensiva, como os tanques-rede, é difundida em todo o mundo e é indicada como um dos principais métodos para a intensificação da produção de peixes (OUTTARA et al., 2003; LIAO et al., 2004), entretanto, existem registros de contextos onde a aquicultura intensiva levou a uma sobrecarga de ecossistemas aquáticos. Isso sugere que a aquicultura pode estimular mudanças imprevistas onde é introduzida, logo novos desenvolvimentos da aquicultura precisam ser planejados e projetados de uma maneira efetivamente responsável, que minimize ao máximo os impactos sociais e ambientais negativos. A FAO estimou um aumento do crescimento da aquicultura para 2030 em pelo menos 50 milhões de toneladas, levantando novas preocupações sobre o uso de recursos na aquicultura (COSTA-PIERCE et al., 2012).

Entre os principais impactos da piscicultura em reservatórios estão o acúmulo de matéria orgânica, restos de ração não consumidas e excretas dos animais de criação (Moura et al., 2014) que causam alterações diversas no fluxo de partículas e nutrientes dissolvidos no meio ambiente (Azevedo et al., 2011; Gondwe et al., 2011; Canale et al., 2016). Ao menos teoricamente, os materiais gerados pela aquicultura tendem a se concentrar perto dos tanques-rede e podem alterar as características da coluna d'água e do sedimento (Henry-Silva, et al.,

2019). Entre as consequências do excessivo aporte de nutrientes em ambientes aquáticos, já foram observados nesses ambientes menores concentrações de oxigênio dissolvido (Hamblin & Gale, 2002) hipernutrição e a ocorrência de florações de cianobactérias (Sowles, 2009);

A produção de tilápia em tanques-rede exige uma grande quantidade de insumos, pois é uma atividade que pode causar impactos negativos, como a eutrofização artificial. A eutrofização é um processo que se refere basicamente ao enriquecimento nutricional dos corpos d'água, principalmente com nutrientes essenciais como fósforo e nitrogênio (RYDING & RAST, 1989), mas em sistemas de criação de organismos aquáticos esse processo é acelerado, tornando-se uma grande preocupação (BOYD et al., 2005). A maioria dos efluentes da aquicultura provém de dietas e do excesso de alimentos não consumidos durante a alimentação, resultando em resíduos sólidos e dissolvidos (BUREAU & HUA, 2010). As liberações de fósforo nos corpos de água continentais (água doce) são mais alarmantes, porque esse nutriente geralmente é um fator limitante para o crescimento de algas, cianobactérias e macrófitas. O fósforo solúvel na forma ortofosfato está prontamente disponível como nutriente para o crescimento de organismos autótrofos, e uma quantidade significativa da fração livre contida no fósforo total está na forma de ortofosfato inorgânico (CANALE et al., 2016), levando ao aumento da produtividade primária e à proliferação de cianobactérias, prejudiciais à biota local, ao homem e à atividade aquícola (AZEVEDO et al., 2011; DEGEFU et al., 2011; SCHENONE et al., 2011)

Os significativos aportes de nitrogênio, proveniente principalmente da proteína na ração, aliada à excreção dos peixes cultivados e bivalves, também tem potencial para impactos e pode gerar acúmulo de amônia tóxica na água e comprometer a sobrevivência dos peixes. HUA & BUREAU (2006) enfatizam que os resíduos sólidos, especificamente no que se refere a material fecal e ração que sofra deriva para fora das estruturas de cultivo durante a alimentação, podem se acumular nos sedimentos e impactar o ecossistema bentônico desses ambientes. Partes destes insumos perdidos para o ambiente circundante são utilizados pela fauna de peixes residentes em áreas próximas aos tanques-redes de piscicultura. Assim, a ração não assimilada pelas tilápias pode vir a ser perdida para o ambiente aquático podendo ser usada pela biota local (BEVERIDGE et al., 1991).

Os efluentes da aquicultura têm diferentes graus de impacto no ecossistema aquático, dependendo da quantidade liberada, diluição e tempo de liberação e capacidade de dispersão na coluna d'água (CARROLL et al., 2003; YOKOYAMA, 2003). Além disso, a atividade exige que o ambiente dissipe e assimile os insumos disponibilizados pela atividade aquícola sendo essas funções frequentemente denominadas "serviços ambientais" (BEVERIDGE & STEWART, 1998).

A maioria dos reservatórios possui um longo tempo de retenção de água (HENRY-SILVA et al., 2019). Tempo de residência é o tempo necessário para que elementos de água ou materiais encontrados inicialmente em determinados locais de uma bacia sejam completamente trocados (ROSS et al., 2013). Essas características intrínsecas do local vão determinar a capacidade de assimilação do aporte de nutrientes liberados pela aquicultura. As variações sazonais, como seca e chuva, também influenciam diretamente nas características de diluição da área aquícola.

Ambientes aquáticos geralmente concentram uma maior carga de nutrientes na coluna d' água durante períodos de seca intensa devido à redução de seu volume. Já nos períodos de chuva intensa ocorre a diluição dos nutrientes, entretanto uma precipitação de alta intensidade pode ser seguida por um aumento da erosão e lavagem de campos agrícolas, ricos em nutrientes que são liberados no corpo de água do receptor (LEGOVIC et al., 2008).

Nos reservatórios dispostos em cascata, como ocorre no rio Paranapanema, outro fator importante levado em consideração, são as altas cargas de nutrientes que chegam à área de produção vinda dos reservatórios a montante (OUYANG et al., 2011; MONTANHINI, et al, 2016).

Quando se trata de produção em reservatórios, além dos impactos da produção já previstos, é indispensável levar em consideração as variações dos nutrientes ao longo das alterações de volume nos períodos de seca no Paranapanema, entrada de nutrientes da atividade combinada com mudanças drásticas nas condições climáticas pode causar qualidade inadequada da água, levando a restrições relacionadas aos múltiplos usos desses ambientes (HENRY-SILVA, et al., 2019). Devido à disponibilidade de grandes quantidades de água de qualidade adequada em barragens hidrelétricas, existe um potencial grande, mas ainda indeterminado, para a aquicultura de gaiolas na bacia do alto rio Paraná. A produção sustentável

da aquicultura deve considerar a avaliação da capacidade de suporte ecológica para o uso racional de recursos naturais, como corpos d'água com potencial para a aquicultura (DAVID, 2015). As preocupações ambientais referentes à aquicultura estão relacionadas principalmente à maneira como essa interage e controla potencialmente os processos fundamentais do ecossistema na base da rede alimentar aquática (ROSS et al., 2013). A produção aquícola deve ser desenvolvida no contexto das funções e serviços do ecossistema (incluindo a biodiversidade) sem degradação destes além da capacidade de resiliência (IBELINGS et al., 2007). O conceito de resiliência em ecologia foi introduzido por HOLLING (1973), e em reservatórios nos referimos à resiliência como a magnitude da perturbação que um sistema pode absorver antes que o sistema altere sua estrutura, alterando as variáveis e os processos que controlam seu comportamento. Mudanças graduais como eutrofização inicialmente podem ter pouco efeito sobre o estado do sistema, mas reduzem a resiliência e tornam o sistema vulnerável a uma mudança de regime (LOWE et al., 2001).

A capacidade de suporte ecológica é definida como a magnitude da produção da aquicultura pode ser apoiada sem levar a mudanças significativas nos processos ecológicos, espécies, populações ou comunidades no meio ambiente (ROSS et al., 2013). O termo capacidade suporte é utilizado por pesquisadores desde o final do século XIX e empregado por profissionais de setores distintos, como economia, biologia, saneamento público, antropologia, pesca, turismo, aquicultura, entre outros (ARROW et al., 1995). Quando aplicada à produção de animais aquáticos, a capacidade suporte geralmente está relacionada a mudanças ambientais associadas às atividades de produção (KAUTSKY et al., 1997). Para prever a capacidade suporte da aquicultura é necessário ter ferramentas disponíveis para poder prever e mensurar a capacidade dessa área em suportar a espécie cultivada. Tais ferramentas são importantes não apenas para avaliar a sustentabilidade ambiental da atividade aquícola, uma vez que não se limita a questões de tamanho de fazendas ou populações, mas também pode ser aplicada a ecossistemas, bacias hidrográficas e também em escala global (ROSS et al., 2013).

Quatro tipos diferentes de capacidades de suporte (física, de produção, ecológica e social) foram descritas por INGLIS et al. (2002) e MCKINDSEY et al. (2006) e relatam que, com poucas exceções, os estudos de capacidade de

suporte se concentraram nas determinações da capacidade de suporte de produção, que é o rendimento máximo sustentável de organismos cultivados que pode ser produzido dentro de uma área. Embora essas definições aceitas tenham sido originalmente descritas para a aquicultura bivalve, elas também foram aplicadas a produção de peixes em tanques-rede (GAČEK & LEGOVIĆ, 2010).

Com relação à eutrofização dos ambientes aquáticos, sabemos que a carga incrementada de nutrientes resulta frequentemente em aumento da comunidade fitoplanctônica que, por sua vez, pode levar ao aumento do déficit hipolimnético de oxigênio, e a alterações na composição das espécies. No entanto, não podemos dizer quanto de fitoplâncton aumentará com uma determinada mudança na carga de nutrientes, ou quanto o déficit de oxigênio mudará devido a uma determinada na floração de fitoplâncton (DILLON & RIGLER, 1974). Modelos matemáticos foram desenvolvidos para prever a resposta dos ecossistemas aquáticos a estas cargas de nutrientes aumentadas e potencialmente eutróficas da produção intensiva de animais aquáticos, e a maioria desses modelos são empíricos, com base em dados de campo e frequentemente sujeita a calibração, testes, verificação e modificação (BYRON & COSTA-PIERCE 2013).

O modelo de balanço de massas de DILLON e RIGLER (1974) é uma das mais básicas aplicações de modelagem para aquicultura, assimilando os conceitos propostos originalmente por VOLLENWEIDER (1968). O balanço de massas de fósforo (P) é utilizado para estimar a capacidade suporte ecológica de lagos de água doce, assumindo que P limita o crescimento do fitoplâncton e, portanto, a eutrofização (BEVERIDGE, 1984). O modelo proposto por Beveridge (1984), normalmente utilizado no cálculo da capacidade de suporte, de forma simplificada, trata-se da estimativa do aporte de fósforo incorporado no reservatório pela prática piscícola a partir da concentração média do nutriente na ração, taxa de conversão alimentar no cultivo e concentração de fósforo no peixe des pescado (SILVA et al., 2017).

Objetivos gerais:

Os objetivos gerais do estudo foram:

- i. Avaliar as alterações nas variáveis físicas e químicas e a produtividade primária da água na área aquícola estudada no reservatório de Chavantes, após a instalação da fazenda de produção intensiva de tilápia em tanques-rede,
- ii. Estimar a capacidade suporte ecológica do reservatório Chavantes;
- iii. Validar os resultados da capacidade suporte ecológica da área aquícola, calculada através do modelo de Dillon e Rigler, comparando com as medições em campo com as previstas pela modelagem.

Capítulo I

IMPACTO DO CULTIVO DE TILÁPIAS EM TANQUES REDE SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA EM UMA ÁREA AQUÍCOLA DO RESERVATÓRIO DE CHAVANTES.

Iara Penariol¹, Daercy M. M. R. Ayroza², Reinaldo José da Silva³, Edmir D. Carvalho³, Gianmarco S. David^{1,2}

1 Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, Jaboticabal.

2 São Paulo, Agência Estadual de Tecnologia do Agronegócio de Jaú, São Paulo, Brasil

3 Instituto de Biociências, Universidade Estadual de São Paulo.

Resumo

A aquicultura em tanques rede vem se expandindo na bacia do alto rio Paraná, devido à grande disponibilidade de água doce em reservatórios de usinas hidrelétricas. A produção aquícola resulta no incremento de nutrientes para o ambiente circundante, com potencial para afetar diversos compartimentos do ecossistema. Foi desenvolvido um estudo comparativo dos efeitos do cultivo de tilápias em tanques rede sobre a qualidade da água, compilando dados de diferentes projetos para obter uma série temporal de quatro anos, a partir do início da operação da fazenda em estudo. O objetivo deste trabalho foi avaliar o resultado da criação tilápias sobre a qualidade da água em um grande reservatório no sudeste do Brasil. A qualidade da água de superfície dentro de uma fazenda de peixes foi comparada aos locais de referência a montante da fazenda, usando dados mensais de dois projetos de pesquisa desenvolvidos de abril de 2008 a dezembro de 2011. As variáveis limnológicas avaliadas foram oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, pH, turbidez, fósforo total, nitrogênio total e clorofila-a. Os resultados limnológicos mostram boa qualidade da água para o cultivo de tilápias, exceto pelas temperaturas abaixo da faixa ideal durante o inverno. Não houve impactos detectáveis da piscicultura na qualidade da água. As principais mudanças verificadas na qualidade da água foram oscilações sazonais, além de sensível diminuição dos níveis de nutrientes e clorofila-a simultaneamente à invasão do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*), durante a primavera de 2010. Conclui-se que a produção primária em águas superficiais não foi significativamente afetada pela produção de peixes durante o período estudado, indicando que o ecossistema foi capaz de assimilar os nutrientes emitidos pela produção de tilápias sem alterações significativas que indiquem eutrofização.

PALAVRAS-CHAVE: impactos, eutrofização, qualidade da água.

1. INTRODUÇÃO

O crescimento da aquicultura mundial é necessário para atender às demandas de consumo de pescados geradas pelo crescimento populacional e pela necessidade global de que as pessoas tenham acesso regular a alimentos de boa qualidade nutricional. Os países da América do Sul ampliaram sua produção e a aquicultura de água doce é responsável pela principal parcela do crescimento nos últimos anos. As bacias hidrográficas da América do Sul têm alguns dos recursos de água doce mais abundantes do mundo, e a aquicultura tem mostrado um crescimento forte e contínuo (FAO 2012). O aumento do consumo vem ocasionando pressão cada vez maior sobre os recursos hídricos, visto que os estoques pesqueiros não têm potencial para aumento da produção na escala necessária (FAO, 2018). A expansão da aquicultura deveria ser projetada para mitigar possíveis consequências indesejáveis para o meio ambiente e a biodiversidade, além de buscar a maximização de impactos positivos no campo ambiental, social e econômico (ROSS et al., 2013). O marco teórico e metodológico para atingir estas metas está estabelecido na chamada “*Ecological Approach to Aquaculture*” (EAA), ou Aquicultura Ecológica, que adota uma visão holística onde a avaliação dos impactos da aquicultura para a construção de modelos para estimativas de capacidade de suporte são componentes fundamentais (BRUGÈRE et al., 2019).

No Brasil, os principais rios da bacia do alto rio Paraná foram represados para formar sistemas em cascata de grandes reservatórios para geração de energia hidrelétrica nos últimos cinquenta anos (STRASKRABA & TUNDISI, 1999, AGOSTINHO et al., 2007). O fornecimento de eletricidade trouxe grandes benefícios econômicos e sociais ao sudeste do Brasil, mas também um impacto ambiental relevante nos ecossistemas ribeirinhos. O resultado foi a formação de grandes lagos semelhantes a desertos biológicos, com produção pesqueira irrelevante. O potencial de produção de alimentos dos reservatórios no sudeste do Brasil permaneceu praticamente inexplorado até os anos 90, quando a aquicultura em tanques - rede começou. O crescimento tem sido contínuo e a tilápia é atualmente o principal produto da aquicultura brasileira. Existe uma cadeia produtiva bem estabelecida que fornece às fazendas de criação de tilápia rações de alta qualidade, boa genética e equipamentos fabricados especificamente para o manejo de cada etapa do cultivo. Na fase de engorda, as fazendas utilizam

alimentação intensiva com rações peletizadas flutuantes formuladas para as características nutricionais das tilápias. As fazendas são colocadas em braços protegidos dos reservatórios, geralmente com 100 a 500 tanques rede de 8 a 100 m³. A recente expansão da produção de tilápias em grandes reservatórios de usinas hidrelétricas exige precaução, devido à relevância dessas reservas de água doce para toda a sociedade (TUNDISI, 2006). As preocupações estão relacionadas à eutrofização (STICKNEY, 2002, TUNDISI, 2003, PILLAY, 2004) e para evitar o adensamento excessivo de fazendas o governo brasileiro estabeleceu limites de 1% da área de cada reservatório para fins de aquicultura. Alimentos não consumidos e resíduos metabólicos são as principais fontes de nutrientes da aquicultura em tanques rede emite para o ambiente (PILLAY, 2004). Os ecossistemas aquáticos são afetados de diversas formas pelas cargas de nutrientes (HAKANSON, 2005) e cargas constantes de nutrientes envolvem riscos de desencadear a eutrofização (BEVERIDGE, 2004 STICKNEY, 2002, AXLER, 1995). Esta é uma grande ameaça para muitos ecossistemas de água doce no sudeste do Brasil, devido ao efeito aditivo do lançamento de nutrientes derivados da lixiviação de fertilizantes agrícolas e do lançamento de esgoto urbano (BARBOSA et al., 1999; TUNDISI et al., 1999; ESPÍNDOLA, 2002; TUNDISI, 2003), considerando que apenas parte do esgoto lançado nos corpos d' água do sudeste brasileiro passam por algum tratamento, e quando são tratados, não visa a remoção total dos nutrientes.

Reservatórios são ecossistemas artificiais complexos descritos como mosaicos heterogêneos de interações físicas, químicas e biológicas (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). Em modelos simples e lineares de balanço de massa (VOLLENWEIDER, 1969; DILLON & RIGLER, 1975, BEVERIDGE, 2004) usados pelo governo brasileiro para transportar estimativas de capacidade para estabelecer limites à expansão da aquicultura em tanques rede, está implícito que as cargas de nutrientes resultarão em impacto proporcional na qualidade da água. Embora existam relatos de aquicultura induzindo eventos agudos de eutrofização (AXLER, 1994), a maioria dessas situações envolvia condições de baixa troca de água ou superlotação de ambientes frágeis do ponto de vista ambiental. Os estudos em reservatórios hidroelétricos que avaliam a comunidade fitoplanctônica e a qualidade da água não encontraram resultados que indiquem impactos agudos em curto prazo. No entanto, esses grandes ecossistemas artificiais

absorvem os distúrbios de maneiras complexas, envolvendo a ictiofauna residente e o zooplâncton (ZANATTA et al., 2010, BRANDÃO et al., 2012, NOBILE et al., 2018), onde são relatados impactos sobre a estrutura das comunidades de peixes e zooplâncton nas proximidades dos cultivos. É importante descrever os impactos do cultivo de tilápias em tanques rede para a avaliação da capacidade suporte ambiental destes ecossistemas. O limite da capacidade suporte ambiental é definido pelo conjunto de mudanças no ecossistema provocadas pela atividade de produção de peixes, envolvendo caráter subjetivo a respeito de qual o grau de alterações aceitáveis que um ecossistema pode sofrer, sob o ponto de vista de seus múltiplos usuários. Mais objetivamente, as mudanças aceitáveis são aquelas que ocorrem sem que o ecossistema tenha alterado de forma significativa suas características originais de resiliência, capacidade de autodepuração e fornecimento de serviços ambientais (ROSS et al., 2013). Portanto, a mensuração do impacto da aquicultura sobre variáveis específicas dos ambientes aquáticos é fundamental para o embasamento de modelos de avaliação da capacidade suporte ambiental que efetivamente simulem os impactos sobre variáveis de interesse para a manutenção da qualidade ambiental dos corpos hídricos que recebem os cultivos.

O objetivo do presente estudo é avaliar os impactos da criação de tilápias sobre as características limnológicas de um grande reservatório de água doce. As seguintes hipóteses são testadas: (1) as variáveis limnológicas serão afetadas pelas cargas de nutrientes da aquicultura; (2) os teores de nutrientes serão mais elevados nas áreas de cultivo e (3) o grau trófico, indicado pelo teor de clorofila na água superficial, será afetado nas áreas de cultivos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Características do reservatório

Este estudo foi realizado no reservatório de Chavantes (Figura 1), um reservatório artificial de água doce construído para geração de energia elétrica em 1971. Este reservatório fica 474 m acima do nível do mar e pode ser descrito como possuindo dois compartimentos distintos: um referente aos rios Timburi, Itararé e Verde, dendrítico, com menor afluxo, área maior e mais rasa; e um referente ao rio Paranapanema, estreito e em forma de rio, mais profundo e que recebe mais

água em abundância; O rio Paranapanema é um dos principais afluentes da bacia do alto Paraná (Figura 1). O clima é definido por uma estação seca de inverno entre abril e setembro e estação chuvosa na primavera / verão entre outubro e março. A Tabela I descreve as características hidrológicas de todo o reservatório, da porção referente ao rio Paranapanema e do local da fazenda. O reservatório é utilizado para acumulação de água no sistema em cascata integrado de onze usinas na bacia do rio Paranapanema, que foi transformado pela instalação em seus 945 quilômetros de extensão.

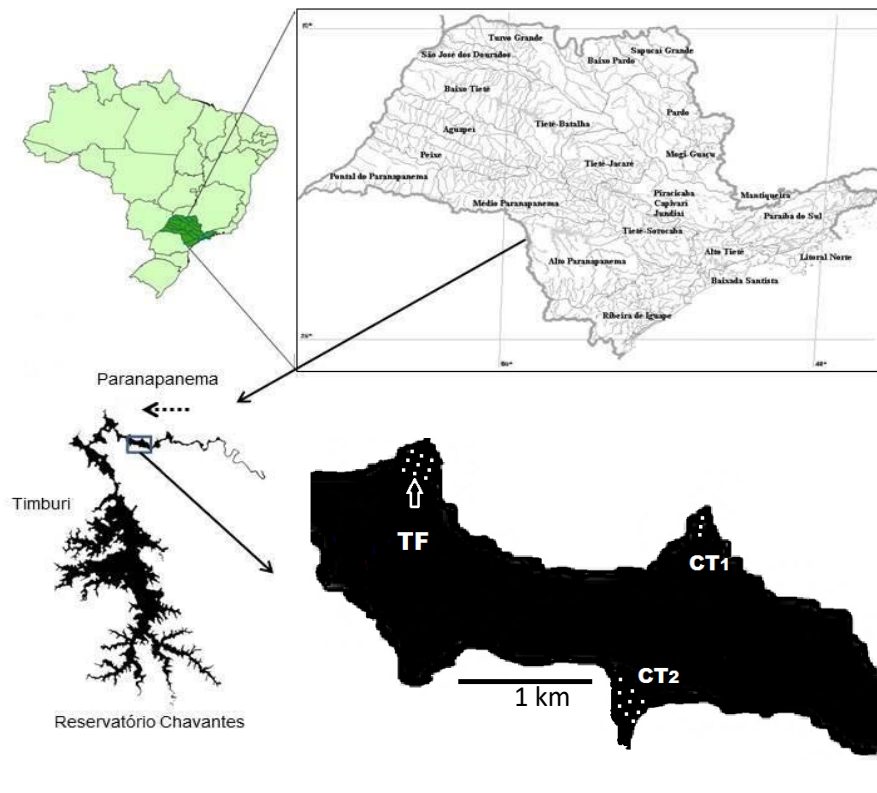


Figura 1 – Mapa da área de estudo mostrando a posição do reservatório de Chavantes na bacia do Alto Paraná, os dois compartimentos que o reservatório está dividido (Paranapanema e Timburi, e a posição da fazenda de tilápias (TF) e áreas de controle CT1 e CT2. A seta indica a linha central da grade onde as amostras de água foram coletadas em 2008/2009.

As características hidrológicas de todo o reservatório de Chavantes e do trecho referente ao rio Paranapanema, onde estão localizados os locais de estudo, estão resumidas na Tabela I. Esse local do reservatório possui margens florestadas, com solos rasos e rochosos e relevo íngreme. Nas profundidades menores predominam fundos consolidados rochosos, sedimentos macios de lodo e argila são encontrados principalmente abaixo de 30m de profundidade. As características morfológicas do reservatórios de Chavantes e do braço referente ao rio Paranapanema – onde estão localizadas as áreas estudadas - são descritas na tabela I.

Tabela I - Características hidrológicas e morfológicas do reservatório de Chavantes e da porção do rio Paranapanema ao nível médio anual da água de 474 m acima do nível do mar.

Parâmetros	Reservatório de Chavantes	Braço Paranapanema
Área total de drenagem (km ²)	27.77	19.13
àrea (km ²)	400.28	25.50
volume (m ³ x 10 ⁹)	8.80	0.74
Profundidade média (Z, m)	19.50	28.89
vazão (media anual, m ³ .s ⁻¹)	310	257,28
Tempo de residência (RT, dias)	328,4	46,77

Os dados do presente estudo foram compilados de três diferentes projetos desenvolvidos na área de estudo, dados obtidos pelo grupo de trabalho dedicado ao estudo do impacto da tilapicultura em tanques rede do Laboratório de Ecologia de Peixes, no Instituto de Biociências de Botucatu da UNESP.

2.2 Características da piscicultura

Além da área de cultivo de tilápias, foi estabelecida uma área controle e um protocolo de amostragens foi executado de forma idêntica em diversos pontos das duas áreas, com o objetivo de testar a hipótese de que o cultivo de peixes iria promover impactos sobre o ecossistema.

As interferências da produção de tilápia em tanques rede foram avaliadas comparando as condições na fazenda de tilápias (TF, referindo-se ao termo em inglês “tilapia farm”) e nas áreas de controle (CT₁ e CT₂), localizado a aproximadamente 4 km a montante do mesmo braço do reservatório (Figura 1); as diferenças entre TF e as áreas controle são consideradas como resultantes do efeito das operações de aquicultura e do lançamento de nutrientes resultante do processo produtivo. O local identificado como TF hospeda cerca de 200 tanques rede para cultivo de tilápias do Nilo, em operação desde janeiro de 2008. O peixe é alimentado exclusivamente com ração artificial extrusada; o arraçoamento diário de ração é de cerca de 1,5 toneladas; a produção anual de peixes tem estado estável desde a instalação em cerca de 500 toneladas anuais. As avaliações das condições limnológicas foram realizadas mensalmente no TF e no CT de abril de 2008 a dezembro de 2011. As áreas TF, CT₁ e CT₂ são semelhantes em morfologia e no tamanho, localizadas a montante da fazenda. A área CT₁ foi amostrado em três pontos ao longo da área central, de abril de 2008 a março de 2009, quando os dispositivos de amostragem foram perdidos devido a detritos excessivos na camada inferior, foi adotada área controle alternativa denominada CT₂, similar e situado na margem oposta do reservatório em relação a CT₁, que foram amostrados em uma grade de nove pontos de amostragem para coleta de dados limnológicos, de dezembro de 2009 a dezembro de 2011. Supõe-se que ambas as áreas de controle sejam representativas das condições do reservatório na ausência de aquicultura.

2.3 Qualidade da água

A temperatura da água, oxigênio dissolvido (DO), condutividade e pH foram medidos *in situ* usando sondas multiparamétricas (modelos Horiba U-10 e 22). A profundidade foi medida usando um ecobatímetro portátil (SpeedTech), as amostras de água foram coletadas usando uma garrafa de van Dorn; As amostras de água replicada de 500 ml foram filtradas usando filtros Millipore AP40 para determinação do teor de clorofila-a (TALLING & DRIVER, 1963). Amostras de água replicadas de 500 ml foram armazenadas em um freezer e enviadas ao laboratório para análise do nitrogênio total (TN, MACKERETH et al., 1978) e fósforo total (TP, STRICKLAND & PARSONS, 1960, Valderrama, 1981). A

classificação do estado trófico (CARLSON, 1977) foi calculada usando o teor total de fósforo e clorofila-a. A profundidade de Secchi não foi utilizada devido ao intenso influxo de matéria inorgânica proveniente do escoamento superficial durante a estação chuvosa, que ocasiona diminuição da profundidade de visualização com disco de Secchi por aumento de material em suspensão, sem correspondente alteração do nível trófico. A amostragem limnológica foi interrompida de março de 2009 a dezembro de 2009 devido à descontinuidade entre projetos de pesquisa que financiaram as amostragens.

2.4 Análise estatística

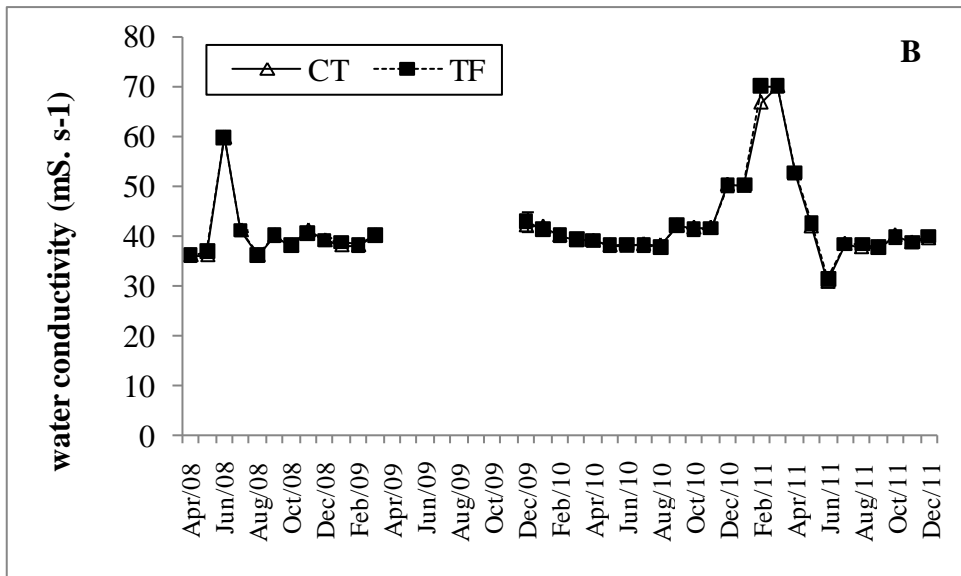
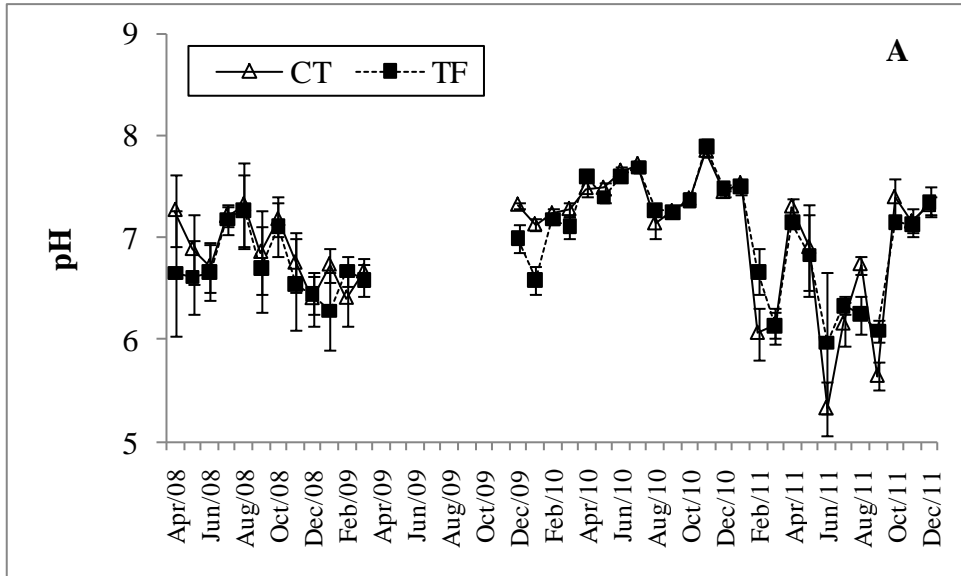
Os valores médios mensais dos parâmetros limnológicos das áreas de TF e CT foram comparados teste T de Tukey-Kramer ($p < 0,05$). O teste de Kolmogorov-Smirnov foi utilizado para verificar a normalidade dos dados, enquanto o teste de Bartlett foi utilizado para verificar sua homocedasticidade (ZAR, 1999).

3. RESULTADOS

As comparações dos valores médios mensais das variáveis limnológicas (ANOVA, $p < 0,05$) apontaram um padrão de falta de diferenças estatisticamente significativas entre os valores medidos na área de cultivo de tilápias (TF) e nas áreas controle (CT₁ e CT₂). Diferenças estatísticas significativas foram esporádicas e na maior parte das comparações efetivadas não houve confirmação dos impactos que seriam teoricamente esperados como consequência dos lançamentos de resíduos e nutrientes da aquicultura sobre a qualidade da água. Especificamente, foram reportadas diferenças estatisticamente significativas nas seguintes ocasiões: em janeiro e fevereiro de 2010, o pH foi menor na área controle; em dezembro de 2011, o oxigênio dissolvido (DO) foi maior na área controle que na TF; os teores médios de fósforo total (TP) foram equivalentes por quase todo o período, exceto por ter sido mais alto na área controle em janeiro de 2011 e mais baixo na área TF em março de 2011; no restante das amostragens mensais foram encontrados teores equivalentes de TP nas áreas estudadas; o teor de clorofila-a foi sempre equivalente nas áreas de controle e de cultivo de peixes, exceto por terem sido

registrados valores médios maiores nas áreas controle em março de 2008 e dezembro de 2009.

Na Figura 2 são mostradas as séries temporais dos valores médios de variáveis limnológicas nas áreas CT e TF. Os valores médios mensais de pH variaram de 6,5 e 7,5 (fig. 2A) e, após o evento da invasão de mexilhões dourados na primavera de 2010, o pH apresentou tendência de acidificação, ou seja, apresentou valores mais baixos a partir deste evento, retornando ao patamar original a partir da primavera/verão de 2011. Além disso, os valores médios do pH passaram a apresentar maior variabilidade sazonal. Em fevereiro, junho e outubro de 2011 o pH foi significativamente mais alto na área TF. A condutividade também sofreu variação atípica coincidente com a invasão de mexilhões, apresentando valores mais altos após a primavera de 2010 (fig. 2B), decrescendo para um mínimo em junho de 2011 e retornando para níveis equivalentes aos anteriores no outono de 2011. Os valores de condutividade medidos nas áreas CT e TF foram sempre muito próximos, descartando influência do cultivo de tilápias sobre esta variável. Os valores médios mensais de OD (fig 2C) ficaram sempre acima de 6 mgL^{-1} em ambas as áreas, a partir da invasão de mexilhões em 2010 os teores de OD passaram para níveis mais altos e com mais variabilidade. Eventualmente na última coleta foram registrados valores de OD significativamente mais altos em CT em comparação com TF. A temperatura da água ficou abaixo de 21°C nos meses de inverno e alcançou temperaturas máximas pouco abaixo de 27°C nos meses de inverno. Foi registrada pouca variabilidade da temperatura entre as áreas estudadas, sem diferenças significativas.



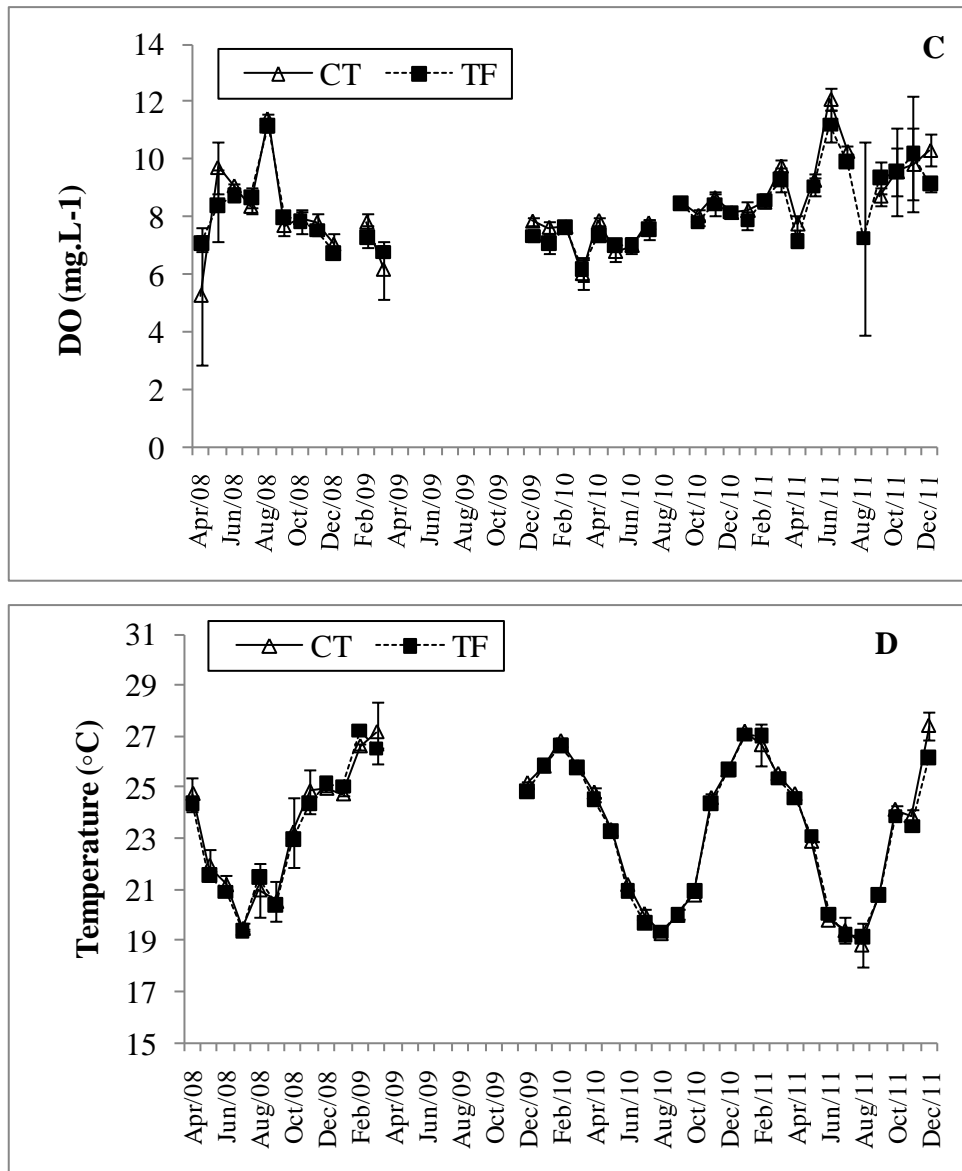
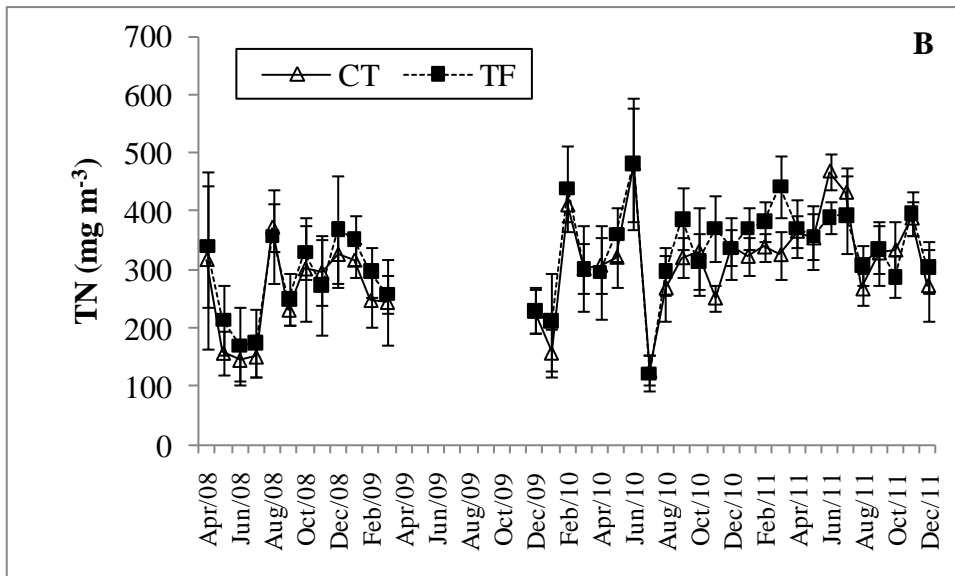
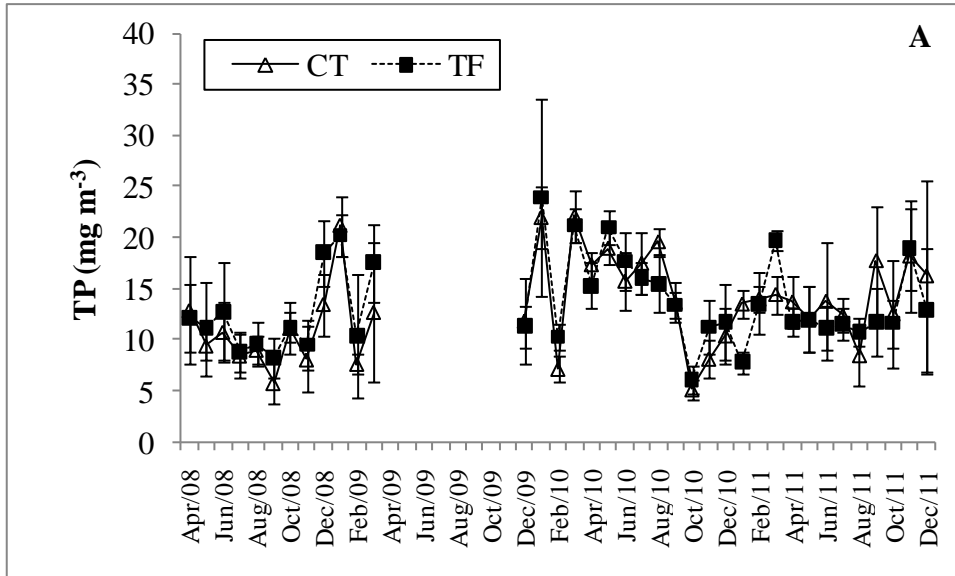


Fig. 02. Variação mensal dos valores médios de pH (A), condutividade (B), oxigênio dissolvido, DO (C) e temperatura da água (D) de abril de 2008 a dezembro de 2011 nas áreas CT e TF. Os valores médios mensais resultam de 6 medições na água superficial em cada área; barras indicam ± 1 desvio padrão

Na figura 3 são apresentadas as variáveis mais diretamente relacionadas à eutrofização, utilizadas para o cálculo do Índice de Estado Trófico. Durante todo o período de estudo os níveis de TP estavam principalmente abaixo de 20 mg m^{-3} , aparentemente decrescendo após a invasão da área pelos mexilhões dourados na primavera de 2010. No final do período de amostragem no inverno de 2011, TN voltou a subir, retornando a níveis semelhantes aos reportados no início do

período de estudo (fig. 3A). Os níveis de TN permaneceram sempre abaixo de 500 mg m^{-3} ; após a primavera de 2010 foram observados valores médios mais elevados, com maior variabilidade (fig. 3B). A clorofila-a sempre esteve abaixo de $5 \mu\text{gL}^{-1}$; após a invasão por mexilhão dourado os níveis de clorofila-a apresentaram valores abaixo de $1 \mu\text{gL}^{-1}$. Após a invasão por mexilhão dourado na primavera de 2010 a clorofila permaneceu por todo o ano de 2011 nos patamares mais baixos registrados neste estudo, porém no verão de 2011 foram registrados valores equivalentes aos observados no início do período de estudo (fig. 3C). O TSI apresentou valores na faixa de 30 a 45, estando a classificação do nível trófico das áreas estudadas situada sempre entre as categorias de Oligotrófico e Mesotrófico. Simultaneamente à invasão o reservatório de Chavantes pelo mexilhão dourado, foi também registrada melhora momentânea da qualidade da água indicada por valores mais baixos de TSI, que, entretanto voltou a subir no verão de 2011 (fig. 3D).



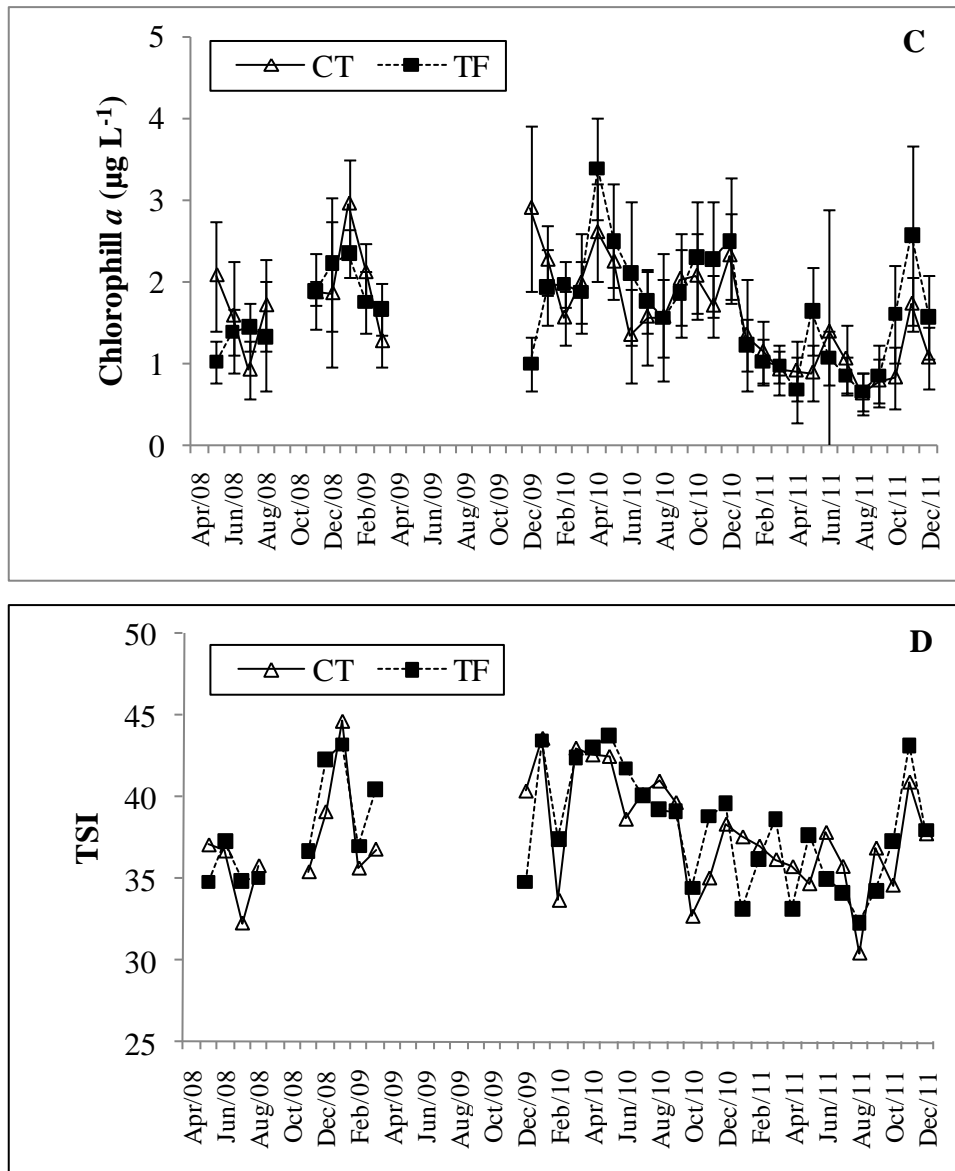


Figura 03. Variação sazonal de fósforo total - TP (A), nitrogênio total - TN (B), clorofila a (C) e índice de estado trófico – TSI, de “Trophic State Index” (D), de abril de 2008 a dezembro de 2011, nas áreas CT e TF. Os valores médios mensais resultam de 6 medições em cada área estudada; as barras indicam ± 1 desvio padrão.

Valores IET	Estado Trófico	Atributos
<30	Oligotrófico	Água limpa, oxigênio ao longo do ano no hipolimno.
30-40	Oligotrófico	Lago ainda exibirá oligotrofia, mas alguns lagos mais rasos se tornarão anóxicos durante o verão.
40-50	Mesotrófico	Água moderadamente limpa, mas alta probabilidade de anóxia durante o verão.
50-60	Eutrófico	Limite inferior da eutrofia clássica, transparência reduzida, apenas pesca de água quente.
60-70	Eutrófico	Dominância de algas-azuis, provável espuma de algas e extensos problemas com macrófitas.
70-80	Eutrófico	Possível proliferação intensa de algas durante o verão, geralmente hipereutrófico
>80	Eutrófico	Espumas de algas, morte de peixes no verão, algumas macrófitas.

Tabela II. Valores e classificações do índice de estado trófico de Carlson (1967) utilizados para avaliação do Estado trófico das áreas estudadas no reservatório de Chavantes.

4. DISCUSSÃO

Um primeiro ponto a ser discutido diz respeito às comparações estatísticas. Este estudo foi concebido como um experimento ecológico, acompanhando a implementação de uma fazenda de criação de tilápias. Foram construídas séries temporais de diversas variáveis limnológicas, visando registrar as possíveis alterações no ecossistema induzida pela aquicultura. De acordo com Hurlbert (1984), voltar uma série de vezes a um local e repetir amostragens seria um exemplo típico de pseudo-replicação, impedindo o agrupamento de dados entre as coletas para aplicação de testes estatísticos de comparação de médias. A solução encontrada foi fazer comparações utilizando testes para comparação de médias para cada uma das coletas de forma independente. Cada coleta mensal em cada uma das áreas estudadas resultou na amostragem de 6 a 9 pontos, visando garantir que a variabilidade de condições em cada área fosse registrada.

Esta variabilidade pode ser resultante do padrão de circulação de água e do regime de ventos, que pode transportar a água superficial com resíduos da aquicultura para regiões específicas do braço do reservatório que abriga a fazenda. Com isso foi necessário que em cada mês de coleta fossem feitas várias réplicas do procedimento de amostragem das variáveis limnológicas, sendo cada uma delas uma unidade amostral que iria compor o número total de repetições (n) de cada comparação de médias. A desvantagem deste desenho amostral é que cada uma das 37 comparações realizadas para cada parâmetro teve um n baixo, diminuindo a força do teste estatístico e aumentando a probabilidade de ocorrência de erros do tipo II (sensu UNDERWOOD, 1998), isto é, deixar de apontar diferenças estatisticamente significativas quando na verdade elas existem. Estas comparações foram escolhidas por serem corretas do ponto de vista estatístico e além delas foi seguida a sugestão apresentada por Underwood (1994), de aplicar os métodos estatísticos de comparação de médias somente quando suas premissas estejam plenamente atendidas. Caso contrário, Hurlbert (1984) recomenda apresentar os dados coletados de forma clara em gráficos, pois a avaliação das informações contidas nos dados não se esgota nem depende exclusivamente das comparações formais utilizando testes estatísticos.

O pH apresentou variação sazonal, porém com variabilidade menor quando comparada à variação interanual. A variação sazonal está ligada ao aporte de materiais ao reservatório, definido principalmente pelo ciclo de chuvas da região (NEGREIROS et al., 2017), que afetam a produtividade primária e conseqüentemente o pH, visto que o processo de fotossíntese tende a remover gás carbônico da água, tornando-a mais básica e fazendo com que o pH apresentasse valores mais altos (PAAVEL et al., 2016; YUSUF et al., 2019). O pH na área TF foi frequentemente mais baixo que nas áreas controle, o que pode estar relacionado à filtração do fitoplâncton exercida pelas tilápias cultivadas (ZAGANINI et al., 2012, VIJVERBERG et al., 2014), assim como pelos mexilhões *L. fortunei* (SYLVESTER et al., 2005; CATALDO et al., 2012; BOLTOVSKOY et al., 2015) que invadiram a área durante o período de estudo. Estes organismos filtradores exercem pressão sobre as populações fitoplactônicas, diminuindo sua densidade e diminuindo a intensidade dos processos fotossintéticos. Com isso a demanda por CO₂ diminuiu, aumentando sua concentração e resultando em pH mais ácido. Temperatura e condutividade não apresentaram diferenças entre TF e

CT, sendo que a primeira apresentou variação sazonal bem marcada, enquanto a segunda não apresentou variação sazonal que pudesse ser reportada. A condutividade apresentou valores próximos a $40\mu\text{S}/\text{cm}$, subiu a cerca de $60\mu\text{S}/\text{cm}$ nos meses relativos à invasão do mexilhão, possivelmente devido ao efeito da presença de uma espécie filtradora no ecossistema (MENEZES et al., 2010) e retornou aos níveis anteriores no final do período de estudo. Os teores de OD apresentaram tendência ascendente a partir do final de 2009, com maior variabilidade a partir da chegada de *L. fortunei*, que pode ser explicada pelas alterações na comunidade fitoplanctônica causadas pela pressão de herbivoria exercida pela população de *L. fortunei* recém-instalada (VIJVERBERG et al., 2014, CATALDO et al., 2012; BOLTOVSKOY et al., 2015). Os teores de TP apresentaram-se em patamar mais baixo em 2011 em relação a 2010, provavelmente também em resposta à atividade filtradora de *L. fortunei*. O estabelecimento de uma nova população de bivalves requer materiais para a construção de grande quantidade de conchas, que são ricas em diversos nutrientes incluindo o fósforo (JACOB et al 2008, CERRATO, 2000). O teor de TN manteve-se variando na mesma faixa que no período anterior à invasão, podendo-se especular que a demanda por nitrogênio para estabelecimento da população de bivalves tenha sido compensada por uma maior excreção de compostos nitrogenados proporcional ao aumento de abundância de organismos filtradores. O teor de clorofila - a apresentou tendência de alta desde o início do período de estudo até a invasão por *L. fortunei*; a partir de então esta variável assumiu valores considerados baixos em ecossistemas de água doce ($<1\mu\text{g}/\text{l}$), provavelmente devido à pressão exercida pela população de bivalves filtradores (SYLVESTER et al., 2005; CATALDO et al., 2012; BOLTOVSKOY et al., 2015). As variações interanuais se devem a fatores que afetam a estrutura e função dos ecossistemas, tais como reestruturações ecossistêmicas causadas pela introdução de novas espécies e mudanças na bacia de drenagem que afetem o influxo de nutrientes (TUNDISI, 2008; OLIVEIRA & BICUDO, 2017). No verão de 2010, o mexilhão dourado *L. fortunei* chegou a esse reservatório, causando mudanças importantes na estrutura e na função do ecossistema, visto que anteriormente esse reservatório não apresentava populações relevantes de organismos filtradores (JORCIN & NOGUEIRA 2008). Além deste impacto

causado pela invasão de uma nova espécie, a bacia onde a área de estudo se insere vem sofrendo impactos crescentes e cumulativos, relacionados à intensificação do uso agrícola do solo e ao crescimento urbano de cidades de pequeno e médio porte na região, cujos lançamentos de esgotos são feitos em parte sem tratamento, e quando tratados, não são utilizados processos que visem a retirada de nutrientes. Questões importantes relacionadas ao impacto das atividades desenvolvidas no âmbito da aquicultura sobre a qualidade da água foram reportadas por Axler et al. (1994, 1998). Trata-se de um estudo de caso desenvolvido em lagos das minas onde foram relatados aumentos dramáticos nos níveis de N e P dissolvidos em locais previamente oligotróficos, seguidos pela depleção de oxigênio e mortandade em massa de organismos aquáticos. Este estudo influenciou de forma determinante a formação de opinião da comunidade científica envolvida nos estudos sobre eutrofização dos ecossistemas aquáticos induzida pela aquicultura. Ocorre que o estudo referido foi desenvolvido em corpos d'água de volume reduzido, sem troca significativa de água – portanto com tempo de residência extremamente elevado, o que torna estes locais extremamente susceptíveis à eutrofização (ROMO et al., 2013). Os resultados dos estudos desenvolvidos por Axley (1994, 1998) exerceram grande influência sobre a comunidade científica dedicada ao estudo da limnologia, por descreverem de forma inequívoca os processos de eutrofização e deterioração da qualidade da água causada pela aquicultura. Entretanto, os estudos desenvolvidos nos grandes reservatórios do sudeste brasileiro para testar a hipótese da piora proporcional da qualidade da água em resposta à aquicultura não chegam a corroborar os resultados encontrados por Axley (1994, 1998), como é o caso do presente estudo. Isto se deve à complexidade destes ecossistemas, que assimilam os impactos relacionados pelas perdas de ração e pelas excretas dos peixes, consumindo os materiais lançados e incorporando às teias tróficas a matéria e energia disponibilizadas pela aquicultura. Com isso, os nutrientes lançados pela aquicultura são transportados pelos organismos que os consomem, os quais ainda os retêm por períodos variáveis em sua constituição corporal, fazendo com que os impactos da engorda de tilápias em tanques rede sejam mais facilmente mensuráveis nas cadeias tróficas que nas propriedades físicas e químicas da água (NÓBILE et al., 2019, BRANDÃO et al., 2012, ZANATTA et al., 2010). Considerando que os reservatórios de hidrelétricas são ecossistemas artificiais e

recentes, a biota tipicamente apresenta-se representada por algumas poucas espécies dos ecossistemas fluviais que existiam antes do represamento, resultando em ecossistemas imaturos e desestruturados (TUNDISI et al., 2008; COOKE et al., 2016), e dentro dos limites da capacidade de assimilação de nutrientes de cada ecossistema, os cultivos de peixes exerçam efeito positivo sobre a biota dos reservatórios, contribuindo para a estruturação de comunidades de organismos pelo estabelecimento de fluxos de matéria e energia nestes ambientes de alta entropia (COSTA-PIERCE 2008, 2010). É ainda possível que a atração exercida pelas estruturas de cultivo incida sobre um número significativo de espécies capazes de aproveitar os refúgios artificiais e os recursos alimentares disponibilizados pelas fazendas (FREITAS et al., 2001, 2005; FERREIRA et al., 2015).

Uma das principais preocupações dos reservatórios hidrelétricos é que os impactos negativos das cargas de nutrientes existentes serão exacerbados sob a presença da aquicultura em grande escala. A alimentação intensiva utilizada nos sistemas de engorda de tilápias em tanques rede no sudeste do Brasil depende de serviços ecossistêmicos representados diretamente pelo poder de diluição dos reservatórios onde as fazendas estão localizadas. Para a manutenção da qualidade da água, novas fontes de emissão de nutrientes precisam ser minimizadas. Embora os impactos da aquicultura na qualidade da água não tenham sido detectados no presente estudo, a aquicultura em tanques rede está em processo de crescimento intenso e contínuo da escala de produção (PEIXE BR, 2019), começando a se aproximar em volume de produção de outras modalidades de produção de proteínas animais no Brasil e estabelecendo-se como um dos principais produtores globais, o que provavelmente resultará em mais cargas de nutrientes.

Os estudos de modelagem da capacidade suporte ambiental são ferramentas essenciais para a compreensão de sistemas ecológicos complexos, para orientar a avaliação e planejar e executar intervenções diretas tais como a implantação de fazendas de cultivo de tilápias em tanques rede (GYLLENHAMMAR & HAKANSON, 2005). Modelos de balanço de massa são ferramentas úteis nas ciências aquáticas para estudar processos e fontes de poluição e relacionar fluxos naturais a fluxos antropogênicos (HAKANSON et al., 2004). A abordagem do balanço de massa apresentada por Vollenweider (1969)

tem desempenhado um papel primordial nos estudos ecológicos de reservatórios. David et al. (2015) propõem uma sequência metodológica adaptada para estudo da capacidade suporte ambiental de grandes reservatórios de hidrelétricas no sudeste brasileiro. Os limites propostos pelos estudos de modelagem da capacidade suporte ambiental devem ser respeitados visando a sustentabilidade da produção de peixes em tanques rede (DAVID et al., 2015). A degradação da qualidade da água afeta todos os múltiplos usuários de recursos hídricos, mas especialmente os piscicultores que dependem de água limpa para a produção lucrativa de peixes de alta qualidade (PILLAY, 2004). Esse limite é condicionado pelas complexidades da ecologia dos reservatórios ainda, que ainda precisam ser entendidas adequadamente (STRASKRABA & TUNDISI, 1999). A hidrodinâmica, os processos de sedimentação e as respostas da biota às cargas de nutrientes da aquicultura precisam de estudos mais detalhados para sua adequada compreensão. Como a ocupação das águas públicas dos reservatórios de hidrelétricas é restrita a 1% da área total do reservatório, de acordo com os regulamentos federais, os empreendimentos de piscicultura em tanques rede têm buscado áreas mais profundas e com maior circulação - conseqüentemente melhor qualidade da água e menor vulnerabilidade aos processos de eutrofização.

5. CONCLUSÃO

Devido à disponibilidade de grandes quantidades de água de qualidade adequada em barragens hidrelétricas na bacia do rio Paraná, o potencial para a produção de tilápia em tanques-rede vem sendo explorado progressivamente causando preocupação quanto às alterações que podem gerar nesses ambientes. Os dados obtidos nesse estudo sugerem que os tanques-rede não afetaram extensivamente a qualidade da água, provavelmente devido às características físicas e hidrodinâmicas do local de instalação da fazenda, além disso, grande parte das variações dos parâmetros da água analisada ocorreu em decorrência das variações sazonais e interanuais do local. Outro aspecto importante foi a invasão de mexilhões na bacia, que exercendo intensa pressão na comunidade fitoplanctônica, alterou as concentrações esperadas de clorofila-a como consequência do aporte de fósforo pela produção aquícola.

No caso do presente estudo, o aporte de nutrientes gerados pela aquicultura foi assimilado pelo ecossistema, mas a intensa expansão deste sistema de produção resultará em mais cargas de nutrientes. Sistemas de produção aquícola próximos da máxima capacidade de suporte podem variar de estado trófico com frequência, e qualquer alteração, por menor que seja, pode acarretar condições adversas ao meio, tornando-se imprescindível o estudo da capacidade suporte das áreas de produção aquícola. Cada reservatório apresenta características únicas, frequentemente demandando estudos ecológicos específicos para formular programas científicos de conservação e manejo, tornando-se um verdadeiro desafio.

6. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C. & PELICICE, F. M. 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, 501p.
- AXLER, R. P., Rose, C. & Tikkanen, C. A. 1994. Phytoplankton nutrient deficiency as related to atmospheric nitrogen deposition in northern Minnesota acid-sensitive lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51:1281–1296
- AXLER, R., YOKOM, S., TIKKANEN, C., MCDONALD, M., RUNKE, H., WILCOX, D., & CADY, B. (1998). Restoration of a mine pit lake from aquacultural nutrient enrichment. *Restoration Ecology*, 6(1), 1-19.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; G., BORICS & ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA. M. *Theoretical Reservoirs Ecology and its Applications*. Ed. Backhuys Publishers, p. 425-437. 1999.
- BEVERIDGE, M. C. M. 2004. *Cage aquaculture*. Fishing News Books, Oxford, 3rd ed. 368 p.
- BOLTOVSKOY, D., & CORREA, N. (2015). Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. *Hydrobiologia*, 746(1), 81-95.
- BRANDÃO, H., LOBÓN-CERVIÁ, J., RAMOS, I. P., SOUTO, A. C., NOBILE, A. B., ZICA, É. D. O. P., & CARVALHO, E. D. (2012). Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(4), 438-448.
- BRUGÈRE, C., AGUILAR-MANJARREZ, J., BEVERIDGE, M. C., & SOTO, D. (2019). The ecosystem approach to aquaculture 10 years on—a critical review and consideration of its future role in blue growth. *Reviews in Aquaculture*, 11(3), 493-514.
- CARLSON, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v.22, n.2, p.261-269.
- CATALDO, D., O'FARRELL, I., PAOLUCCI, E., SYLVESTER, F., & BOLTOVSKOY, D. (2012). Impact of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) on phytoplankton and nutrient cycling. *Aquatic Invasions*, 7(2).
- CERRATO, R. M. (2000). What fish biologists should know about bivalve shells. *Fisheries Research*, 46(1-3), 39-49.

- COOKE, S. J., MARTINS, E. G., STRUTHERS, D. P., GUTOWSKY, L. F. G., POWER, M., DOKA, S. E., ... KRUEGER, C. C. (2016). A moving target – incorporating knowledge of the spatial ecology of fish into the assessment and management of freshwater fish populations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 239
- COSTA-PIERCE, B. A. (2010). Sustainable ecological aquaculture systems: the need for a new social contract for aquaculture development. *Marine Technology Society Journal*, 44(3), 88-112.
- COSTA-PIERCE, B. A. (Ed.). (2008). *Ecological aquaculture: the evolution of the blue revolution*. John Wiley & Sons.
- DAVID, G. S., CARVALHO, E. D. D., LEMOS, D., SILVEIRA, A. N., & DALL'AGLIO-SOBRINHO, M. (2015). Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquacultural engineering*, 66, 30-40.
- DILLON, P.J. & RIGLER, F.H. A simple method for predicting the carrying capacity of lake for development, based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board of Canada*, v 32 : 1519- 1531, 1975.
- ESPÍNDOLA, E. L. G. (org.) *Recursos Hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado*. Série – Ciência da Engenharia Ambiental, São Carlos/SP: RIMa Editora, v. 1, 346p. 2002.
- FERREIRA, F. C., SOUZA, U. P., & PETRERE JUNIOR, M. (2015). Presence of riparian vegetation increases biotic condition of fish assemblages in two Brazilian reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27(3), 289-300.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO), WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Food safety risk analysis. A guide for national food safety authorities*. Rome: FAO; 2006. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0822e/a0822e00.pdf>.
- FREITAS, C. E. C., PETRERE, M., & BARRELLA, W. (2005). Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species composition. *Fisheries Management and Ecology*, 12(1), 63-67.
- FREITAS, C. E., & PETRERE JR, M. (2001). Influence of artificial reefs on fish assemblage of the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 6(4), 273-278.
- HAKANSON GYLLENHAMMAR, A. AND HAKANSON, L. 2005. Environmental consequences analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from Baltic – a review. *Mar. Env. Res.*, 60. p. 211-243.

- HURLBERT, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological monographs*, 54(2), 187-211.
- JACOB, D.E., SOLDATI, A. L., WIRTH, R., HUTH, J., WEHRMEISTER, U., & HOFMEISTER, W. (2008). Nanostructure, composition and mechanisms of bivalve shell growth. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72(22), 5401-5415.
- JORCIN, A., & NOGUEIRA, M. G. (2008). Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 1013-1024.
- MACKERETH, FIF; HERON, J. and TALLING, JF. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. London: Freshwater Biological Association. 121p
- MENEZES, R. F., ATTAYDE, J. L., & RIVERA-VASCONCELOS, F. (2010). Effects of omnivorous filter-feeding fish and nutrient enrichment on the plankton community and water transparency of a tropical reservoir. *Freshwater Biology*, 55(4), 767-779.
- NEGREIROS, O. P., SEGOVIA, B. T., LANSAC-TÔHA, F. M., MEIRA, B. R. D., BUOSI, P. R. B., CABRAL, A. F., & VELHO, L. F. M. (2017). Structure and dynamic of planktonic ciliate community in a large Neotropical river: the relevance of the pluviosity and tributaries in the biodiversity maintenance. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 29.
- NOBILE, A. B., ZANATTA, A. S., BRANDÃO, H., ZICA, E. O. P., LIMA, F. P., FREITAS-SOUZA, D., ... & RAMOS, I. P. (2018). Cage fish farm act as a source of changes in the fish community of a Neotropical reservoir. *Aquaculture*, 495, 780-785.
- NOBILE, A. B.; LIMA, F. P.; FREITAS-SOUZA, D.; PAES, J. V. K; BRITTO, S. G. C; VIDOTTO-MAGNON, A. P. THE IMPORTANCE OF FREE STRETCHES IN A DAMMED RIVER TO THE MAINTENANCE OF *Schizodon intermedium* POPULATIONS. *Bol. Inst. Pesca* 2019, 45(1): e.403.
- OLIVEIRA, S. A., & BICUDO, C. E. M.. (2017). Seasonal variation of limnological features and trophic state index of two oligotrophic reservoirs of southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 77(2), 323-331. Epub September 26, 2016.
- PAAVEL, B., KANGRO, K., ARST, H., REINART, A., KUTSER, T., & NOGES, T. (2016). Parameterization of chlorophyll-specific phytoplankton absorption coefficients for productive lake waters. *Journal of Limnology*, 75(3).
- PEIXE, BR. (Brandão). Anuário da Piscicultura 2019. Peixe BR–Associação Brasileira da Piscicultura, São Paulo.
- PILLAY, T.V.R. 2004. Aquaculture and the environment. Fishing News Books, Oxford, 2nd ed. 196 p.

- ROMO, S., SORIA, J., FERNANDEZ, F., OUAHID, Y., & BARÓN-SOLÁ, Á. N. G. E. L. (2013). Water residence time and the dynamics of toxic cyanobacteria. *Freshwater Biology*, 58(3), 513-522.
- ROSS, L. G., TELFER, T. C., FALCONER, L., SOTO, D., & AGUILAR-MAJARREZ, J. (2013). Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture. FAO.
- SOFIA, The State of World Fisheries and Aquaculture. FAO Fisheries and Aquaculture Department (2018)
- STICKNEY, R. R. Issues associated with non-indigenous species in marine aquaculture. In: Stickney, R.R. and McVey, J.P. (eds) *Responsible Marine Aquaculture*. CAB international, Wallingford, UK, pp 45- 59.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. eds. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos, Academy of Science and Backhuys Publishers. p. 565-583.
- STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can*, 125: 1-185. 1960.
- SYLVESTER, F., DORADO, J., BOLTOVSKOY, D., JUÁREZ, Á., & CATALDO, D. (2005). Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*, 534(1-3), 71-80.
- TALLING, J. F. & DRIVER, D. Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. In: *Proceedings, Conference of primary productivity measurements in marine and freshwater*. Hawaii: USAEE, 142-146. 1963.
- TUNDISI, E. D. J. G. & STRASKRABA, M., *Theoretical reservoirs Ecology and in applications*. Academy of science Ed. Backhuys Publishers, 505-528p. 1999.
- TUNDISI, J. (2006). Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. *Revista USP*, (70), 24-35.
- TUNDISI, J.G. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. RiMa, IIE. São Carlos, Brasil, 248p. 2003.
- TUNDISI, J.G., MATSUMURA-TUNDISI, T. AND TUNDISI, J.E., 2008. Reservoirs and human well being new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology = Revista Brasileira de Biologia*, vol. 68, no. 4, (suppl.), pp. 1133-1135.
- UNDERWOOD, P. G. Issues and applications of case-based reasoning in design. *Journal of the American Society for Information Science Book Review*. V. 49 (8), Pages 762-764, 1998.

- VALDERRAMA, J. G. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, 10: 109-122. 1981.
- VIJVERBERG, J., DEJEN, E., GETAHUN, A., & NAGELKERKE, L. A. (2014). Zooplankton, fish communities and the role of planktivory in nine Ethiopian lakes. *Hydrobiologia*, 722(1), 45-60.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968). The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors (159 pp.). Tech. Rep. DAS/DSI/68.27. OECD, Paris.
- YUSUF, Z. H., INDABAWA, I. I., & ABDULKARIM, B. (2019). Primary production and some limnological aspects of Nasarawa reservoir Katsina, Nigeria.
- ZAGANINI, R. L., VIDOTTO-MAGNONI, A. P., & CARVALHO, E. D. (2012). Ontogenetic diet shifts of *Oreochromis niloticus* and *Tilapia rendalli* of the Barra Bonita reservoir (Tietê river, São Paulo State, Brazil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 34(3), 255-262.
- ZANATTA, A. S., PERBICHE-NEVES, G., VENTURA, R., RAMOS, I. P., & CARVALHO, E. D. (2010). Effects of a small fish cage farm on zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda: Crustacea) in a sub-tropical reservoir (SE Brazil). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 530-539.
- ZAR, J.H. *Bioestatistical Analysis*. 4th Ed. New Jersey: Prentice Hall. 663p. 1999.

Capítulo 2

Capacidade suporte ecológica para produção intensiva de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede em uma área aquícola de reservatório de hidrelétrica do sudeste Brasileiro

Iara Penariol¹, Gianmarco S. David^{1,2}

1 Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, Jaboticabal.

2 São Paulo, Agência Estadual de Tecnologia do Agronegócio de Jaú, São Paulo, Brasil

Resumo

A piscicultura em tanques-rede utiliza o poder de diluição dos corpos d'água para assimilar os nutrientes liberados durante o processo de engorda dos peixes. Para que as características físicas, químicas e biológicas da água não se deteriore, é necessário que as emissões de nutrientes sejam compatíveis com a capacidade de assimilação do ecossistema. A capacidade suporte ecológica em reservatórios de grandes usinas hidrelétricas é calculada através de modelos de balanço de massas, tendo o fósforo como principal elemento causador da eutrofização. O objetivo do presente estudo foi estimar a capacidade suporte ambiental de uma área aquícola e comparar as previsões da modelagem com os dados coletados em campo. Neste estudo foi feita a modelagem da capacidade suporte ambiental de uma área aquícola do reservatório de Chavantes, situado na porção média do rio Paranapanema, na divisa entre os estados de São Paulo e Paraná. Foram realizadas 4 coletas de dados limnológicos, entre os anos de 2014 a 2016 e avaliados os parâmetros temperatura, condutividade, turbidez, pH, nitrogênio total, fósforo total e clorofila-a. Foi feito levantamento batimétrico da área de estudo e a capacidade suporte ambiental foi calculada através do modelo de balanço de massas baseado nos teores de fósforo na água. Utilizando o mesmo modelo, foi calculado o impacto teórico do cultivo de tilápias sobre os teores de fósforo na água, utilizando para isso os dados de produção da fazenda no período de estudo. A comparação entre os valores de fósforo total previsto pelo modelo e os valores registrados em campo foi feita por análise de regressão. A modelagem da capacidade suporte ambiental indicou que a fazenda situada na área de estudo está dentro da capacidade produtiva do local. Conclui-se que ocorreu boa aderência entre os impactos previstos para a concentração de fósforo na água e os observados a jusante da fazenda ($r = 0,95$; $P = 0,048$), evidenciando que o modelo de balanço de massas de Dillon & Rigler é válido para estimar a capacidade suporte ambiental de reservatórios de hidrelétricas.

PALAVRAS CHAVE: qualidade da água, eutrofização, modelagem, balanço de massa, impacto ambiental.

1. INTRODUÇÃO

A piscicultura no Brasil é uma atividade em crescimento e com grande potencial de expansão. Em 2018 foi registrado um aumento de produção de 4,5% avançando mais que a produção de outras fontes de proteínas animais. O mundo produziu cerca de 84 milhões de toneladas de peixes de cultivo e as projeções apontam uma produção de cerca de 100 milhões até 2025. A tilápia lidera como a espécie mais cultivada no Brasil, que é o 4º maior produtor mundial com aumento na produção de 11,9% nos últimos anos (PEIXE BR, 2019). O aumento na demanda por outras fontes de alimentos protéicos e produtos derivados da aquicultura vem causando preocupação quanto às questões de segurança alimentar, responsabilidade ambiental e principalmente em relação aos impactos ambientais sobre os recursos hídricos (COSTA-PIERCE et al., 2012; BYRON & COSTA-PIERCE, 2013).

O cultivo de organismos aquáticos em tanques-rede é um sistema intensivo de produção (BEVERIDGE, 2004) e a modalidade predominante no sudeste do Brasil é o cultivo de tilápias em reservatórios de hidrelétricas (FERREIRA-JUNIOR, 2011). Nos últimos anos, a produção em tanques-rede expandiu por todo o mundo, impulsionada pela exigência de investimento relativamente baixa em comparação com a produção de tilápia em tanques escavados (ROJAS & WADSWORTH, 2007; BALIAO & DOSADO, 2011). Entretanto, o desafio da aquicultura em grandes reservatórios consiste em estabelecer os limites que assegurem a qualidade da água para os múltiplos usuários e para a sustentabilidade da atividade (GARCIA et al., 2014).

Em sistemas intensivos de engorda de tilápias em tanques-rede utilizados nos grandes reservatórios de hidrelétricas do sudeste brasileiro não existe a possibilidade de tratamento do efluente, ocorrendo o lançamento direto de matéria orgânica e nutrientes na coluna d'água. Estes lançamentos estão ligados aos processos de eutrofização, que serão parcialmente assimilados pela biota, com impactos determinados pela intensidade do cultivo e pela capacidade de assimilação específica de cada ambiente (ARARIPE, 2006, DAVID et al., 2015). Sendo assim necessário compreender e quantificar os impactos do *input* de nutrientes resultante da produção de organismos aquáticos e assim possibilitar a

expansão segura, dentro dos limites ambientais, da aquicultura em reservatórios (NIKANOROV & KHORUZHAYA, 2014, MONTANHINI - NETO et al., 2016).

Qualquer crescimento na produção aquícola envolverá uma expansão das áreas cultivadas, maior densidade de instalações de aquicultura e o aumento na quantidade de rações, bem como a intensificação do uso da água. A capacidade suporte dos ecossistemas aquáticos deve ser considerada para o processo de expansão da atividade, sendo indispensável a adoção de boas práticas de manejo e regulamentação ambiental sólida (FAO, 2010), uma vez que atividade só será ambientalmente sustentável for desenvolvida dentro dos limites do ambiente para dar suporte aos processos produtivos (VALENTI, 2002).

O conceito de capacidade suporte do ambiente define os limites máximos da produção aquícola, dados os limites ambientais e a aceitabilidade social da aquicultura, evitando “mudanças inaceitáveis” no ecossistema natural e nas funções e estruturas sociais (ROSS et al., 2013)

A capacidade suporte ecológica é definida como a amplitude da produção aquícola que pode ser suportada sem levar a mudanças significativas nos processos ecológicos, serviços, espécies, populações ou comunidades no meio ambiente (ROSS et al., 2013). Segundo David et al. (2015), a avaliação da capacidade suporte de grandes reservatórios desndríticos deve ser realizada separadamente para os braços onde estão instaladas as pisciculturas, estudando detalhadamente as condições limnológicas de cada área aquícola e evitando estimativas que agrupem os potenciais produtivos do reservatório todo.

O modelo de balanço de massas de Dillon e Rigler (1974) é uma das mais básicas aplicações de modelagem para aquicultura, assimilando os conceitos propostos originalmente por Vollenweider (1968). O balanço de massas de fósforo (P) é utilizado para estimar a capacidade suporte ecológica de lagos de água doce, assumindo que P limita o crescimento do fitoplâncton e, portanto, a eutrofização (BEVERIDGE, 1984). Nossa hipótese é que o impacto da aquicultura em tanques rede sobre os níveis de P total na água do reservatório pode ser prevista através do modelo de balanço de massas de Dillon & Rigler (1974). Gerenciadores e pesquisadores da aquicultura no Brasil já incorporaram esse modelo para a previsão da capacidade suporte ecológica nos reservatórios com cultivo em tanques-rede, sem que existam informações objetivas que indiquem a validade dos resultados destes modelos.

Os objetivos deste trabalho foram i) Estimar a capacidade suporte ecológica de uma área aquícola ii) Calcular qual o impacto da aquicultura sobre os teores de fósforo na água iii) comparar os resultados da modelagem com as medições em campo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área do estudo

O estudo foi desenvolvido em uma área aquícola no Rio Paranapanema, região situada na cidade de Ipaussu - SP. O rio possui um comprimento total de 929 km, com percurso de leste a oeste, o qual integra a Bacia do Alto Rio Paraná, na região sudeste do Brasil. Onze usinas hidrelétricas de grande porte compõem o curso do rio Paranapanema, dentre elas o reservatório de Chavantes, que está localizado no trecho médio, na divisa dos estados de São Paulo (SP) e Paraná (PR) (Figura 1). Situa-se a 480 m acima do nível do mar, com uma profundidade máxima de 90 m, um volume total de $9410 \times 10^6 \text{ m}^3$ e tem um espelho d'água de cerca de 400 km^2 , possibilitando o armazenamento de 9,4 bilhões de metros cúbicos de água (DUKE ENERGY, 2012).

A área de estudo corresponde a um trecho do reservatório no qual foi delimitada uma área de 2 km^2 para a qual foi calculada a capacidade suporte ecológica, incluindo o braço do reservatório onde a fazenda de produção de tilápia em tanque rede está localizada e os pontos a montante e a jusante (Figura 1). A fazenda opera desde janeiro de 2008 e possui cerca de 200 tanques-rede de 31 m^3 para cultivo de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) com produção anual constante no período de estudo de cerca de 875 toneladas. As tilápias são alimentadas exclusivamente com ração artificial, extrusada, e arraçoamento diário de 1,5 toneladas.

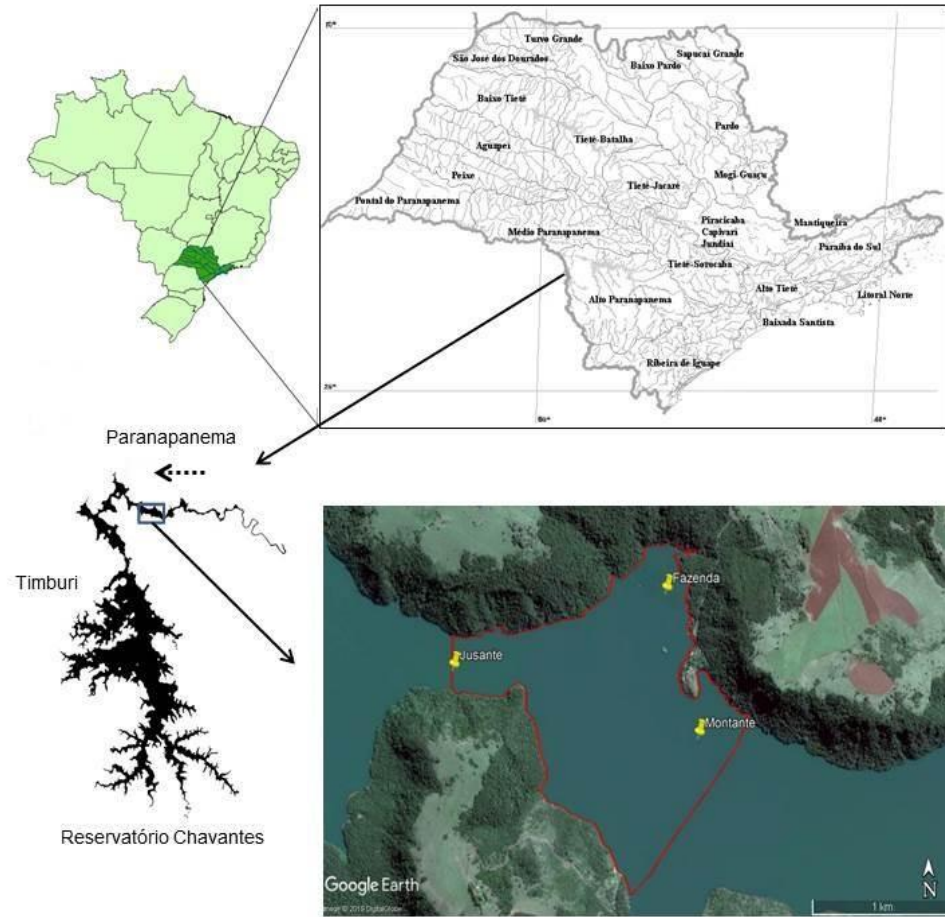


Figura 1. Área de estudo delimitada pela linha vermelha. Pontos de coleta indicados pelo marcador amarelo. Seta tracejada indica o sentido do fluxo do Rio Paranapanema.

2.2. Pontos de coletas e dados limnológicos

Foram selecionados três pontos fixos de coleta de água, um situado na área central da fazenda e dois outros pontos, um a montante e outro a jusante da mesma (Figura 1). O ponto a montante, ou seja, sem contaminação pela fazenda, a área da fazenda em si, e o ponto Jusante, em uma posição onde não se observavam resíduos da fazenda.

A distância entre os pontos de coleta foram de 1,5 km entre a montante e a fazenda; e 2 km entre a jusante e fazenda. Estes pontos foram escolhidos após avaliação das características morfológicas da área aquícola do reservatório e das condições hidrodinâmicas da área com um ADCP River Surveyor M9, com reconhecimento das direções de fluxo de água na área aquícola. As amostras de água e de dados limnológicos, hidrodinâmicos e de batimetria foram realizados

entre os anos de 2014 e 2016, totalizando 4 coletas (outubro/ 2014, março/2015, outubro/2015, março/2016). As coletas ocorreram nas datas coincidentes a um projeto temático que já estava em andamento nessa área. As coletas foram feitas na superfície da coluna d'água, utilizando garrafa de Van Dorn e posteriormente transferidas para frascos âmbar mantidos em temperatura adequada durante o transporte ao laboratório. Os parâmetros temperatura, oxigênio dissolvido (OD), pH e condutividade elétrica foram avaliadas com o auxílio de uma sonda multiparamétrica YSI EXO II, e as demais análises em laboratório, de acordo com os métodos descritos abaixo (Tabela 1).

Tabela 1: Parâmetros físico-químicos avaliados nas amostras de água.

Parâmetros	Unidade	Método	Referência
Temperatura	°C	Eletrométrico	^a
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg.L ⁻¹	Eletrométrico	^a
pH	-	Eletrométrico	^a
Condutividade elétrica	µS.cm ⁻¹	Eletrométrico	^a
Transparência	m	Disco de Secchi	AOAC (1984)
Fósforo Total (PT)	µg.L ⁻¹	Colorimétrico	Valderrama (1981)
Ortofosfato	µg.L ⁻¹	Colorimétrico	MackKereth et al. (1978)
Nitrogênio Total (NT)	µg.L ⁻¹	Colorimétrico	Valderrama (1981)
Clorofila-a (Clo-a)	µg.L ⁻¹	Colorimétrico/ Fluorimétrico	Golterman et al (1978) / ^a
Índice de estado trófico (IET)	-		Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004)

^a Sonda Multiparamétrica modelo YSI EXO II.

2.3. Modelagem e capacidade suporte

Um modelo de balanço de massa foi utilizado para estimar a capacidade suporte ecológica da área delimitada, seguindo os princípios teóricos propostos por Dillon & Rigler (1974) e sistematizados por Beveridge (2004). Os dados de vazão utilizados neste estudo foram obtidos da base de dados de operação dos reservatórios da Agência Nacional de Águas (ANA, 2019), calculando os valores médios mensais da vazão turbinada do reservatório de Pirajú, que fica a montante da área de estudo. Com estas informações, estimou-se a carga de fósforo total

(PT) recomendada para ser lançada pela fazenda e a produção máxima de peixes por ano. A capacidade de assimilação de Fósforo foi estimada usando a seguinte equação (BEVERIDGE, 2004):

$$L = \frac{\Delta TP \times Z \times \theta}{1 - R}$$

onde L é a capacidade anual específica de área de assimilação de P; ΔP é o impacto máximo aceitável sobre a concentração de Fósforo total na água, calculado pela subtração do teor de TP medido a montante subtraído de 30 mg/m³, a concentração limite de TP estabelecida pelo governo brasileiro como limite para corpos d'água aptos a receber atividades de aquicultura (BRASIL, 2005); Z é a profundidade média (m), obtida por levantamento batimétrico; Θ é a taxa de renovação da água (anos⁻¹) segundo Beveridge (2004), sendo o inverso do tempo de residência, calculado pela razão do volume da área em m³ pela vazão média em m³/s. R é a taxa de sedimentação, calculada segundo (LARSEN & MERCIER, 1974; BEVERIDGE, 2004), usando a equação abaixo:

$$R = \frac{1}{1 + 0.614 \times \theta^{0.491}}$$

A emissão de fósforo por tonelada de peixe produzido (Pe) foi estimada segundo Beveridge (2004) usando a seguinte equação:

$$Pe = (Pf \times CAA) - Pa$$

onde Pf é a concentração de P na ração para peixes, em kg ton⁻¹; CAA é a conversão alimentar aparente e Pa é o conteúdo de P no peixe adulto inteiro, utilizando valores de Montanhini-Neto & Ostrensky (2015).

A fazenda, que opera desde 2008, possui uma produção atual conhecida e constante durante o período de estudo, sendo possível calcular o aporte real de fósforo emitido anualmente a partir da fórmula abaixo:

$$L_{Calculado} = \frac{Pe \times Pt \times 1000}{A}$$

onde L_{calculado} é quantidade de fósforo (mg) efetivamente emitida por m² por ano pela fazenda (correspondente ao L na equação original de Dillon e Rigler); Pe é a

carga de fósforo por tonelada de peixe produzido, P_t é a produção total da fazenda em toneladas por ano (fornecido pelos produtores) e a A , é a área total do local estudado.

O total de fósforo emitido foi utilizado para estimar o incremento na concentração de fósforo na água decorrente das emissões da fazenda, modificando a fórmula original de Dillon e Rigler, para expressá-la em termos da concentração final de fósforo na água, P_f (mg/m^3). Esta versão transformada da equação fundamental do modelo de Dillon & Rigler foi utilizada para estimar a concentração de PT final esperada na água a jusante após a carga de fósforo emitida pela fazenda, calculada para cada uma das quatro coletas conforme equação abaixo:

$$P_f = \frac{L_{\text{calculado}} \times (1 - R)}{Z \times \theta} + P_i$$

Em seguida foi feita comparação dos valores estimados para a concentração final de fósforo na água, P_f (mg/m^3) com os valores de PT medidos a jusante da fazenda, através de análise de regressão utilizando o software GraphPad Prism 6 com nível de significância ($p < 0,05$). Foi aplicada ANOVA one-way para testar a variância entre as coletas (nutrientes e clorofila-a da água a montante da fazenda) e suas médias foram comparadas pelo teste de médias de Tukey. Os testes foram realizados ao nível de significância $p < 0,05$. A análise estatística foi efetuada utilizando-se o programa STATISTICA versão 8.0

3. Resultados

Os valores médios dos parâmetros limnológicos temperatura, OD, pH e condutividade foram similares entre os três pontos de coleta (tabela 2).

Tabela 2. Caracterização limnológica dos pontos da área de estudo. Valores médios e desvio padrão referem-se às quatro coletas de água na porção da zona eufótica.

Parâmetros	Unidade	Montante	Fazenda	Jusante
Temperatura	°C	25.8 ± 1.5	26 ± 1.5	25.8 ± 1.4
OD	mg.L ⁻¹	9.0 ± 0.9	8.7 ± 0.8	9.0 ± 0.9
pH	-	7.4 ± 0.5	7.6 ± 0.5	7.5 ± 0.5
Condutividade	µS.cm ⁻¹	58.3 ± 4.3	58.4 ± 4.1	58.3 ± 4.3
Transparência	m	3.2 ± 0.7	3.5 ± 0.9	3.6 ± 0.9
Fósforo Total	µg.L ⁻¹	21.5 ± 5.4	29.7 ± 7.9	24.9 ± 5.2
Ortofosfato	µg.L ⁻¹	10.5 ± 1.5	11.6 ± 1.8	11.3 ± 1.7
Nitrogênio Total	mg.L ⁻¹	0.8 ± 0.5	1.2 ± 0.7	0.9 ± 0.6
Clorofila - a	µg.L ⁻¹	3.0 ± 1.0	1.9 ± 0.9	2.0 ± 1.2

As concentrações médias de fósforo total (PT) e ortofosfato aumentaram dentro e à jusante da fazenda, comparativamente à montante, com maior valor dentro da fazenda. As concentrações médias de nitrogênio total também foram maiores dentro da fazenda. Já, a clorofila-a apresentou maiores valores médios a montante (tabela 2).

A cada coleta foi possível verificar um aumento acentuado de fósforo total a montante, com valores significativamente maiores consecutivamente conforme tabela 3.

Tabela 3. Média e desvio padrão dos nutrientes e clorofila-a da água a montante em cada coleta.

	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3	Coleta 4
TP (µg.L ⁻¹)	14.9 ± 0.5 ^d	20 ± 0.4 ^c	23.6 ± 0.6 ^b	27.7 ± 1.1 ^a
NT (mg.L ⁻¹)	0.29 ± 0.1 ^d	0.94 ± 0.0 ^b	1.43 ± 0.1 ^a	0.63 ± 0.0 ^c
PO ⁴ (µg.L ⁻¹)	11.5 ± 0.3 ^{ab}	9.5 ± 0.1 ^b	12.0 ± 0.3 ^a	9.0 ± 0.3 ^{ab}
Clo-a(µg.L ⁻¹)	3.2 ± 0.4 ^{ab}	1.9 ± 0.5 ^b	4.2 ± 0.3 ^a	2.6 ± 1.0 ^{ab}

Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p < 0,05);

O nitrogênio total foi maior nas três últimas coletas, com maiores concentrações durante a terceira coleta. O ortofosfato e a clorofila-a tiveram

concentrações significativamente maiores na terceira em relação a segunda coleta (Tabela 3).

O índice de estado trófico médio para a área aquícola do Rio Paranapanema indicou condições mesotróficas na água a montante da fazenda e oligotróficas dentro e a jusante da piscicultura (Tabela 4).

Tabela 4. Caracterização do índice de estado trófico segundo Lamparelli (2004).

Pontos	IET (PT)	Classificação	IET (Clo-a)	Classificação	IET médio	Classificação
Montante	53	Mesotrófico	52	Oligotrófico	53	Mesotrófico
Fazenda	55	Mesotrófico	50	Oligotrófico	52	Oligotrófico
Jusante	54	Mesotrófico	50	Oligotrófico	52	Oligotrófico

IET é o índice de estado trófico. A classificação do IET é 47 < IET < 52 – oligotrófico; 52 < IET < 59 – mesotrófico; 59 < IET < 63 – eutrófico.

Durante as três primeiras coletas foram registrados menores valores de vazão, com menor valor na segunda coleta ($156.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), aumentando na última onde foi registrada a vazão de $252.7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Tabela 5).

Tabela 5. Dados morfométricos e hidrodinâmicos e estimativa de capacidade de assimilação de cargas de fósforo derivadas da piscicultura em tanques-rede, capacidade suporte ecológica e de produção de peixes.

	Unidade	1° coleta	2° coleta	3° coleta	4° coleta
Área	$10^6 \cdot \text{m}^2$	2	2	2	2
Profundidade média	(Z, m)	40	38	31	35
Vazão média	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	169.6	156.9	170.7	252.7
Tempo de residência	dias	5.46	5.61	4.20	3.21
Taxa de renovação	anos^{-1}	66	64	86	112
P inicial	mg/m^3	14.9	20.0	23.6	27.7
P final (*conama)	mg/m^3	30.0	30.0	30.0	30.0
Taxa de sedimentação	-	0.172	0.174	0.155	0.138
Capacidade de assimilação de P (L)	$\text{Kg}/\text{m}^2/\text{ano}$	4.82	2.95	2.00	1.05
Capacidade suporte ecológica	kgP/ano	96555.4	59004.9	40211.6	21072.0
Capacidade suporte produção	ton peixe/ano	5565.15	3400.86	2317.67	1214.53

*Resolução Conama 357

A capacidade anual específica de assimilação de fósforo (L) do trecho estudado decresceu da primeira para a quarta coleta. As cargas totais admissíveis de fósforo variaram entre 210,7 e $965,5 \times 10^2$ kg de fósforo por ano (Tabela 5). Considerando a taxa de conversão alimentar da tilápia do Nilo, 1,76 Kg ração/kg peixe, foi possível estimar que a cada tonelada de tilápia produzida uma carga aproximada de 17,35 Kg de fósforo é emitida para o ecossistema aquático (Tabela 6).

Tabela 6. Dados usados para cálculos da carga de fósforo por tonelada de tilápia produzida nos tanques-rede.

Concentração de fósforo na alimentação do peixe	Kg. ton ⁻¹	13,00
Conversão alimentar	Kg ração/kg peixe	1,76
Concentração corporal fósforo na tilápia adulta ^a	Kg. ton ⁻¹	5,53
Carga de fósforo por peixe produzido	Kg. ton ⁻¹	17,35

^a Montanhini Neto & Ostrensky (2015)

Assim, a produção de tilápia em toneladas/ano recomendada pelo modelo variou de 5565,15 a 1214,5 toneladas da primeira a última coleta (tabela 5).

A fazenda produziu, no período estudado, um valor aproximado de 875 toneladas de tilápia do Nilo por ano (Tabela 7).

Tabela 7. Valores utilizados para a validação do modelo de Dillon e Rigler (1974).

	Unidade	1º coleta	2º coleta	3º coleta	4º coleta
Área	10 ⁶ . m ²	2	2	2	2
Profundidade média	(Z, m)	40	38	31	35
Vazão média	m ³ .s ⁻¹	169.6	156.9	170.7	252.7
Tempo de residência	dias	5.46	5.61	4.20	3.21
Taxa de renovação	anos ⁻¹	66	64	86	112
P inicial	mg/m ³	14.9	20.0	23.6	27.7
P final (calculado)	mg/m ³	17.2	22.6	26.0	29.4
P final (coletado)	mg/m ³	18.3	23.2	29.3	28.9
Taxa de sedimentação	-	0.172	0.174	0.155	0.138
Produção de tilápia	ton/ano	875	875	875	875
Capacidade de Assimilação de P (L _{calculado})	mg/m ² /ano	7590.6	7590.6	7590.6	7590.6

A partir da capacidade anual específica de assimilação de fósforo calculada com base na produção real da fazenda (7590,6 mg/m²/ano) foi estimado o incremento de fósforo na água à jusante da fazenda (P final calculado), cujos

valores aumentaram no decorrer do período avaliado. Os resultados da análise química do fósforo total da água coletada no ponto a Jusante variaram entre 18,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ a 29.3 mg/m^3 . A correlação entre a concentração de PT medida na água a jusante da fazenda e os valores estimados pela modelagem para a concentração final de PT apresentou um r de 0,95 e a significância do teste foi de 0,048 (Figura 2).

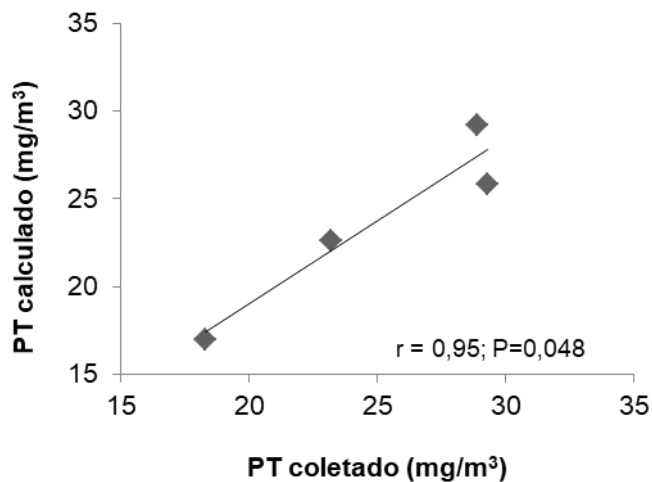


Figura 2. Correlação entre as concentrações de fósforo total obtidas por meio da modelagem e mensuradas *in situ*.

4. DISCUSSÃO

Neste estudo evidenciou-se a validade do modelo de balanço de massas de Dillon & Rigler (1974) para a avaliação da capacidade suporte de áreas aquícolas em reservatórios de usinas hidrelétricas. Um sistema de produção aquícola que opera acima da capacidade suporte torna-se mais suscetível aos impactos negativos da atividade piscícola podendo ocorrer grandes distúrbios mesmo que as alterações no meio sejam aparentemente pequenas (GARCIA et al., 2013). Pesquisas recentes demonstraram a importância da avaliação consistente da capacidade suporte ecológica nas áreas de interesse aquícola (DAVID, et al., 2015; MONTANHINI-NETO et al., 2016; ZANIBONI-FILHO et al., 2018), sendo imprescindíveis mais estudos para estimar de forma cada vez mais robusta a capacidade suporte de reservatórios tropicais. Os modelos de balanço de massas permitem predizer qual é a carga máxima de entrada de fósforo

permissível ao ambiente para que uma determinada concentração seja mantida na coluna d'água (DILLON & MOLOT, 1996) podendo simular ou prever o processo de eutrofização nos reservatórios. Atualmente no Brasil a Agência Nacional de Águas (ANA) utiliza o modelo de Dillon & Rigler (1974) e dificilmente irá abandonar essa metodologia, sem que existam estudos contundentes sobre a eficácia e adequação de outros modelos para determinação da capacidade de suporte dos reservatórios brasileiros (BUENO et al., 2011). Muitos trabalhos (DAVID, et al., 2015; BUENO et al., 2017; CANZI et al., 2017) utilizaram este modelo para estimar quanto o ambiente é capaz de assimilar de fósforo emitido pela produção intensiva de tilápia em tanques-rede, entretanto, a validade das previsões ainda não havia sido demonstrada.

O fósforo é o elemento utilizado como referência no cálculo, uma vez que é considerado o principal nutriente limitante no crescimento do fitoplâncton em águas doces (BEVERIDGE, 1996; BOYD, 2007; HOLMER, 2010). Estudos demonstram que este elemento também é limitante em água doce tropical (BARIK et al., 2001). Perbiche-Neves et al. (2011) verificaram no reservatório de Chavantes a correlação positiva entre fósforo e clorofila-a, logo, neste local a disponibilidade deste nutriente é um dos fatores principais que regulam o crescimento fitoplanctônico e os processos de eutrofização (DYHRMAN et al., 2007; GORMAN et al., 2014).

O constante monitoramento da qualidade da água na aquicultura é de extrema importância para a qualidade do pescado e sustentabilidade dos sistemas intensivos de produção de peixes (MARENGONI, 2006). No presente trabalho os locais selecionados para análise de água incluíram pontos a montante e a jusante da fazenda de produção de tilápia e um ponto entre os tanques-rede, como já adotado por Mallasen et al. (2012a) e Rosini et al. (2016), possibilitando avaliar a qualidade e a influência da água que chega ao sistema de produção, bem como os impactos deste sistema na água a jusante.

Os parâmetros limnológicos avaliados no local estudado permaneceram dentro da faixa ótima para cultivo da espécie *O. niloticus* segundo Kubitza (2000). As variáveis limnológicas também estiveram dentro dos limites permitidos pela resolução Conama 357 para águas classe tipo II (CONAMA, 2005) na maior parte do tempo, exceto dentro da fazenda, onde foram registrados valores de fósforo total acima dos 30 mg.m⁻³. Muitos trabalhos relacionam o aumento na

concentração de fósforo em reservatórios à presença dos tanques-rede, sendo a produção de tilápia considerada potencial geradora de eutrofização com elevação na concentração de clorofila-a na água (AN & KIM, 2003; GUO & LI, 2003; BOYD et al., 2005; BOYD et al., 2007; SOARES et al., 2008; ER et al., 2018). No presente estudo, embora os níveis de fósforo total tenham sido maiores dentro da área da fazenda, não acarretou em aumento da clorofila-a, indicadora de densidade de fitoplâncton. Foram registradas as menores concentrações de clorofila-a entre os tanques-rede em comparação com a água a montante, assim como verificado em Mallasen et al. (2012a). A capacidade de filtração da tilápia do Nilo (BEVERIDGE & BAIRD, 2000) pode explicar a redução da comunidade fitoplanctônica dentro da fazenda. Também, a presença maciça do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) nos reservatórios no Rio Paranapanema a partir dos últimos dez anos pode ter contribuído com a redução do fitoplâncton. Estes organismos ficam incrustados nas grades dos tanques-rede e possuem alto poder de filtração e, conseqüentemente, são capazes de provocar redução da produtividade primária (Boltovskoy et al., 2015).

Os reservatórios do Rio Paranapanema são dispostos em um sistema de cascata, apresentando efeito cumulativo das cargas de nutrientes originadas nos reservatórios a montante (NIKANOROV & KHORUZHAYA, 2014). No presente estudo a água a montante da fazenda foi considerada mesotrófica, principalmente em virtude da concentração de clorofila-a, chamando a atenção para a importância de investigar as atividades a montante que podem interferir nas condições ambientais, tornando essencial o conhecimento dessas características antes da instalação da fazenda e por todo o período de apropriação do local (MALLASEN et al., 2012b). O reservatório de Chavantes e o rio Paranapanema apresentam frequentemente sua classificação de estado trófico como oligotrófico ou oligo-mesotrófico (NOGUEIRA et al., 2010). Entretanto, nossos resultados corroboram com os obtidos por Pagioro et al. (2005) e Nogueira et al. (2006), classificando-o como oligotrófico ou mesotrófico em alguns períodos do ano, principalmente quando avaliamos o fósforo como parâmetro principal para a definição do grau trófico. Em áreas de cultivo de tilápias, a avaliação do grau trófico baseado nos teores de clorofila-a pode gerar classificações equivocadas, uma vez que as populações do fitoplâncton podem ser reduzidas pela filtração dos peixes nas fazendas.

Durante o período de estudo, o sudeste brasileiro enfrentou uma seca sem precedentes históricos que resultou na redução significativa no volume de chuvas, o que reduziu as vazões afluentes aos reservatórios (NOBRE et al., 2016). Este efeito refletiu principalmente nas concentrações de nutrientes da água na segunda e terceira coleta, época em que o reservatório estudado apresentou as menores vazões. Segundo Cunha-Santino & Bianchini (2005) a vazão é apontada como um dos principais parâmetros que influencia na retenção de nutrientes e o fósforo é um dos elementos mais susceptíveis a retenção e assimilação dentro de um reservatório. Como observado por Rocha - Junior (2018), a redução do nível de água afeta o estado trófico dos reservatórios e pode causar a degradação da qualidade da água com o aumento das concentrações de fósforo total e nitrogênio, corroborando com o presente estudo, com maiores concentrações de nutrientes nos períodos de menor vazão. Entretanto, mesmo com aumento da vazão próximo da última coleta, o fósforo total manteve-se alto (ao contrário do nitrogênio), o que pode ser explicado principalmente pela ressuspensão do sedimento com fósforo acumulado pela baixa vazão (ECKERT et al., 2003) ou inundação de áreas marginais, transferindo compostos de fósforo para o reservatório (SILVA et al., 2001).

Verificou-se que a diminuição da capacidade suporte ecológica foi proporcional ao aumento da concentração de fósforo total na água a montante da fazenda. Segundo Gunkel et al. (2015) a capacidade suporte de uma área é limitada pelas condições morfométricas inerentes do local que interferem na vazão, taxa de renovação de água, profundidade, nos processos de diluição, além dos fluxos de nutrientes e principalmente pela carga de fósforo. Porém, outro fator importante que interfere na capacidade ecológica da fazenda de tilápia são as técnicas zootécnicas adotadas, que afetam a emissão de fósforo no ambiente aquático.

A produção total de uma fazenda é afetada pela emissão específica de fósforo por tonelada de peixe produzido, que é fortemente dependente da eficiência dos peixes do cultivo dos peixes em assimilar o fósforo (DAVID et al., 2015). Montanhini & Ostrenky (2015) estimaram que para cada tonelada de tilápia produzida, uma carga de 1040,63 kg de matéria orgânica, 44,95 kg de nitrogênio e 14,26 kg de fósforo é depositada no meio ambiente. No entanto, nossos cálculos estimaram valores maiores de emissão de fósforo na água, podendo

estar associado à qualidade e quantidade da ração ofertada, sendo assim, a formulação de dietas de menor impacto ambiental associada ao conhecimento dos valores nutricionais dos alimentos (composição, digestibilidade), das exigências nutricionais da espécie e também do manejo alimentar adotado maximizam a utilização dos nutrientes pelos peixes (QUINTERO-PINTO et al., 2011; BUENO et al., 2012; BONFIM, 2013). Melhor conversão alimentar implica em maior retenção de nutrientes e energia (BONFIM et al., 2010) diminuindo assim a emissão de fósforo total e outros nutrientes para a coluna d'água.

Os modelos que predizem o impacto da atividade aquícola no ecossistema aquático estabelecem concentrações de fósforo total abaixo das que causem efeitos inaceitáveis (BERMÚDEZ, 2013; ROSS et al., 2013). A modelagem da capacidade suporte ecológica indicou que a fazenda situada na área de estudo não explora todo o potencial produtivo do local, existindo a possibilidade de incremento da produção. Também foi observado que não ocorreram padrões de qualidade de água muito distintos entre os locais de coleta, ou seja, a piscicultura não impactou de forma significativa a dinâmica do ambiente, que foi capaz de assimilar a carga orgânica emitida pela produção, como também observado por Mallasen et al. (2012b) em outros reservatórios do sudeste brasileiro.

Segundo Maldonado et al. (2005), ambientes oligotróficos como a do Rio Paranapanema, possibilita mais facilmente a redução dos efeitos da aquicultura, uma vez que esses ambientes possibilitam a rápida diluição e possuem altas taxas de reciclagem de nutriente (MACHIAS et al., 2004).

Ocorrem interações de muitos fatores, tanto bióticos quanto abióticos, nos processos de metabolização do fósforo nos ambientes aquáticos (GYLLENHAMMAR et al., 2008). Como parte dos processos, é esperado que os corpos d'água armazenem parte deste composto que recebem, diminuindo a quantidade de nutrientes e outros elementos que chegam até o ponto a jusante e prossigam disponíveis para a biota aquática (DONALD et al., 2015).

Utilizando os dados reais de produção anual de tilápia da fazenda e as informações da hidrodinâmica da área aquícola estudada, foi possível estimar a quantidade de fósforo total que chegaria a jusante da fazenda. A correlação demonstrou boa aderência entre os impactos previstos e os observados no meio ambiente, evidenciando que o modelo de Dillon & Rigler é válido para estimar a capacidade suporte ambiental de reservatórios tropicais.

Este modelo não leva em consideração apenas dados pontuais dos reservatórios estudados, mas inclui em seus cálculos outras informações relevantes como retenção de fósforo nos sedimentos, a morfologia e hidrodinâmica do reservatório, assim como a porcentagem de fósforo na ração e nos peixes (BEVERIDGE, 2004; BUENO et al., 2011), construindo o modelo com informações confiáveis e representativas prevendo o impacto da aquicultura em tanques rede sobre as concentrações de fósforo total na água.

Uma vez que alterações nos parâmetros limnológicos podem causar a redução da qualidade da água nos reservatórios, afetar a qualidade do pescado e causar prejuízos aos produtores, assim como desencadear um impacto ambiental negativo (BACCARIN & CAMARGO, 2005), a capacidade suporte ecológica torna-se muito útil para tomar decisões relacionadas a estes ambientes aquáticos (DUARTE et al., 2003) de maneira que os dados disponíveis sejam representativos do sistema selecionado para evitar quaisquer restrições à utilidade do modelo (CROMEY et al., 2002).

5. CONCLUSÕES

O modelo de balanço de massas de Dillon & Rigler (1974), utilizado para estimar a capacidade suporte ambiental, mostrou-se adequado para prever o impacto do cultivo de peixes em tanques-rede sobre os teores de fósforo em grandes reservatórios tropicais. Assim, é possível utilizá-lo para planejar o crescimento da produção sem prejudicar a qualidade do pescado, garantindo os padrões de qualidade de água exigidos aos usos múltiplos do reservatório. A produção de tilápias na fazenda avaliada está dentro da capacidade suporte ecológica estimada, existindo a possibilidade de incremento da produção.

6. REFERÊNCIAS

- AN, K.; KIM, D. Response of reservoir water quality to nutrient inputs from streams and in- lake fishfarms. *Water, Air, and Soil Pollution, Netherlands*, 149: 27-49, 2003.
- ANA - Agência Nacional de Águas, Sistema de Acompanhamento de Reservatórios. Disponível em: <<http://sar.ana.gov.br/MedicaoSin>> Acesso em: 20 fev. 2019.
- ANUÁRIO da Piscicultura Brasileira PEIXE BR 2019. Disponível em: <<https://www.peixebr.com.br/anuario-peixe-br-da-piscicultura-2019/>> Acesso em: 29 mar. 2019.
- AOAC, Official Methods of Analysis. Association of the Official Analytical Chemists, Arlington, Virginia, pp. 1141, 1984.
- ARARIPE, M. N.; 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, 2006.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Culture Brazilian Archives of Biology and Technology*, v.48, n.1, p.81-90, 2005.
- BALIAO, D. D.; DOSADO, N. S. Tilapia cage farming in freshwater reservoir using artificial diets during dry and wet seasons. *Philipp. Agric. Scientist*, 94, 38–45, 2011.
- BAK, S. K.; PURUSHOTHAMAN, C. S.; MOHANTY, A. N. Phosphatase activity with reference to bacteria and phosphorus in tropical freshwater aquaculture pond systems. *Aquaculture Research*. 32:819-832, 2001.
- BERMUDEZ, J. Legal and policy components of the application of the ecosystem approach to aquaculture to site selection and carrying capacity. In L. G. Ross, T. C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, pp. 117–127. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great

- Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp. 2013.
- BEVERIDGE M. C. M. The Environmental Impact of Freshwater Cage and Pen Fish Farming and the Use of Simple Models to Predict Carrying Capacity. FAO Fisheries Technical Paper 255. FAO, Rome, p. 131, 1984.
- BEVERIDGE, M. Cage aquaculture. 2th ed. Oxford: Fishing News Books. 346p., 1996.
- BEVERIDGE, M.; Baird, D. Tilapias: Biology and Exploitation. 10.1007/978-94-011-4008-9_3, 2000.
- BEVERIDGE, M. C. M. Cage Aquaculture, 3rd ed. Wiley-Blackwell, Oxford, UK, pp. 368, 2004.
- BLACK, K. D. Environmental aspects of aquaculture. In: K. CULVER and D. CASTLE, eds. Aquaculture, innovation and social transformation. Switzerland: The International Library of Environmental, Agricultural and Food Ethics, 2008.
- BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.; SYLVESTER, F.; CATALDO, D. Nutrient Recycling, Phytoplankton Grazing, and Associated Impacts of *Limnoperna fortunei*. In: Boltovskoy D. (eds) *Limnoperna Fortunei. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology*, vol 10. Springer, Cham, 2015.
- BOMFIM, M. A. D.; LANNA, E. A. T.; DONZELLE, J. L.; QUADROS, M.; RIBEIRO, F. B.; SOUSA, M. P. Níveis de lisina, com base no conceito de proteína ideal, em rações para alevinos de tilápia-do-nilo. *Rev. Bras. Zootec.* 39(1): 1-8, 2010.
- BOMFIM, M. A. D. Estratégias Nutricionais para Redução das Excreções de Nitrogênio e Fósforo nos Sistemas de Produção de Peixes no Nordeste: Sustentabilidade Ambiental e Aumento da Produtividade. *Rev. Cient. Prod. Anim.*, v.15, n.2, p.122-140, 2013.
- BOYD, C. E.; MCNEVIN, A. A.; CLAY, J.; JOHNSON, H. M. Certification issues for some common aquaculture species. *Reviews in Fisheries Science*, v. 13, n. 4, p. 231-279, 2005.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C.; MCNEVIN, A.; BOSTICK, K.; CLAY, J. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and

- crustacean aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, London, 15: 327-360, 2007.
- BRASIL - Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 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 União*, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63, 2005.
- BUENO, G.; TAVARES, F.; CANZI, C.; OSTRESNSKY, A.; SAMPAIO, M. B.; BARONE, R.; ROUBACH, R. A Capacidade de Suporte: Produção de Peixes Cultivados em Reservatórios - Ferramentas Utilizadas na Estimativa da Capacidade de Suporte. *Revista Panorama da Aquicultura*. 21. 30-37, 2011.
- BUENO, G. W., FEIDEN, A.; NEU, D. H.; LUI, T. A.; WÄCHTER, N.; BOSCOLO, W. R. Digestibilidade do fósforo em dietas como estratégia nutricional para redução de efluentes da tilapicultura. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v.64, n.1, p.183-191, 2012.
- BUENO, G. W.; BUREAU, D.; SKIPPER-HORTON, J. O.; ROUBACH, R.; MATTOS, F. T.; BERNAL, F. E. M. Modelagem matemática para gestão da capacidade de suporte de empreendimentos aquícolas em lagos e reservatórios. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(9), 695-706, 2017.
- BYRON, C. J.; COSTA-PIERCE, B. A. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. *Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture*, pp. 87–101. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp, 2013.
- CANZI, C.; ROUBACH, R.; BENASSI, S. F.; MATOS, F. T.; MOTTER, I.; BUENO, G. W. Selection of sites for establishing aquaculture parks, and estimation of fish production carrying capacity, for a tropical reservoir in South America *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 22: 148–160, 2017.

- CARLSON, R. E. Atrophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22 (2), 361–369, 1977.
- COSTA-PIERCE, B. A.; BARTLEY, D. M.; HASAN M., YUSOFF, F.; KAUSHIK, S. J.; RANA, K.; LEMOS, D.; BUENO P.; YAKUPITIYAGE, A. Responsible use of resources for sustainable aquaculture, p. 113-148. In: R.P. Subasinghe, J.R. Arthur, D.M. Bartley, S.S. De Silva, M. Halwart, N. Hishamunda, C.V. Mohan & P. Sorgeloos (Eds.). *Farming the Waters for People and Food. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010*, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, and Network of Aquaculture Centers in Asia (NACA), Bangkok. 896 pp., 2012
- CROMEY, C. J.; NICKELL, T. D.; BLACK, K. D. DEPOMOD – modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. *Aquaculture*, 214: 211–239, 2002.
- DAVID, G. S.; CARVALHO, E. D.; LEMOS, D.; SILVEIRA, A. N.; DALL'AGLIO-SOBRINHO, M. Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquacultural Engineering* 66, 30–40, 2015.
- DILLON, P. J.; MOLOT, L. A. Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. *Water Research*. 30 (10):2273-2280, 1996.
- DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. A simple method for predicting the carrying capacity of lake for development, based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board Canada* 32, 1519–1531, 1975.
- DUARTE, P.; MENESES, R.; HAWKINS, A. J. S.; ZHU, M.; FANG, F.; GRANT, J. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. *Ecol. Modell.*, 168: 109–143, 2003.
- DUKE ENERGY. A história da Duke Energy no Brasil. Disponível em: http://www.paranapanemaenergia.com.br/Style%20Library/Images/Duke/Hoe/ABC%20da%20Energia_FINAL_2MB.pdf > Acesso em 31/01/2017, 2012.
- DYHRMAN, S. T.; AMMERMAN, J. W.; VAN MOOY, B. A. S. Microbes and the marine phosphorus cycle. *Oceanography*, v. 20, p. 110–116, 2007.

- ECKERT W.; DIDENKO J.; URI E.; ELDAR D. Spatial and temporal variability of particulate phosphorus fractions in seston and sediments of Lake Kinneret under changing loading scenario – *Hydrobiologia*, 494: 223–229, 2003.
- ER, H. H.; LEE, L. K.; LIM, Z. F.; TENG, S. T.; LEAW, C. P. Responses of phytoplankton community to eutrophication in Semerak Lagoon (Malaysia) *Environ Sci Pollut Res*, 25: 22944. 2018.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), State of World Fisheries and Aquaculture. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 224p., 2010.
- FERREIRA-JUNIOR, M. G. Uso de Modelagem na Avaliação da Capacidade de Suporte de Reservatórios com Projetos de Aquicultura, tendo o Fósforo como Fator Limitante / Modesto Guedes Ferreira Junior – Rio de Janeiro: UFRJ / COPPE, 2011.
- GARCIA, F.; ROMERA, D. M.; GOZI, K. S.; ONAKA, E. M.; FONSECA, F. S.; SCHALCH, F. S. H. C.; CANDEIRA, P. G.; GUERRA, L. O. M.; CARMO, F. J.; CARNEIRO, D. J.; MARTINS, M. I. E. G.; PORTELLA, M. C. Stocking density of Nile tilapia in cages placed in a hydroelectric reservoir. *Aquaculture*, 410-411, 51-56, 2013.
- GARCIA, F.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C.; AMBROSIO, L. A. Emeryg assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir *Ecological Engineering* 68, 72–79, 2014.
- GOLTERMAN, H. L.; Chymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M.; *Methods for Physical and Chemical Analysis of Freshwaters*. Blackwell Scientific Publ., Oxford, pp. 172, 1978.
- GORMAN, M. W.; ZIMMER, K. D.; HERWIG, B. R.; HANSON, M. A.; WRIGHT, R. G.; VAUGHN, S. R.; YOUNK, J. A. Relative importance of phosphorus, fish biomass, and watershed land use as drivers of phytoplankton abundance in shallow lakes. *Science of the Total Environment*, p. 849–855, 2014.
- GUNKEL, G.; MATTA, E.; SELGE, F.; NOGUEIRA DA SILVA, G.; SOBRAL, M.; Carrying capacity limits of net cage aquaculture i Brazilian reservoirs. *Revista Brasileira de Ciencias Ambientais*. 36. 127-144.

- 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*, Amsterdam, 226: 201-212, 2003.
- GYLLENHAMMAR, A.; HAKANSON, L.; LEHTINEN, K. A mesocosm fish farming experiment and its implications for reducing nutrient load on a regional scale. *Aquacultural Engineering*, v. 38, p.117–126, 2008.
- HOLMER, M. Environmental issues of fish farming in offshore waters: perspectives, concerns and research needs. *Aquaculture Environment Interactions*, 1(1), 57-70, 2010.
- KUBITZA, F. Tilápia: tecnologia e planejamento na produção comercial. 1 ed. Jundiaí [S.n], 2000.
- LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LARSEN, D. P.; MERCIER, H. T.; Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Board Canada* 33, 1742–1750, 1976.
- MACHIAS, A.; KARAKASSIS, I.; LABROPOULOU, M.; SOMARAKIS, S.; PAPADOPOULOU, K. N.; PAPACONSTANTINO, C. Changes in wild fish assemblages after the establishment of a fish farming zone in an oligotrophic marine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(4), 771- 779, 2004.
- MACKERETH, F. Y. H.; HERON, J. G.; TALLING, J. J. *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists*, vol. 36. Freshwater Biological Association, pp. 120, 1978.
- MALDONADO, M.; CARMONA, M. C.; ECHEVERRÍA, Y.; RIESGO, A. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a re-assessment? *Helgoland Marine Research*, 59(2), 121-135, 2005.
- 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 *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 38(1): 15 – 30, 2012.a.

- MALLASEN, M.; BARROS, H. P.; TRAFICANTE, D. P.; CAMARGO, A. L. S. Influence of a net cage tilapia culture on the water quality of the Nova Avanhandava reservoir, São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*, v. 34, n. 3, p. 289-296, July-Sept., 2012.b
- MARENGONI, N. G. Produção de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (linhagem chitralada), cultivada em tanques-rede, sob diferentes densidades de estocagem. *Archivos de Zootecnia*, v.55, n.210, p.127- 138, 2006.
- MONTANHINI NETO, R.; Ostrensky, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. *Aquaculture Research*, 46, 1309–1322, 2015.
- MONTANHINI NETO, R.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Carrying capacity and potential environmental impact of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *AQUACULTURE RESEARCH* , p. 3433-3449, 2016.
- NIKANOROV A. M.; KHORUZHAYA T. A. Intra-waterbody processes in large reservoirs of southern Russia (pollution, eutrophication, toxification). *Geography and Natural Resources* 35, 135–142, 2014.
- NOBRE, C. A.; MARENGO, J. A.; SELUCHI, M. E.; CUARTAS, L. A.; ALVES, L. M. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 8, 252-262, 2016.
- NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos): Um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R. and JORCIN, A. (eds.). *Ecologia de reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata* (2ª ed.). São Carlos: Rima. 435-459, 2006.
- NOGUEIRA, M. G.; FERRAREZE, M.; MOREIRA, M. L.; GOUVÊA, R. M. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE- Brazil). *Braz. J. Biol.* 70 (3 Suppl.): 781-793, 2010.
- PAGIORO, T. A.; VELHO, L. F. M.; LANSAC-TÔHA, F. A.; PEREIRA, D. G.; NAKAMURA, A. K. S. Influência do grau de trofia sobre os padrões de abundância de bactérias e protozoários planctônicos em reservatórios do

- Estado do Paraná. In: Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais, L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A. Agostinho and L.C. Gomes (Eds.), 47-56, Rima, São Carlos, Brazil, 2005.
- PERBICHE-NEVES, G.; Ferreira, R. A. R.; Nogueira, M. G. Phytoplankton structure in two contrasting cascade reservoirs (Paranapanema River, Southeast Brazil). *Biologia* 66/6: 967—976, Section Botany, 2011.
- QUINTERO-PINTO, L. G.; PARDO-GAMBOA, B. S.; QUINTERO-PARDO A. M. C.; PEZZATO L. E. Exigências e disponibilidade de fontes de fósforo para tilápias. *vet.zootec.* 5(2): 30-43, 2011.
- ROCHA - JUNIOR, C. A. N.; COSTA, M. R. A.; MENEZES, R. F.; ATTAYDE, J. L.; BECKER, V. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 30, e106, 2018.
- ROJAS, A.; WADSWORTH, S. A review of cage aquaculture: Latin America and the Caribbean. In: Cage aquaculture. Regional reviews and global overview. (ed. by Matthias H, Doris S, Arthur JR). FAO, Rome, pp. 73-100, 2007.
- ROSINI, E. F.; TUCCI, A.; CARMO, C. F.; ROJAS, N. E. T.; BARROS, H. P.; MALLASEN, M. Changes in phytoplankton spatial and temporal dynamics in a Brazilian tropical oligotrophic reservoir after net cage installation. *Brazilian Journal of Botany*, v. 39, n. 2, p. 569-581, 2016.
- ROSS, L. G.; TELFER, T. C.; FALCONER, L.; SOTO, D.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; ASMAH, R.; BERMÚDEZ, J.; BEVERIDGE, M.C.M., Byron, C. J., Clément, A., Corner, R., COSTA-PIERCE, B.A., CROSS, S., DE WIT, M., DONG, S., FERREIRA, J.G., KAPETSKY, J.M., KARAKASSIS, I., LESCHEN, W., LITTLE, D., LUNDEBYE, A.-K., MURRAY, F.J., PHILLIPS, M., RAMOS, L., SADEK, S., SCOTT, P.C., VALLE-LEVINSON, A., WALEY, D., WHITE, P.G. & ZHU, C. Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, pp. 19–46. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp, 2013.

- SILVA, M. A. L.; CALASANS, C. F.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. Dissolved Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Lower Portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. *Braz. arch. biol. technol.*, Curitiba , v. 44, n. 4, p. 365-371, Dec. 2001
- SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; HUSZAR, V. L. M; BRANCO, C. W. C.; AZEVEDO, S. M. F. O. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brasil. *Lakes & Reservoir: Research and Management*, Richmond, 13: 257-269, 2008.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 21, 109–122, 1981.
- VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. In: Congresso de Zootecnia, 12 o, Vila Real, Portugal, Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. p. 111 – 118, 2002.
- VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris. Tech. Report No. DAS/CSI/68.27. 1968.
- ZANIBONI-FILHO, E.; PEDRON, J. S.; RIBOLLI, J. Opportunities and challenges for fish culture in Brazilian reservoirs: a review. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 30, e302, 2018.

Referências Complementares

- AHIPATHY, M. V.; PUTTAIAH, E. T. Ecological characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India). *Environmental Geology*, v. 49, n. 8, p. 1217-1222, 2006.
- ANUÁRIO da Piscicultura Brasileira PEIXE BR 2019. Disponível em: <<https://www.peixebr.com.br/anuario-peixe-br-da-piscicultura-2019/>> Acesso em: 29 mar. 2019.
- ANUÁRIO da Piscicultura Brasileira PEIXE BR 2020. Disponível em: <<https://www.peixebr.com.br/anuario-2020/>> Acesso em: 06/03/2020.
- ARROW K., BOLIN B., COSTANZA R., DASGUPTA P., FOLKE C., HOLLING C.S., JANSSON B.-O., LEVIN S., MÆALER K.-G., PERRINGS C. & PIMENTEL D. (1995) Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Ecological Economics* 15, 91-95.
- AYER, N.; TYEDMERS, P. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production*, v. 17, n. 3, p. 362-373, 2009.
- AZEVEDO, P.A.; PODEMSKI, C.L.; HESSLEIN, R.H.; KASIAN, S.E.M.; FINDLAY, D.L.; BUREAU, D.P. Estimation of waste outputs by a rainbow trout cage farm using a nutritional approach and monitoring of lake water quality. *Aquaculture*, v.311, p.175-186, 2011. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2010.12.001.
- BARTON, J. R.; FLOYSDAND, A. The political ecology of Chilean salmon aquaculture, 1982-2010: a trajectory from economic development to global sustainability. *Global Environmental Change*, v. 20, n. 4, p. 739-752, 2010
- BEVERIDGE M. C. M. The Environmental Impact of Freshwater Cage and Pen Fish Farming and the Use of Simple Models to Predict Carrying Capacity. *FAO Fisheries Technical Paper 255*. FAO, Rome, p. 131, 1984.
- BEVERIDGE, MCM., PHILLIPS, MJ. and CLARKE, RM. 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In BRUNE, DE. and TOMASSO, JR., eds. *Aquaculture and Water Quality*. Baton Rouge: The World Aquaculture Society. p. 506-533.
- BEVERIDGE, M. C. M. & STEWART, J. A. (1998) Cage culture: limitations in lakes and reservoirs. In: *Inland Fishery Enhancements* (Ed. by T. Petr), pp. 263–79.
- BOYD, C. E.; MCNEVIN, A. A.; CLAY, J.; JOHNSON, H. M. Certification issues for some common aquaculture species. *Reviews in Fisheries Science*, v. 13, n. 4, p. 231-279, 2005.

- BUREAU, D.P.; HUA, K. Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture, with particular reference to salmonid aquaculture operations. *Aquaculture Research*, v.41, p.777-792, 2010.
- BYRON, C. J.; COSTA-PIERCE, B. A. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, pp. 87–101. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp, 2013.
- CANALE, R.P.; WHELAN, G.; SWITZER, A.; EISCH, E. A bioenergetic approach to manage production and control phosphorus discharges from a salmonid hatchery. *Aquaculture*, v.451, p.137-146, 2016.
- CANONICO, G. C.; ARTHINGTON, A.; MCCRARY, J. K.; THIEME, M. L. The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, v. 15, p. 463-483, 2015
- CARROLL, ML., COCHRANE, S., FIELE, R., VELVIN, R. and WHITE, P. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture*, vol. 226, p. 165-180.
- COSTA-PIERCE, B.A., BARTLEY, D.M., HASAN M., YUSOFF, F., KAUSHIK, S.J., RANA, K., LEMOS, D., BUENO P. & YAKUPITIYAGE. A. 2012. Responsible use of resources for sustainable aquaculture, p. 113-148. In: R.P. Subasinghe, J.R. Arthur, D.M. Bartley, S.S. De Silva, M. Halwart, N. Hishamunda, C.V. Mohan & P. Sorgeloos (Eds.). *Farming the Waters for People and Food*. Proceedings of the Global Conference on Aquaculture 2010, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, and Network of Aquaculture Centers in Asia (NACA), Bangkok. 896 pp
- DAVID, G. S.; CARVALHO, E. D.; LEMOS, D.; SILVEIRA, A. N.; DALL'AGLIO-SOBRINHO, M. Ecological carrying capacity for intensive tilapia (*Oreochromis niloticus*) cage aquaculture in a large hydroelectrical reservoir in Southeastern Brazil. *Aquacultural Engineering* 66, 30–40, 2015.
- DEGEFU, F., MENGISTU, S. and SCHAGERL, M., 2011. Influence of fish cage farming on water quality and plankton in fish ponds: A case study in the Rift Valley and North Shoa reservoirs, Ethiopia. *Aquaculture*, vol. 316, p. 129-135.
- DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. A simple method for predicting the carrying capacity of lake for development, based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board Canada* 32, 1519–1531, 1975.

- DUKE ENERGY, 2008. Peixes do rio Paranapanema. Horizonte Geográfico, 2ª Ed. São Paulo.
- FELISBERTO S.A. & RODRIGUES L. (2005) Periphytic community of reservoirs cascade in the Paranapanema river, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 27, 215–223
- GAČEK S. & LEGOVIĆ, T. 2010. Towards carrying capacity assessment for aquaculture in the Bolinao Bay, The Philippines: A numerical study of tidal circulation. *Ecological Modelling.*, 221:1394–1412.
- GONDWE, M.J.S.; GUILDFORD, S.J.; HECKY, R.E. Carbon, nitrogen and phosphorus loadings from tilapia fish cages in Lake Malawi and factors influencing their magnitude. *Journal of Great Lakes Research*, v.37, p.93-101, 2011. Supplement 1. DOI: 10.1016/j.jglr.2010.11.014.
- HAMBLIN, P.F.; GALE, P. Water quality modeling of caged aquaculture impacts in Lake Wolsey, North Channel of Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*, v.28, p.32-43, 2002. DOI: 10.1016/S0380-1330(02)70560-1.
- HENRY-SILVA, G.G; MELO-JUNIOR, H. N; ATTAYDE, J. L Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2019, vol. 31, 112.
- HUA, K.; BUREAU, D.P. Modelling digestible phosphorus content of salmonid fish feeds. *Aquaculture*, v.254, p.455-465, 2006. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2005.10.019
- IBELINGS, B. W; PORTIELJE, R.; LAMMENS, E. H. R. R.; NOORDHUIS, R.; Berg, M. S.; JOOSSE, W.; MEIJER, M. L. Resilience of Alternative Stable States during the Recovery of Shallow Lakes from Eutrophication: Lake Veluwe as a Case Study. *Ecosystems* (2007) 10: 4–16.
- INGLIS, G.J., HAYDEN, B.J. & ROSS, A.H. 2000. An overview of factors affecting the carrying capacity of coastal embayments for mussel culture. NIWA Client Report; CHC00/69 Project No. MFE00505. Christchurch, New Zealand, National Institute of Water and Atmospheric Research, Ltd. 31 pp.
- Kautsky N., Berg H., Folke C., Larsson J. & Troell M. (1997) Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research* 28, 753–76
- KUTTI, TA. 2008. Aqüicultura estimulando a vida animal. *Panorama da Aqüicultura*, vol. 18, p. 18-19
- LEGOVIC, T.; PALERUD, R.; CHRISTENSEN, G. N.; WHITE, P. W.; REGPALA, R. Development of a model to estimate aquaculture carrying capacity in three areas of the Philippines. *Science Diliman* (July-December 2008) 20:2, 23-31.

- LIAO, IC., HUANG, TS., TSAI, WS., HSUEH, CM., CHANG, SL. and LEAÑO EM., 2004. Cobia Culture in Taiwan: Current Status and Problems. *Aquaculture*, vol. 237, p. 155-165.
- MAACK, R. 2002. Geografia física do estado do Paraná. 3 ed: Imprensa Oficial do Paraná.
- MCKINDSEY, C.W., THETMEYER, H., LANDRY, T. & SILVERT, W. 2006. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. *Aquaculture*, 261(2): 451–462.
- MONTANHINI NETO, R.; NOCKO, H. R.; OSTRENSKY, A. Carrying capacity and potential environmental impact of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *AQUACULTURE RESEARCH* , p. 3433-3449, 2016.
- MOURA, R.S.T., LOPES, Y.V.A. and HENRY-SILVA, G.G. Sedimentation of nutrients and particulate matter in a reservoir supporting aquaculture activities in the semi-arid region of Rio Grande do Norte. *Quimica Nova*, 2014, 37(8), 1283-1288 Azevedo et al., 2011
- NOGUEIRA M.G. & JORCIN A. (2006) Contaminação dos sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Paranapanema (SE, Brasil) por pesticidas sintéticos e metais e sua relação com os processos de eutrofização. In: *Eutrofização na América do Sul: Causas, Consequências e Tecnologias Para Gerenciamento e Controle* (ed. by J.G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi & C.S. Galli), pp. 103– 118. IIE/DMD Propaganda e Marketing, São Carlos, Brazil.
- NUNES, A. J. P. Tilapia cage farm management in Brazil. *International Aquafeed*, v. 15, n. 1, p. 16-17, 2012
- OUTTARA, NI., TEUGELS, GG., N'DOUBA, V. and PHILIPPART, JC., 2003. Aquaculture potential of the blackchinned tilapia, *Sarotherodon melanotheron* (Cichlidae). Comparative study of the effect of stocking density on growth performance of landlocks and natural populations under cage culture conditions in Lake Ayame (Côte d'Ivoire). *Aquaculture Research*, vol. 34, p. 1223-1229
- OUYANG W., HAO F., SONG K. & ZHANG X. (2011) Cascade dam-induced hydrological disturbance and environmental impact in the upper stream of the Yellow River. *Water Resources Management* 25, 913–927.
- PAVANELLI, GC., EIRAS, JC. and TAKEMOTO, RM. 2008. Doenças de peixes profilaxia, diagnóstico e tratamento. Maringá: Eduem. 311 p.
- PELICICE, F. M.; AZEVEDO-SANTOS, V. M; ESGUÍCERO, A. L. H; AGOSTINHO, A. A; ARCIFA. M. S. Fish diversity in the cascade of reservoirs along the Paranapanema River, southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 16(2): e170150, 2018.

- ROSS, L. G.; TELFER, T. C.; FALCONER, L.; SOTO, D.; AGUILAR-MANJARREZ, J.; ASMAH, R.; BERMÚDEZ, J.; BEVERIDGE, M.C.M., Byron, C. J., Clément, A., Corner, R., COSTA-PIERCE, B.A., CROSS, S., DE WIT, M., DONG, S., FERREIRA, J.G., KAPETSKY, J.M., KARAKASSIS, I., LESCHEN, W., LITTLE, D., LUNDEBYE, A.-K., MURRAY, F.J., PHILLIPS, M., RAMOS, L., SADEK, S., SCOTT, P.C., VALLE-LEVINSON, A., WALEY, D., WHITE, P.G. & ZHU, C. Carrying capacities and site selection within the ecosystem approach to aquaculture. In L.G. Ross, T.C. Telfer, L. Falconer, D. Soto & J. Aguilar-Manjarrez, eds. Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture, pp. 19–46. FAO/Institute of Aquaculture, University of Stirling, Expert Workshop, 6–8 December 2010. Stirling, the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 21. Rome, FAO. 282 pp, 2013.
- RYDING, S.; RAST, W. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, Madrid. 1989, 375p.
- SALES-LUÍS, T., FREITAS, D. and SANTOS-REIS, M. 2009. Key landscape factors for Eurasian otter *Lutra lutra* visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 55, p. 345355. <http://dx.doi.org/10.1007/s10344-009-0250-y>
- SCHENONE, NF., VACKOVA, L. and CIRELLI, AF., 2011. Fish-farming water quality and environmental concerns in Argentina: a regional approach. *Aquaculture International*, vol. 19. p. 855-863
- SILVA, M. R. F.; KOBAYASHI, A. D; FIGUEIREDO, E. A.; ALMEIDA, J. A. G. Determinação do incremento de fósforo proveniente da atividade piscícola em reservatório do nordeste do Brasil. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/revistas/conidis/trabalhos/TRABALHO_EV074_MD1_SA5_ID1054_28092017154846.pdf> Acesso em: 01/03/2019.
- SIMONS, T. J. Circulation models of lakes and inland seas. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans of the Government of Canada, 1980.
- SOEMARWOTO, O.C.M. ROEM, T. HERAWATI and B.A. COSTA-PIERCE. 1990. Water quality suitability of Saguling and Cirata reservoirs for development of floating net cage aquaculture. In: *Reservoir Fisheries and Aquaculture Development for Resettlement in Indonesia* (Costa-Pierce, B.A. and O. Soemarwoto, eds.): 18–111. ICLARM Tech. Rep. 23. ICLARM, Manila.
- SOTO, D., AGUILAR-MANJARREZ, J. & HISHAMUNDA, N., eds. 2008. Building an ecosystem approach to aquaculture. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert Workshop, 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 14. Rome, FAO. 221 pp

- SOWLES, J. Aquaculture task force discussion paper on bio-physical carrying capacity. 2009. Available at: <[https:// www1.maine.gov/dmr/aquaculture/reports/documents/carryingcapacity.pdf](https://www1.maine.gov/dmr/aquaculture/reports/documents/carryingcapacity.pdf)>. Accessed on: Mar. 11 2015.
- VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris. Tech. Report No. DAS/CSI/68.27. 1968.
- YOKOYAMA, H. 2003. Environmental quality criteria for fish farms in Japan. *Aquaculture*, vol. 226, no. 12, p. 45-56.
- ZAMBRANO, L., VALIENTE, EM. and ZANDEN, JV. 2010. Food web overlap among native axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and two exotic fishes: carp (*Cyprinus carpio*) and tilapia (*Oreochromis niloticus*) in Xochimilco, Mexico City. *Biological Invasions*, vol. 12, p. 3061-3069.
- ZORAN, M., M. MILSTEIN and H.J. KRAMBECK. 1994. Limnological aspects of dual purpose reservoirs for irrigation and fish culture in the coastal area of the Jordan Valley. *Isr. J. Aquacult.* 46: 64–75.