

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ROBERTO MONTANHINI NETO

**BASES PARA A IMPLANTAÇÃO DE PARQUES
AQUÍCOLAS DESTINADOS AO CULTIVO DE PEIXES
EM GAIOLAS NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO
RIO PARANAPANEMA: IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS E
CAPACIDADE DE SUPORTE**

CURITIBA

2014

ROBERTO MONTANHINI NETO

**BASES PARA A IMPLANTAÇÃO DE PARQUES
AQUÍCOLAS DESTINADOS AO CULTIVO DE PEIXES
EM GAIOLAS NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO
RIO PARANAPANEMA: IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS E
CAPACIDADE DE SUPORTE**

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção de título de Doutor pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias, Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Antonio Ostrensky

**CURITIBA
2014**

MONTANHINI NETO, Roberto

Bases para a implantação de parques aquícolas destinados ao cultivo de peixes em gaiolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema: implicações ambientais e capacidade de suporte / Roberto Montanhini Neto Curitiba, 2014. 172f.: il.; 29 cm.

Orientador: Prof. Antonio Ostrensky

Tese - Programa de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná,

1. Aquicultura. 2. Cargas de Nutrientes. 3. Eutrofização. 4. Ração
I. Ostrensky, Antonio. II. UFPR/SCA/PPGCV. III. Título.

CDD 639.3

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS VETERINÁRIAS



PARECER


A Comissão Examinadora da Defesa da Tese intitulada "BASES PARA A IMPLANTAÇÃO DE PARQUES AQUÍCOLAS DESTINADOS AO CULTIVO DE PEIXES EM GAIOLAS NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA: IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS E CAPACIDADE DE SUPORTE" apresentada pelo Doutorando ROBERTO MONTANHINI NETO declara ante os méritos demonstrados pelo Candidato, e de acordo com o Art. 79 da Resolução nº 65/09-CEPE/UFPR, que considerou o candidato APROVADO para receber o Título de Doutor em Ciências Veterinárias, na Área de Concentração em Ciências Veterinárias.

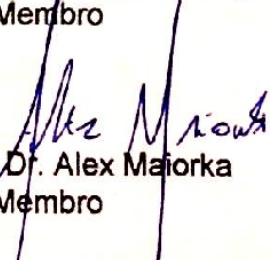
Curitiba, 15 de setembro de 2014


Professor Dr. Antonio Ostrensky Neto
Presidente/Orientador


Professor Dr. Carlos Augusto Mallmann
Membro


Professor Dr. Ubiratã Assis Teixeira da Silva
Membro


Professor Dr. José Luciano Andriguetto
Membro


Professor Dr. Alex Maiorka
Membro

RESUMO

Existem oito reservatórios (Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana) ao longo dos 930 km do curso do rio Paranapanema, na divisa dos estados do Paraná e São Paulo. Na última década, empreendimentos destinados à piscicultura em gaiolas vêm sendo instalados nesses reservatórios. Mais recentemente, o governo Federal têm implementado um programa que vise instalar parques aquícolas na região. Com a presente tese, objetivou-se: caracterizar o modelo atual de piscicultura praticado nestes reservatórios; identificar seus padrões atuais de qualidade d'água e de sedimentos de fundo; avaliar as características nutricionais das rações comerciais destinadas ao cultivo de peixes e que são e que poderão ser utilizadas nos futuros parques aquícolas; e estimar as cargas de nutrientes nos dejetos dos cultivos no ambiente aquático. Por fim, a partir destas informações, buscou-se estimar a capacidade de suporte ambiental para a instalação de parques aquícolas nestes corpos hídricos. Observou-se que, se comparada ao seu potencial, a produção atual de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*, L.), principal espécie cultivada nos reservatórios, ainda é bastante incipiente. Possivelmente por esse motivo, não foram identificados indícios de que a atividade esteja provocando alterações significativas no ambiente, até então. De acordo com os padrões de qualidade d'água, os reservatórios foram classificados como oligotróficos e mesotróficos. Observa-se, porém, que todos eles apresentam áreas susceptíveis à eutrofização. Constatou-se que as rações comerciais utilizadas na alimentação de tilápias não apresentam adequado balanço nutricional, o que pode repercutir negativamente no potencial zootécnico dos cultivos, além de implicar em maior perda de nutrientes para o ambiente aquático. Estimou-se que a carga total de nutrientes aportados ao ambiente seja equivalente a 78% da matéria orgânica, 65% do nitrogênio e 72% do fósforo, em relação àquelas quantidades fornecidas pelas rações. Com base na legislação brasileira, a área máxima a ser ocupada pelas estruturas de cultivo nesses reservatórios chegaria a 18,3 km², com potencial de produção superior a 500 mil ton ano⁻¹ de peixe. Contudo, a partir das estimativas de capacidade de suporte ambiental, essa área ocupada pelas gaiolas seria limitada a 3,5 km² e com produção potencial inferior a 100 mil ton ano⁻¹.

Palavras-chave: Aquicultura. Cargas de Nutrientes. Eutrofização. Ração.

ABSTRACT

There are eight large reservoirs (Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu and Rosana) along the 930-kilometre course of the Paranapanema River on the border between the states of Paraná and São Paulo. In the last decade, cage fish farms have been installed in these reservoirs and the federal government intends to implement a program to facilitate aquaculture parks in the region. The objectives of this thesis are to characterize the current aquaculture practised in these reservoirs, to identify the current standards of water quality and bottom sediments, to evaluate the nutritional characteristics of commercial feed intended for fish farming today and that may be used in future parks and to estimate nutrient loads in waste discharged into the aquatic environment. Finally, from this information, we aim to estimate the environment's support capacity for the deployment of aquaculture parks in these water bodies. It was observed that, compared to its potential, the current production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.), the main species cultivated in the region, is still inceptive. Possibly for this reason, no evidence has been identified that this activity is causing significant changes in the environment so far. According to the water quality standards, the reservoirs were classified as oligotrophic and mesotrophic, but they all have areas susceptible to eutrophication. It was found that commercial feeds intended for tilapia did not have an adequate nutritional balance, which can pose a negative effect on the performance potential of the fish and may result in a greater loss of nutrients to the aquatic environment. It was estimated that the total nutrient load contributed to the environment is equivalent to 78% of the organic matter, 65% of the nitrogen and 72% of the phosphorus, compared to the amounts provided by feeds. According to the Brazilian legislation for deployment of aquaculture parks, the area for fish farming would reach 18 km², with a production potential higher than 500 thousand tonnes per year⁻¹ of fish. However, based on estimates of the environmental carrying capacity, this area would be limited to 3.5 km² with a production of 100 thousand tonnes per year⁻¹.

Keywords: Aquaculture. Eutrophication. Feed. Nutrient Loads.

LISTA DE TABELAS E FIGURAS

Tabelas

- Tabela 1. Características morfométricas dos reservatórios ao longo do curso do rio Paranapanema 12
- Tabela 2. Trâmite dos processos protocolados no Ministério da Pesca e Aquicultura para licenciamento de empreendimentos aquícolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, cadastrados no SINAU, entre março de 2004 e maio de 2014. 17
- Tabela 3. Áreas demandadas para instalação de parques aquícolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, conforme processos protocolados no Ministério da Pesca e Aquicultura, entre março de 2004 e maio de 2014. 17
- Tabela 4. Informações obtidas por meio de questionário aplicado aos piscicultores em atividade nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema 21
- Tabela 5. Estimativa de aumento de produção de peixes em gaiolas nos reservatórios do rio Paranapanema, considerando-se a produção atual e o potencial de crescimento, relativo aos novos parques aquícolas licenciados pelo SINAU/MPA. 23
- Tabela 6. Concentrações médias de nutrientes presentes no sedimento de fundo dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema 25
- Tabela 7. Classes de estado trófico e referentes valores de Índice de Estado Trófico e respectivas alterações observadas nos corpos-d'água..... 36

Tabela 8. Características físico-químicas d'água dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, de acordo com dados históricos.....	41
Tabela 9. Padrões de qualidade d'água dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, de acordo com dados históricos.....	42
Tabela 10. Classificação do estado trófico dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema com base no Índice de Estado Trófico, calculado a partir dos parâmetros de qualidade d'água de dados históricos e primários. ...	45
Tabela 11. Conteúdo nutricional calculado (em g kg ⁻¹ de alimento) para as rações comerciais indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo	61
Tabela 12. Fontes de ingredientes e respectiva contribuição nutricional nos conteúdos calculados de proteína bruta e fósforo total (em g kg ⁻¹ de alimento) em rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo....	62
Tabela 13. Conteúdo calculado (em g kg ⁻¹ de alimento) de aminoácidos essenciais totais (Tot.) e digestíveis (Dig.) para as rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo	63
Tabela 14. Relação (em %) de proteína ideal com base nos conteúdos calculados de Lisina digestível entre aminoácidos essenciais digestíveis, de acordo com a recomendação de SANTIAGO e LOVELL (1988), de rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo.....	64
Tabela 15. Atendimento nutricional (em %) às recomendações de níveis para os principais parâmetros de formulação propostas por FURUYA (2010), de rações indicadas para a alimentação cultivo de tilápias do Nilo	66
Tabela 16. Fração indigestível calculada (em g kg ⁻¹ de alimento) em rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo	67

Tabela 17. Resultados de desempenho de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas, obtidos através de metanálise e de resultados de cultivos comerciais nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema	84
Tabela 18. Metanálise e análise em laboratório de resultados de composição corporal de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas.....	85
Tabela 19. Estimativa de carga de nutrientes proveniente da fração da ração não consumida por perdas no arraçoamento de 1.000 g de tilápias do Nilo.....	86
Tabela 20. Estimativa de carga de nutrientes proveniente das fezes de 1.000 g de tilápias do Nilo, formada pela fração indigestível da dieta.	87
Tabela 21. Estimativa de excreção solúvel de nutrientes digeridos, por 1.000 g de biomassa de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas.	87
Tabela 22. Estimativa média de balanço de nutrientes (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) e de carga total em dejetos, por 1.000 g de biomassa de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas.....	88
Tabela 23. Estimativa da carga máxima aceitável de fósforo aportada pelos empreendimentos aquícolas nos reservatórios do rio Paranapanema. .	107
Tabela 24. Estimativa da produção de peixes com base na capacidade de suporte ambiental ou pela ocupação legal da superfície para fins de aquicultura nos reservatórios do rio Paranapanema.....	107

Figuras

- Figura 1. Posição geográfica da bacia do rio Paranapanema e disposição dos reservatórios artificiais ao longo de seu curso. 11
- Figura 2. Disposição geográfica dos reservatórios artificiais localizados na calha do rio Paranapanema. 33
- Figura 3. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Jurumirim. 47
- Figura 4. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Chavantes. 48
- Figura 5. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Salto Grande..... 49
- Figura 6. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Canoas 2. 50
- Figura 7. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Canoas 1. 50
- Figura 8. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Capivara. 51
- Figura 9. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Taquaruçu. 51
- Figura 10. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Rosana. 52
- Figura 11. Estimativa de fluxo ambiental de nitrogênio (N) e fósforo (P), a partir de arrazoamento de tilápias do Nilo produzidos em gaiolas 89

Figura 12. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Jurumirim.....	113
Figura 13. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Chavantes.....	114
Figura 14. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Salto Grande.....	115
Figura 15. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Canoas 2.	116
Figura 16. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Canoas 1.	117
Figura 17. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Capivara.	118
Figura 18. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Taquaruçu.....	119
Figura 19. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Rosana.	120

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. CARACTERIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE PEIXES EM GAIOLAS NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA, BRASIL.....	7
2.1. Introdução	9
2.2. Material e Métodos	11
2.2.1. Região do estudo.....	11
2.2.2. Caracterização da piscicultura na região do estudo.....	13
2.2.3. Análises de sedimentos de fundo.....	14
2.2.4. Tabulação, tratamento matemático e análises estatísticas	15
2.3. Resultados e Discussão.....	15
2.3.1. Licenciamento para implantação de parques aquícolas.....	15
2.3.2. Panorama atual da piscicultura na região do estudo.....	18
2.3.3. Perspectivas de expansão da piscicultura na região do estudo	22
2.3.4. Caracterização do sedimento de fundo	24
2.4. Conclusão	27
3. CARACTERIZAÇÃO E MODELAGEM DA QUALIDADE D'ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA, BRASIL, COMO SUBSÍDIO À INSTALAÇÃO DE PARQUES AQUÍCOLAS	28
3.1. Introdução.....	30
3.2. Material e Métodos	32
3.2.1. Análise da qualidade d'água	32
3.2.2. Cálculo do Índice de Estado Trófico	35
3.2.3. Modelagem da qualidade d'água.....	36
3.3. Resultados e Discussão.....	40
4. AVALIAÇÃO DE RAÇÕES COMERCIAIS DESTINADAS À PRODUÇÃO DE TILÁPIA DO NILO NO BRASIL: IMPLICAÇÕES NUTRICIONAIS E AMBIENTAIS	53
4.1. Introdução	55
4.2. Material e Métodos	56
4.2.1. Coleta de informações sobre rações comerciais.....	56
4.2.2. Cálculo de conteúdo, digestibilidade e relação entre nutrientes	56
4.2.3. Estimativa de composição da fração indigestível das rações.....	58

4.2.4. Comparação entre composições das rações e recomendações	59
4.2.5. Tratamento matemático de dados e análises estatísticas	59
4.3. Resultados	60
4.4. Discussão.....	67
4.5. Conclusão	73
5. ESTIMATIVA DE CARGAS DE NUTRIENTES NOS DEJETOS DE TILÁPIAS DO NILO CULTIVADAS EM GAIOLAS EM CONDIÇÕES DE CLIMA TROPICAL.....	74
5.1. Introdução	76
5.2. Material e Métodos	78
5.2.1. Desempenho zootécnico.....	78
5.2.2. Composição corporal	79
5.2.3. Cargas de nutrientes nos dejetos	79
5.2.4. Tratamento de dados e análises estatísticas	83
5.3. Resultados	84
5.3.1. Desempenho zootécnico.....	84
5.3.2. Composição corporal	85
5.3.3. Cargas de nutrientes nos dejetos	86
5.4. Discussão.....	89
5.5. Conclusão	97
6. CAPACIDADE DE SUPORTE E POTENCIAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE PEIXES NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA, BRASIL	98
6.1. Introdução.....	100
6.2. Material e Métodos	103
6.3. Resultados e Discussão.....	106
7. DESAFIOS PARA O DESENVOLVIMENTO AMBIENTALMENTE SUSTENTÁVEL DA PISCICULTURA NOS RESERVATÓRIOS DO RIO PARANAPANEMA.....	121
7.1. Caracterização da aquicultura e do ambiente na região.....	123
7.2. Causa de impactos provocados pela aquicultura	124
7.3. Desenvolvimento ambientalmente sustentável da aquicultura na região do Paranapanema.....	125
8. REFERÊNCIAS	128

1. INTRODUÇÃO GERAL

A aquicultura é considerada uma fonte viável para o fornecimento de proteína barata e de alta qualidade, principalmente para países em desenvolvimento, que geralmente sofrem com a escassez de alimentos (FAO, 2011). Por isso, cada vez mais, as áreas alagadas de lagos e reservatórios artificiais vêm sendo empregadas para esta atividade (AYER e TYEDMERS, 2009; BARTON e FLOYSDAND, 2010).

Atualmente, é impraticável fomentar o desenvolvimento de projetos comerciais de aquicultura sem considerar a relação existente entre os benefícios econômicos, os parâmetros zootécnicos associados aos empreendimentos aquícolas e as implicações socioambientais envolvidos nesse processo. Deve-se reconhecer que as relações estabelecidas entre as diversas funções produtivas e o ambiente não são puramente econômicas, porém cada vez mais relacionadas com aspectos tecnológicos, sociais, biológicos e, sobretudo, ambientais (FAO, 2011). Entretanto, o que se observa é geralmente uma flagrante dificuldade institucional dos países em fomentar a aquicultura em moldes adequados e verdadeiramente sustentáveis em relação a tais princípios. Por vezes, a legislação ambiental costuma ser tão rígida que limita o desenvolvimento da atividade, em contrapartida, sua aplicação é pouco controlada, impedindo que sejam evitados os eventuais efeitos adversos sobre o ambiente, sobre a sociedade e sobre a economia locais (EL-GAYAR e LEUNG, 2000).

O Brasil reúne condições extremamente favoráveis para a aquicultura em d'água-doce, especialmente se forem considerados seus reservatórios naturais

e artificiais. Somente tais corpos d'água concentram mais de cinco milhões de hectares, que poderiam ser aproveitados para a produção de organismos aquáticos de interesse zootécnico (BUENO *et al.*, 2008). Adicionalmente, os cultivos em gaiolas têm ganhado importância na aquicultura nacional nos últimos anos, com o aumento contínuo do número de empreendimentos instalados principalmente em reservatórios de usinas hidrelétricas (NUNES, 2012). Estima-se ser potencialmente possível produzir mais de 40 milhões de toneladas se ao menos 1% dessa área disponível vier a ser utilizada para produção intensiva de peixes em gaiolas (considerando-se uma biomassa média de 100 kg.m^{-3} e 1,5 ciclos anuais de produção). Se fosse possível atingir tal nível de produção, isso consolidaria o país como um dos maiores produtores aquícolas mundiais, tomando-se como base os dados disponibilizados pela FAO (2013a).

Contudo, o caminho para a utilização desse potencial produtivo passa obrigatoriamente pela legalização da ocupação das áreas públicas nesses reservatórios artificiais, pelo emprego de técnicas e insumos adequados por parte dos produtores e pelo monitoramento ambiental e pelo gerenciamento das áreas de cultivo.

No Brasil, o uso de grandes reservatórios para a produção de peixes em gaiolas é uma atividade relativamente recente (DIAS *et al.*, 2011). O impulso para esse crescimento foi dado a partir do estabelecimento da Política Nacional de Recursos Hídricos, em 1997, com a regularização dos usos múltiplos dos reservatórios, estando a aquicultura entre eles. Mais especificamente, através da Lei no 9.433, complementada pelo Decreto no 4.895, de 2003, e pela Instrução Normativa Interministerial nº 6, de 2004 (BUENO *et al.*, 2013). Outro

marco importante foi a Instrução Normativa Interministerial n° 7, de 2005 (BRASIL, 2005a), que determina que até 1% da área de ambientes aquáticos federais poderia ser utilizada para fins de aquicultura.

Apesar de regulamentado, o processo para a autorização de uso de áreas aquícolas individuais para fins de aquicultura no Brasil envolve trâmites bastante complexos e passa por vários órgãos e instituições públicos. Além do Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), um pedido de área aquícola individual precisa tramitar pela Agência Nacional de Águas (ANA), pela Marinha do Brasil e pela Secretaria do Patrimônio da União (SPU). Primeiro, o interessado em obter o direito de uso de uma área em espaço público prepara seu projeto técnico, seguindo as especificações definidas pela legislação. Depois, ele precisa abrir um processo no MPA, que o encaminha às demais instâncias para aprovação. Porém, mesmo que ocorra, tal aprovação não é ainda garantia de acesso do empreendedor à área pretendida, já que ele ainda terá que obter licenças ambientais junto ao órgão de meio ambiente do seu estado. Todo este processo pode levar vários anos.

A implementação de parques aquícolas, figuras jurídicas previstas na legislação, pode facilitar a autorização do uso destas áreas. Neste caso, todo o processo de identificação, demarcação, licenciamento e regularização de áreas individuais propícias à aquicultura, localizadas em um determinado espaço geográfico contínuo (os chamados “parques aquícolas”) é previamente realizado pelo MPA. Depois de concluído o processo, este ministério promove licitações (que podem ser onerosas ou não onerosas) para autorização de uso de áreas aquícolas individuais aos interessados. Neste caso, a burocracia para o empreendedor individual é muito menor e o processo mais ágil.

O programa nacional de parques aquícolas, lançado em 2003, previa uma série de ações complementares, envolvendo temas como apoio à instalação e operação dos empreendimentos, monitoramento ambiental e gestão dos parques (BUENO *et al.*, 2013). No entanto, passados mais de 11 anos do seu início, não há ainda uma definição clara dos mecanismos a serem empregados para o fomento da atividade, limitando-se, na maioria dos parques já instalados, apenas às etapas de demarcação e regularização das áreas.

Reservatórios são ambientes com hidrografia e hidrologia bastante particulares, que diferem em muito das características dos rios que os constituem ou mesmo de lagos naturais (SIMONS, 1980). Para AHIPATHY e PUTTAIAH (2006), avaliar as características individuais dos reservatórios seria imperativo para estimar sua capacidade em suportar os impactos ambientais potencialmente provocados pela aquicultura, quando somadas às cargas já provenientes de efluentes industriais, domésticos e da agricultura adjacentes, permitindo a compreensão dos processos de dispersão destes poluentes, além de sua depuração e transformação no ambiente aquático. Há necessidade de saber se o ambiente é capaz de degradar e assimilar estas cargas de poluentes sem sofrer significativas alterações significativas, que poderiam comprometer a fauna nativa e os próprios cultivos (ZHOU *et al.*, 2011).

A dispersão de poluentes em reservatórios está diretamente relacionada aos seus próprios fatores hidrológicos, como velocidades de corrente, fontes e cargas dos poluentes, além de fatores externos, como pluviosidade, ventos e aporte de outros corpos hídricos (WETZEL, 2001). Outros fatores também têm sido observados por diversos autores como sendo determinantes para a assimilação de poluentes, como o tipo de solo, o clima e as características

físico-químicas d'água, além da incidência luminosa, temperatura e micro-organismos que afetam as reações fotoquímicas e deteriorantes no reservatório (MILLER, ADAMSON e HIRST, 2001; OUYANG *et al.*, 2006; DELLAMANO-OLIVEIRA *et al.*, 2008; MELO, MOREIRA e BISINOTI, 2009).

Mesmo não sendo a atividade considerada mais impactante aos ambientes aquáticos, em comparação com a poluição causada por aquelas outras fontes poluidoras, a aquicultura efetivamente pode contribuir para a alteração dos padrões de qualidade d'água (PÁEZ-OSUNA, GUERRERO-GALVÁN e RUIZ-FERNÁNDEZ, 1999). O impacto potencial das cargas geradas pela aquicultura sobre os corpos-d'água receptores depende muito dos níveis pré-existentes de poluentes e da qualidade d'água na área onde os empreendimentos aquícolas serão implantados (BOYD e MASSAUT, 1999).

Assim sendo, a estimativa da biomassa de organismos aquáticos que podem ser cultivados num determinado ambiente depende de uma tênue relação entre as características de cada corpo hídrico receptor, bem como, do potencial poluente dos empreendimentos aquícolas nele instalados (SMITH, TILMAN e NEKOLA, 1999).

Inserido neste contexto de avaliação de corpos hídricos e de potencial poluente de cultivos de peixes para garantir sustentabilidade ambiental, a presente tese foi dividida em cinco estudos inter-relacionados para o pleno atendimento dos seguintes objetivos principais:

1. Caracterizar os empreendimentos instalados e o próprio modelo de piscicultura atualmente praticado nos reservatórios artificiais do rio

- Paranapanema e avaliar as possíveis alterações ambientais provocados por esses empreendimentos;
2. Caracterizar os padrões de qualidade d'água e os respectivos índices de estado trófico de cada um dos oitos reservatórios artificiais do rio Paranapanema;
 3. Descrever a composição centesimal e nutricional de rações comerciais utilizadas para o cultivo de tilápia em gaiolas e, a partir disso, estimar as frações não aproveitadas pelos peixes, seja por incapacidade digestiva, absorptiva ou mesmo de metabolização dos nutrientes oferecidos;
 4. Estimar a quantidade total de nutrientes potencialmente poluentes presentes nos dejetos da produção de tilápias em gaiolas, a partir de dados reais de rações comerciais e de desempenho zootécnico de cultivos presentes nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema;
 5. Aplicar modelos comumente utilizados e aceitos pelos órgãos de licenciamento, para estimar com maior precisão a capacidade de suporte de empreendimentos aquícolas no rio Paranapanema.

2. CARACTERIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE PEIXES EM GAIOLAS NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA, BRASIL

Resumo. Ao longo dos 930 km do curso do rio Paranapanema, região sul/sudeste do Brasil, estão instalados oito grandes reservatórios artificiais, nos quais, vários empreendimentos aquícolas vêm se estabelecendo nos últimos anos e esta atividade possui favorável potencial de crescimento na região. Com o presente estudo, buscou-se caracterizar a piscicultura nesta região e avaliar os impactos desta sobre o ambiente aquático local. Foram identificados 37 empreendimentos destinados à produção de peixes em gaiolas, ao longo da extensão dos oito reservatórios. Constatou-se que apenas um terço destes possuía licenciamento ambiental para poderem estar operando regularmente. Entre os anos de 2004 e 2014, 242 processos de licenciamento para implantação de novos empreendimentos aquícolas nestes reservatórios foram protocolados no governo brasileiro e apenas 42 destes foram totalmente deferidos. Caso estes novos empreendimentos sejam implantados, estima-se um aumento potencial de produção de peixe superior a 250% em curto-médio prazo. Mesmo assim, isso ainda representaria cerca de 5% do potencial máximo de exploração aquícola, de acordo com os limites impostos pela legislação. As concentrações de nutrientes (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) presentes no sedimento de fundo sob as áreas de produção de peixes são semelhantes ($p > 0,05$) àquelas encontradas em áreas distantes das pisciculturas, indicando que esta produção em atividade não causou impactos significativos ao ambiente aos respectivos reservatórios, como um todo.

Palavras-chave: Aquicultura. Licenciamento. Gaiolas. Tilápia.

Characterization and environmental impacts of fish farming in the artificial reservoirs of the Paranapanema River, Brazil

Abstract. Along the 930 kilometres of the Paranapanema River, southern/south-eastern Brazil, eight large artificial reservoirs are installed, in which several aquaculture farms have been established in recent years, and this activity has favourable growth potential in the region. With this study, we sought to characterize the fish production in this region and to assess the impacts of this production on the local aquatic environment. We identified 37 fish being produced in cages farms along the length of these reservoirs. It was noted that only one-third of these farms had environmental licensing in order to operate regularly. Between 2004 and 2014, 242 licensing processes for the deployment of new aquaculture farms in these reservoirs were submitted to the Brazilian government and just 42 were granted. If these new farms were actually deployed, the potential increase in fish production would be estimated to exceed 250% in short-to-medium term. Even so, this would still represent only 5% of the maximum potential for exploitation of fish production in these reservoirs, according to the limits imposed by the Brazilian legislation. The concentrations of nutrients (organic matter, nitrogen and phosphorus) present in bottom sediment right under the areas of fish production are similar ($p>0.05$) to those found in areas distant from the fish farms, indicating that this current production activity did not have significant a impact on the aquatic environment in each respective reservoirs or as a whole.

Keywords: Aquaculture. Cages. License Process. Tilapia.

2.1. Introdução

A aquicultura é considerada uma fonte viável para o fornecimento de proteína relativamente barata e de alto valor biológico, principalmente em países em desenvolvimento com escassez de proteína (EL-GAYAR e LEUNG, 2000). Por isso, cada vez mais, as áreas de lagos e reservatórios artificiais vêm sendo utilizadas para o cultivo de peixes (AYER e TYEDMERS, 2009; BARTON e FLOYSAND, 2010). Segundo COWX *et al.* (1998) e BORGES *et al.* (2010), a produção de peixes em reservatórios artificiais tem potencial para contribuir significativamente com a oferta mundial de pescados, com destaque para a Ásia (DE SILVA, 2002) e para a América do Sul (PETRERE, 1996).

Além da produção de alimentos, a expansão da aquicultura em reservatórios artificiais gera benefícios para as economias regionais sob a forma de emprego e renda, ao longo de toda a cadeia produtiva da aquicultura (ROSS *et al.*, 2011), constituindo-se em importante alternativa produtiva para as próprias populações afetadas pela barragem (ABERY *et al.*, 2005). Contudo, essa atividade pode também causar impactos significativos aos ambientes aquáticos e, para minimizar os riscos de que tais impactos ocorram, é fundamental que haja planejamento, respeito à legislação e, posteriormente, gestão e monitoramento ambiental dos empreendimentos instalados (NYANTI *et al.*, 2012; LING, LEE e NYANTI, 2013; RAMOS *et al.*, 2013).

No Brasil, o uso de reservatórios para a produção de peixes em gaiolas é uma atividade que tem crescido significativamente nos últimos anos (DIAS *et al.*, 2011). O impulso para esse crescimento foi dado a partir da regularização dos usos múltiplos dos reservatórios, entre eles para fins de aquicultura, com o estabelecimento da Política Nacional de Recursos Hídricos, em 1997 (BUENO

et al., 2013). Mais especificamente, por meio da Lei nº 9.433, pelo Decreto nº 4.895, de 2003, e pela Instrução Normativa Interministerial nº 6, de 2004 (BRASIL, 2004). Outro marco relevante foi a Instrução Normativa Interministerial nº 7, de 2005, que determina que até 1% da área de ambientes aquáticos da União poderia ser utilizada para aquicultura (BRASIL, 2005a).

Apesar de regulamentado, o processo para a autorização de uso de áreas individuais para fins de aquicultura no Brasil envolve trâmites bastante complexos e passa por vários órgãos públicos. Além do Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), cada processo tramita pela Agência Nacional de Águas (ANA), pela Marinha do Brasil e pela Secretaria do Patrimônio da União (SPU). Cada interessado em obter o direito de uso de uma área em espaço público submete ao MPA seu projeto técnico, seguindo as especificações definidas pela legislação. Depois, é preciso abrir um pedido para o encaminhamento às demais instâncias. Ainda assim, mesmo que ocorra o deferimento por esses órgãos acima, não é ainda garantia de acesso do empreendedor à área pretendida, já que ele ainda terá que obter licenças ambientais junto ao órgão de meio ambiente do respectivo estado. Todo este processo pode levar vários anos, o que tem incitado à implantação de inúmeros empreendimentos informais em todas as regiões do Brasil (DOTTI, VALEJO e RUSSO, 2012).

O presente estudo foi realizado nos oito principais reservatórios artificiais localizados na calha do rio Paranapanema, com os seguintes objetivos: (a) caracterizar os empreendimentos aquícolas já instalados nesses reservatórios e suas perspectivas de desenvolvimento; (b) avaliar o nível de impactos ambientais causados por tais empreendimentos, a partir da concentração de nutrientes presentes no sedimento de fundo associadas aos empreendimentos.

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Região do estudo

O rio Paranapanema é um dos afluentes do rio Paraná (Bacia do Prata). Localizado entre as latitudes 22° e 26° S e longitudes 47° e 54° O, este rio corre na direção Leste-Oeste, entre as altitudes 809 e 239 m, formando uma bacia é de cerca de 100.800 km² (JORCIN e NOGUEIRA, 2008). O rio, ao longo dos seus 930 km de extensão, marca a divisa entre as regiões Sudeste e Sul do Brasil (Figura 1).

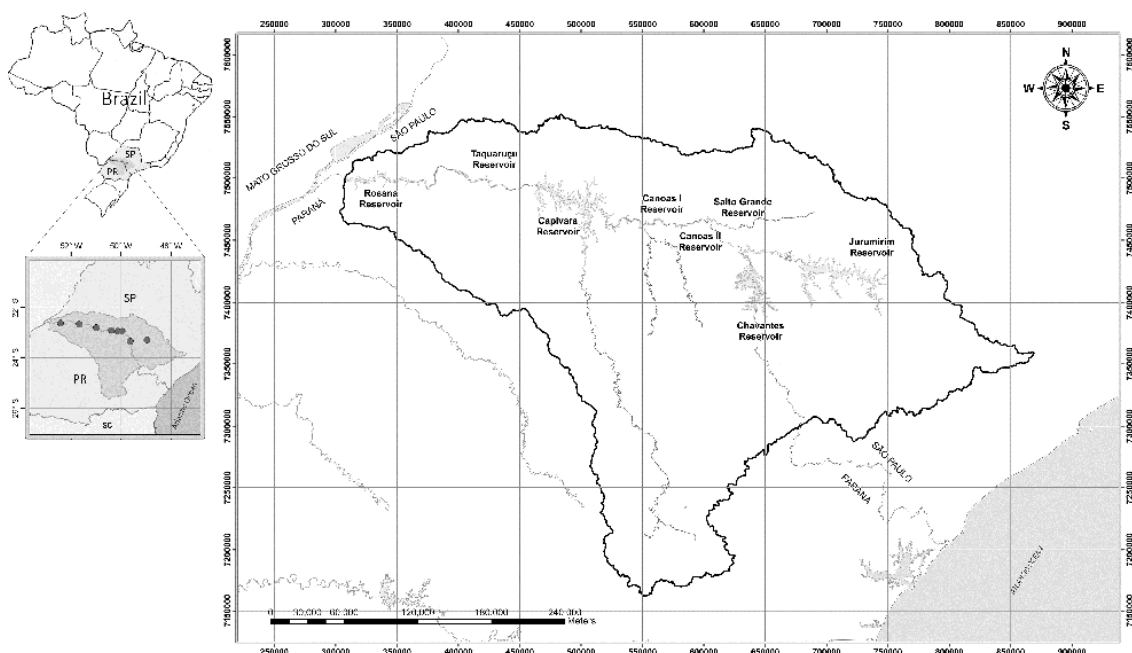


Figura 1. Posição geográfica da bacia do rio Paranapanema e disposição dos reservatórios artificiais ao longo de seu curso.

Na Tabela 1 são apresentadas as principais características de cada barragem localizada na calha do rio Paranapanema e dos seus respectivos reservatórios artificiais.

Tabela 1. Características morfométricas dos reservatórios ao longo do curso do rio Paranapanema*.

Reservatórios	Jurumirim	Chavantes	Salto Grande	Canoas II	Canoas I	Capivara	Taquaruçu	Rosana
Inauguração (ano)	1962	1971	1958	1999	1998	1978	1989	1987
Potência nominal (MW)	98	414	74	72	83	640	554	372
Comprimento total (km)	66	50	30	33	33	120	80	116
Profundidade média (m)	13	22	4	9	7	18	8	9
Profundidade máxima (m)	40	80	14	19	27	59	55	34
Superfície média (km ²)	485	400	12	23	31	576	80	220
Tempo de retenção (dias)	323	352	2	5	6	227	8	20
Estado trófico**	OT ³	OT	ET ²	MT	MT	MT	MT	MT
Posição geográfica da barragem	23°13'S 49° 14'O	23°7'S 49°43'O	22°54'S 49°59'O	22°56'S 50°15'O	22°56'S 50°31'O	22°39'S 51°21'O	22°32'S 52°0'O	23°36'S 52°52'O

* Adaptado de FELISBERTO e RODRIGUES (2005) e DUKE-ENERGY (2013). ** MT: Mesotrófico; ET: Eutrófico; OT: Oligotrófico.

A bacia do rio Paranapanema é dividida em três regiões, onde estão localizadas oito grandes barragens hidrelétricas, dispostas sequencialmente em cascata: alto Paranapanema, onde se localizam os reservatórios Jurumirim e Chavantes; médio Paranapanema, onde estão Salto Grande, Canoas II, Canoas I e Capivara; e baixo Paranapanema, onde estão os reservatórios Taquaruçu e Rosana (FELISBERTO e RODRIGUES, 2005; DUKE-ENERGY, 2013). Na Tabela 1 são apresentadas as principais características de cada barragem e dos seus respectivos reservatórios.

Três deles (Jurumirim, Chavantes e Capivara) possuem regime de acumulação e morfologia marcadamente dendrítica armazenando os maiores volumes d'água. Os outros são caracterizados por baixo tempo de retenção d'água, apresentando formato mais fluvial e regime de fio-d'água (Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Taquaruçu e Rosana; Tabela 1). Nestes reservatórios há uma predominância de condições oligomesotróficas, tendendo a mesotróficas (NOGUEIRA e JORCIN, 2006).

2.2.2. Caracterização da piscicultura na região do estudo

Para obtenção de informações que possibilitassem a identificação, georreferenciamento e caracterização dos empreendimentos aquícolas já instalados nos reservatórios do rio Paranapanema, fossem eles legais ou mesmo informais, todos os reservatórios foram percorridos de barco, por toda a sua extensão. À medida que os empreendimentos em operação foram identificados, seus respectivos responsáveis técnicos e/ou proprietários foram contatados e convidados a responder um questionário sobre os sistemas de produção utilizados, os parâmetros zootécnicos obtidos, bem como sobre suas expectativas para os próximos anos.

Foram também consultadas as informações sobre o trâmite dos processos de licenciamento de empreendimentos aquícolas protocolados no MPA, por meio do “Sistema de informação das autorizações de uso das águas de domínio da União para fins de aquicultura” – SINAU/MPA (BRASIL, 2004; 2014). Este sistema concentra e gerencia todos os processos de demanda de águas públicas para implantação de projetos de aquicultura no Brasil. A consulta a estes dados possibilitou uma visão do interesse de implantação de parques aquícolas nos reservatórios, assim como, permitiu uma projeção do crescimento da piscicultura da região em curto-médio prazo.

2.2.3. Análises de sedimentos de fundo

Amostras de sedimento foram coletadas, com o auxílio de uma draga tipo Petersen (modelo 1750-G30, Cole-Palmer Inc., EUA), em 50 pontos localizados tanto no canal principal do reservatório, como nos braços e margens, e também diretamente nas áreas de cultivos. Neste caso, a amostragem foi sempre realizada próximo ao ponto central de cada piscicultura.

As amostras foram armazenadas em embalagens plásticas identificadas e enviadas ao laboratório. As concentrações de fósforo foram determinadas pela redução de molibdato de amônio e tartarato antimônio de potássio, na presença de ácido ascórbico em meio ácido (APHA, AWWA e WEF, 2005). As concentrações de matéria orgânica foram determinadas a partir da oxidação de carbono em CO_2 e a da redução de cromo 6 à cromo 3 pela solução de dicromato de potássio com a titulação subsequente do excedente de cromato de ferro 3 (WALKLEY e BLACK, 1934). Os teores de nitrogênio foram medidos pelo método de Kjeldahl (BREMNER, 1996).

2.2.4. *Tabulação, tratamento matemático e análises estatísticas*

Os resultados, tantos das entrevistas quanto das análises de sedimentos, foram agrupados em um banco de dados unificado. Os dados para cada variável dependente foram submetidos às pressuposições para verificar a possibilidade de utilização de métodos de estatística paramétrica. Mediante a impossibilidade de utilização destes, os dados foram analisados pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparações múltiplas de grupos. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa Statistica (versão 10.0, Statsoft Inc., EUA), com 95% de confiabilidade.

2.3. Resultados e Discussão

2.3.1. *Licenciamento para implantação de parques aquícolas*

A piscicultura em gaiolas nos reservatórios do Paranapanema é realizada pelo menos desde 2000. Os primeiros pedidos de autorização de uso de áreas aquícolas individuais datam de janeiro de 2001 e as primeiras autorizações foram oficializadas em dezembro de 2002 (NOGUEIRA *et al.*, 2006). De acordo com os dados SINAU/MPA, os oito reservatórios artificiais existentes ao longo do rio Paranapanema representam, atualmente, 14% da demanda por licenciamentos para uso de ambientes aquáticos continentais no Brasil nos últimos dez anos (entre março de 2004 e maio de 2014), o que dá uma dimensão da importância destes reservatórios para o desenvolvimento da aquicultura brasileira. Neste período, foram protocolados 242 processos para o licenciamento de áreas aquícolas para a produção de peixes em gaiolas. Capivara foi o mais visado pelos interessados em autorização de uso de áreas

(79), seguido por Rosana (50) e Chavantes (40). Por outro lado, Taquaruçu recebeu sete processos e Salto Grande apenas um, em dez anos (Tabela 2).

Considerando-se conjuntamente o disposto na Instrução Normativa Interministerial n° 7, que destina até 1% das áreas dos reservatórios para fins de aquicultura (BRASIL, 2005a), e as áreas já requisitadas para implantação de empreendimentos aquícolas, o potencial máximo de implantação da piscicultura nestes oito reservatórios, caso todos os pedidos já protocolados fossem integralmente atendidos, estaria atualmente comprometido em pelo menos 18,4%, mesmo antes da implantação de qualquer parque aquícola na região. Observa-se que Canoas 2 é o reservatório com maior ocupação potencial da área máxima destinada à atividade (122,8%) e o Jurumirim aquele com maior potencial de expansão, já que a demanda seria ainda atualmente inferior a um décimo da área potencialmente disponível (Tabela 3).

Dos 242 processos protocolados, 188 (78%) deles foram deferidos pelo MPA, 54 (22%) demandam revisão/alterações por parte dos interessados e, tão somente, um (0,4%) processo foi indeferido. Esse baixíssimo índice de indeferimento pelo MPA se repete em todo o território nacional, uma vez que, entre os 1.772 processos protocolados, apenas 22 processos (1,2%) foram indeferidos. Esse dado parece indicar uma flagrante falta de rigor, ou mesmo descaso, das autoridades na avaliação dos pedidos de áreas, uma vez que muitas das áreas aquícolas solicitadas estão localizadas em áreas reconhecidamente impróprias para a implantação. Entretanto, como os processos ainda precisam obter licenças ambientais, em 10 anos apenas 42 (18%) processos obtiveram plena autorização de uso de águas para fins de aquicultura nos reservatórios do rio Paranapanema.

Tabela 2. Trâmite dos processos protocolados no Ministério da Pesca e Aquicultura para licenciamento de empreendimentos aquícolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, cadastrados no SINAU*, entre março de 2004 e maio de 2014.

Processos	Jurumirim	Chavantes	Salto Grande	Canoas II	Canoas I	Capivara	Taquaruçu	Rosana
Protocolados	29 (100%)**	40 (100%)	1 (100%)	20 (100%)	16 (100%)	79 (100%)	7 (100%)	50 (100%)
Deferidos	26 (90%)	32 (80%)	1 (100%)	16 (80%)	10 (69%)	57 (72%)	6 (86%)	39 (78%)
Indeferidos	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	1 (5%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Demanda Alterações	3 (10%)	8 (20%)	0 (0%)	3 (15%)	5 (31%)	22 (28%)	1 (14%)	11 (22%)

* Sistema de informação das autorizações de uso das águas de domínio da União para fins de aquicultura (BRASIL, 2014). ** Valores entre parênteses representam o percentual de processos deferidos/indeferidos, com relação àqueles protocolados.

Tabela 3. Áreas demandadas para instalação de parques aquícolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, conforme processos protocolados no Ministério da Pesca e Aquicultura, entre março de 2004 e maio de 2014.

Área (km ²)	Jurumirim	Chavantes	Salto Grande	Canoas II	Canoas I	Capivara	Taquaruçu	Rosana
Superfície média	485	400	12	23	31	576	80	220
Máxima permitida à aquicultura*	4,85	4,00	0,12	0,23	0,31	5,76	0,80	2,20
Demandada **	0,46	0,53	0,02	0,28	0,26	0,82	0,10	0,90
Comprometimento	9,5%	13,2%	13,7%	122,8%	83,1%	14,2%	12,6%	41,0%

* Conforme estabelecido por BRASIL (2005a). ** Informações adaptadas de BRASIL (2014).

2.3.2. Panorama atual da piscicultura na região do estudo

Dos 37 empreendimentos aquícolas destinados à produção de peixes em gaiolas localizados e identificados nos oito reservatórios, os responsáveis por 27 destes empreendimentos propuseram-se a responder o questionário estruturado para o presente estudo. As respostas apresentadas estão sintetizadas na Tabela 4. Identificou-se que piscicultura em gaiolas já vem sendo realizada, ainda que em pequena escala, em sete dos oito reservatórios, não ocorrendo apenas em Salto Grande.

Em todas as pisciculturas avaliadas, os piscicultores adquirem os alevinos de outros produtores e depois fazem a recria e a engorda de peixes, até que eles atinjam o peso de abate ou de revenda para a pesca esportiva (entre 500 e 800 g). A produção costuma ser direcionada a distribuidores (31%), aos pesqueiros (pesca esportiva) (28%) e para alguns poucos frigoríficos presentes na região (41%). Todos os produtores afirmam cultivar tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.). A preferência por essa espécie se deve a fatores como: ciclo de cultivo curto, boa aceitação de mercado, além de adequada adaptação para cultivos em gaiolas e com satisfatória conversão alimentar, o que implica em custos mais reduzidos de produção em relação a outras espécies destinadas a este sistema de cultivo (FURLANETO, AYROZA e AYROZA, 2006). Dentre os peixes que apresentam potencial para a produção em gaiolas, a tilápia do Nilo se tornou, nas últimas décadas, a espécie mais cultivada no Brasil, sendo responsável por aproximadamente 40% do volume produzido pela aquicultura nacional (MARENGONI, 2006).

Com os questionários, buscou-se também inferir o grau de experiência dos piscicultores na atividade. Foi identificado que a piscicultura nos

reservatórios do rio Paranapanema é ainda relativamente recente, uma vez que 70% dos produtores afirmaram ter iniciado seus cultivos entre um e dez anos. Contudo, 63% dos entrevistados possuem menos de cinco anos de experiência com a produção de peixes em gaiolas. Vários deles afirmaram ter experiências pretéritas com a piscicultura na região, porém, em viveiros escavados.

Mesmo sendo a assistência técnica fundamental para o aumento da produtividade e para a valorização comercial da produção (SILVA, 2001) e para garantir o aperfeiçoamento das práticas de produção e da cadeia produtiva como um todo, apenas 12 (44%) produtores têm acesso a algum tipo de assistência técnica em seus empreendimentos. Esse certamente já é será um grande gargalo para a eventual expansão da piscicultura na região, pois os piscicultores demonstram ser pouco capitalizados e ter dificuldade de acesso ao crédito, além de não haver um sistema público de assistência técnica e extensão rural suficientemente estruturado para atender a demanda atual.

A assistência técnica e a extensão rural deveriam ser um elo fundamental de ligação entre o produtor aquícola e as instâncias governamentais, as instituições de pesquisa técnica e tecnológica e, também, com o próprio mercado (KUMAR, 1999; EDWARDS, LITTLE e DEMAINE, 2002). Sem uma assistência técnica especializada, o risco de ocorrerem erros técnicos e também impactos ambientais acaba sendo potencializado e as chances de sucesso dos empreendimentos diminuem.

Por outro lado, 63% dos empreendedores afirmaram estar ligados a algum tipo de associação de produtores rurais, em sua maioria àquelas formada pelos próprios piscicultores. O objetivo primário destas organizações deveria ser o de orientar os produtores rurais quantos às práticas de cultivos,

além da difusão de tecnologias e informações mercadológicas, bem como, atuar na defesa dos interesses de seus associados frente aos órgãos reguladores (SENAR, 2011). Mas, na prática o que se observa é que a maior parte dessas associações não atua de forma efetiva, constituindo-se apenas em um meio legal de obtenção de vantagens tributárias por parte dos produtores.

De acordo com os dados apresentados pelo SINAU/MPA, 42 empreendedores estariam legalmente habilitados para operar cultivos nos reservatório artificiais do rio Paranapanema, número este compatível com os 37 cultivos identificados pelo presente levantamento de campo. Não obstante, quando avaliadas as respostas obtidas nos questionários realizados com os produtores, constatou-se que apenas um terço dos empreendimentos em operação está legalmente autorizado a exercer suas atividades produtivas. Constata-se, portanto, que aqueles 42 empreendimentos que obtiveram licenciamento não são os mesmos 37 em operação nos reservatórios.

Essa distorção corrobora com dados levantados em outras regiões do Brasil e reforçam a significativa ocupação irregular que ocorre em águas públicas no país. DOTTI, VALEJO e RUSSO (2012) estimam que pelo menos 70% dos pequenos piscicultores em águas públicas do país atua na informalidade, percentual esse equivalente ao encontrado no presente estudo.

De acordo com os produtores entrevistados, as principais razões que motivam a informalidade dos empreendimentos são: o desconhecimento da legislação vigente e/ou dos trâmites burocráticos; a dificuldade na elaboração dos projetos técnicos; e a sensação de impunidade proferida pela ineficiente fiscalização pelos órgãos públicos àqueles empreendedores irregulares.

Tabela 4. Informações obtidas por meio de questionário aplicado aos piscicultores em atividade nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema (n=27).

	Jurumirim	Chavantes	Salto Grande	Canoas II	Canoas I	Capivara	Taquaruçu	Rosana
Pisciculturas instaladas	1	4	0	5	8	14	1	4
Piscicultores entrevistados	1	3	-	3	6	11	0	3
Número total de gaiolas instaladas*	25	700	-	285	1.140	2.170	-	660
Volume útil total em gaiolas (m ³)*	130	7.850	-	1.540	8.730	9.170	-	8.070
Empreendimentos licenciados*	1	1	-	1	3	2	-	1
Pertencente a associações*	1	1	-	0	4	9	-	2
Assistência técnica (com/sem)*	0/1	2/1	-	0/3	2/4	7/4	-	1/2
Espécies cultivadas*	Tilápia	Tilápia	-	Tilápia	Tilápia	Tilápia, Pacu	-	Tilápia
Ciclos anuais*	1,8	1,4	-	1,5	1,5	1,9	-	1,5
Estocagem final média (kg m ⁻³ ciclo ⁻¹)*	115	100	-	125	105	120	-	130
Produção anual (ton)*	30	1.100	-	290	1.375	2.090	-	1.575

* Resultados limitam-se às pisciculturas entrevistadas.

2.3.3. Perspectivas de expansão da piscicultura na região do estudo

Dois terços dos piscicultores entrevistados tem interesse em expandir a produção, por meio da instalação de um número adicional de gaiolas. Entre os demais produtores, ficou evidente a intenção em buscar meios para aumentar os ganhos em produtividade e rentabilidade, mesmo sem aumento da área total cultivada.

Na visão dos piscicultores entrevistados, o desenvolvimento da piscicultura na região passa pela construção de novas unidades de abate e processamento de peixes na região norte do Paraná. Estas unidades ampliariam a demanda por peixes na região e facilitariam a comercialização da produção.

A partir dos dados do SINAU/MPA, foi possível projetar uma estimativa de crescimento, em curto/médio prazo, da produção de peixes nos reservatórios do rio Paranapanema, mesmo sem a instalação de parques aquícolas (Tabela 5). Se apenas os processos já protocolados fossem implantados, a produção total dos oito reservatórios poderia apresentar crescimento de mais de 250% (passando de 8.810 para 23.615 ton ano⁻¹). Essa estimativa condiz com as expectativas de crescimento da produção nacional de tilápias, a qual, segundo CAPOBIANCO (2013), deverá triplicar nos próximos 20 anos. Por outro lado, para a sustentabilidade econômica, ambiental, social e de governança deste crescimento, há necessidade de desenvolvimento das políticas de fomento da cadeia produtiva como um todo, de forma que esse aumento de oferta de peixes possa ser devidamente processado pela indústria e, principalmente, assimilado pelo mercado (SILVA, 2005).

Tabela 5. Estimativa de aumento de produção de peixes em gaiolas nos reservatórios do rio Paranapanema, considerando-se a produção atual e o potencial de crescimento, relativo aos novos parques aquícolas licenciados pelo SINAU/MPA¹.

Reservatórios	Produção dos 27 entrevistados (ton ano ⁻¹)	Produção dos 37 parques instalados (ton ano ⁻¹) ²	Área dos novos parques licenciados (ha)	Volume relativo em gaiolas (m ³) ³	Produção em novos parques (ton ano ⁻¹) ⁴	Produção atual + novos parques (ton ano ⁻¹)
Jurumirim	30	30	8,7	12.960	2.430	2.460
Chavantes	1.100	1.470	12,7	18.945	3.550	5.020
Salto Grande	0	0	0,0	0	0	0
Canoas II	290	480	5,2	7.815	1.465	1.945
Canoas I	1.375	1.830	1,1	1.575	295	2.125
Capivara	2.090	2.660	7,5	11.175	2.095	4.755
Taquaruçu	0	240 ⁵	1,5	2.145	400	640
Rosana	1.575	2.100	16,3	24.360	4.570	6.670
Todos	6.460	8.810	52,7	78.975	14.805	23.615

¹ Informações adaptadas de BRASIL (2014). ² Valores estimados, calculados a partir das informações obtidas dos produtores entrevistados. ³ Valores estimados, considerando-se que 10% da área útil dos parques ocupadas por gaiolas e que cada gaiola (padrão 6 m³) ocuparia 4 m². ⁴ Valores estimados, considerando-se uma estocagem final média de 125 kg m⁻³ ciclo⁻¹ produtivo, em 1,5 ciclos ano⁻¹. ⁵ A produção atual de Taquaruçu foi estimada a partir da produção anual média por empreendimento, conforme informações dos produtores entrevistados.

Independentemente de questões socioeconômicas e ambientais, o potencial máximo de crescimento dos empreendimentos aquícolas continuaria limitado pela legislação de uso de corpos hídricos da União para fins de aquicultura, regulamentada em 1% da área média dos reservatórios (BRASIL, 2005a). Considerando que a área dos oito reservatórios juntos é de 1.827 km² e usando os mesmos critérios de cálculo utilizados nas estimativas apresentadas na Tabela 5, poder-se-ia produzir mais de 500 mil ton ano⁻¹ de peixe em gaiolas. Ou seja, mesmo com todo o crescimento que se estima a curto-médio prazo, apenas 5% do potencial máximo de produção estaria sendo aproveitado. Porém, o pleno atingimento deste expressivo potencial pode ser limitado pela capacidade de suporte ambiental e mercadológica da produção, isso sem considerar a demanda de investimentos na infraestrutura da cadeia produtiva.

2.3.4. Caracterização do sedimento de fundo

Os teores de matéria orgânica e as concentrações fósforo e de nitrogênio no sedimento em diferentes pontos dos reservatórios foram aqui utilizados como indicadores do nível atual de impactos ambientais causados pelos empreendimentos já instalados nos reservatórios do rio Paranapanema e do próprio modelo produtivo praticado na região. As análises de nutrientes (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) no sedimento de fundo mostraram não haver diferenças significativas ($P > 0,05$) entre áreas com e sem piscicultura. Portanto, não há evidências de que os empreendimentos atualmente instalados nos reservatórios do rio Paranapanema estejam causando alterações significativas na composição do sedimento das áreas onde estão instaladas, conforme for apresentado na Tabela 6.

Tabela 6. Concentrações médias de nutrientes presentes no sedimento de fundo dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema (n=50).

Reservatório	n	Matéria Orgânica (%)	Nitrogênio (g dm ⁻³)	Fósforo (mg kg ⁻¹)
Jurumirim	4	7,34 (±0,70) ^{a*}	3,67 (±0,35) ^a	6,25 (±2,39) ^b
Chavantes	11	2,37 (±0,44) ^b	1,18 (±0,22) ^b	3,24 (±1,50) ^{bc}
Salto Grande	2	2,92 (±1,00) ^b	1,46 (±0,50) ^b	1,33 (±3,38) ^c
Canoas 2	5	3,35 (±0,64) ^b	1,68 (±0,32) ^b	3,28 (±2,18) ^{bc}
Canoas 1	8	2,97 (±0,50) ^b	1,48 (±0,25) ^b	3,81 (±1,69) ^{bc}
Capivara	14	2,10 (±0,42) ^b	1,05 (±0,21) ^b	9,38 (±1,44) ^{ab}
Taquaruçu	2	1,56 (±1,00) ^b	0,78 (±0,50) ^b	15,48 (±3,38) ^a
Rosana	4	2,62 (±0,81) ^b	1,30 (±0,41) ^b	5,50 (±2,76) ^b
Áreas sob Pisciculturas	17	2,82 (±1,11)	1,41 (±0,55)	4,31 (±2,39)
Demais Áreas	33	2,92 (±2,21)	1,46 (±1,11)	7,38 (±4,38)
TODOS	50	2,89 (±1,90)	1,44 (±0,95)	6,34 (±3,29)
Probabilidade				
Reservatórios		0,008	<0,001	0,016
Piscicultura		0,273	0,438	0,675
Reserv * Piscicult		0,698	0,174	0,027

^a Letras distintas em uma mesma coluna diferem (P<0,05) pelo teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

* Valores entre parenteses representam o erro padrão das respectivas médias apresentadas.

Os resíduos sólidos gerados pela piscicultura em gaiolas são ricos em matéria orgânica, nitrogênio e fósforo e tendem a sedimentar e se depositar no leito dos reservatórios, próximos às estruturas de cultivo, podendo provocar alterações ambientais significativas (GREY, WALDRON e HUTCHINSON, 2004). GONDWE, GUILDFORD e HECKY (2011) observaram que em locais com velocidade de corrente acima de 9,3 cm s⁻¹ esses sedimentos eram dispersos, minimizando e até evitando os impactos ambientais, o que ressalta a importância da escolha de áreas com boa circulação d'água para a instalação das gaiolas. Mesmo assim, aspectos como a má qualidade nutricional das

rações utilizadas ou práticas inadequadas de arraçoamento e de densidades de estocagem, podem agravar as perdas de nutrientes e provocar aumento das taxas locais de sedimentação (GONDWE, GUILDFORD e HECKY, 2011).

Os resultados aqui encontrados tem provável relação com o nível ainda incipiente da piscicultura em operação nos reservatórios do rio Paranapanema. A atividade vem sendo desenvolvida, em sua grande maioria, há menos de cinco anos e basicamente por pequenos produtores, sendo ainda baixa a carga de nutrientes aportada ao sedimento nas áreas de cultivo. TROELL e BERG (1997) compararam as concentrações de carbono, nitrogênio e fósforo no sedimento de fundo antes e após a implantação de pequenos (<10 ton peixe ha^{-1} ano $^{-1}$) e grandes (>20 ton peixe ha^{-1} ano $^{-1}$) cultivos de tilápias do Nilo em gaiolas e observaram que só houve alterações significativas sob os grandes.

Por outro lado, TLUSTY *et al.* (2000) observaram que aspectos relacionados às praticas de cultivo, como arraçoamento e densidade de estocagem, e às características hidrodinâmicas do local de instalação das pisciculturas sejam mais relevantes do que a biomassa de peixes produzidos, em si. Por essa razão, os resultados encontrados pelo presente estudo não permitem que sejam desconsiderados que impactos ambientais venham a ocorrer em escala local, mesmo que não haja aumento de produção. Isso porque, até então, a escolha das áreas para a instalação dos empreendimentos não tem sido feita baseada em critérios ambientais ou mesmo legais, como se espera, mas sim por razões essencialmente operacionais (como facilidade de acesso e de vias para escoamento da produção, ou ainda, proximidade às áreas privadas pertencentes aos proprietários). Além disso, há o agravante da baixa tecnificação e falta de assistência especializada aos empreendimentos.

2.4. Conclusão

A piscicultura em gaiolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema ainda é pouco expressiva em relação ao seu potencial natural e legal; é desenvolvida principalmente por pequenos produtores, em sua maioria, não legalizados; de baixo nível de tecnificação e com pouco acesso à assistência técnica; apresentando baixo nível de organização social e enfrentando dificuldades na cadeia de comercialização de seus produtos. Com a efetivação do programa federal de incentivo à aquicultura em parques aquícolas, o número de empreendimentos na região deverá sofrer sensível acréscimo, em médio prazo.

Apesar de não terem sido registradas indícios de alterações ambientais associadas ao aumento de nutrientes nos sedimentos de fundo em áreas de piscicultura, os riscos de impactos ambientais pela atividade são reais e precisam ser constantemente monitorados, o que não vem ocorrendo mesmo nas áreas aquícolas já licenciadas. Então, regularizar e legalizar todos os empreendimentos aquícolas em operação é uma etapa fundamental para a instalação ordenada dos empreendimentos aquícolas na região do Paranapanema e no Brasil, como um todo. Mas, apenas isso não basta para se promover o desenvolvimento da atividade. É imperativo que, paralelamente, o Governo Federal implante programas e estratégias de fomento para a minimização daqueles desafios técnicos e comerciais enfrentados pelos produtores, extensamente identificados no presente estudo.

3. CARACTERIZAÇÃO E MODELAGEM DA QUALIDADE D'ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA, BRASIL, COMO SUBSÍDIO À INSTALAÇÃO DE PARQUES AQUÍCOLAS

Resumo. A caracterização da qualidade d'água dos corpos hídricos é fundamental na avaliação de impactos ambientais causados pela aquicultura, assim como é uma importante ferramenta para orientação do processo de escolha de áreas para a implantação de novos empreendimentos aquícolas. O presente estudo objetivou caracterizar os padrões atuais de qualidade d'água e também simular a qualidade da água em condições críticas de vazão, dos oito grandes reservatórios artificiais existentes na calha do rio Paranapanema. Para isso, foram utilizados dados primários, séries históricas de qualidade de água registradas entre 2001 e 2011 e, por meio de modelagem da qualidade da água realizadas através do pacote computacional MOHID, determinados os respectivos Índices de Estado Trófico (IET) para cada reservatório. Os resultados indicaram que os reservatórios estudados podem ser classificados entre oligotróficos e mesotróficos. As áreas atualmente já eutrofizadas são minoria, representando, em média, cerca de 1% da área total dos reservatórios, com exceção de Jurumirim, onde chegariam a aproximadamente 5% da sua área. Os reservatórios do rio Paranapanema apresentam padrões adequados de qualidade d'água para a prática da aquicultura. Ainda assim, é necessário precaução na escolha de áreas para que novos parques aquícolas, evitando-se aquelas áreas mais susceptíveis à eutrofização.

Palavras-chave: Piscicultura. Estado trófico. Parques Aquícolas.

Characterization and modelling of water quality in the artificial reservoirs of the Paranapanema River, Brazil, as a subsidy for the deployment of aquaculture parks

Abstract. The characterization of the quality of water bodies is crucial for the assessment of environmental impacts caused by aquaculture, as it is an important tool to guide the choice of areas for the deployment process of new aquaculture parks. The present study aimed to characterize the current standards of water quality and to simulate that water quality in critical flow conditions in the eight large artificial reservoirs along the Paranapanema River. We used primary data and time series of water quality recorded between 2001 and 2011, and by modelling the water quality conducted by MOHID computational package, we determined the respective Trophic State Index (TSI) for each reservoir. The results indicated that the reservoirs can be classified between oligotrophic and mesotrophic. The areas currently eutrophic are a minority, representing, on average, about 1% of the total area of the reservoirs, except in Jurumirim, for which about 5% of its area would be eutrophic. These reservoirs of the Paranapanema River have adequate water quality standards for the practice of aquaculture. Nevertheless, caution is needed in selecting areas for new aquaculture parks and avoiding those areas that are more susceptible to eutrophication.

Keywords: Aquaculture Parks. Fish Farming. Trophic State.

3.1. Introdução

A água-doce é um elemento indispensável à vida na Terra, mas também um recurso finito, não renovável e de distribuição escassa e irregular no planeta (FAO, 2003). Ainda assim, o crescimento populacional desordenado, associado ao desenvolvimento industrial, agrícola, pecuário e aquícola, têm sido responsáveis pela aceleração no ritmo de degradação da qualidade d'água de rios, lagos e reservatórios artificiais (MURPHY *et al.*, 2003). De acordo com proposta das Organizações das Nações Unidas, durante a Rio-92, cada nação deveria implementar políticas que permitissem um equilíbrio entre o crescimento econômico-social e a proteção destes recursos hídricos, baseado em modelos de desenvolvimento ecologicamente sustentáveis (ONU, 1992). Entretanto, passados mais de 20 anos deste acordo, os desafios à implantação de modelos de gerenciamento mais eficientes e racionais de uso dos recursos hídricos parecem ser cada vez maiores, mais complexos e mais distantes de serem superados (BAGATIN *et al.*, 2014).

O rio Paranapanema é um dos afluentes do rio Paraná (Bacia do Prata). Localizado entre as latitudes 22° e 26° S e longitudes 47° e 54° O, este rio corre na direção Leste-Oeste, entre as altitudes 809 e 239 m, formando uma bacia de cerca de 100.800 km² (JORCIN e NOGUEIRA, 2008). O rio, ao longo dos seus 930 km de extensão, marca a divisa entre as regiões Sudeste e Sul do Brasil. Os oito grandes reservatórios existentes neste rio (Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana) deverão, ao longo dos próximos anos, ser alvo de um amplo programa do governo brasileiro de fomento à instalação de parques aquícolas destinados ao cultivo de peixes em gaiolas.

A aquicultura, porém, é uma das atividades antrópicas que têm encontrado grandes dificuldades para se moldar aos requisitos de sustentabilidade ambiental (ELER e MILLANI, 2007), especialmente quando desenvolvida em grandes reservatórios (DEUS *et al.*, 2013; GARCIA *et al.*, 2014). Uma das alterações ambientais mais comumente associadas à aquicultura em água-doce é a eutrofização (BLACK, 2000). Os resíduos sólidos (restos de ração e fezes) e solúveis (excreções renais e perdas endógenas) originados a partir do processo produtivo de peixes cultivados são diretamente lançados n'água dos reservatórios, podendo promovendo aumento das concentrações de nutrientes, especialmente de fósforo e nitrogênio (MONTANHINI e OSTRENSKY, 2013). Dependendo da carga destes nutrientes aportada ao ambiente, pode haver alteração significativa das comunidades planctônicas, com conseqüente desequilíbrio do ecossistema aquático e aumento progressivo do grau de degradação da qualidade d'água. Um dos efeitos comumente associado a tal alteração é a diminuição das concentrações locais de oxigênio dissolvido, o que compromete a sobrevivência das espécies de peixes produzidas e também da fauna nativa da região (DEMIR *et al.*, 2001; CONLEY *et al.*, 2009; GUO *et al.*, 2009).

O Índice de Estado Trófico (IET), que pode ser calculado com base em parâmetros como biomassa planctônica, concentrações de fósforo ou clorofila, transparência ou condutividade elétrica da água, ou ainda a partir da combinação entre esses parâmetros, vem sendo utilizado como ferramenta no monitoramento do grau de eutrofização de ambientes aquáticos (ZHENGJUN, JIANMING e GUISEN, 2008; SULIS, BUSCARINU e SECHI, 2011; CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI, 2013). Através do uso desse índice, os

ecossistemas aquáticos podem ser classificados de acordo com seu grau de trofia (BUENO *et al.*, 2008), possibilitando um planejamento e gerenciamento mais seguro dos empreendimentos aquícolas instalados em reservatórios.

Neste contexto e para embasar o planejamento do processo de instalação e o posterior monitoramento ambiental dos parques aquícolas que o governo brasileiro pretende instalar nos grandes reservatórios do rio Paranapanema, o presente estudo teve como objetivo caracterizar os padrões atuais de qualidade d'água e determinar os IET ao longo de toda a extensão desses reservatórios.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Análise da qualidade d'água

Para caracterização da qualidade d'água nos reservatórios do Paranapanema, foram avaliadas séries históricas de dados de limnologia, complementadas com dados primários gerados em uma grande campanha amostral, abrangendo a totalidade dos oito reservatórios dispostos em cascata ao longo desse rio: Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana (Figura 2).

Para obtenção dos dados históricos de qualidade d'água, gerados entre 2000 e 2011, foram realizadas pesquisas sistemáticas em bases de referência indexadas e sites especializados. Também foram realizados contatos com pesquisadores e técnicos de universidades, instituições de pesquisa e de meio ambiente que desenvolvem trabalhos de monitoramento da qualidade d'água na região, além da Duke-Energy do Brasil, concessionária responsável pelas

oito usinas hidrelétricas. Os dados brutos e também os documentos obtidos (registros, relatórios, artigos de periódicos, dissertações e teses) foram selecionados de acordo com critérios como: a disponibilidade de dados, descrição da metodologia utilizada para a obtenção desses dados, a indicação geográfica dos pontos de amostragem, as datas de coleta, entre outros.

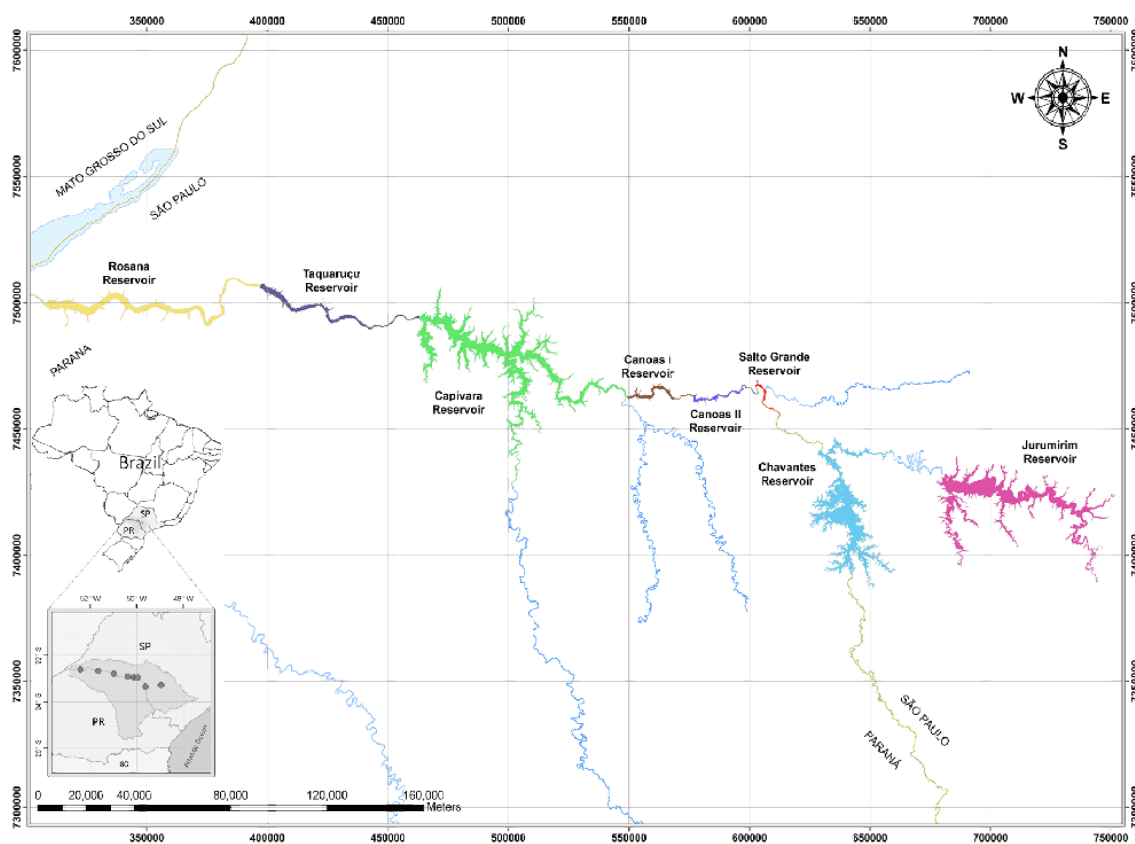


Figura 2. Disposição geográfica dos reservatórios artificiais localizados na calha do rio Paranapanema.

As amostras para obtenção dos dados primários foram realizadas em diversos setores pré-determinados de cada reservatório, de forma a se caracterizar sempre as áreas de maior influência na determinação da qualidade d'água dos reservatórios, incluindo o canal central, os principais braços e margens, além das áreas onde já existem empreendimentos aquícolas

instalados. As amostras d'água foram coletadas de acordo com a metodologia estabelecida por APHA, AWWA e WEF (2005), com a utilização de uma garrafa do tipo Von Dorn, de 5 litros. Em cada ponto foram coletadas amostras em três profundidades (superfície, meia água e fundo). *In situ*, com auxílio de um oxímetro digital (modelo YSI 550A, YSI-Xylem Inc., EUA), eram medidas as concentrações de oxigênio dissolvido e a temperatura d'água. O pH foi determinado através de pHmetro digital (modelo AZ-86505, AZ Instrument Corp., Taiwan). Também foi utilizada uma sonda multi-paramétrica (modelo Manta2 4.0, Eureka Environmental Inc., EUA) para medição *in situ* e confirmatória da concentração de oxigênio dissolvido, temperatura e pH, além da condutividade elétrica e turbidez. A transparência d'água foi analisada com auxílio de um disco de Secchi. As amostras coletadas eram imediatamente resfriadas, acondicionadas em caixas térmicas e transportadas até uma base em terra, onde eram filtradas através de filtro de fibra (modelo Whatman 934-AH, Sigma-Aldrich Co. LLC., EUA) e acondicionadas para o transporte até o laboratório.

Em laboratório, as amostra foram submetidas às seguintes análises: concentração de fósforo total e de fosfato; concentração de nitrogênio total, amônia, nitrato e nitrito; e clorofila α (ASTM, 1994; APHA, AWWA e WEF, 2005). Os resultados das análises físico-químicas da qualidade d'água foram agrupados num único banco de dados, permitindo a correlação entre as respectivas variáveis. As análises estatísticas foram realizadas pelo programa Statistica (versão 10.0, Statsoft Inc., EUA), com 95% de confiabilidade.

3.2.2. Cálculo do Índice de Estado Trófico

O cálculo do IET, utilizado para determinar os estado tróficos dos reservatórios, seguiu metodologia proposta por CARLSON (1977) e modificada por CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI (2013), utilizando-se as equações a seguir. Os resultados obtidos foram interpretados de acordo com as classes apresentadas na Tabela 7:

$$IET = \frac{2 \times (IET_P + IET_{chl}) + IET_{TDS}}{5}$$

$$IET_P = 10 \times \left\{ 6 - \left[\frac{1,77 - (0,42 \times \ln P)}{\ln 2} \right] \right\}$$

$$IET_{chl} = 10 \times \left\{ 6 - \left[\frac{0,92 - (0,34 \times \ln chl)}{\ln 2} \right] \right\}$$

$$IET_{TDS} = 10 \times \left[6 - \left(\frac{\ln TDS}{\ln 2} \right) \right]$$

Onde:

IET → Índice de Estado Trófico (IET) calculado para o corpo-d'água;

IET_P → IET, em função do teor de fósforo total;

P → Teor de fósforo total n'água, em mg m^{-3} ;

IET_{chl} → IET, em função do teor de clorofila α ;

chl → Teor de clorofila α n'água, em mg m^{-3} .

IET_{TDS} → IET, em função da transparência d'água;

TDS → Transparência d'água medida por disco de Secchi, em m.

Tabela 7. Classes de estado trófico, com os referentes valores de Índice de Estado Trófico (IET) e respectivas alterações observadas nos corpos-d'água*.

Classe Trófica	IET	Características dos corpos-d'água
Ultra-oligotrófico	<47	Água muito limpa; concentrações insignificantes de nutrientes; adequada qualidade d'água para diversos usos.
Oligotrófico	$47 \leq \text{IET} < 52$	Água limpa; pequena concentração de nutrientes; sem interferências indesejáveis na qualidade d'água.
Mesotrófico	$52 \leq \text{IET} < 59$	Água com intermediária concentração de nutrientes; possíveis implicações sobre a qualidade d'água, em níveis aceitáveis.
Eutrófico	$59 \leq \text{IET} < 63$	Água com redução da transparência; alta concentração de nutrientes; alterações indesejáveis na qualidade d'água; aumento na presença de algas.
Supereutrófico	$63 \leq \text{IET} < 67$	Água com baixa transparência; alta concentração de nutrientes; alterações indesejáveis na qualidade d'água; frequente floração de algas.
Hipereutrófico	≥ 67	Água alta turbidez; elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes; comprometimento acentuado na qualidade d'água; intensa floração de algas; ocorrência de mortandades de peixes.

* Adaptado de CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI (2013).

3.2.3. Modelagem da qualidade d'água

Os dados primários e secundários obtidos foram utilizados para a modelagem da qualidade de água dos oito reservatórios estudados utilizando-se o pacote computacional MOHID (Marine Environment & Technology Center, Portugal). Através do módulo de qualidade da água do MOHID foram simulados os seguintes parâmetros: temperatura, oxigênio dissolvido, fitoplâncton, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato.

O processo de modelagem envolveu as seguintes etapas: (1) delimitação da malha de cálculo; (2) adequação dos dados primários às camadas de estratificação; (3) definição dos cenários de vazão; (4) avaliação dos aportes à montante e por corpos tributários; (5) projeção da circulação hidrodinâmica; (6) calibração dos modelos; e (6) simulação final dos cenários.

Foram considerados modelos tridimensionais georreferenciados para que se obtivesse uma visualização detalhada tanto da circulação quanto dos processos de estratificação da coluna-d'água, delimitando as unidades de modelagem, denominadas "células", com diferentes padrões de qualidade d'água. O número de células presentes nas respectivas malhas de cálculo foi determinado com base na área e na batimetria de cada reservatório, assim como na disposição dos pontos amostrados. A resolução horizontal das malhas variou de 150x150 m (22.500 m²) a 50x50 m (2.500 m²), de acordo com as áreas dos reservatórios. Verticalmente, foram consideradas três ou quatro camadas em cada reservatório, definidas de acordo com suas profundidades.

Durante a campanha para obtenção de dados primários, foram obtidos os dados batimétricos georreferenciados de todos os reservatórios, a partir do uso de GPS digital (modelo R-130, Hemisphere GPS Inc., Canadá) e de um ecobatímetro (modelo SDE-28, South Surveying & Mapping Instrument Co. Ltd., China) acoplados à lateral de um barco. Os dados foram obtidos seguindo-se seções transversais e longitudinais ao canal principal (pré-determinadas), distanciadas entre 100 e 1.000 m umas das outras, de acordo com a área de cada reservatório e suas características morfológicas locais. Ao todo, foram percorridos cerca de 4.000 km sobre essas seções, ao longo de 188 dias.

Os dados batimétricos, associados aos dados primários de padrões de qualidade d'água das amostras coletadas em diferentes profundidades, foram utilizados para determinação e caracterização das camadas de estratificação da coluna-d'água de cada reservatório. Foram consideradas as seguintes camadas verticais: superfície, meio da zona eufótica, final da zona eufótica e fundo. Em zonas mais rasas foram consideradas apenas três camadas, sendo considerada apenas uma na zona eufótica. Considerando que as distribuições de profundidades eram distintas entre os reservatórios, os dados de batimetria foram interpolados para a determinação das profundidades-limite entre essas três/quatro camadas, referente a cada reservatório estudado.

Nos modelos, foram definidos níveis e vazões constantes, a partir da média da série histórica de cada reservatório, registradas entre os anos de 2000 até 2010. Com base nos dados históricos de vazão obtidos de períodos secos e chuvosos (segundo informações do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET), dois cenários foram simulados para prever as condições extremas encontradas nos reservatórios: “vazões intensas” ou “vazões críticas”. Ordenando-se todos os dados de vazão obtidos, foram atribuídos ao cenário de hidrodinâmica crítica os valores obtidos até o percentil 5% e, ao cenário de hidrodinâmica intensa, os valores acima do percentil 95%.

Por se tratar de um sistema de reservatórios em cascata, considerou-se que a descarga d'água proveniente dos reservatórios à montante interfere diretamente nos padrões de qualidade d'água daqueles localizados à jusante. Somada a esta descarga em cascata, há ainda o aporte d'água proveniente de corpos hídricos tributários, cujas particularidades hidrológicas interferem nos respectivos reservatórios, mais ou menos significativamente, dependendo da

sua vazão. Em termos gerais, a maior parte dos dados de vazão obtidos no estudo realizado nos reservatórios do Rio Paranapanema se restringiu a este rio e a alguns tributários. Contudo, para Jurumirim (reservatório mais à montante na cascata), as vazões dos seus tributários foram obtidas pela contribuição percentual dos tributários pela vazão registrada nos períodos seco e chuvoso.

Ainda assim, foi preciso considerar o efeito dos fenômenos de circulação d'água e ação de ventos internamente nos reservatórios. Estes, por sua vez, sofrem variações significativas associadas à morfologia majoritária dos reservatórios (dendrítica ou de fio-d'água), topografia de fundo e das correntes dos corpos tributários. Para tanto, o MOHID foi parametrizado para detalhar e integrar essa complexa rede de informações hidrodinâmicas, permitindo a simulação da interferência dos padrões de qualidade d'água entre as células da malha de cálculo, em cada reservatório.

A calibração do modelo de qualidade d'água consistiu em encontrar a parametrização matemática do MOHID que melhor se ajustasse a dados reais. Como os dados existentes referentes aos reservatórios estudados são relativamente escassos, os modelos foram ajustados para representar, com a máxima precisão possível, os valores mais comuns registrados nos reservatórios (dados medianos da série histórica, além dos dados primários de qualidade da água obtidos).

Os dados do período chuvoso foram utilizados para a calibração do modelo, enquanto que aqueles do período seco foram utilizados para verificar a validade da parametrização calibrada. A calibração dos modelos foi focada nos

parâmetros de maior interesse, relativos ao cálculo do IET (compostos nitrogenados e fosfatados, transparência e clorofila α).

Ao final da modelagem, obtiveram-se como produtos as simulações individualizadas de padrões de qualidade d'água, para cada uma das células das malhas de cálculo dos reservatórios, para os cenários propostos. Foram, então, determinados os respectivos valores de IET de cada célula. Como o objetivo do estudo era estimar o potencial poluente da produção de peixes em gaiolas nestes reservatórios, foram considerados os valores máximos simulados de fósforo total e de clorofila α e mediante condições mais críticas de vazão para a determinação dos valores individuais de IET.

Os resultados finais foram apresentados na forma de mapas, identificando-se com cores distintas os estados tróficos referentes aos IET determinados para toda a extensão dos oito reservatórios estudados.

3.3. Resultados e Discussão

O conhecimento dos padrões de qualidade d'água é fundamental para o sucesso dos empreendimentos dedicados ao cultivo de organismos aquáticos, seja pela sua importância na sobrevivência e no desempenho zootécnico das espécies cultivadas, como também para avaliar a capacidade do ambiente em receber e processar os efluentes oriundos dos empreendimentos aquícolas, sem que ocorram alterações significativas nestes padrões (BOYD e TUCKER, 1998).

Os resultados para os padrões de qualidade d'água dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, com base em dados históricos, estão apresentados nas Tabelas 8 e 9.

Tabela 8. Características físico-químicas d'água dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, de acordo com dados históricos.

Reservatório	n	Temperatura (°C)*	Temperatura da superfície (°C)**	Cond. Elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	O ₂ Dissolvido (g m^{-3})	pH	Turbidez (NTU)	Transparência (m)
Jurumirim	505	21,13 ($\pm 1,79$)	25,52 ($\pm 1,02$)	50,30 ($\pm 9,52$)	7,05 ($\pm 1,14$)	7,19 ($\pm 1,07$)	10,88 ($\pm 4,11$)	1,49 ($\pm 0,93$)
Chavantes	781	21,56 ($\pm 1,86$)	24,26 ($\pm 1,79$)	56,09 ($\pm 6,58$)	6,35 ($\pm 1,33$)	7,11 ($\pm 0,28$)	12,80 ($\pm 5,80$)	2,21 ($\pm 1,06$)
Salto Grande	180	20,39 ($\pm 1,51$)	23,12 ($\pm 0,58$)	59,24 ($\pm 7,78$)	7,57 ($\pm 1,18$)	7,09 ($\pm 0,31$)	20,02 ($\pm 4,47$)	2,02 ($\pm 0,94$)
Canoas II	225	20,80 ($\pm 1,09$)	23,45 ($\pm 0,27$)	63,40 ($\pm 14,12$)	7,01 ($\pm 1,19$)	7,03 ($\pm 0,29$)	45,43 ($\pm 5,78$)	2,05 ($\pm 0,39$)
Canoas I	238	20,17 ($\pm 1,36$)	22,81 ($\pm 0,57$)	55,62 ($\pm 6,39$)	7,17 ($\pm 1,36$)	7,04 ($\pm 0,36$)	10,43 ($\pm 1,50$)	2,69 ($\pm 0,44$)
Capivara	314	20,03 ($\pm 1,31$)	21,64 ($\pm 1,29$)	62,18 ($\pm 8,47$)	7,60 ($\pm 0,99$)	7,39 ($\pm 0,36$)	12,33 ($\pm 1,47$)	2,14 ($\pm 0,97$)
Taquaruçu	795	20,16 ($\pm 0,93$)	23,07 ($\pm 0,67$)	57,97 ($\pm 9,76$)	7,71 ($\pm 0,90$)	7,33 ($\pm 0,35$)	11,50 ($\pm 1,26$)	1,99 ($\pm 0,56$)
Rosana	130	22,29 ($\pm 0,93$)	25,76 ($\pm 1,24$)	51,58 ($\pm 22,38$)	7,30 ($\pm 0,98$)	6,91 ($\pm 0,53$)	8,85 ($\pm 2,35$)	2,08 ($\pm 0,60$)

* Média de valores de temperatura obtidos para amostras de água coletadas em qualquer profundidade. ** Média de valores de temperatura obtidos para amostras de água coletadas em profundidades de até 2,5 m. *** Valores entre parenteses representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

Tabela 9. Padrões de qualidade d'água dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, de acordo com dados históricos.

Reservatório	n	Clorofila α (mg m^{-3})	Fósforo Total (mg m^{-3})	Ortofosfato (mg m^{-3})	Nitrato (g m^{-3})	Nitrito (mg m^{-3})	Amônia (g m^{-3})	Nitrogênio Total (g m^{-3})
Jurumirim	505	3,12 ($\pm 2,62$)*	37,75 ($\pm 12,59$)	12,16 ($\pm 1,85$)	0,27 ($\pm 0,15$)	4,07 ($\pm 1,94$)	0,10 ($\pm 0,06$)	0,91 ($\pm 0,18$)
Chavantes	781	1,22 ($\pm 1,32$)	31,36 ($\pm 7,85$)	13,10 ($\pm 4,08$)	0,26 ($\pm 0,06$)	10,34 ($\pm 1,53$)	0,07 ($\pm 0,01$)	0,80 ($\pm 0,22$)
Salto Grande	180	0,70 ($\pm 0,50$)	48,67 ($\pm 9,84$)	16,15 ($\pm 1,82$)	0,35 ($\pm 0,07$)	1,55 ($\pm 0,23$)	0,18 ($\pm 0,06$)	0,78 ($\pm 0,11$)
Canoas II	225	1,88 ($\pm 2,42$)	40,45 ($\pm 15,65$)	16,57 ($\pm 2,19$)	0,30 ($\pm 0,12$)	2,61 ($\pm 0,11$)	0,24 ($\pm 0,04$)	0,65 ($\pm 0,13$)
Canoas I	238	2,44 ($\pm 5,79$)	38,33 ($\pm 8,84$)	15,12 ($\pm 1,87$)	0,39 ($\pm 0,15$)	2,20 ($\pm 0,80$)	0,24 ($\pm 0,03$)	0,81 ($\pm 0,08$)
Capivara	314	0,73 ($\pm 0,38$)	33,18 ($\pm 8,25$)	17,99 ($\pm 1,91$)	0,20 ($\pm 0,13$)	4,63 ($\pm 1,98$)	0,17 ($\pm 0,07$)	0,65 ($\pm 0,13$)
Taquaruçu	795	1,10 ($\pm 0,62$)	35,42 ($\pm 8,56$)	17,93 ($\pm 2,13$)	0,42 ($\pm 0,19$)	2,10 ($\pm 1,04$)	0,24 ($\pm 0,06$)	0,70 ($\pm 0,12$)
Rosana	130	3,42 ($\pm 2,11$)	30,71 ($\pm 10,76$)	10,84 ($\pm 1,82$)	0,23 ($\pm 0,07$)	9,91 ($\pm 1,29$)	0,20 ($\pm 0,06$)	0,74 ($\pm 0,27$)

* Valores entre parentes representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

Os valores médios registrados de temperatura d'água (entre 20 e 23 °C) estão abaixo dos 29,9 °C estimados por (QIANG *et al.*, 2012) como ideais para o desempenho zootécnico da tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* L., principal espécie cultivada nestes reservatórios, ainda que estejam dentro dos limites mínimos recomendados por ATWOOD *et al.* (2003) para o cultivo da espécie. Mesmo quando considerado a temperatura de superfície, medida em amostras d'água coletadas até 2,5 m de profundidade, que seria a porção da coluna que com influência direta às gaiolas de cultivo de peixes, a temperatura não ultrapassou a faixa dos 28 °C. Por isso, apesar de ser tecnicamente viável o cultivo da espécie nos reservatórios do Paranapanema, essa não é a região com maior potencial térmico para o cultivo de tilápias no Brasil.

De acordo com os padrões estabelecidos pela legislação brasileira para diferentes usos d'água (BRASIL, 2005b), as concentrações de oxigênio dissolvido, de compostos nitrogenados, de clorofila α , assim como as características físicas de condutividade elétrica, transparência e pH, registrados nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema podem ser classificados como adequados para a prática da aquicultura. Contudo, as concentrações de fósforo registradas em todos os reservatórios foram superiores àquelas consideradas como limite máximo estabelecido pela legislação (até 30 mg m⁻³, em ambientes lênticos e até 50 mg m⁻³, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico). Apesar de não ser diretamente limitante à sobrevivência e ao desempenho dos peixes cultivados, o aumento das concentrações de fósforo nos ecossistemas aquáticos é considerado como a principal causa do aumento da produtividade primária e da biomassa fitoplânctônica (HARPER, 1992; AZIM *et al.*, 2004).

Os valores de IET dos reservatórios estudados, calculados a partir de dados históricos e primários, variaram entre 50 e 54, o que os classificaria como oligotróficos (IET < 52) e mesotróficos (IET > 52) (Tabela 10). Porém, a grande maioria deles apresenta valores muito próximos ao limite entre essas duas categorias, fazendo com que todos pudessem ser incluídos em uma ou outra categoria caso considerados apenas os limites inferiores ou superiores dos desvios padrões calculados. Estes resultados são corroborados por trabalhos recentes realizados nestes reservatórios por PAGIORO *et al.* (2005) e NOGUEIRA *et al.* (2006), que também os classificaram como sendo oligo-mesotrófico, podendo ocorrer situações de eutrofia em alguns braços e em determinadas épocas do ano.

A variação no cálculo do IET é fortemente dependente das cargas de fósforo aportadas ao ambiente aquático. Isso se deve a importância do teor de fósforo no cálculo do IET, além da promoção de aumento da biomassa fitoplantônica (representada por clorofila α) por este nutriente, a qual, por sua vez, implica na diminuição da transparência, que são as outras duas variáveis para a determinação do IET (SULIS, BUSCARINU e SECHI, 2011). Ainda assim, outros fatores que também podem estar associados às alterações de estado trófico, como o regime de estratificação, profundidade média, tempo de retenção, interações tróficas, área superficial e profundidade da zona de mistura de estratificação (REYNOLDS *et al.*, 2002). Cabe ressaltar ainda a importância da variação temporal da biomassa fitoplantônica, pois embora isto seja implicitamente aceito, os esforços despendidos para a mensuração e compreensão desta variabilidade têm se concentrado em escalas de tempo de um ano ou menos (JASSBY, CLOERN e COLE, 2002).

Tabela 10. Classificação do estado trófico dos reservatórios artificiais do rio Paranapanema com base no Índice de Estado Trófico (IET), calculado a partir dos parâmetros de qualidade d'água de dados históricos e primários.

Reservatórios	Transparência (m)		Fósforo Total (mg m ⁻³)		Clorofila α (mg m ⁻³)		IET		Estado Trófico*
	Primários	Histórico	Primários	Histórico	Primários	Histórico	Primários	Histórico	
Jurumirim	2,93 (±0,21)**	1,49 (±0,93)	37,51 (±4,21)	37,75 (±3,26)	3,13 (±0,34)	3,12 (±2,62)	51,80 (±5,27)	53,75 (±5,09)	Mesotrófico
Chavantes	2,97 (±0,79)	2,21 (±1,06)	40,13 (±4,48)	31,36 (±3,78)	1,30 (±0,20)	1,22 (±1,32)	50,59 (±4,82)	50,95 (±4,98)	Oligotrófico
Salto Grande	2,11 (±1,15)	2,02 (±0,94)	36,04 (±6,09)	48,67 (±4,98)	0,73 (±0,15)	0,70 (±0,50)	50,56 (±4,72)	51,12 (±4,92)	Oligotrófico
Canoas II	1,98 (±0,75)	2,05 (±0,39)	45,68 (±5,41)	40,45 (±3,57)	1,88 (±0,45)	1,88 (±2,42)	52,51 (±4,98)	52,21 (±5,35)	Mesotrófico
Canoas I	1,46 (±0,51)	2,69 (±0,44)	42,86 (±3,35)	38,33 (±2,88)	3,85 (±1,08)	2,44 (±5,79)	54,32 (±5,14)	51,72 (±5,41)	Mesotrófico
Capivara	2,35 (±0,57)	2,14 (±0,97)	37,94 (±2,03)	33,18 (±2,83)	0,74 (±0,04)	0,73 (±0,38)	50,37 (±4,54)	50,40 (±4,78)	Oligotrófico
Taquaruçu	2,85 (±0,79)	1,99 (±0,56)	37,88 (±2,66)	35,42 (±1,86)	1,10 (±0,08)	1,10 (±0,62)	50,38 (±4,60)	51,30 (±4,94)	Oligotrófico
Rosana	2,32 (±0,27)	2,08 (±0,6)	34,71 (±3,57)	30,71 (±2,08)	3,06 (±0,46)	3,42 (±2,11)	52,32 (±5,21)	52,60 (±5,12)	Mesotrófico

* A classificação de estado trófico foi determinada pela média entre os valores calculados a partir de dados históricos e primários, sendo os resultados comparados com a classificação proposta por CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI (2013). ** Valores entre parenteses representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

Nas Figuras de 3 a 10 são apresentados os resultados das modelagens dos IET máximos, calculado a partir de condições hidrodinâmicas críticas e de valores máximos de contração de fósforo e clorofila, para toda a extensão dos oito reservatórios artificiais situados na calha do rio Paranapanema. O uso dos modelos permitiu uma melhor compreensão da dinâmica dos reservatórios, podendo-se extrapolar dados pontuais para toda área de interesse em aquicultura. Como os resultados de modelo apresentaram boa aderência aos dados disponíveis, tanto para o nível do reservatório quanto para os dados de qualidade d'água, pode-se dizer que o modelo pode ser usado com precisão para a simulação de cenários hipotéticos atuais e futuros.

Observa-se que, em geral, as modelagens realizadas mostram que os reservatórios apresentam-se em estágio predominantemente mesotrófico. Ainda assim, podem ser observados, em alguns deles, áreas classificadas como eutróficas, supereutróficas e até hipereutróficas em alguns casos.

Como regra, estas áreas mais críticas localizam-se em braços dos reservatórios, associadas às regiões com circulação deficitária e/ou baixa profundidade. Este dado é particularmente relevante quando se constata que a maioria dos empreendimentos aquícolas já existentes atualmente nos reservatórios da calha do Paranapanema estão justamente instalados em regiões mais protegidas, mas também com menor circulação de água, nos braços dos reservatórios.

As áreas atualmente já eutrofizadas são minoria, representando cerca de 1% da área dos reservatórios, com exceção de Jurumirim, onde representariam aproximadamente 5% da sua extensão total. Ainda assim, indicam um flagrante risco ambiental provocado pelas diversas atividades

antrópicas desenvolvidas atualmente na região, que entre outros impactos, podem comprometer a viabilidade dos empreendimentos em atividade.

Apesar dos IET terem sido calculados para o pior cenário e não representar uma situação média encontrada, é possível obter uma indicação das áreas mais propensas à eutrofização. Essas devem ser consideradas tanto para a identificação das áreas mais propícias em cada reservatório para a demarcação e instalação dos parques aquícolas, quanto para o prognóstico de cenários para estimação da capacidade de suporte do ambiente para o cultivo de peixes e o grau de impacto resultante das atividades aquícolas nos principais parâmetros de qualidade d'água nesses reservatórios.

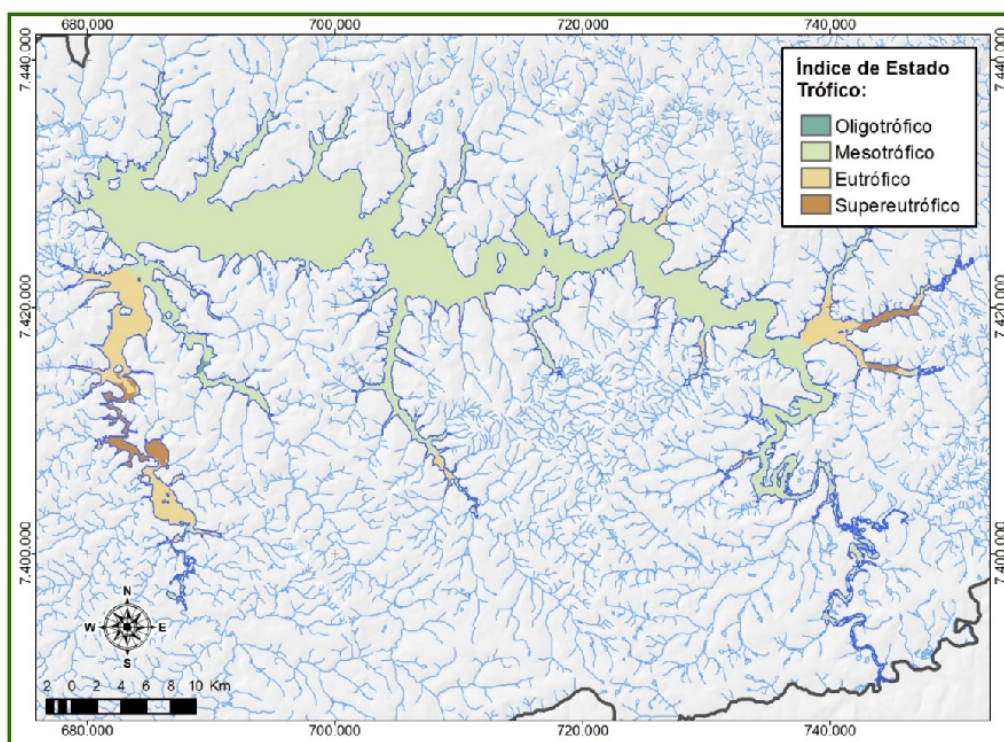


Figura 3. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Jurumirim.

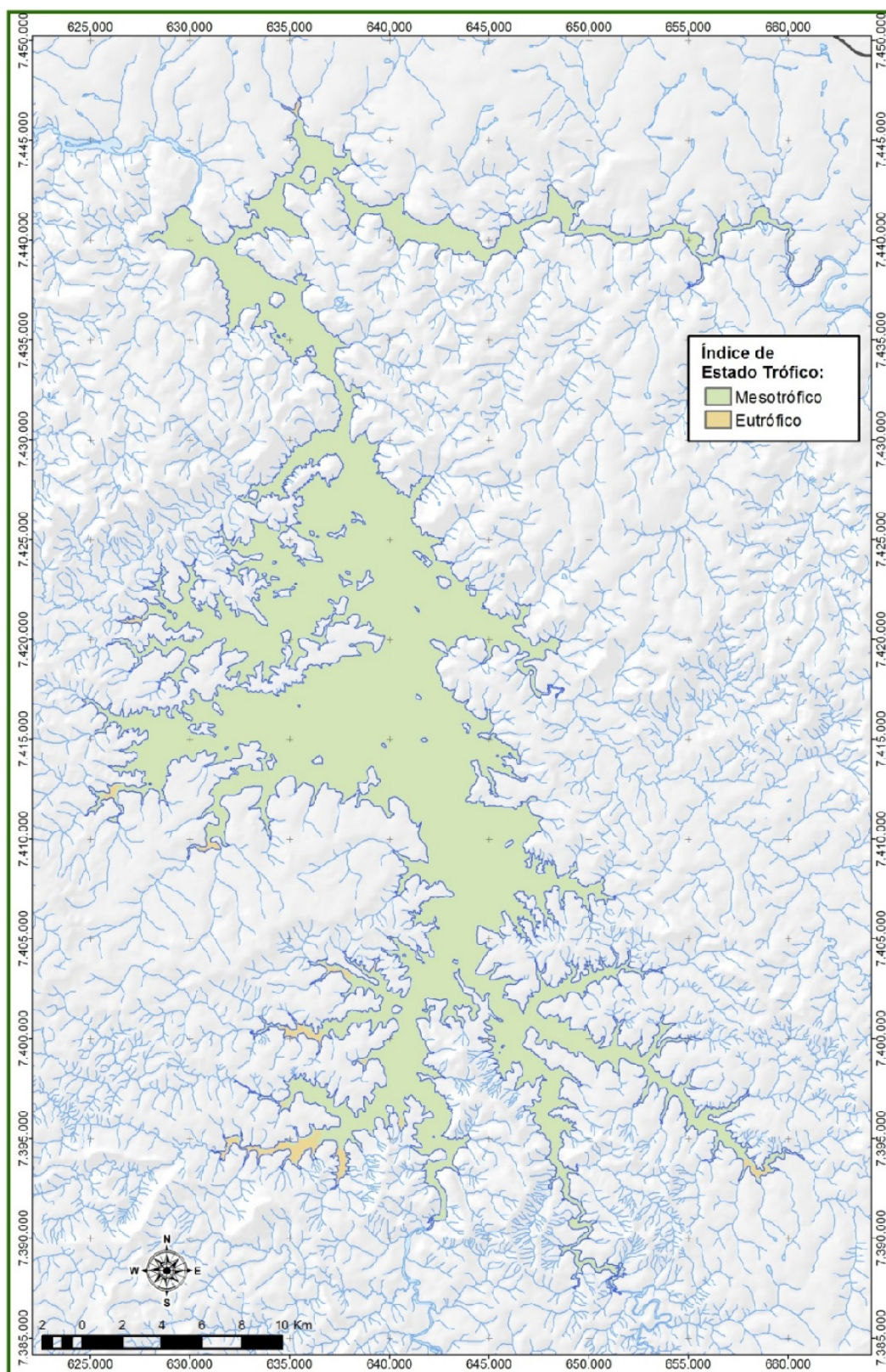


Figura 4. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Chavantes.

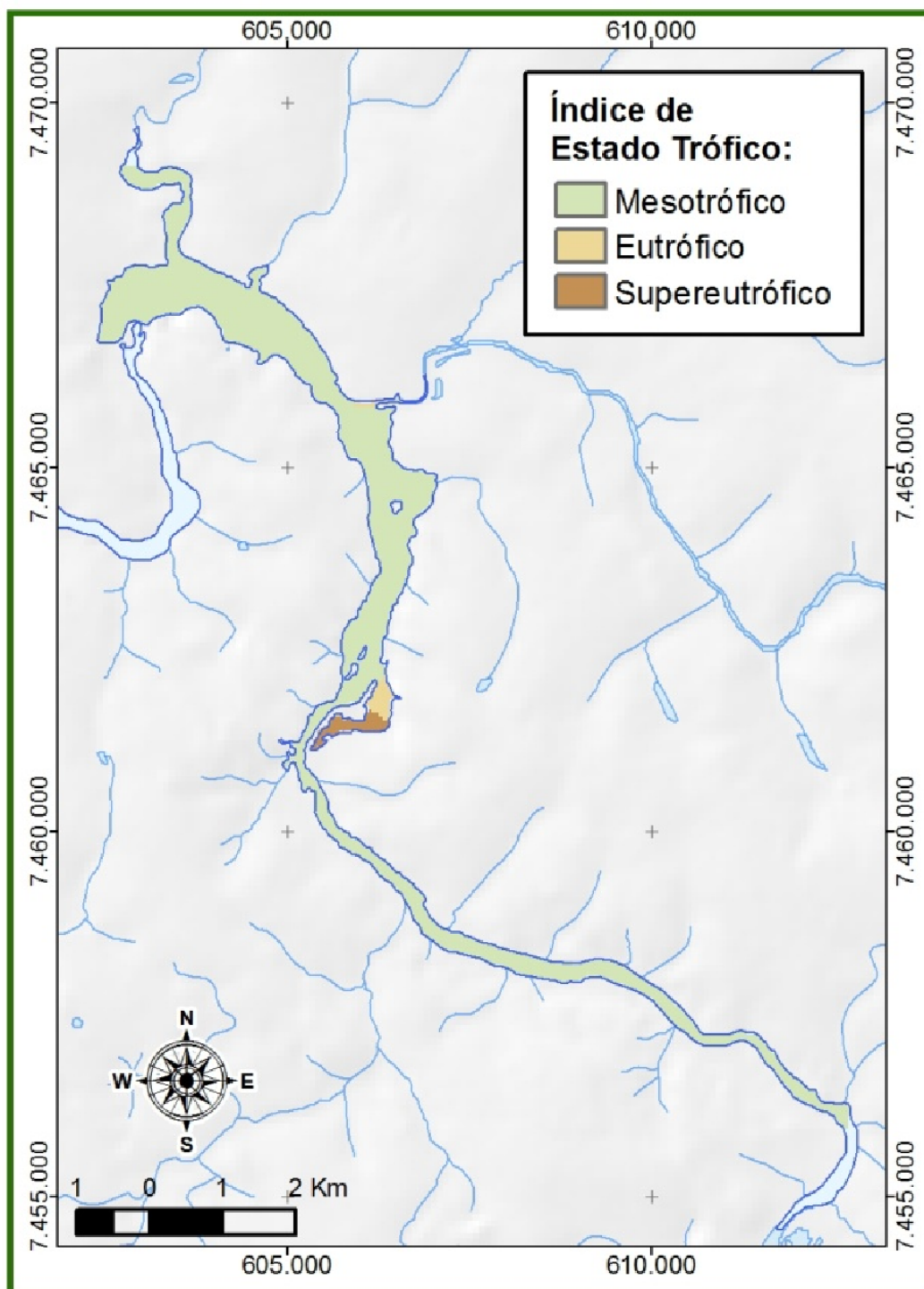


Figura 5. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Salto Grande.

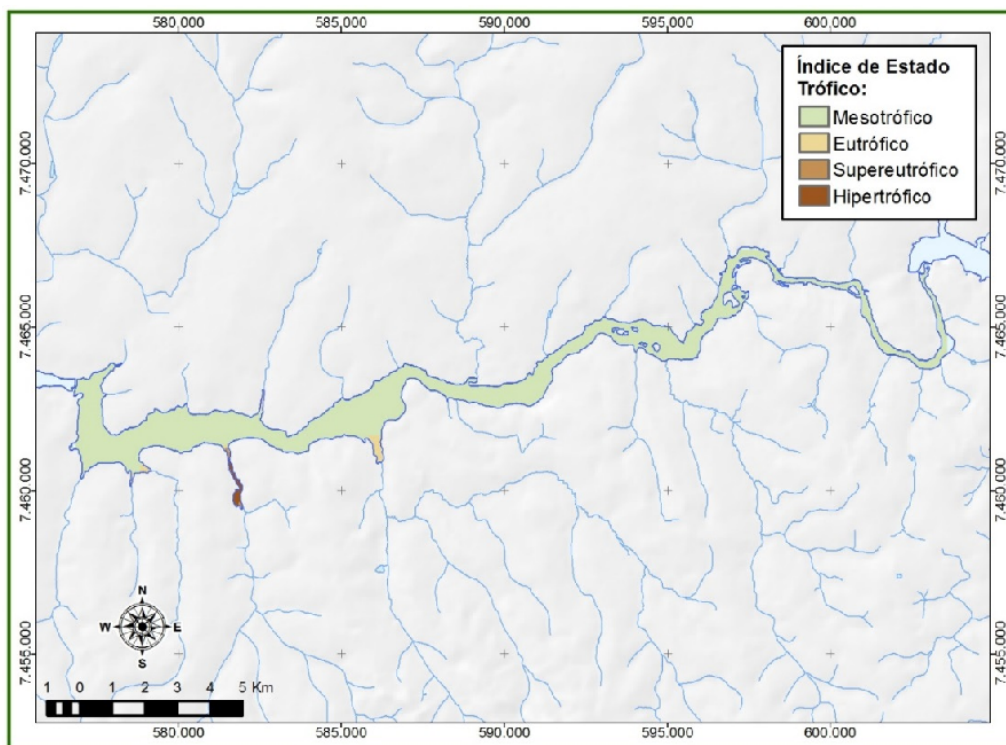


Figura 6. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Canoas 2.

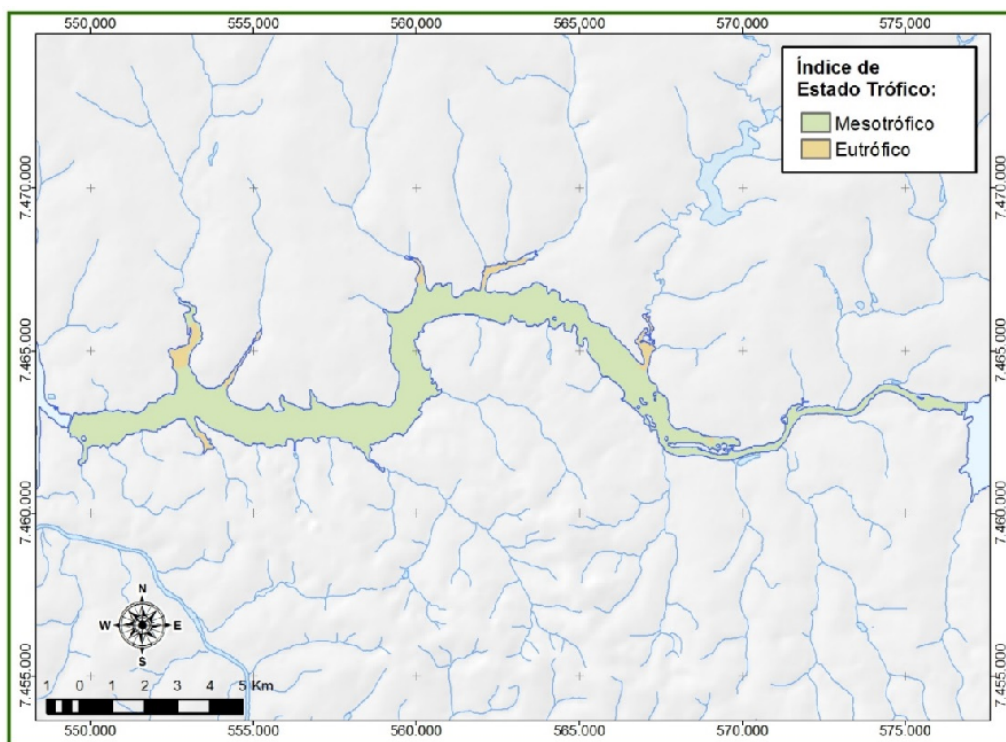


Figura 7. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Canoas 1.

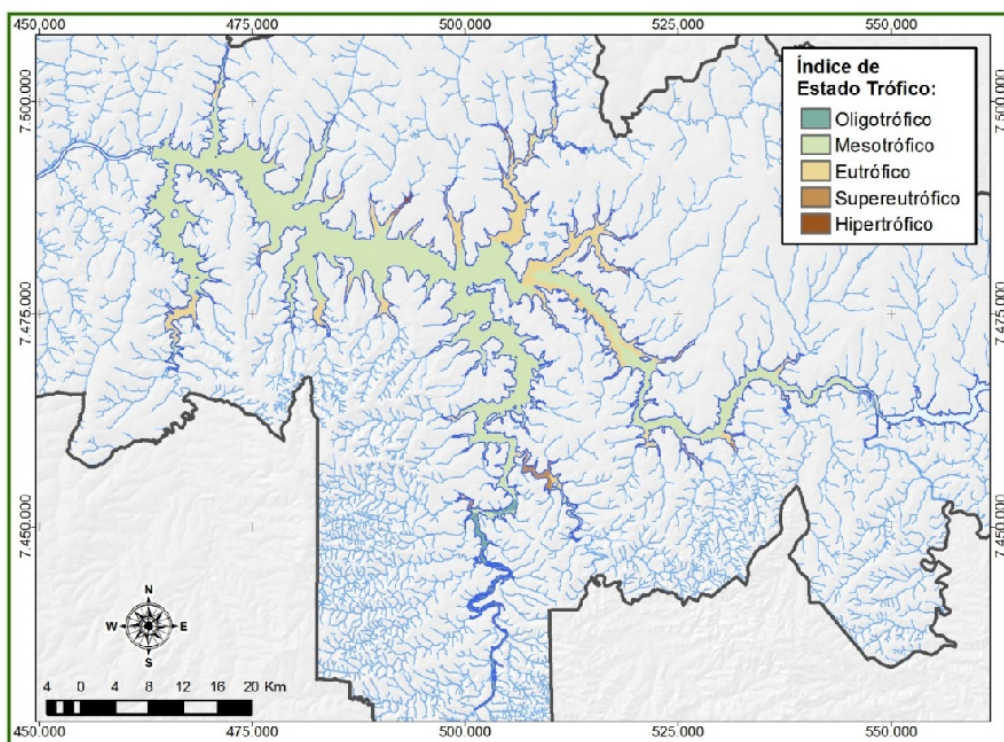


Figura 8. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Capivara.

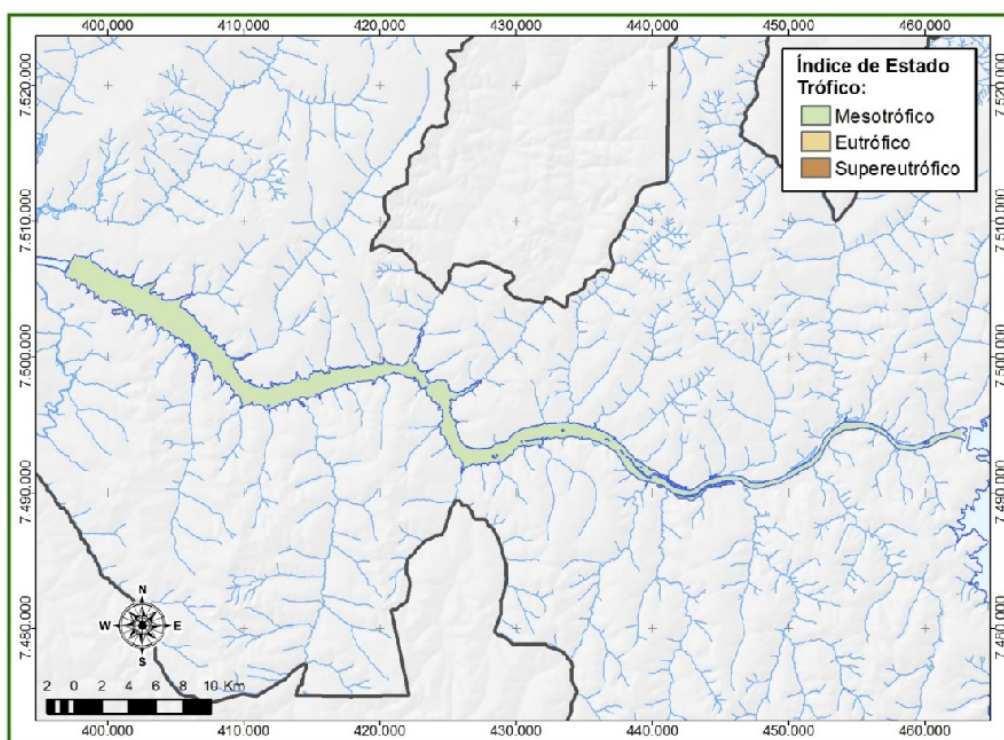


Figura 9. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Taquaruçu.

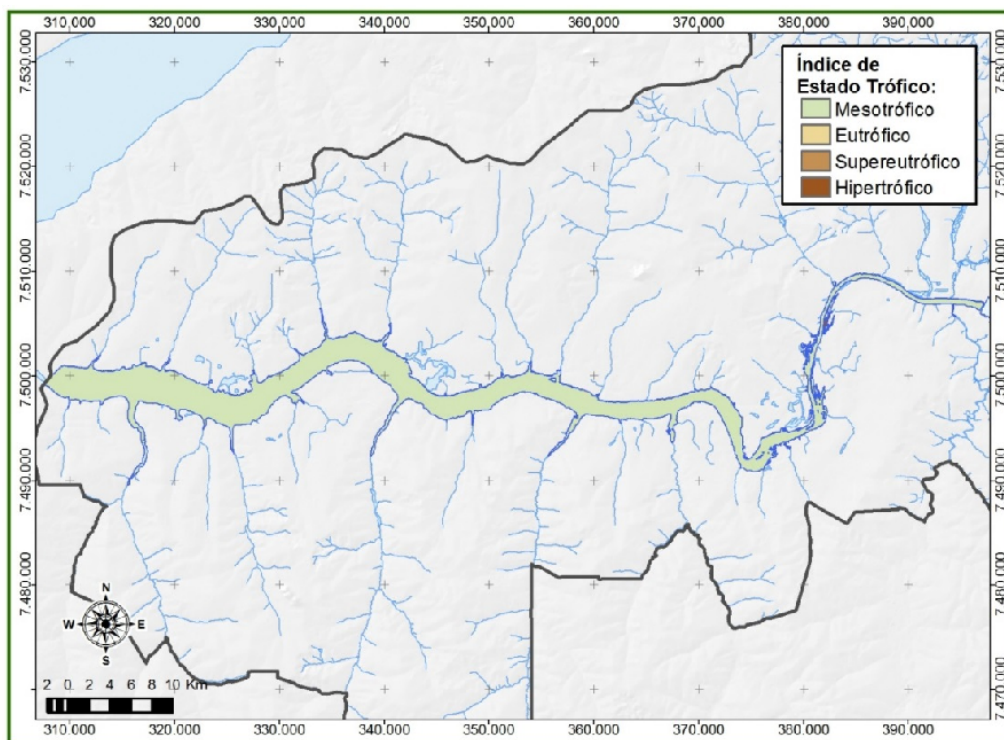


Figura 10. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico em condições críticas ao longo da extensão do reservatório Rosana.

4. AVALIAÇÃO DE RAÇÕES COMERCIAIS DESTINADAS À PRODUÇÃO DE TILÁPIA DO NILO NO BRASIL: IMPLICAÇÕES NUTRICIONAIS E AMBIENTAIS

Resumo. O presente trabalho objetivou avaliar a composição e o conteúdo nutricional de rações para alimentação de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) comercializadas no Brasil, sob o ponto de vista nutricional e também como potencial agente poluidor dos ambientes aquáticos. Foi realizado um levantamento das rações comerciais com registros ativos na superintendência estadual do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento no Paraná, Brasil. Considerando a contribuição nutricional de todos os ingredientes das rações e com base em tabelas de referências, foi possível calcular os conteúdos nutricionais dessas rações. Estes conteúdos foram comparados às recomendações nutricionais para a espécie. Ao todo, 130 rações foram selecionadas para a análise, sendo 32 destinadas a alevinagem, 30 para juvenil, 38 para a fase de crescimento e 30 para a de terminação. A digestibilidade global dos alimentos, com relação ao aproveitamento de matéria seca, foi estimada em 68,5%, sendo o fósforo o nutriente com menor digestibilidade média (51,2%) e a proteína o que apresentou o maior coeficiente médio de digestibilidade (86,6%). Foram observados excessos de cálcio e fósforo em níveis 256% e 31,3% superiores aos recomendados, respectivamente. As relações entre aminoácidos ficaram abaixo do recomendado, com possível implicação proporcional no aproveitamento metabólico de todos outros aminoácidos absorvidos.

Palavras-chave: Composição. Dietas. Digestibilidade. Eutrofização.

Evaluation of commercial feeds intended for the Brazilian production of Nile tilapia in Brazil: nutritional and environmental implications

Abstract. The present study evaluates the composition and nutritional content of feeds for the commercial production of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) in Brazil. The feeds were assessed from a nutritional standpoint and as potential polluting agents in aquatic environments. The nutritional contents of each feed were calculated by considering the nutritional contributions of the ingredients based on reference tables. These contents were compared to the nutritional recommendations for Nile tilapia. Altogether, 130 feeds were analysed, including 32 meant for fingerlings, 30 for juveniles, 38 for the growth stage and 30 for the termination stage. The overall digestibility of the feeds in terms of dry-matter utilisation was estimated to be 68.5%. Phosphorus had the lowest mean digestibility (51.2%), while protein had the highest (86.6%). Calcium and phosphorus levels exceeded their recommended values by 256.2% and 31.3%, respectively. The ratios of methionine, methionine plus cysteine, threonine and tryptophan to lysine were below their recommended values. The indigestible contents of nitrogen and phosphorus were 6.96 (± 2.57) and 7.35 (± 1.77) g kg⁻¹, respectively. The information obtained here provides a reference for estimating the productive and polluting potentials of feeds used in the production of Nile tilapia.

Keywords: Composition. Diets. Digestibility. Eutrophication.

4.1. Introdução

A eutrofização dos corpos-d'água é um importante problema ambiental relacionado à aquicultura (SMITH, TILMAN e NEKOLA, 1999; LIU, WANG e LIN, 2010). Estratégias nutricionais para minimizar este impacto da aquicultura sob os ambientes aquáticos incluem: a manipulação de formulações de dietas e seleção de matérias-primas mais digestivas; o controle de processos de granulação de alimentos; a adoção de práticas mais adequadas de manejo alimentar dos peixes cultivados; a recuperação de alimentos não consumidos, e; a seleção de espécies e linhagens de peixes com maior eficiência alimentar e melhor aproveitamento de nutrientes (AMIRKOLAIE, 2011).

Assim, a legislação sobre a composição de alimentos pode representar um importante mecanismo de regulamentação e redução dos impactos ambientais da atividade. Contudo, para isso o arcabouço legal deve considerar a complexidade dos processos biológicos dos peixes e suas exigências nutricionais, somados a fatores limnológicos e hidrográficos. Em última instância, estes fatores determinam o potencial de eutrofização dos empreendimentos aquícolas (TALBOT e HOLE, 1994).

Descargas de nutrientes provenientes de cultivos podem ser determinadas retrospectivamente, de forma relativamente simples e com um alto grau de precisão, a partir dos registros das práticas de manejo adotadas nos cultivos de peixes e dos índices de conversão alimentar alcançados, combinados com os conhecimentos sobre o conteúdo nutricional das rações e a composição corporal dos peixes (DOSDAT, 2001). Estimativas prospectivas das entradas (via alimentação) e saídas (pelos dejetos do cultivo) de nutrientes, em escala diária ou e por períodos mais longos de tempo,

representam uma valiosa ferramenta de gestão e de planejamento para os produtores, pesquisadores e autoridades reguladoras (EINEN *et al.*, 1995).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a composição e o conteúdo nutricional de rações comerciais brasileiras formuladas especificamente para a alimentação de tilápias do Nilo, com abordagens nutricionais e do potencial efeito poluidor dessas rações para os ambientes aquáticos adjacentes aos cultivos.

4.2. Material e Métodos

4.2.1. Coleta de informações sobre rações comerciais

Foram previamente levantados os dados sobre a composição das rações comerciais para tilápias com registros ativos no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil (MAPA), cadastradas na Superintendência do estado do Paraná, região Sul do Brasil.

Para que uma determinada ração fosse selecionada para o estudo, em seu registro deveria constar a indicação como alimento para tilápias, bem como apresentasse a fase de produção (alevinagem, juvenil, crescimento ou terminação). As composições centesimais de ingredientes obtidas nestes registros foram cadastradas em software apropriado para cálculo de conteúdo nutricional (Optimix 4.1, Domit Ltda., Brasil).

4.2.2. Cálculo de conteúdo, digestibilidade e relação entre nutrientes

Os valores relativos ao conteúdo nutricional e aos coeficientes de digestibilidade para os nutrientes das rações selecionadas foram calculados a partir de tabelas de referência, apresentadas por FURUYA (2010), NRC (2011)

e ROSTAGNO (2011). Foram cadastrados todos os nutrientes pertinentes a todos os ingredientes informados nas rações selecionadas para o estudo.

A partir da seguinte equação, foi possível determinar, individualmente, o conteúdo de cada nutriente nas respectivas rações:

$$C_N R_F = \left\{ \sum_I^{1 \rightarrow n} [C_N \text{Ing}_I \cdot \text{Ing}_I^{\%} R_F] \right\}$$

Onde:

$C_N R_F$ → Conteúdo total do nutriente 'N' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente por kg de ração;

F → Fase de cultivo (Alevinagem, Juvenil, Crescimento ou Terminação);

Ing_I → Ingrediente componente das rações;

$C_N \text{Ing}_I$ → Conteúdo do nutriente 'N' no ingrediente 'I', em gramas do nutriente por kg de ingrediente;

$\text{Ing}_I^{\%} R_F$ → Inclusão percentual do ingrediente 'I' na ração destinada à fase 'F'.

Os conteúdos de nutrientes digestíveis foram determinados pela multiplicação entre os conteúdos totais calculados para os nutrientes e seus respectivos coeficientes de digestibilidade para tilápias do Nilo de cada ingrediente, de acordo com Furuya (2010), utilizando-se a equação a seguir:

$$C_N^{dig} \text{Ing}_I = (C_N^{tot} \text{Ing}_I \cdot \text{Dig}_N^{\%} \text{Ing}_I)$$

Onde:

$C_N^{dig} \text{Ing}_I$ → Conteúdo digestível para tilápias do Nilo do nutriente 'N' no ingrediente 'I', em gramas do nutriente por kg de ingrediente;

Ing_I → Ingrediente componente das rações;

$C_N^{tot}Ing_I$ → Conteúdo total do nutriente 'N' no ingrediente 'I', em gramas do nutriente por kg de ingrediente;

$Dig_N^{\%}Ing_I$ → Coeficiente de digestibilidade para tilápias do Nilo do nutriente 'N' no ingrediente 'I', em percentual.

Os conteúdos de alguns nutrientes foram comparados entre si para a obtenção da relação entre eles. Foram calculadas as relações entre a Proteína Digestível (PD, em mg de proteína por kg de alimento) e a Energia Digestível (ED, em kcal de energia por kg de alimento), e Cálcio (Ca) Total e Fósforo (P) Disponível (em g g⁻¹). Foi, também, calculado o perfil de proteína ideal para cada uma das rações avaliadas, relacionando os conteúdos dos aminoácidos essenciais (incluindo Cistina e Tirosina) digestíveis (AAED) com o conteúdo de Lisina digestível (em %).

4.2.3. Estimativa de composição da fração indigestível das rações

A partir dos coeficientes de digestibilidade e do conteúdo nutricional calculado foi possível determinar a fração indigestível de alguns nutrientes, que, em teoria, comporiam as excretas sólidas dos peixes, quando do consumo das rações avaliadas. Foram calculadas as frações para aqueles nutrientes considerados potencialmente poluentes para ambiente aquático (SCHINDLER, 1971; BUREAU e CHO, 1999). Esta composição fecal, por sua vez, foi calculada a partir da diferença entre a quantidade total de cada nutriente presente nos alimentos e a quantidade digestível para tilápias do Nilo destes mesmos nutrientes.

$$FI_N R_F = (C_N^{tot} R_F - C_N^{dig} R_F)$$

Onde:

$FI_N R_F$ → Fração indigestível do nutriente 'N' presente nas fezes, em gramas do nutriente por kg de ração destinada à fase 'F';

F → Fase de cultivo (Alevinagem, Juvenil, Crescimento e Terminação);

$C_N^{tot} R_F$ → Conteúdo total do nutriente 'N' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente por kg de ração;

$C_N^{dig} R_F$ → Conteúdo digestível para tilápias do Nilo do nutriente 'N' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente por kg de ração.

4.2.4. Comparação entre composições das rações e recomendações

Os resultados de composição das rações, da fração digestível e das relações entre nutrientes das mesmas foram comparados com as recomendações nutricionais para tilápias do Nilo em suas respectivas fases de cultivo, em condições de cultivos comerciais brasileiros, de acordo com Furuya (2010). Especificamente, para o perfil de proteína ideal das rações, as relações obtidas entre os AAED e a Lisina digestível foram comparadas com as recomendações de SANTIAGO e LOVELL (1988). A partir destas comparações, foi possível verificar o atendimento das formulações comerciais aos parâmetros nutricionais desejáveis para as fases de cultivo, assim como, permitiu explicar parte do não aproveitamento de nutrientes disponibilizados.

4.2.5. Tratamento matemático de dados e análises estatísticas

Para que a estimativa permitisse uma ideia da variabilidade dos resultados, os dados foram calculados dentro de uma faixa de valores possíveis. Para tanto, foram determinados os limites inferiores e superiores de

intervalos de confiança ($\alpha=90\%$) dos conteúdos nutricionais e dos coeficientes de digestibilidade componentes dos cálculos. Ao final, obtiveram-se resultados que consideram uma faixa relativa às condições mais prováveis dos cultivos.

As avaliações de estatística descritiva (média, desvio padrão e intervalo de confiança) das composições centesimais calculadas para as rações comerciais, digestibilidade e das respectivas frações indigestíveis foram realizadas pelo programa Statistica (versão 10.0, Statsoft Inc., EUA).

4.3. Resultados

Os resultados do levantamento de composição nutricional calculada para as rações com registros ativos do MAPA no estado do Paraná e indicadas para a alimentação de tilápias Nilo estão apresentados na Tabela 11. Ao todo, 130 rações atendiam aos critérios de seleção estabelecidos neste estudo e foram relacionadas para a análise, sendo distribuídas entre as quatro fases de cultivo da seguinte maneira: alevinagem, N=32; juvenil, N=30; crescimento, N=38, e; terminação, N=30.

Na Tabela 12, são apresentadas as fontes de ingredientes (origem animal, vegetal, mineral ou sintéticos) e as suas contribuições em Proteína Bruta (PB) e P. A utilização de ingredientes de origem vegetal foi predominante em todas as fases de cultivo, com crescente tendência de inclusão ao longo do cultivo (de 63 a 80%). Os ingredientes de origem animal, representados pelas farinhas de origem bovina, de aves e de pescado, possuem inclusão menor, variando de 18 a 35% entre as fases de cultivo. Outros ingredientes, de origem mineral (sais, fosfato, calcário,...) ou sintéticos (aminoácidos industriais, vitaminas, aditivos,...), representam de 2 a 3% da composição dos alimentos.

Tabela 11. Conteúdo nutricional calculado (em g kg⁻¹ de alimento) para as rações comerciais indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo (N=130).

Nutrientes	Alevinagem	Juvenil	Crescimento	Terminação
Matéria Seca Total	906,04 (±7,67) ^{***}	904,72 (±6,36)	902,26 (±6,75)	902,18 (±7,16)
Matéria Seca Digestível	628,65 (±32,49)	629,12 (±45,67)	608,50 (±37,79)	611,17 (±44,21)
Matéria Orgânica Total	777,65 (±34,05)	790,42 (±22,24)	806,82 (±22,53)	803,59 (±27,32)
Matéria Orgânica Digestível	577,32 (±41,88)	585,58 (±33,03)	578,92 (±35,81)	576,35 (±39,92)
Energia Bruta (kcal kg ⁻¹)	4157,12 (±207,80)	4105,03 (±150,14)	4133,61 (±148,92)	4105,71 (±152,66)
Energia Dig. (kcal kg ⁻¹)	3092,57 (±280,90)	3048,40 (±237,85)	3017,11 (±220,42)	3051,20 (±241,44)
Proteína Bruta	399,60 (±47,82)	352,28 (±49,79)	276,68 (±36,80)	240,78 (±38,00)
Proteína Digestível	346,96 (±34,27)	310,23 (±46,46)	236,76 (±32,26)	207,08 (±36,45)
Proteína:Energia*	112,19 (±27,43)	101,77 (±25,51)	78,47 (±19,00)	67,87 (±18,82)
Extrato Etéreo	54,82 (±19,37)	54,52 (±16,15)	47,31 (±13,63)	50,12 (±16,84)
Fibra Bruta	33,46 (±10,61)	39,45 (±14,14)	42,84 (±11,61)	42,24 (±10,68)
Resíduo Mineral	128,39 (±39,59)	114,30 (±25,64)	95,44 (±26,51)	98,59 (±31,29)
Cálcio Total	27,39 (±11,55)	24,53 (±8,42)	18,49 (±7,39)	19,61 (±10,47)
Cálcio Digestível	19,57 (±8,32)	16,80 (±6,11)	13,25 (±5,50)	14,53 (±9,37)
Fósforo Total	16,37 (±5,83)	15,94 (±4,28)	14,47 (±3,84)	13,56 (±4,06)
Fósforo Disponível	9,68 (±4,00)	8,93 (±2,83)	6,45 (±2,29)	6,09 (±2,39)
Cálcio:Fósforo**	2,83 (±0,97)	2,75 (±0,64)	2,87 (±0,76)	3,22 (±1,05)

* Relação entre Proteína Digestível (em mg kg⁻¹ de alimento) e a Energia Digestível (em kcal kg⁻¹ de alimento). ** Relação entre Cálcio Total e Fósforo Disponível (em g g⁻¹ de alimento). *** Valores entre parentes representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

Tabela 12. Fontes de ingredientes e respectiva contribuição nutricional nos conteúdos calculados de proteína bruta e fósforo total (em g kg⁻¹ de alimento) em rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo (N=130).

	Alevinagem	Juvenil	Crescimento	Terminação
Ingredientes de Origem Vegetal	631,57 (±190,20)**	672,70 (±132,29)	775,28 (±93,57)	796,08 (±82,62)
Ingredientes de Origem Animal	345,40 (±198,11)	310,57 (±135,88)	201,44 (±96,29)	172,90 (±94,04)
Ingredientes de Origem Mineral	20,41 (±36,90)	13,05 (±16,64)	19,67 (±20,89)	27,08 (±32,96)
Ingredientes Sintéticos	2,62 (±1,75)	3,68 (±3,42)	3,62 (±4,07)	3,94 (±4,04)
Proteína de Origem Vegetal	204,70 (±88,52)	180,46 (±62,41)	158,51 (±49,68)	140,96 (±47,86)
Proteína de Origem Animal	182,66 (±99,72)	164,15 (±77,01)	103,13 (±52,81)	91,10 (±51,52)
Proteína Sintética*	12,24 (±8,01)	7,67 (±4,85)	15,04 (±8,15)	8,72 (±6,49)
Fósforo de Origem Vegetal	3,53 (±1,42)	3,29 (±0,64)	3,33 (±1,11)	4,58 (±1,35)
Fósforo de Origem Animal	11,02 (±6,22)	10,01 (±4,33)	8,45 (±4,45)	7,91 (±4,02)
Fósforo de Origem Mineral	1,82 (±1,67)	1,72 (±1,64)	1,91 (±1,81)	1,07 (±0,58)

* Proveniente de aminoácidos industriais. ** Valores entre parentes representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

Os ingredientes de origem vegetal possuem semelhante contribuição (53:47) nos conteúdos de PB dos alimentos para as fases de alevinagem e juvenil, comparativamente à contribuição dos ingredientes de origem animal, apesar das diferenças de inclusão entre eles. Para as fases de crescimento e terminação, a contribuição proveniente dos ingredientes de origem vegetal passa a ser maior que a de ingredientes de origem animal (61:39). A suplementação com aminoácidos industriais contribui entre 2 e 5% com a PB dos alimentos, no entanto, sua utilização e inclusão foram altamente variáveis.

Por outro lado, ingredientes de origem animal representam a maior parte da contribuição nutricional de P total às rações. Nas fases iniciais, 67% do P foi proveniente de ingredientes de origem animal, enquanto que 22% veio de vegetais e 11% de minerais (na forma de fosfatos mono, bi e tricálcico). Nas fases de engorda, 58% do P era de origem animal, 31% vegetal e 11% mineral.

Tabela 13. Conteúdo calculado (em g kg⁻¹ de alimento) de aminoácidos essenciais (incluindo Cistina e Tirosina) totais (Tot.) e digestíveis (Dig.) para as rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo (N=130).

Aminoácido	Alevinagem		Juvenil		Crescimento		Terminação	
	Tot.	Dig.	Tot.	Dig.	Tot.	Dig.	Tot.	Dig.
Lisina	25,29 (±7,52)*	22,29 (±8,53)	23,34 (±3,82)	20,71 (±4,34)	16,19 (±3,79)	14,10 (±4,14)	14,89 (±5,63)	12,99 (±6,18)
Metionina	6,08 (±2,27)	5,36 (±2,58)	6,38 (±2,12)	5,66 (±2,41)	4,17 (±1,49)	3,63 (±1,63)	3,89 (±1,21)	3,39 (±1,33)
Metionina + Cistina	12,35 (±4,40)	10,89 (±4,99)	12,17 (±2,59)	10,80 (±2,94)	8,07 (±2,35)	7,03 (±2,57)	8,14 (±2,53)	7,10 (±2,78)
Treonina	14,22 (±4,57)	12,54 (±5,19)	12,70 (±1,75)	11,27 (±1,99)	9,16 (±1,96)	7,97 (±2,14)	8,97 (±2,52)	7,82 (±2,77)
Triptofano	3,62 (±1,26)	3,19 (±1,43)	3,09 (±0,36)	2,74 (±0,41)	2,43 (±0,54)	2,12 (±0,59)	2,21 (±0,78)	1,93 (±0,86)
Valina	19,87 (±6,54)	17,52 (±7,42)	17,14 (±2,25)	15,21 (±2,56)	13,01 (±2,74)	11,33 (±2,99)	12,18 (±3,45)	10,62 (±3,79)
Isoleucina	16,88 (±5,89)	14,88 (±6,68)	15,01 (±2,14)	13,32 (±2,43)	10,42 (±2,72)	9,07 (±2,97)	10,17 (±3,26)	8,87 (±3,58)
Arginina	27,19 (±8,88)	23,97 (±10,07)	24,34 (±2,77)	21,6 (±3,15)	17,88 (±3,5)	15,57 (±3,82)	16,98 (±4,86)	14,81 (±5,34)
Leucina	32,28 (±11,08)	28,45 (±12,57)	28,42 (±5,52)	25,22 (±6,28)	20,59 (±5,85)	17,93 (±6,39)	19,98 (±8,73)	17,43 (±9,58)
Fenilalanina	18,91 (±5,96)	16,67 (±6,76)	16,52 (±2,25)	14,66 (±2,56)	12,47 (±2,65)	10,86 (±2,89)	11,8 (±3,71)	10,29 (±4,07)
Fenilalanina + Tirosina	28,55 (±8,67)	25,17 (±9,83)	25,14 (±3,63)	22,31 (±4,13)	18,97 (±4,03)	16,52 (±4,4)	18,00 (±5,77)	15,70 (±6,33)
Histidina	9,16 (±2,85)	8,08 (±3,24)	7,85 (±0,86)	6,97 (±0,98)	6,46 (±1,54)	5,62 (±1,68)	5,72 (±1,6)	4,99 (±1,76)

* Valores entre parenteses representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

Os resultados de composição de aminoácidos essenciais (incluindo cistina e tirosina) totais (AAET) e AAED entre as fases de cultivos são apresentados na Tabela 13. Comparando estes resultados com os conteúdos de PB, foi possível estimar os conteúdos de aminoácidos não essenciais (AANE) para estas fases: alevinagem, 226,1 g kg⁻¹; juvenil, 197,48 g kg⁻¹; crescimento, 163,92 g kg⁻¹; terminação, 133,98 g kg⁻¹. A relação média entre AAET e AANE ficou em 44:56.

Tabela 14. Relação (em %) de proteína ideal com base nos conteúdos calculados de Lisina digestível entre aminoácidos essenciais (incluindo Cistina e Tirosina) digestíveis, de acordo com a recomendação de SANTIAGO e LOVELL (1988), de rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo (N=130).

Nutrientes	<i>Recomend.</i>	Alevinagem	Juvenil	Crescim.	Terminação
Lisina	100	100	100	100	100
Metionina	52	24	27	26	26
Met + Cis	63	49	52	50	55
Treonina	73	56	54	57	60
Triptofano	20	14	13	15	15
Valina	55	79	73	80	82
Isoleucina	61	67	64	64	68
Arginina	82	108	104	110	114
Leucina	66	128	122	127	134
Fenilalanina	73	75	71	77	79
Phe + Tyr	118	113	108	117	121
Histidina	34	36	34	40	38

O perfil de AAED está apresentado na Tabela 14. As relações entre Metionina, aminoácidos sulfurados (Metionina e Cistina), Treonina e Triptofano com a Lisina ficaram abaixo do recomendado. Para a relação Metionina:Lisina, o valor médio encontrado foi equivalente à metade do valor recomendado. Para as outras três relações deficientes, os valores encontrados foram 18,3, 22,3 e 28,8% abaixo da recomendação, respectivamente. Para as relações com os outros aminoácidos, os valores médios entre as fases ficaram entre 5,3 e 17,4% acima do recomendado, sendo o maior excesso observado para a relação Leucina:Lisina.

Na Tabela 15, foram apresentados os resultados para o percentual de atendimento nutricional das rações para as diferentes fases de cultivo, de acordo com as respectivas recomendações. O valor calculado médio de ED para a fase de alevinagem ficou abaixo de recomendado (77,1% de atingimento), no entanto, foi próximo ao adequado para as três fases seguintes. Os conteúdos de PD ficaram abaixo do esperado nas fases de alevinagem, crescimento e terminação (89,9, 97,4 e 95,0%, respectivamente), porém, acima do esperado (115,7%) nas rações para juvenis. Por conta do menor valor de ED na fase de alevinagem e do excesso de PD na ração para juvenis, foi observada uma relação PD:ED elevada para essas fases. Os conteúdos de Lisina foram adequados às recomendações nas fases de alevinagem, crescimento e terminação, mas 35,4% acima para a fase juvenil.

Com relação aos conteúdos cálculos dos macro-minerais avaliados, foram observados importantes excessos em Ca, atingindo valores calculados superiores a 256% do recomendado. Para os conteúdos calculados de P disponível, também foram constatados excessos de 31,3%, em média. Os

elevados conteúdos de cálcio, apesar de haver concomitante excesso de P nas rações, implicaram em também elevados valores de relação Ca:P, variando de 160 a 183% acima do recomendado.

Tabela 15. Atendimento nutricional (em %) às recomendações de níveis para os principais parâmetros de formulação propostas por FURUYA (2010), de rações indicadas para a alimentação cultivo de tilápias do Nilo (N=130).

Nutrientes	Alevinagem	Juvenil	Crescimento	Terminação
Energia Digestível	77,2	100,4	98,1	98,0
Proteína Bruta	96,8	118,5	107,0	100,9
Proteína Digestível	89,9	115,7	97,4	95,0
Proteína:Energia*	116,5	115,2	99,3	97,0
Lisina Digestível	101,3	135,4	102,2	105,6
Cálcio Total	365,3	359,0	329,8	370,5
Fósforo Disponível	129,1	137,4	126,5	132,4
Cálcio:Fósforo**	283,0	261,9	260,9	280,1

* Relação entre o conteúdo de Proteína Digestível e a Energia Digestível. ** Relação entre os conteúdos de Cálcio Total e Fósforo Disponível.

Na Tabela 16, estão apresentados os resultados das frações estimadas de nutrientes indigestíveis nas rações analisadas. A digestibilidade global dos alimentos, com relação ao aproveitamento médio de matéria seca, ficou em 68,5%, sem que houvesse tendência de variação entre as fases. Entre os nutrientes avaliados, aquele que apresentou o menor coeficiente médio de digestibilidade foi o P, com 51,2%, sendo maior nas fases iniciais (57,6%), comparativamente às fases de engorda (44,7%). Por outro lado, a proteína foi o nutriente com o maior coeficiente médio de digestibilidade (86,6%), sendo os valores semelhantes entre as fases de cultivo.

Tabela 16. Fração indigestível calculada (em g kg⁻¹ de alimento) em rações indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo (N=130).

Nutrientes	Alevinagem	Juvenil	Crescimento	Terminação
Matéria Seca	277,39 (±32,42)*	275,60 (±43,92)	293,76 (±37,81)	291,01 (±42,86)
Matéria Orgânica	200,33 (±29,33)	204,84 (±27,39)	227,90 (±24,30)	227,24 (±28,50)
Proteína	52,64 (±25,64)	42,05 (±11,87)	39,92 (±16,39)	33,70 (±10,62)
Nitrogênio	8,42 (±4,10)	6,73 (±1,90)	5,91 (±2,37)	6,79 (±1,91)
Cálcio	7,82 (±4,28)	7,74 (±3,18)	5,24 (±2,59)	5,08 (±2,51)
Fósforo	6,69 (±2,09)	7,01 (±1,63)	8,02 (±1,62)	7,47 (±1,75)

* Valores entre parentes representam o desvio padrão das respectivas médias apresentadas.

4.4. Discussão

Um dos desafios para o desenvolvimento de uma aquicultura em moldes ambientalmente mais sustentável é a substituição viável das farinhas de origem animal por fontes de proteína vegetal. A viabilidade dessa substituição passa, por sua vez, pelo perfil nutricional e digestibilidade da ração formulada (CYRINO *et al.*, 2010).

A digestibilidade de uma ração é definida como a habilidade com que o animal digere e absorve os nutrientes e a energia contidos na mesma (POND *et al.*, 2005). A maior inclusão de ingredientes de origem vegetal observada na presente avaliação implica em uma maior digestibilidade da fração proteica, uma vez que estes ingredientes proporcionam aos peixes um maior aproveitamento digestivo de proteínas, comparativamente aos ingredientes de origem animal (PEZZATO *et al.*, 2002).

Por outro lado, a inclusão dos ingredientes vegetais está relacionada com uma maior perda de P, o que foi confirmado pelo baixo valor de digestibilidade

média observado para este nutriente. Um dos principais problemas associados à utilização de ingredientes de origem vegetais em rações para peixes é a presença de fitato (mioinositol-1,2,3,4,5,6-hexaquisfosfato), que é a principal forma de armazenamento de P nas plantas (MAGA, 1982). Até 80% do conteúdo total de P nos ingredientes vegetais pode estar presente na forma de fitato (RAVINDRAN, RAVINDRAN e SIVALOGAN, 1994). Esta fração é praticamente indisponível para animais monogástricos aquáticos durante digestão, devido à falta de enzimas endógenas para a sua eficiente hidrólise (CAO *et al.*, 2007). Desta forma, a maior parte do P ligado ao fitato acaba sendo excretado pelas fezes, podendo contribuir para a eutrofização do ambiente aquático (LIEBERT e PORTZ, 2005). Segundo SCHNEIDER *et al.* (2005), o P é considerado o principal nutriente proveniente da aquicultura que enriquece e polui os ambientes aquáticos continentais.

Além das perdas por indisponibilidade, os conteúdos excessivos encontrados para P disponível em relação aos níveis recomendados nas rações para tilápias do Nilo podem agravar o potencial poluente deste nutriente para os ambientes aquáticos adjacentes aos cultivos. Mesmo que absorvido, a parte excedente de P não é metabolicamente aproveitada pelo organismo dos peixes e acaba sendo excretada pela urina (ROY e LALL, 2004). Estudos indicam que somente um terço do P absorvido é utilizado pelo metabolismo do peixe e acaba sendo retido no organismo (BUREAU e CHO, 1999). Contudo, em casos de excessos dietéticos de P, como foram constatados nas rações brasileiras por este estudo, a fração solúvel excretada acaba sendo proporcionalmente maior (SUGIURA, DONG e HARDY, 2000). Essa excreção solúvel de P é significativamente mais poluente ao ambiente aquático que a

fração indigestível (ligada ao fitato e excretada pelas fezes), devido à maior solubilidade e dispersão dos compostos fosforados n'água (COWEY, 1995).

Foram, também, observados importes excedentes de conteúdos de Ca nas rações analisadas. As necessidades de suplementação alimentar Ca para peixes-d'água-doce em ambientes tropicais costumam ser insignificantes, uma vez que a concentração deste macro mineral solubilizada n'água atende quase que completamente a necessidade nutricional (MAYER-GOSTAN *et al.*, 1983; FLIK *et al.*, 1986). Em contraste com animais terrestres, que são completamente dependentes de uma provisão dietética de minerais, os peixes podem absorver parte dos minerais exigidos diretamente da ambiente, especialmente o Ca, através das brânquias ou até mesmo pela superfície corporal (MCCORMICK, HASEGAWA e HIRANO, 1992; FLIK e VERBOST, 1993). Contudo, a excreção de excedentes de Ca não tem sido considerada como um fator poluente aos ambientes-d'água-doce, pois o aporte dos dejetos da aquicultura possui ínfima contribuição, comparativamente às concentrações limnológicas normais deste mineral (WATERS *et al.*, 1991).

A elevada relação de Ca:P observada também pode promover efeito negativo sobre a digestibilidade e retenção do P da ração. Vários estudos sugerem que a esta relação é tão importante quanto os próprios níveis isolados destes minerais (CHENG *et al.*, 2006). De acordo com MIRANDA *et al.* (2000) relação recomendada para tilápias do Nilo seria ao redor de 1:1, com base em desempenho zootécnico e retenção corporal de P. No presente trabalho, os valores encontrados nas rações brasileiras ficaram próximos a 2,7:1. A maior proporção de Ca interfere negativamente no processo de absorção de P, seja pela disputa por sítios de absorção na mucosa intestinal, ou mesmo pela

formação de compostos insolúveis com as fontes dietéticas de P, especialmente com o fitato (VIELMA e LALL, 1998).

Somada às implicações ambientais, os excessos de concentração de P e Ca nas rações também promovem significativo impacto econômico, com aumento do custo das mesmas e, conseqüentemente, levando à redução da rentabilidade dos empreendimentos aquícolas. Nos últimos anos, a suplementação de P nas rações tem representado um dos principais custos na formulação de rações comerciais para peixes (SUGIURA *et al.*, 2006).

Além da imprecisão em conteúdos de minerais, é relevante a baixa aderência das rações quanto ao perfil recomendado de AAED. Assim, faz-se necessário ressaltar que, apesar de uma maior digestibilidade média da fração proteica dos ingredientes de origem vegetal na ração em relação aos ingredientes de origem animal, isso não significa que o perfil de aminoácidos de uma ração contendo proteína de origem vegetal seja mais adequado às necessidades dos peixes cultivados.

O conceito de proteína ideal prega que o aproveitamento metabólico dos aminoácidos provenientes da dieta depende de um adequado perfil entre os mesmos, em especial daqueles considerados essenciais (BOISEN, HVELPLUND e WEISBJERG, 2000). Esse perfil "ideal" está intimamente ligado à própria relação entre aminoácidos da composição corporal dos animais (AKIYAMA, OOHARA e YAMAMOTO, 1997; NGAMSNAE, DE e GUNASEKERA, 1999).

Apesar dos conteúdos de PB e digestível estarem relativamente adequados às recomendações nutricionais para as fases de cultivo, as relações entre aminoácidos essenciais estavam aquém do atendimento

esperado. Nas rações analisadas, a Metionina foi o aminoácido mais limitante, por ser o de menor atendimento proporcional entre todos. A utilização de farelo de soja como principal fonte proteica em rações implica na redução no aporte de Metionina ao alimento, devido à deficiência deste aminoácido na proteína do grão de soja (SADIKU e JAUNCEY, 1995).

Considerando a limitação imposta pela Metionina, presente nas rações analisadas em nível equivalente à metade do recomendado, não seria impreciso afirmar que aproximadamente a metade da PD presente na dieta seria excretada após a metabolização dos seus aminoácidos. Com base na lei dos mínimos, a capacidade máxima de síntese proteica está limitada pelo aminoácido essencial mais deficiente, com relação ao perfil de proteína ideal (COWEY, 1994). No caso das rações brasileiras, esse elevado nível de excreção de N pode ser ainda mais grave nas fases de alevinagem e juvenil. Nestas, a alta relação observada de PD:ED sugere que há pouco aporte digestivo de cadeias carbônicas, em relação à quantidade de N a ser metabolizado. Grande parte das moléculas de aminoácidos absorvidas é quebrada e transformada em outros aminoácidos, para que possam ser depositadas na forma de peptídeos, ou mesmo transformadas em outros compostos nitrogenados com funções metabólicas específicas. Para tanto, esse processo de transferência de grupamentos amina (denominado de transaminação) demanda uma proporcional disponibilidade de cadeias carbônicas para as ressínteses (LI *et al.*, 2013). Para as rações destinadas à juvenis, a maior perda de N seria, também, decorrente do conteúdo elevado de PD, cerca de 15% acima do necessário.

O desbalanço de aminoácidos essenciais digestíveis pode proporcionar redução significativa no desenvolvimento corporal dos peixes, com perdas zootécnicas e econômicas muitas vezes incompatíveis com a rentabilidade dos empreendimentos aquícolas (KAUSHIK e SEILIEZ, 2010). Além disso, todos esses aminoácidos não retidos são excretados ao ambiente na forma de compostos nitrogenados inorgânicos solúveis (LI *et al.*, 2009).

Após o P, o nitrogênio (N) é considerado outro nutriente proveniente de empreendimentos aquícolas potencialmente mais poluente (SCHINDLER, 1971). FERNANDES *et al.* (2007) estimam que 88 a 93% do N fornecido pela ração aos cultivos seja aportado ao ambiente na forma de dejetos, sendo que a maior parte (59 a 64%) corresponde à excreção após absorção e metabolismo. Amônia e ureia são duas principais moléculas nitrogenadas resultantes do metabolismo de aminoácidos e de resíduos proteicos em peixes, sendo responsáveis por mais de 80% da excreção de N proveniente da piscicultura (COWEY, 1995). Esta molécula é altamente solúvel e prontamente disponível para o aproveitamento biológico pelo fitoplâncton (TANAKA e KADOWAKI, 1995; PÁEZ-OSUNA, GUERRERO-GALVÁN e RUIZ-FERNÁNDEZ, 1999).

Para evitar essas perdas de AA por desbalanço de perfil de proteína ideal em peixes, vários autores vêm estudando o efeito da suplementação de rações com aminoácidos industriais (FURUYA *et al.*, 2004). A adição destes permite o atendimento mais preciso das necessidades individuais para AAED. Em outras categorias de animais de produção (aves, suínos e bovinos leiteiros), por exemplo, já não se considera fixar níveis mínimos a serem atingidos para PB ou PD, uma vez que os níveis de AAED estariam, em teoria, atendidos (TUITOEK *et al.*, 1997; BAKER, 2009; LEE *et al.*, 2012).

Por outro lado, estudos têm indicado que peixes utilizam aminoácidos industriais de forma menos eficiente que aqueles provenientes de ligações peptídicas (WALTON e WILSON, 1986; SCHUHMACHER, WAX e GROPP, 1997). Além do mais, a utilização destes aditivos depende da qualidade de granulação das rações, uma vez que eles podem se solubilizar n'água e se lixiviar antes do consumo pelos peixes (ZARATE e LOVELL, 1997). Também não se recomenda a redução drástica de níveis de proteína com o uso de aminoácidos industriais, pois se deve considerar o aporte mínimo de N proteico, principalmente, a partir de AANE (GAYE-SIESSEGER *et al.*, 2007). Para este atendimento em peixes, espera-se que a relação entre AAET e AANE esteja entre 40:60 e 50:50 (MAMBRINI e KAUSHIK, 1994; PERES e OLIVA-TELES, 2006), validando a adequação da relação média encontrada.

4.5. Conclusão

A partir dos resultados obtidos neste estudo, conclui-se que as rações comerciais brasileiras indicadas para a alimentação de tilápias do Nilo não apresentam adequado atendimento nutricional, ora por deficiência de nutrientes, ora por conteúdos elevados, ou mesmo por um inadequado balanço entre nutrientes. Em todos estes casos de imprecisão, os peixes não atingem o máximo aproveitamento nutricional do que foi aportado pelos alimentos, o que pode comprometer o desempenho zootécnico e, conseqüentemente, econômico dos cultivos. Paralelamente, os resíduos nutricionais deste mau aproveitamento, especialmente compostos nitrogenados e fosforados, acabam sendo diretamente despejados no ambiente aquático onde os cultivos estão inseridos, podendo levar à eutrofização dos corpos-d'água adjacentes.

5. ESTIMATIVA DE CARGAS DE NUTRIENTES NOS DEJETOS DE TILÁPIAS DO NILO CULTIVADAS EM GAIOLAS EM CONDIÇÕES DE CLIMA TROPICAL

Resumo. O objetivo do presente trabalho foi estimar a carga de nutrientes nos dejetos aportada aos ambientes aquáticos, a partir do arraçoamento de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus* L.) cultivadas em gaiolas instaladas em reservatórios artificiais. Para o cálculo, foi feito o levantamento de composição centesimal de rações comerciais (N=130) destinadas a esta espécie, nas suas diferentes fases de produção. A partir destas informações, somadas a metanálise de dados de literatura e resultados reais de cultivos comerciais no Brasil para consumo de ração esperado por fase, conversão alimentar e outros índices zootécnicos, além de composição centesimal corporal, foi possível estimar a carga poluente. Estimou-se que 18% da ração fornecida aos animais não é consumida e se perde no ambiente aquático. A digestibilidade calculada média ponderada pelo consumo das dietas de cada fase de matéria orgânica foi de 71,97%, da proteína 84,06% e do fósforo 54,40%. A estimativa de eficiência de deposição de nutrientes, com relação ao que foi efetivamente consumido pelas tilápias, foi de 26,39% para matéria orgânica, 43,25% de proteína, e 34,07% para o fósforo. A carga total de nutrientes nos dejetos para cada tonelada de biomassa de tilápias produzida foi estimada em 1040,63 kg de matéria orgânica, 44,95 kg de nitrogênio e 14,26 kg de fósforo, representando 78%, 65% e 72% da quantidade dos respectivos nutrientes fornecidos pela ração.

Palavras-chave: Balanço. Fósforo. Matéria Orgânica. Nitrogênio.

Nutrient load estimation in the waste of the Nile tilapia reared in cages in tropical climate conditions

Abstract. The objective of present work was to estimate the nutrient load in the waste released into aquatic environments produced by the feeding of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) reared in cages that were installed in artificial reservoirs. For this calculation, we conducted a meta-analysis of the chemical composition of commercial feeds intended for this species in their various stages of production (N=130). This information was combined with a meta-analysis of published data from commercial producers in Brazil about expected feed intake, feed conversion and other animal production indices and body composition. With these data, it was possible to estimate the pollutant load. We estimated that 18% of the feed given to the animals was not consumed and lost in the aquatic environment. The calculated average digestibility weighted by the consumption of each diet was 71.97% organic matter, 84.06% protein and 54.40% phosphorus. The estimated nutrient deposition efficiency, with respect to what was actually consumed by the tilapia, was 26.39% organic matter, 43.25% protein and 34.07% phosphorus. The total nutrient load in the waste per tonne of biomass of produced tilapias was estimated to be 1,040.63 kg of organic matter, 44.95 kg of nitrogen and 14.26 kg of phosphorus, representing 78%, 65% and 72% of the respective nutrient amounts supplied by the feed.

Keywords: Balance. Nitrogen. Organic Matter. Phosphorus.

5.1. Introdução

A eutrofização das águas é considerada uma das principais modificações provocadas pelo homem nos ambientes aquáticos (SALAS e MARTINO, 1991). A eutrofização antrópica é causada principalmente pelos despejos de efluentes domésticos, agrícolas e industriais nos corpos d'água, pela lixiviação de nutrientes a partir de atividades agropecuárias e pela decomposição da matéria orgânica proveniente da vegetação (HENRY e TUNDISI, 1983). O aporte dos nutrientes associados a esses efluentes e resíduos nos corpos hídricos altera a produtividade dos ecossistemas aquáticos ao criar condições para o crescimento descontrolado das populações de micro-organismos fotossintetizantes (HARPER, 1992; SMITH, TILMAN e NEKOLA, 1999). Tal crescimento induz o aumento das taxas de fotossíntese e de respiração que, por sua vez, podem provocar grandes variações no pH e nas concentrações de oxigênio dissolvido n'água, ocasionando, eventualmente, alterações profundas nesses ecossistemas, inclusive implicando na morte da fauna aquática (CONLEY *et al.*, 2009).

Os nutrientes, particularmente o nitrogênio e o fósforo, têm relação direta com a eutrofização das águas. Eles estão presentes nos principais ciclos biológicos, sendo componentes de vegetais, animais e de bactérias, constituindo-se em elementos essenciais para o seu desenvolvimento, sendo, conseqüentemente, também abundantes nas rações destinadas à aquicultura (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

Sob o ponto de vista ecológico, cada ecossistema tem uma capacidade máxima de assimilação carga, que é definida através dos impactos ambientais em níveis regulamentares, ou mesmo pela capacidade de regeneração do

próprio ecossistema (SAMUEL-FITWI *et al.*, 2012). Por isso, é imperativa a correta estimativa das cargas de tais nutrientes aportadas durante o processo de produção de peixes em tanques-rede e gaiolas para a determinação prévia da capacidade de suporte ecológica dos locais onde empreendimentos aquícolas serão instalados, conforme critérios técnicos, legais e científicos previamente definidos, especialmente em reservatórios-d'água-doce (BYRON e COSTA-PIERCE, 2013).

Apenas com base no conhecimento dos reais impactos antrópicos sobre os corpos hídricos será possível planejar adequadamente a ocupação e o uso desses espaços públicos e estruturar as ações específicas para o devido controle e mitigação dos impactos (KOUDESTAAL, RIJSBERMAN e SAVENIJE, 1992). Contudo, especificamente em relação à poluição ambiental, há uma grande carência de estudos e de dados na literatura abordando essas estimativas de carga de nutrientes aportadas através de rações comerciais, especialmente no que se refere ao principal modelo de piscicultura tropical empregado no Brasil, que envolve o cultivo de tilápias em gaiolas de pequeno volume instaladas em grandes reservatórios públicos, espalhados por todo o país (SARÀ, 2007).

O presente trabalho tem por objetivo estimar as cargas de nutrientes aportadas aos ecossistemas aquáticos a partir dos cultivos de tilápias do Nilo em gaiolas, instaladas em reservatórios artificiais, utilizando como base as técnicas e as condições de cultivos comerciais praticadas no Brasil.

5.2. Material e Métodos

5.2.1. Desempenho zootécnico

Os índices de desempenho zootécnico para cada uma das fases de produção de tilápias em gaiolas foram determinados a partir (a) de revisão sistemática e subsequente metanálise de dados disponíveis na literatura, de acordo com as metodologias apresentadas por LOVATTO *et al.* (2007) e SAMPAIO e MANCINI (2007), e (b) do levantamento de dados de campo.

Para metanálise foram selecionados artigos científicos originais, publicados entre 2002 e 2012 em revistas científicas indexadas, com avaliação “ad hoc”, que apresentassem resultados de índices zootécnicos de produção de tilápias em tanques-rede e gaiolas em reservatórios artificiais, em condições de clima tropical. A busca foi feita em portais de pesquisa de artigos acadêmicos, a partir das palavras-chave “production”, “*Oreochromis niloticus*” e “cages”. De acordo com a metodologia de revisão empregada, 73 artigos científicos foram selecionados como fonte das informações.

Foram também levantados resultados e informações técnicas relacionadas às práticas de manejo aplicadas a cultivos comerciais de tilápias em gaiolas por produtores em reservatórios artificiais localizados na calha do rio Paranapanema, na divisa entre os estados do Paraná e de São Paulo, na região Sul do Brasil. A coleta destas informações teve por objetivo a comparação, a avaliação e a validação dos dados obtidos na literatura. Assim, os dados secundários obtidos na literatura foram somados aos dados obtidos em cultivos comerciais para comporem as bases para os cálculos das estimativas de cargas poluentes.

5.2.2. *Composição corporal*

A composição corporal dos animais foi determinada a partir do processamento e da análise de dez tilápias sexualmente revertidas, cultivadas em condições comerciais e com pesos entre 600 e 900 g (semelhante aos pesos finais dos peixes comercializados na região). Os animais foram retirados vivos do local de cultivo, insensibilizados, colocados em recipiente com gelo e transportados até o laboratório. Os peixes foram triturados por inteiro (inclusive com sangue, vísceras, pele e escamas) e a composição corporal avaliada por meio de análises químicas proximais (teores de umidade, proteína, gordura, matéria mineral, cálcio e fósforo), de acordo com AOAC (2012), e realizadas pelo Laboratório de Nutrição Animal, Universidade Federal do Paraná. Cada peixe representou uma amostra para as análises subsequentes.

Buscaram-se, também na literatura, informações sobre a composição corporal centesimal de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas em regiões tropicais. Estipulou-se que seriam utilizados dados que considerassem peso de abate semelhante ao que fora determinado como peso médio final pelo levantamento bibliográfico de dados de desempenho zootécnico (600 a 900g). Estes dados permitiram calcular a retenção de nutrientes nos animais nas condições citadas. A busca foi feita em portais de pesquisa de artigos acadêmicos, a partir das palavras-chave “corporal composition”, “*Oreochromis niloticus*” e “cages”. De acordo com a metodologia de revisão sistemática empregada, 26 artigos científicos foram selecionados para a metanálise.

5.2.3. *Cargas de nutrientes nos dejetos*

Segundo a metodologia descrita por FERNANDES *et al.* (2007) e AZEVEDO *et al.* (2011), a carga de nutrientes presentes nos dejetos da

produção de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas foi estimada a partir de três contribuições: (1) perdas no arraçoamento; (2) fração indigestível da dieta, e; (3) excretas solúveis. A primeira fração representa a parcela da ração efetivamente fornecida aos animais, porém, que não foi consumida, perdendo-se diretamente no ambiente. Sendo assim, a composição nutricional deste contribuinte é igual a das rações fornecidas. A segunda contribuição é resultante da fração dos nutrientes consumidos e que não foram absorvidos pelos animais em função das características normais de aproveitamento dietéticos dos ingredientes das rações. A última contribuição considera a excreção de nutrientes digestíveis não depositados, portanto, nutrientes efetivamente absorvidos pelas tilápias e que não foram retidos na forma de tecidos corporais, sendo excretados após o metabolismo.

A contribuição de nutrientes presentes nos dejetos, provenientes de perdas geradas a partir do arraçoamento, foi estimada a partir da diferença entre os resultados obtidos em literatura da conversão alimentar aparente (relação entre fornecimento de ração e ganho de biomassa) e da conversão alimentar verdadeira (relação entre consumo efetivo de ração e o ganho de biomassa), para cada fase de produção. A diferença entre esses índices permite calcular, de forma relativamente precisa, a quantidade de ração que foi fornecida aos animais, porém não consumida e, conseqüentemente, aportada ao ambiente. O montante foi estimado pelo somatório da quantidade de ração perdida no arraçoamento de cada fase, multiplicado pela composição centesimal das respectivas rações.

$$PA_n = \left\{ \sum_F^{Ale \rightarrow Ter} [(RF_F - RC_F) \cdot T_{tot}^n R_F] \right\}$$

Onde:

PA_n → Quantidade do nutriente 'n' por perda no arraçoamento, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia produzida;

F → Fase de produção (Alevinos, Juvenis, Crescimento e Terminação);

RF_F → Quantidade de ração fornecida na fase 'F' de produção, em gramas de ração por kg de biomassa de tilápia produzida;

RC_F → Quantidade de ração consumida pelos animais na fase 'F' de produção, em gramas de ração por kg de biomassa de tilápia produzida;

$T_{tot}^n R_F$ → Conteúdo total do nutriente 'n' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente 'n' por kg de ração.

A contribuição de nutrientes nos dejetos provenientes da fração indigestível da dieta (fezes) foi estimada a partir do somatório de composição centesimal das fezes para cada uma das fases de produção, com relação ao consumo nas respectivas fases. Esta composição fecal, por sua vez, foi calculada a partir da diferença entre a quantidade total de cada nutriente presente nas dietas e a parcela digestível destes respectivos nutrientes.

$$FS_n = \left\{ \sum_F^{Ale \rightarrow Ter} [(T_{tot}^n R_F - T_{dig}^n R_F) \cdot CR_F] \right\}$$

Onde:

FS_n → Quantidade do nutriente 'n' nas fezes, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia produzida;

F → Fase de produção (Alevinos, Juvenis, Crescimento e Terminação);

$T_{tot}^n R_F$ → Conteúdo total do nutriente 'n' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente 'n' por kg de ração;

$T_{dig}^n R_F$ → Fração digestível do nutriente 'n' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente 'n' por kg de ração;

CR_F → Quantidade de ração consumida pelos animais na fase 'F' de produção, em gramas de ração por kg de biomassa de tilápia.

A fração referente à excreção solúvel foi estimada a partir da diferença entre o consumo real de cada nutriente ao longo das fases de produção e a composição corporal de nutrientes. Considera-se que os nutrientes absorvidos e não depositados no corpo dos animais tenham sido aportados ao ambiente na forma de urina ou perdas endógenas por descamação de tecidos e outras excreções (i.e. mucos, enzimas,...) durante o cultivo.

$$ES_n = \left\{ \left[\sum_F^{Ale \rightarrow Ter} (CR_F \cdot T_{dig}^n R_F) \right] - T_n C \right\}$$

Onde:

ES_n → Quantidade do nutriente 'n' nas excreções solúveis e perdas endógenas, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia produzida;

F → Fase de produção (Alevinos, Juvenis, Crescimento e Terminação);

CR_F → Quantidade de ração consumida pelos animais na fase 'F' de produção, em gramas de ração por kg de biomassa de tilápia;

$T_{dig}^n R_F$ → Fração digestível do nutriente 'n' na ração destinada à fase 'F', em gramas do nutriente 'n' por kg de ração;

$T_n C$ → Teor do nutriente 'n' no corpo de tilápias, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia.

A carga total de nutrientes nos dejetos de cultivos de tilápias aportados ao ambiente foi calculada pela soma entre as três frações acima.

$$CTD_n = (PA_n + FS_n + ES_n)$$

Onde:

CTD_n → Quantidade do nutriente 'n' aportada ao ambiente pelos dejetos da produção de tilápias, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia produzida;

PA_n → Quantidade do nutriente 'n' por perda no arraçoamento, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia produzida;

FS_n → Quantidade do nutriente 'n' nas fezes, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia produzida;

ES_n → Quantidade do nutriente 'n' nas excreções solúveis e perdas endógenas, em gramas do nutriente 'n' por kg de biomassa de tilápia.

5.2.4. Tratamento de dados e análises estatísticas

Para que a estimativa permitisse uma ideia da variabilidade de resultados, os dados foram calculados dentro de uma faixa de valores possíveis. Para tanto, foram determinados os limites inferiores e superiores de intervalos de confiança ($\alpha=90\%$) dos índices e coeficientes componentes dos cálculos das estimativas. Ao final, obtiveram-se resultados de cargas que consideram uma faixa relativa às condições mais prováveis de aporte de dejetos ao ambiente.

As avaliações de estatística descritiva das composições centesimais calculadas para as rações comerciais e das respectivas excretas, assim como dos parâmetros zootécnicos provenientes da metanálise, foram realizadas pelo programa Statistica (versão 10.0, Statsoft Inc., EUA).

5.3. Resultados

5.3.1. Desempenho zootécnico

Na Tabela 17 estão apresentados os resultados da metanálise de índices de desempenho zootécnico obtidos na produção de tilápias em gaiolas. O peso médio de alojamento de alevinos foi de 8,65g ($\pm 4,01$) e, de abate, foi de 791,36g ($\pm 95,18$). Obtiveram-se conversões alimentares aparente e verdadeira de 1,639 ($\pm 0,305$) e 1,345 ($\pm 0,272$), respectivamente.

Tabela 17. Resultados de desempenho de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas, obtidos através de metanálise (n=73) e de resultados de cultivos comerciais nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema* (n=17).

Índice Zootécnico	Alevinagem	Juvenil	Crescimento	Terminação
Peso Médio Inicial (g)	8,65 ($\pm 4,01$)	49,92 ($\pm 13,37$)	117,51 ($\pm 41,69$)	284,93 ($\pm 67,45$)
Peso Médio Final (g)	49,92 ($\pm 13,37$)	117,51 ($\pm 41,69$)	284,93 ($\pm 67,45$)	791,36 ($\pm 95,18$)
Conversão Alimentar Aparente (g:g)	1,47 ($\pm 0,23$)	1,25 ($\pm 0,13$)	1,59 ($\pm 0,17$)	1,78 ($\pm 0,18$)
Conversão Alimentar Verdadeira (g:g)	1,00 ($\pm 0,15$)	1,03 ($\pm 0,12$)	1,31 ($\pm 0,17$)	1,48 ($\pm 0,17$)
Ganho de Peso (g)	41,27 ($\pm 12,86$)	67,59 ($\pm 40,28$)	167,41 ($\pm 76,63$)	506,43 ($\pm 105,38$)
Fornecimento de Ração (g)	61,23 ($\pm 23,44$)	83,06 ($\pm 47,60$)	265,62 ($\pm 117,86$)	901,11 ($\pm 199,36$)
Consumo de Ração (g)	41,70 ($\pm 15,52$)	69,91 ($\pm 43,27$)	217,93 ($\pm 97,90$)	748,31 ($\pm 178,55$)
Ração Não-Consumida (g)	19,53 ($\pm 12,16$)	13,15 ($\pm 7,99$)	47,69 ($\pm 35,59$)	152,81 ($\pm 98,69$)
Perdas Arraçoamento (%)	30,82 ($\pm 11,76$)	17,01 ($\pm 8,90$)	17,64 ($\pm 9,18$)	16,70 ($\pm 8,78$)

* Localizado na divisa entre os estados do Paraná e São Paulo, região Sul do Brasil.

Com relação aos resultados de perdas no arraçoamento referente à fração da ração fornecida aos animais que acaba não sendo consumida e que é diretamente aportada ao ambiente, foram observados percentuais de 30,9% para alevinos, 17,0% para juvenis, 17,6% para animais em crescimento e 16,7% para animais em terminação, com média ponderada final de 18,0%.

5.3.2. Composição corporal

Os resultados de composição corporal centesimal de tilápias, por meio de análises de laboratório e de metanálise, estão apresentados na Tabela 18. Entre as metodologias empregadas para se estimar a composição corporal (analítica e metanálise), houve diferenças significativas para os teores de resíduo mineral (21% de diferença entre os métodos), proteína bruta e nitrogênio (25% de diferença), cálcio (41% de diferença) e fósforo (39% de diferença). No entanto, a variabilidade média dos resultados das análises realizadas em laboratório foi menor ($P < 0,05$), com relação à literatura.

Tabela 18. Metanálise (n=26) e análise em laboratório (n=10) de resultados de composição corporal de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas¹.

Teor (g kg ⁻¹ , matéria original)	Metanálise	Laboratório
Umidade	693,61 (±38,75)**	678,32 (±26,57)
Resíduo Mineral*	40,39 (±13,18)	33,32 (±2,60)
Matéria Orgânica	305,82 (±51,81)	288,36 (±29,16)
Proteína Bruta*	192,06 (±31,17)	153,98 (±6,06)
Nitrogênio*	30,73 (±4,99)	24,64 (±0,97)
Cálcio*	5,93 (±0,19)	10,07 (±1,23)
Fósforo*	3,37 (±0,10)	5,53 (±0,71)

¹ Peixes com peso vivo de abate entre 600 e 900 g. * Teores marcados apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) pelo teste de T de Student entre os métodos utilizados. ** Valores entre parentes representam o erro padrão das respectivas médias apresentadas.

Ao final do cultivo, a estimativa de eficiência de deposição de nutrientes, com relação ao que foi efetivamente consumido pelas tilápias, foi de 26,39% para matéria orgânica, 43,25% de proteína, 36,96% para o cálcio e 34,07% para o fósforo. Considerando a ração fornecida, as estimativas caem para 21,70%, 35,41%, 30,30% e 27,94%, respectivamente.

5.3.3. Cargas de nutrientes nos dejetos

Nas Tabelas 19, 20 e 21 são apresentados os resultados das estimativas de cargas de nutrientes presentes nos dejetos (ração não consumida, fezes sólidas e excretas solúveis, respectivamente) relacionados à produção de tilápias em gaiolas. Em relação à carga poluente também foram estimadas as frações em cenários extremos (melhor e pior cenário).

Tabela 19. Estimativa de carga de nutrientes proveniente da fração da ração não consumida por perdas no arraçoamento de 1.000 g de biomassa de tilápias do Nilo.

Nutrientes	Valor Médio	Média - IC (90%)*	Média + IC (90%)
Matéria Seca (g)	265,97	240,33	293,31
Matéria Orgânica (g)	236,12	211,71	262,36
Nitrogênio (g)	12,62	10,85	15,58
Cálcio (g)	5,99	4,60	7,57
Fósforo (g)	3,56	2,87	4,34

* Intervalo de Confiança (IC), calculado com alfa de 0,10.

Tabela 20. Estimativa de carga de nutrientes proveniente das fezes de 1.000 g de biomassa de tilápias do Nilo, formada pela fração indigestível da dieta.

Nutrientes	Valor Médio	Média - IC (90%)*	Média + IC (90%)
Matéria Seca	395,04	333,51	463,58
Matéria Orgânica	306,29	260,42	357,11
Nitrogênio	9,08	7,27	11,17
Cálcio	7,34	5,48	9,54
Fósforo	7,40	5,89	9,14

* Intervalo de Confiança (IC), calculado com alfa de 0,10.

Tabela 21. Estimativa de excreção solúvel de nutrientes digeridos, por 1.000 g de biomassa de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas.

Nutrientes	Valor Médio	Média - IC (90%)*	Média + IC (90%)
Matéria Seca (g)	512,53	482,60	724,60
Matéria Orgânica (g)	498,22	404,59	597,49
Nitrogênio (g)	23,25	15,13	32,17
Cálcio (g)	9,83	3,99	16,49
Fósforo (g)	3,30	0,87	6,04

* Intervalo de Confiança (IC), calculado com alfa de 0,10.

Na Tabela 22 são estimados os resultados médios do balanço de nutrientes entre o que é aportado ao cultivo de tilápias pelo arraçoamento e quanto disso acaba não sendo incorporado à biomassa produzida e lançado no ambiente na forma de dejetos diversos.

Tabela 22. Estimativa média de balanço de nutrientes (matéria orgânica, nitrogênio e fósforo) e de carga total em dejetos, por 1.000 g de biomassa de tilápias do Nilo cultivadas em gaiolas.

Balanço de Nutrientes (g)	Matéria Orgânica	Nitrogênio	Fósforo
Fornecimento de Ração	1328,99 (100%)*	69,59 (100%)	19,79 (100%)
Perdas no Arraçoamento	236,12 (18%)	12,62 (18%)	3,56 (18%)
Consumo de Ração	1092,87 (82%)	56,97 (82%)	16,23 (82%)
Deposição Corporal	288,36 (22%)	24,64 (35%)	5,53 (28%)
Fração Indigestível	306,29 (23%)	9,08 (13%)	7,40 (37%)
Excreção Solúvel	498,22 (37%)	23,25 (33%)	3,30 (17%)
Carga Total de Dejetos	1040,63 (78%)	44,95 (65%)	14,26 (72%)

* Valores entre parênteses representam a participação percentual de cada fração, com relação ao aporte inicial pelo fornecimento de ração.

Chegou-se então à estimativa de que para cada 1.000 kg de tilápias é aportada no ambiente uma carga de nutrientes de 1040,63 kg de matéria orgânica, 44,95 kg de nitrogênio e 14,26 kg de fósforo, sendo que destes nutrientes 78%, 65% e 72% respectivamente não acabam não sendo aproveitados pelas tilápias (Figura 11).

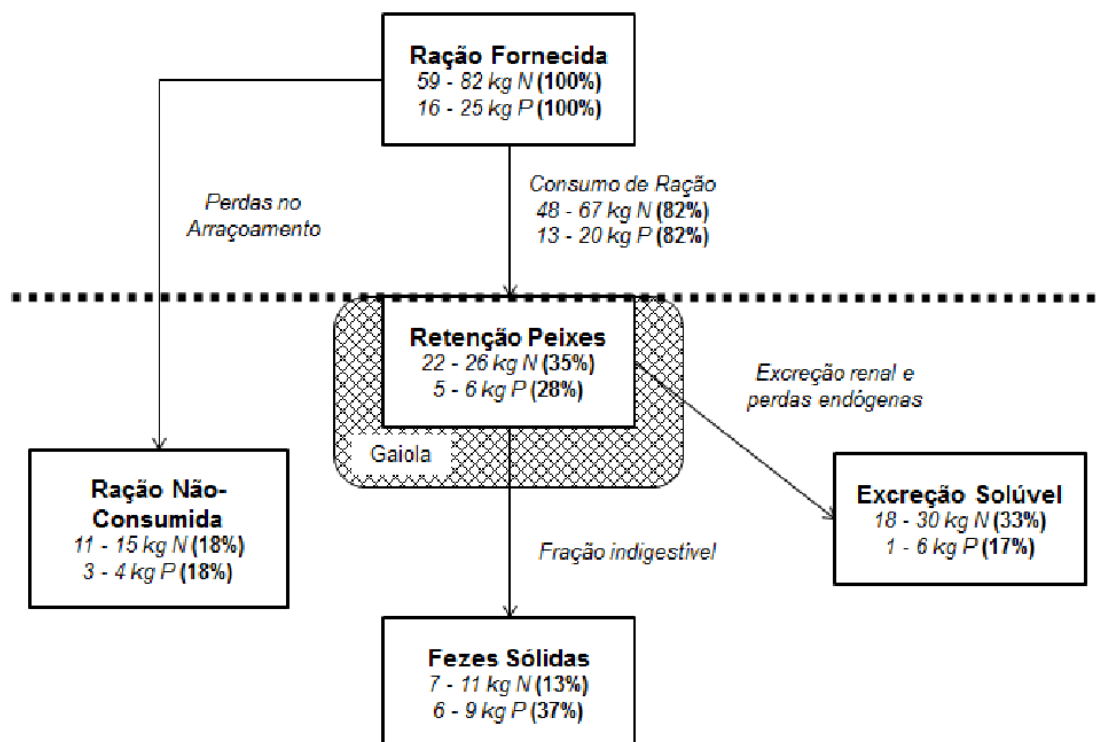


Figura 11. Estimativa de fluxo ambiental de nitrogênio (N) e fósforo (P), a partir de arraçoamento de tilápias do Nilo produzidos em gaiolas. Os valores em kg correspondem ao intervalo de confiança da carga de N ou P por 1.000 kg de biomassa produzida e, entre parênteses, a participação percentual de cada fração, com relação ao aporte inicial pelo fornecimento de ração.

5.4. Discussão

Entre todos os nutrientes avaliados nas rações comerciais, nitrogênio, fósforo e matéria orgânica são os que geram maior interesse quanto ao efeito eutrofizante de ambientes aquáticos (SCHINDLER, 1971; BUREAU e CHO, 1999). Alguns autores também citam outros componentes das rações (cálcio, silicatos, aditivos nutricionais, promotores de crescimento...) que poderiam

estar associados à degradação destes ambientes, mas as informações disponíveis são muito variáveis, inconsistentes ou escassas (LEVINGS, 1994; BOYD e MASSAUT, 1999; DAVID *et al.*, 2009; MARTINEZ, 2009).

Neste estudo, foram estimadas quantidades relevantes de cargas potencialmente eutrofizantes aportadas aos ecossistemas aquáticos a partir dos nutrientes presentes nas rações para peixes. Ao examinar os resultados cumulativos em estudos da literatura, SARÀ (2007) também constatou haver quantidades significativas de todos os nutrientes comumente usados para descrever possíveis riscos de eutrofização induzida pela aquicultura presentes nas cargas de dejetos.

Por outro lado, o mesmo autor ainda considera escasso o número de trabalhos que estimem com mais precisão estas cargas provenientes de cultivos aquícolas. Contudo, as características de efluentes gerados pela atividade de aquicultura, apesar de apresentarem cargas absolutas menos importantes, possuem composição semelhantes àquelas do efluente doméstico, com elevada demanda bioquímica de oxigênio e grande concentração de sólidos em suspensão, com compostos nitrogenados e fosfatados (IMAI *et al.*, 2002).

Sabe-se que outros fatores bióticos e abióticos estão envolvidos na dinâmica do fósforo no ecossistema aquático. Além disso, a estratégia alimentar, em criações comerciais de peixes, possui importante impacto sobre a qualidade d'água e, conseqüentemente, sobre o crescimento, saúde e sobrevivência dos animais, assim como a eficiência de utilização dos nutrientes da dieta. Estas projeções da entrada de fósforo pelo cultivo de peixes não podem ser avaliadas apenas por estas fontes.

Segundo VANNI (2002), os peixes são capazes de influenciar a dinâmica dos nutrientes, quer diretamente pela ingestão e excreção de fósforo e nitrogênio, quer indiretamente pelas alterações nas taxas de reciclagem dos nutrientes de outros componentes da cadeia alimentar. Vários estudos vêm sendo realizados para a redução da eutrofização de lagos, por meio da biomanipulação, que é uma estratégia ecotecnológica complementar ao controle dos aportes externos em nutrientes n'água e nos sedimentos (BUENO *et al.*, 2008).

BECHARA *et al.* (2005), estudando a digestibilidade e o aproveitamento de nutrientes, demonstraram que alimentos de alta qualidade apresentam menor potencial poluente e possibilitam aumento na produção por unidade de área que, em geral, é superior ao aumento de custo de produção associado. Adicionalmente, outras técnicas podem aumentar ainda mais a biodisponibilidade dos nutrientes para o peixe e conseqüentemente reduzir a perda pela excreta. AMIRKOLAIE (2011) salienta que o uso de pró-nutrientes, como a fitase, melhora a digestibilidade e favorece a redução das perdas de nutrientes nos dejetos, pois a utilização desta enzima em rações possibilita aumentar o desempenho, a retenção de minerais nos ossos, a digestibilidade da proteína e a disponibilidade de cálcio e fósforo, contribuindo com menor excreção destes nutrientes no ambiente aquático.

Entre outras formas, pode-se controlar e gerenciar a carga poluente dos dejetos no ambiente é pelo monitoramento e análise de sedimento, pois este pode ser considerado como resultado da integração de todo processo que ocorre em um ecossistema aquático, onde há uma dinâmica entre os processos biológicos, físicos e químicos, que influenciam o metabolismo do

sistema (WETZEL, 2001). A avaliação da digestibilidade e excreção das dietas também é uma ferramenta adequada para reduzir os efeitos ambientais deletérios dos cultivos. Esta questão não envolve apenas o aspecto ambiental, reflete diretamente na viabilidade da atividade que, cada vez mais, é um dos principais desafios para a prática da aquicultura sustentável (PILLAY, 2008).

Os dados do presente trabalho indicam que cerca de um quinto da carga nutrientes aportadas ao ambiente aquático é derivado de perdas no arraçoamento dos cultivos. De acordo com PEARSON e GOWEN (1990), é comum que cerca de 20% do alimento utilizado para alimentação dos peixes estocados em tanques-rede seja perdido antes de ser ingerido. É bastante reconhecida a necessidade de minimizar o montante destas perdas, em especial, por questões econômicas da produção (TALBOT e HOLE, 1994). No entanto, isso não é tão simples quanto parece ser, pois os produtores não controlam a capacidade de consumo dos peixes alojados, ou mesmo, temem que os animais não recebam a quantidade necessária para atingir o consumo adequado (KOLSÄTER, 1995).

A maioria dos trabalhos que mediram cargas de nutrientes em dejetos de produção de peixes em gaiolas subestima ou, até mesmo, não considera essas perdas no arraçoamento, principalmente quando as avaliações são realizadas em ambiente experimental controlado (CHO e BUREAU, 2001). De acordo com ISLAM (2005), as práticas de arraçoamento da piscicultura comercial chegam a desperdiçar até trinta vezes mais alimento, quando comparados aos procedimentos e/ou sistemas adotados em laboratórios.

Outros trabalhos, ainda, utilizam espécies de peixes com maior voracidade de consumo (i.e. carnívoros) e/ou alimentos com formas físicas que

favoreçam o consumo (TOGUYENI *et al.*, 1997). As tilápias consomem os alimentos dispostos em tempo maior que a maioria das espécies de peixes cultivados, possibilitando a precipitação de parte da ração e saída da mesma do interior das gaiolas, sem ser consumida (GUERRERO, 1980; JAUNCEY, 1998). Este efeito é notadamente mais presente, se a ração oferecida for peletizada, em grânulos extrusados de maior densidade ou que permitam rápida absorção d'água (XIA *et al.*, 2013).

A fração solúvel do alimento não consumido, transformada parcialmente em nutrientes inorgânicos como nitratos, nitritos, amônia e ortofosfato, tem participação direta na poluição do ambiente aquático (XU *et al.*, 2007). Estima-se que esta fração represente um quarto da ração desperdiçada, podendo ser gradativamente aumentada, à medida que os componentes sólidos se dissolvem (WU *et al.*, 1999; QIAN, WU e NI, 2001).

Segundo GUO e LI (2003), a taxa de deposição de nutrientes da dieta por peixes cultivados em tanques-rede é de 15% para o nitrogênio e de 11% para o fósforo. No presente trabalho, a estimativa de deposição destes nutrientes foi mais que o dobro dos valores encontrados por estes autores. As altas taxas metabólicas de peixes não só respondem por altas cargas de nutrientes para o meio ambiente, mas também para uma partição diferente entre resíduos sólidos e dissolvidos. Altas taxas de excreção de nutrientes por perdas endógenas, principalmente, explica a baixa retenção de nutrientes nos tecidos dos peixes, com perdas elevadas de resíduos dissolvidos na coluna de água e perdas proporcionalmente mais baixas como matéria fecal (FERNANDES *et al.*, 2007).

Contudo, ficou evidente na literatura a variabilidade de resultados encontrados de composição corporal de tilápias. Vários fatores poderiam explicar essa variabilidade, entre eles a idade de abate dos animais, tipo e adequação nutricional das rações fornecidas, temperatura do ambiente, entre outras. Frente a esta grande variação de dados publicados, optou-se pela utilização dos resultados provenientes da análise corporal realizada em laboratório. Estes resultados, por sua vez, foram utilizados para o cálculo das estimativas.

Amônia e ureia são duas principais moléculas nitrogenadas resultantes do metabolismo e de resíduos de quebra de proteínas em peixes (COWEY, 1995; WILKIE, 1997; JANIS e FARMER, 1999; TERJESEN *et al.*, 2002). Mais de 80% da excreção de nitrogênio por peixes é representado por amônio (GUERRERO, 1980; TANAKA e KADOWAKI, 1995; PÁEZ-OSUNA, GUERRERO-GALVÁN e RUIZ-FERNÁNDEZ, 1999). Esta é a forma mais abundante de nitrogênio em dejetos de cultivos, seguido de nitratos e nitritos (SCHNEIDER *et al.*, 2005). Contudo as variações de concentração destes compostos encontrados nos diversos trabalhos podem ser explicadas pela fase de produção, manejo, condições de ambiente e a origem metabólica de cada nutriente (HARGREAVES, 1998). A amônia é proveniente, principalmente, da excreção direta dos organismos, porém em águas pouco profundas (bacias pouco rasas, lagos ou estuários), pode ser aportada a partir de sedimentos de fundo ou mesmo do fluxo de mineralização de matéria orgânica de sobras de ração (QIAN, WU e NI, 2001).

O segundo nutriente mais importante para processos de eutrofização é o fósforo. Mas como é um elemento geralmente menos abundante que o

nitrogênio em ambientes estáveis, é exatamente sua presença ou ausência o principal fator de desencadeamento estes processos. É geralmente proveniente da decomposição de matéria orgânica, principalmente sobras de ração e fezes, e das perdas metabólicas dos animais. Tem sido considerado como o nutriente mais importante em dejetos de aquicultura, depois de amônio, sendo um importante fator limitante para a produtividade primária, na maioria dos ambientes aquáticos (BEVERIDGE e PHILLIPS, 1993). No entanto, os efeitos eutrofizantes relatados na literatura costumam estar mais relacionado a este composto do que aos nitrogenados ou à matéria orgânica.

Segundo estudo de ACKEFORS e ENELL (1994), as cargas de nutrientes produzidas em cultivos de salmonídeos em gaiolas podem chegar a 10 kg de fósforo e 60 kg nitrogênio por tonelada de biomassa de peixe. A carga de matéria orgânica na forma de dejetos por tonelada produzida foi estimada pelos autores em 2.500 kg, em base úmida.

Estudos indicam que somente 32% do fósforo presente na ração é utilizado para o metabolismo do peixe e o restante é transferido para o meio (PENCZAK *et al.*, 1982; WETZEL, 2001). ALVES e BACCARIN (2005) estimam que 66% do fósforo aportado pelo arraçoamento intensivo vá para o sedimento, 11% fica dissolvidos n'água e 23% é retidos pelos peixes cultivados. FERNANDES *et al.* (2007) estimaram que 88 a 93% do nitrogênio fornecido pela ração seja aportado ao ambiente na forma de dejetos de atuns produzidos em gaiolas, sendo que a maior parte (59 a 64%) corresponde à excreção solúvel. Segundo os autores, o montante de carga em dejetos representa entre 75 e 90 kg de nitrogênio para cada tonelada de biomassa de peixe produzida. HÅKANSON (2005) considera que a produção de uma tonelada de peixe em

tanques-rede aporta entre 10 e 20 kg de fósforo, e 50 e 75 kg de nitrogênio ao ambiente. Estes valores são correspondentes aos estimados pelo presente trabalho.

O presente estudo mostra que as perdas ambientais de nitrogênio e fósforo por tonelada de tilápias, utilizando dietas comercialmente disponíveis no Brasil, mostraram-se até 10 vezes maiores que as relatadas na literatura para outras realidades de cultivo ou mesmo através de resultados obtidos em laboratório. A redução das cargas destes nutrientes poderia ser alcançada pela melhoria das estratégias de alimentação e tecnologias associadas, como produzir dietas com uma relação ideal entre proteína e energia e entre os aminoácidos essenciais, uso de ingredientes mais digestivos e aditivos melhoradores de digestibilidade, além de, principalmente, formulações objetivando um adequado atendimento às necessidades nutricionais, para cada condição de produção. No entanto, é sabido que essas estratégias não são suficientes para alcançar reduções drásticas nas cargas de nutrientes, comparativamente, ao que se observa em outras formas de produção de proteína animal, em especial a partir de aves e suínos, onde estas estratégias foram e continuam sendo vastamente estudadas.

As cargas estimadas neste trabalho constituem uma avaliação primária de perdas de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo na produção de tilápias do Nilo no Brasil, considerando as práticas atuais de manejo e os dados da literatura. Embora a estimativa seja baseada em muitas simplificações, o nível de incerteza das cargas totais é pequeno, uma vez que os cálculos foram baseados em dados de rações e animais fornecidos pela indústria. Sendo assim, as estimativas e fluxos de cargas de nutrientes apresentadas por este

trabalho são adequados para estudos ambientais de impacto de cultivos de tilápias do Nilo em gaiolas, em condições comerciais verificadas em regiões tropicais.

Mesmo assim, se o objetivo de um determinado estudo for uma abordagem mais precisa e específica das estimativas de cargas e prognóstico de impactos em um reservatório específico, informações complementares, como dados climáticos e hidrológicos desse reservatório, ação da fauna dos reservatórios sobre os dejetos dos cultivos, em especial das perdas através do arraçoamento, além da segmentação dos aportes de nutrientes em escalas temporais ao longo do período de cultivo, são fundamentais.

5.5. Conclusão

O cultivo de tilápias do Nilo em gaiolas contribui significativamente para o aporte de nutrientes potencialmente eutrofizantes no ambiente aquático em reservatórios artificiais. A introdução de práticas de manejo de arraçoamento, assim como de tecnologia para melhor aproveitamento de nutrientes dietéticos são pontos chave para se reduzir a carga destes nutrientes no ambiente aquático. A metodologia de estimativa de cargas de nutrientes em dejetos apresentada no presente trabalho pode ser utilizada como parte essencial do processo de determinação do potencial poluente de atividades aquícolas em corpos hídricos.

6. CAPACIDADE DE SUPORTE E POTENCIAL DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE PEIXES NOS RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS DO RIO PARANAPANEMA, BRASIL

Resumo. O presente estudo objetivou simular as possíveis alterações nos padrões de qualidade d'água a serem originadas a partir da instalação de parques aquícolas destinados ao cultivo de peixes em gaiolas, nos oito grandes reservatórios artificiais do rio Paranapanema, a partir de diferentes cenários de limitação técnica e legal: (1) ocupação de 1% da superfície total dos reservatórios e (2) a partir da sua capacidade de suporte ambiental. Por meio de modelagem de qualidade d'água, simularam-se esses dois cenários para determinação do Índice de Estado Tróficos (IET) de cada reservatório. Considerando-se a área total somada dos reservatórios, pelo primeiro cenário, as estruturas de cultivo poderiam totalizar até 18,3 km² e com produção máxima de peixes estimada em 513 mil ton ano⁻¹. Contudo, pela limitação conferida pela capacidade de suporte, a produção no segundo cenário seria limitada a 98 mil ton ano⁻¹ e com as estruturas de cultivo ocupando 3,5 km². Simulando-se o IET do primeiro cenário, observou-se que aproximadamente 75% das áreas somadas dos reservatórios passariam de uma classificação atual como oligo ou mesotrófica para eutrófica, supereutrófica e até hipereutrófica, sendo que quatro reservatórios poderiam se tornar completamente eutrofizados (Canoas 2, Canoas 1, Taquaruçu e Rosana). Pelo segundo cenário, por outro lado, o comprometimento de áreas por eutrofização seria inferior a 30% do total; ainda assim, haveria riscos de Taquaruçu e Rosana tornarem-se completamente eutrofizados.

Palavras-chave: Eutrofização. Fósforo. Modelagem. Piscicultura.

Carrying capacity and the potential of environmental impacts from fish farming in the artificial reservoirs of the Paranapanema River, Brazil

Abstract. The objective of this study was to simulate the changes in the water quality standards originated by the installation of aquaculture parks for fish farming in cages in the eight large artificial reservoirs in the Paranapanema River from different scenarios of technical and legal limitations: (1) occupancy of 1% of total surface of the reservoirs and (2) by the environmental carrying capacity. For water quality modelling, these two scenarios were simulated to determine the Trophic State Index (TSI) of each reservoir. Considering the total area of all the reservoirs in the first scenario, the facilities of the fish farms would occupy 18.3 km² with fish production of an estimated 513 thousand tonnes per year⁻¹. However, given the limitation of carrying capacity, the production in the second scenario would be 98 thousand tonnes per year⁻¹ and the facilities of fish farms would occupy 3.5 km². Simulating the TSI for the first scenario, it was observed that approximately 75% of the total area of all reservoirs would change from the current oligo or mesotrophic classification to eutrophic, supereutrophic and hypereutrophic, and four reservoirs may become completely eutrophicated (Canoas 2, Canoas 1, Taquaruçu and Rosana). For the second scenario, on the other hand, the areas with eutrophication counted less than 30% of the total; nevertheless, they would have risks that Taquaruçu and Rosana would become completely eutrophicated.

Keywords: Eutrophication. Fish Farming. Modelling. Phosphorus.

6.1. Introdução

Segundo ARROW *et al.* (1995), o termo “capacidade de suporte” vem sendo utilizado por pesquisadores desde o final do século 19. Seu conceito, de acordo com os autores, tem sido empregado por profissionais de setores tão distintos quanto economia, biologia, sanitarismo público, antropologia, pesca, turismo, aquicultura, entre outros. Por isso mesmo, a compreensão sobre o significado e a forma de interpretar a capacidade de suporte variam muito conforme esses setores e também conforme quem a interpreta.

Quando aplicado à produção de organismos aquáticos, o conceito de capacidade de suporte está geralmente relacionado às alterações ambientais associadas à atividade (KAUTSKY *et al.*, 1997). Por exemplo, a capacidade de suporte de um ecossistema pode ser utilizada para representar sua produtividade máxima; a capacidade máxima suportável de carga orgânica que um sistema aquático pode absorver e processar; sua produtividade máxima, sem que haja impactos negativos significativos ao ambiente; e, no caso de haver cultivo de organismos aquáticos sendo realizados nesse ambiente, sem que as eventuais alterações ambientais provoque impactos aos próprios cultivos (BEVERIDGE e PHILLIPS, 1993; BEVERIDGE, 1996; PITTROFF e PEDERSEN, 2001).

Outra forma de compreensão deste termo está relacionada ao aporte máximo sustentável de nutrientes que o corpo d’água pode receber sem que passe a apresentar sinais de eutrofização (ANGELINI, 2002). Ou ainda, em áreas onde é praticada a aquicultura, como sendo a biomassa máxima de organismos aquáticos que pode ser mantida em um ecossistema, a fim de

maximizar a produção, sem afetar negativamente a sua sustentabilidade ecológica e produtiva (CHRISTENSEN e PAULY, 1998)..

Inserido em um contexto de gestão pública, e tendo como propósito que a aquicultura brasileira possa ser desenvolvida de acordo com a capacidade dos ecossistemas de processar e assimilar os eventuais resíduos gerados pela atividade, o uso de espaço físico em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura começou a ser regulamentado no Brasil em 2004, através da publicação da Instrução Normativa Interministerial nº 06 (BRASIL, 2004). A legislação brasileira prevê atualmente como critério mínimo necessário ao licenciamento de empreendimentos aquícolas, o estabelecimento prévio da capacidade de suporte ambiental de cada ecossistema aquático. Não obstante, esta legislação não especifica como ou a partir de qual método esta capacidade de suporte deva ser estimada.

Alguns modelos têm sido desenvolvidos para prever a resposta dos ecossistemas aquáticos frente ao incremento nas cargas de nutrientes potencialmente eutrofizantes oriundas da produção intensiva de organismos aquáticos, sendo a sua grande maioria empírica e frequentemente submetida a calibrações, testes, verificações e modificações, com base em dados de campo (BYRON e COSTA-PIERCE, 2013). Contudo, ainda não há modelos consagrados ou que possam ser considerados ideais ou para a estimativa da capacidade de suporte com o foco na aquicultura, devido, principalmente, à dificuldade prática de se particularizar a origem das cargas poluentes em grandes ecossistemas aquáticos (BUENO *et al.*, 2013). Ainda assim, a aplicação de metodologias robustas, que considerem de forma integrada os

métodos já disponíveis, é fundamental para a redução dos riscos ambientais durante a implantação de novos empreendimentos aquícolas.

O rio Paranapanema é um divisor natural entre os estados de São Paulo e do Paraná, e das regiões Sudestes e Sul do Brasil, respectivamente. O rio tem uma extensão total de 929 km, correndo no sentido geral Leste-Oeste até desaguar no rio Paraná. Ao longo do seu curso, estão instaladas oito grandes usinas hidroelétricas (Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana), cujos reservatórios artificiais vêm recebendo, principalmente nos últimos 10 anos, empreendimentos aquícolas destinados ao cultivo de peixes em gaiolas, atividade que ainda se encontra pouco desenvolvida e apresenta escala relativamente reduzida de produção (FELISBERTO e RODRIGUES, 2005; NOGUEIRA *et al.*, 2006; JORCIN e NOGUEIRA, 2008). Contudo, nesse mesmo período, o governo brasileiro passou a fomentar programas de desenvolvimento da aquicultura em águas continentais no país por meio da implantação de parques aquícolas. A bacia hidrográfica do Paranapanema deve ser agora beneficiada por tais programas federais, o que deve impulsionar a produção de peixes nestes reservatórios.

O presente estudo teve como objetivo estimar a capacidade de suporte desses oito grandes reservatórios artificiais do rio Paranapanema para a implantação de parques aquícolas destinados ao cultivo peixes em gaiolas e, a partir de diferentes cenários técnicos e legais, simular os efeitos da instalação desses parques sobre os padrões de qualidade d'água nos respectivos reservatórios.

6.2. Material e Métodos

O presente estudo teve como ponto de partida, um trabalho técnico realizado pelo Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais, a pedido do Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), para avaliação de áreas mais propícias à instalação de parques aquícolas nos reservatórios do rio Paranapanema. No trabalho apresentado ao MPA, foi proposto o posicionamento de parques aquícolas para a produção de peixes em gaiolas nesses reservatórios. Os parques foram geograficamente definidos e dimensionados a partir de critérios de favorabilidade técnica para esta atividade na região. Da mesma forma, os padrões atuais de qualidade d'água dos reservatórios foram previamente diagnosticados, a partir da implementação de modelos matemáticos, calibrados de acordo com os seus respectivos aspectos hidrodinâmicos, batimétricos e de qualidade d'água, utilizando-se o pacote computacional MOHID (Marine Environment & Technology Center, Portugal).

No presente estudo, foram acrescentadas a estes modelos as cargas estimadas de nutrientes provenientes dos empreendimentos aquícolas a serem instalados nos parques propostos, o que possibilitou a projeção das possíveis alterações nos padrões de qualidade d'água resultantes da atividade aquícola e avaliação dos efeitos ambientais desta atividade em dois cenários técnicos: (cenário 1) considerando o limite de 1% de ocupação das respectivas áreas superficiais de cada reservatório, conforme preconiza a Instrução Normativa Interministerial nº 7, de 28 de Abril de 2005 (BRASIL, 2005a); (cenário 2) considerando a aplicação do modelo estatístico para o cálculo da capacidade de suporte proposto por DILLON e RIGLER (1974), conforme atualmente utilizado pela Agência Nacional de Águas (BRASIL, 2013). Contudo, neste

segundo caso, sempre que a área estimada foi superior a 1% da superfície dos reservatórios, foi adotado o limite legal de ocupação (cenário 1).

A capacidade de suporte ambiental foi calculada seguindo-se a determinação imposta pela Agência Nacional de Águas do Brasil (BRASIL, 2013), que estabelece que o incremento máximo de fósforo total nos ambientes aquáticos promovido pela aquicultura não deva ultrapassar 5 mg m^{-3} .

Para a implementação do modelo matemático de DILLON e RIGLER (1974) para o cálculo da capacidade de suporte, foram consideradas as equações de balanço de massa do fósforo total sob condição do limite legal, utilizando-se as equações a seguir:

$$L \leq \frac{\Delta[P] \times z \times \rho}{(1 - R)}$$

Considerando-se que:

$$R = \frac{[P]_{efl}}{[P]_{afl}} \quad z = \frac{V}{S} \quad \rho = \frac{Q}{V}$$

Onde:

L → Carga máxima de fósforo aportada pelos aquicultura, em $\text{mg m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$;

$\Delta[P]$ → Variação máxima aceita pela legislação brasileira para a concentração de fósforo total, em mg m^{-3} ;

R → Taxa de retenção de fósforo pelo reservatório, adimensional;

z → Profundidade média do reservatório, em m;

ρ → Taxa anual de renovação d'água do reservatório, em ano^{-1} ;

$[P]_{efl}$ → Concentração de fósforo no efluente do reservatório, em mg m^{-3} ;

$[P]_{afl}$ → Concentração de fósforo nos afluentes do reservatório, em mg m^{-3} ;

V → Volume d'água médio do reservatório, em m^3 ;

S → Superfície média do reservatório, em m^2 ;

Q → Volume anual d'água efluente do reservatório, em $\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$;

Considerando-se o valor calculado da carga máxima de fósforo aportado pela aquicultura (transformado em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$), a capacidade de suporte da produção de peixes em cada reservatório foi estimada pela seguinte equação:

$$CSA = \frac{S \times L}{1000 \times CTD_p}$$

Onde:

CSA → Capacidade de Suporte Ambiental da produção de peixes em gaiolas, em mil ton ano^{-1} ;

S → Superfície média do reservatório, em ha;

L → Carga máxima de fósforo aportada pelos aquicultura, em $\text{g ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$;

CTD_p → Quantidade de fósforo aportada ao ambiente pelos dejetos da produção de peixes em gaiolas, em g ton^{-1} ;

Para cálculo do cenário 1, foi considerada uma carga de fósforo em dejetos da produção de peixe em gaiolas de $14,26 \text{ g ton}^{-1}$ de peixe produzido, conforme estimado por MONTANHINI e OSTRENSKY (2013). Adotando-se a produtividade média observada para o sistema de produção em gaiolas na região, foi possível determinar qual poderia ser a produção de peixes em cada reservatório para o limite regulamentar de ocupação (cenário 2). Para efeitos de cálculo, essa produtividade foi calculada considerando-se gaiolas com 4 m^2 de área superficial e 6 m^3 de volume útil, com produção média de $125 \text{ kg peixe m}^{-3} \text{ ciclo}^{-1}$, em $1,5 \text{ ciclos ano}^{-1}$, chegando-se ao valor aproximado de $280 \text{ ton ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (considerando, portanto apenas a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo). Contudo, para que a estimativas fossem mais realistas,

os dados foram calculados dentro de uma faixa de intervalo de confiança $\pm 15\%$ para a carga de fósforo e para a produtividade alcançada nos cultivos.

Nos dois cenários simulados, os resultados obtidos em termos de cargas de nutrientes potencialmente aportadas nos oito reservatórios, foram submetidos à modelagem da qualidade d'água, utilizando-se como referência os parâmetros que interferem mais diretamente no estado trófico de corpos hídricos, neste caso, fósforo total e clorofila α .

Para garantir que fossem simuladas as condições de maior potencial poluente da produção de peixes em gaiolas nestes reservatórios, foram considerados os valores máximos aportados de nutrientes nas condições mais críticas de vazão. Tais condicionantes foram utilizadas para a determinação dos valores individuais de Índice de Estado Trófico, calculados para cada reservatório, conforme proposto por CUNHA, CALIJURI e LAMPARELLI (2013). Os resultados finais foram apresentados na forma de mapas, identificando-se com cores distintas os prognósticos de estados tróficos para cada área simulada.

6.3. Resultados e Discussão

Na Tabela 23 são apresentadas, para cada reservatório estudado, as bases referenciais para as estimativas de capacidade de suporte ambiental, obtidas através aplicação do modelo de DILLON e RIGLER (1974). Na Tabela 24, estão apresentadas as estimativas de produção de peixes considerando-se os cenários 1 e 2.

Tabela 23. Estimativa da carga máxima aceitável de fósforo aportada pelos empreendimentos aquícolas nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema.

Reservatório	Superfície total (ha)	Profundidade média (m)	Taxa de renovação anual d'água	Taxa de retenção fósforo	Carga máxima de fósforo (g ha ⁻¹ ano ⁻¹) ¹
Jurumirim	48.500	13	0,884	0,51	1.500
Chavantes	40.000	22	0,964	0,48	2.195
Salto Grande	1.200	4	0,005	0,29	51.444
Canoas II	2.300	9	0,014	0,30	46.961
Canoas I	3.100	7	0,016	0,27	29.187
Capivara	57.600	18	0,621	0,49	2.839
Taquaruçu	8.000	8	0,022	0,51	37.270
Rosana	22.000	9	0,055	0,65	23.480
Todos	182.700	-	-	-	194.876

¹ Conforme modelo proposto por DILLON e RIGLER (1974) e considerando-se incremento máximo de fósforo total de 5 mg m⁻³, conforme estabelecido por BRASIL (2013).

Tabela 24. Estimativa da produção de peixes com base na capacidade de suporte ambiental ou pela ocupação legal da superfície para fins de aquicultura nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema.

Reservatório	Carga máxima de fósforo (ton res ⁻¹ ano ⁻¹) ¹	Capacidade de suporte (kton ano ⁻¹) ²	Produção em 1% da superfície (kton ano ⁻¹) ³	Cenário limitante
Jurumirim	72,75	5,1 (±0,7)	136,4 (±19,4)	Cap. Suporte
Chavantes	87,80	6,2 (±0,9)	112,5 (±16,0)	Cap. Suporte
Salto Grande	61,73	4,3 (±0,6)	3,4 (±0,5)	Legislação
Canoas II	108,01	7,6 (±1,1)	6,5 (±0,9)	Legislação
Canoas I	90,48	6,3 (±0,9)	8,7 (±1,2)	Cap. Suporte
Capivara	163,55	11,5 (±1,6)	162 (±23,0)	Cap. Suporte
Taquaruçu	298,16	20,9 (±2,9)	22,5 (±3,2)	Cap. Suporte
Rosana	516,57	36,2 (±5,1)	61,9 (±8,8)	Cap. Suporte
Todos	1.399,05	98,1 (±13,8)	513,8 (±73,1)	Cap. Suporte

¹ Conforme modelo proposto por DILLON e RIGLER (1974). ² Considerando-se uma carga de fósforo de 14,26 g ton⁻¹ de peixe produzido (MONTANHINI e OSTRENSKY, 2013) e com intervalo confiança de ±15% (valores entre parênteses). ³ De acordo com BRASIL (2005a) e considerando-se produtividade média de 280 ton ha⁻¹ ano⁻¹ e intervalo confiança de ±15% (valores entre parênteses).

Pôde-se observar que em apenas dois reservatórios (Salto Grande e Canoas 2) o que limitaria a implantação de parques aquícolas seria a

legislação brasileira, que estabelece a ocupação máxima de 1% da superfície dos reservatórios (cenário 1). Nos demais, o limite ao potencial de implantação estaria relacionado com a atual capacidade de suporte ambiental (cenário 2). Nos três maiores reservatórios (Jurumirim, Chavantes e Capivara), que representam juntos 80% da superfície total somada dos oito reservatórios do rio Paranapanema, as limitações impostas pela capacidade estimada de suporte diminuíram em cerca de 95% a área para implantação de parques aquícolas, com relação ao potencial do cenário 1.

A área somada de todos os reservatórios estudados totaliza 182.700 ha. Ou seja, a utilização de 1% dessa área destinaria 1.827 ha (ou 18,3 km²) para a aquicultura. Entretanto, há ainda que se considerar que a Instrução Normativa Interministerial nº 6 (BRASIL, 2004) prevê que seja respeitada uma relação entre a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo (gaiolas no caso) e a área total dos parques a ser cedida entre 12 e 20%. Tal relação é importante para se criar uma zona de diluição dentro dos próprios parques aquícolas. Mas, por outro lado, isso reduz legalmente as áreas máximas a serem ocupadas pelas estruturas de cultivo nos reservatórios. No presente estudo, como medida de precaução, foi considerada uma ocupação efetiva ainda mais conservadora, de 10%.

Considerando-se os índices zootécnicos empregados para a estimativa deste estudo, seria possível atingir uma produção anual de 513,8 mil toneladas de peixe (cenário 1). Por outro lado, quando considerado o segundo cenário, a produção anual de peixes ficaria limitada a 98,1 mil toneladas e a área efetiva de ocupação das estruturas de cultivo a 3,5 km². Ou seja, ao ser adotado o critério que prioriza a segurança ambiental, o potencial produtivo não seria

superior a 20% daquele que poderia ser alcançado a partir da ocupação de 1% da área total dos reservatórios. A diferença de potencial produtivo alcançado em cada um dos cenários simulados evidencia a absoluta ausência de critério técnico da legislação ambiental brasileira, ao considerar a ocupação indistinta de 1% dos ecossistemas aquáticos para fins de aquicultura.

Ainda assim, a sustentabilidade ambiental destes reservatórios não estaria completamente garantida pelo simples atendimento aos limites propostos pelo cálculo de capacidade de suporte ambiental. Conforme apresentado anteriormente, o processo de cessão de áreas para fins de aquicultura considera, para efeitos de cálculo, o limite de até 5 mg m^{-3} de fósforo total referente aos aportes provenientes da aquicultura. Contudo, é preciso considerar também a legislação desconsidera assim que o corpo hídrico já poderia ter ultrapassado os níveis recomendados de fósforo ou, ainda pior, que o ambiente em questão já pudesse estar eutrofizado. Portanto, a realização de estudo prévios para diagnosticar a condição inicial dos corpos hídricos é tão ou mais importante que a própria estimativa de capacidade de suporte ambiental quando da avaliação de novos empreendimentos aquícolas. Além de estudos iniciais, é imperativa a realização de monitoramento da qualidade d'água após a implantação dos empreendimentos, visando-se verificar o real comportamento do ambiente, em detrimento ao que foi prognosticado na fase de projeto.

Além disso, existe uma demanda por modelos mais robustos para estimativa da capacidade de suporte desenvolvidos especificamente para ambientes tropicais (STAGNITTI, 1997; BOLTE, NATH e ERNST, 2000; BYRON e COSTA-PIERCE, 2013). Para as melhorias em precisão e aderência

desses modelos, têm-se dado maior relevância ao nível de detalhamento das características hidrodinâmicas dos corpos hídricos e utilizando-se índices mais abrangentes, como o próprio IET, o que possibilita prognósticos mais coerentes quanto à prevenção de alterações do estado trófico dos ambientes após a instalação de empreendimentos aquícolas (FAO, 2013b). Contudo, vale ressaltar que, para se obter estimativas de precisão a partir de modelagem matemática, os modelos precisam ser devidamente calibrados utilizando-se dados reais de cada ambiente a ser simulado (ANSARI, GILL e KHAN, 2011), assim como foi realizado no presente estudo.

As figuras 12 a 18 apresentam o comportamento do IET ao longo da extensão dos oito reservatórios estudados, considerando-se as cargas de nutrientes provenientes de produção de peixes em gaiolas, conforme as escalas simuladas para os cenários 1 e 2. Estudo prévios, classificaram os reservatórios artificiais do rio Paranapanema como sendo predominantemente oligotrófico e mesotrófico (PAGIORO *et al.*, 2005; NOGUEIRA *et al.*, 2006), tendo sido o mesmo diagnosticado quando da calibração do modelo de qualidade d'água para o presente estudo. Contudo, com base nos resultados do prognóstico da qualidade d'água, foi verificado grande potencial comprometimento do estado trófico de todos os reservatórios, caso a o modelo de ocupação dos mesmos seja baseado no cenário 1.

De acordo com a simulação, o montante de cargas de nutrientes gerado neste cenário faria com que os reservatórios passassem a ser classificados como, em sua maioria, eutróficos. Considerando-se toda a superfície somada dos oito reservatórios, observou-se que aproximadamente 75% da área receberia classificações de eutrófica, supereutrofoca e até mesmo

hipereutrífica. Quatro reservatórios (Canoas 2, Canoas 1, Taquaruçu e Rosana) correriam o risco de ficarem completamente eutrofizados, sendo que praticamente toda a extensão dos dois últimos reservatórios da cascata (Taquaruçu e Rosana) seria classificada como supereutrífica. Esse comportamento pode ser explicado pelas elevadas cargas de nutrientes que seriam aportadas pelos reservatórios à montante, especialmente a partir daqueles de maior volume, efeito esse que vem sendo largamente reportado em estudos de cargas de poluentes em rios com reservatórios artificiais dispostos em cascata, como acontece no Paranapanema (OUYANG *et al.*, 2011; XIN, YIN e WANG, 2012; NIKANOROV e KHORUZHAYA, 2014).

Para o cenário 2, por outro lado, a classificação de estado trófico dos reservatórios estudados se manteria semelhante ao que foi reportado na literatura e diagnosticado previamente. Não obstante, em algumas regiões próximas aos prováveis parques aquícolas, em áreas com circulação deficitária ou com pouca profundidade, haveria riscos localizados de eutrofização. A eutrofização, neste cenário, seria inferior a 30% da área total dos reservatórios. Porém, Taquaruçu e Rosana ainda correriam o risco de se tornarem eutrofizados, pois, de forma semelhante ao verificado para a simulação do cenário 1, a partir do reservatório de Capivara haveria riscos de alteração para o estado eutrófico, confirmando o “efeito cascata” da influência das cargas efluentes dos reservatórios à montante sobre aqueles próximos à foz do rio.

Ressalta-se que os resultados da modelagem limitam-se a indicar tendências sobre o que aconteceria se a implantação dos parques propostos fosse efetivada nas escalas e condições simuladas. Além disso, todo e qualquer processo de modelagem matemática envolve incertezas, o que faz

com que os resultados não devam ser considerados como verdades imutáveis ou mesmo incondicionais (BASTIN *et al.*, 2013). Por isso, a confiabilidade nos modelos depende em grande parte de um monitoramento ambiental contínuo do corpo-d'água que produza informações detalhadas e atualizadas para a calibração dinâmica e validação constante dos modelos (ANGELINI, 2002).

Assim, o recomendável é que os parques aquícolas sejam efetivamente demarcados e implementados a partir da aplicação de uma metodologia integrada, que envolva a realização de estudo prévios para diagnosticar a condição inicial dos corpos hídricos; a simulação de cenários envolvendo os índices zootécnicos da atividade e as cargas lançadas nos ecossistemas aquáticos; e a realização de monitoramento contínuo da qualidade d'água após a implantação dos empreendimentos, visando-se verificar o real comportamento do ambiente, em detrimento ao que foi prognosticado.

Desta forma, seria possível a implantação dos parques aquícolas com maior segurança ambiental e, com base nos resultados obtidos através do monitoramento ambiental, seria possível aumentar gradativamente o grau de ocupação dos reservatórios. Utilizando-se essas premissas e os parâmetros conservativos empregados no presente estudo, recomenda-se que a demarcação definitiva, o licenciamento dos parques e a licitação das áreas aquícolas deva ser feita com muito cautela em todos os reservatórios analisados. Constata-se, porém, de maneira especial, a necessidade de uma ocupação mais cuidadosa ainda nos últimos três reservatórios da calha do Paranapanema, de forma a se garantir os padrões de qualidade d'água preconizados pela legislação ambiental e a sustentabilidade dos próprios empreendimentos.

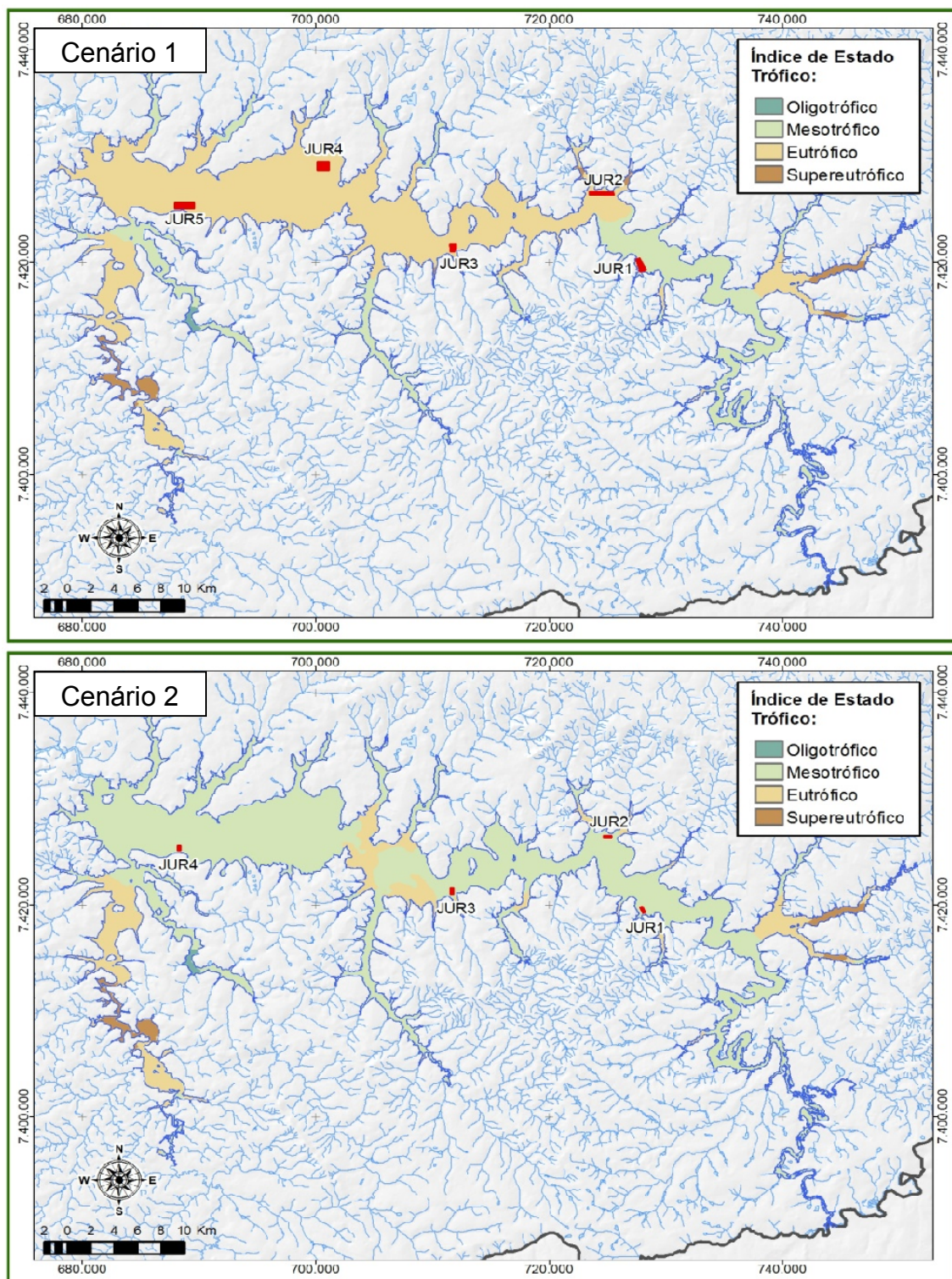


Figura 12. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Jurumirim. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

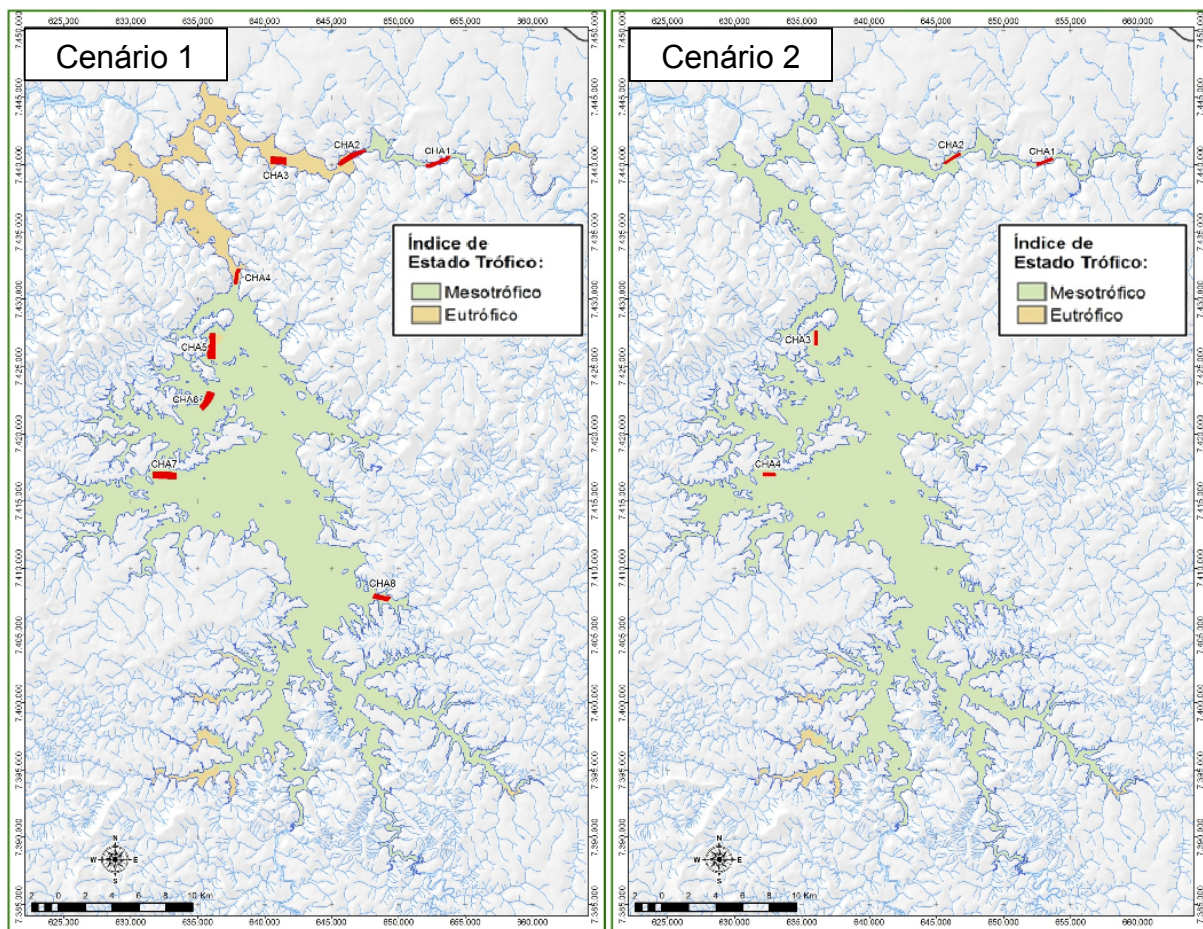


Figura 13. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Chavantes. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

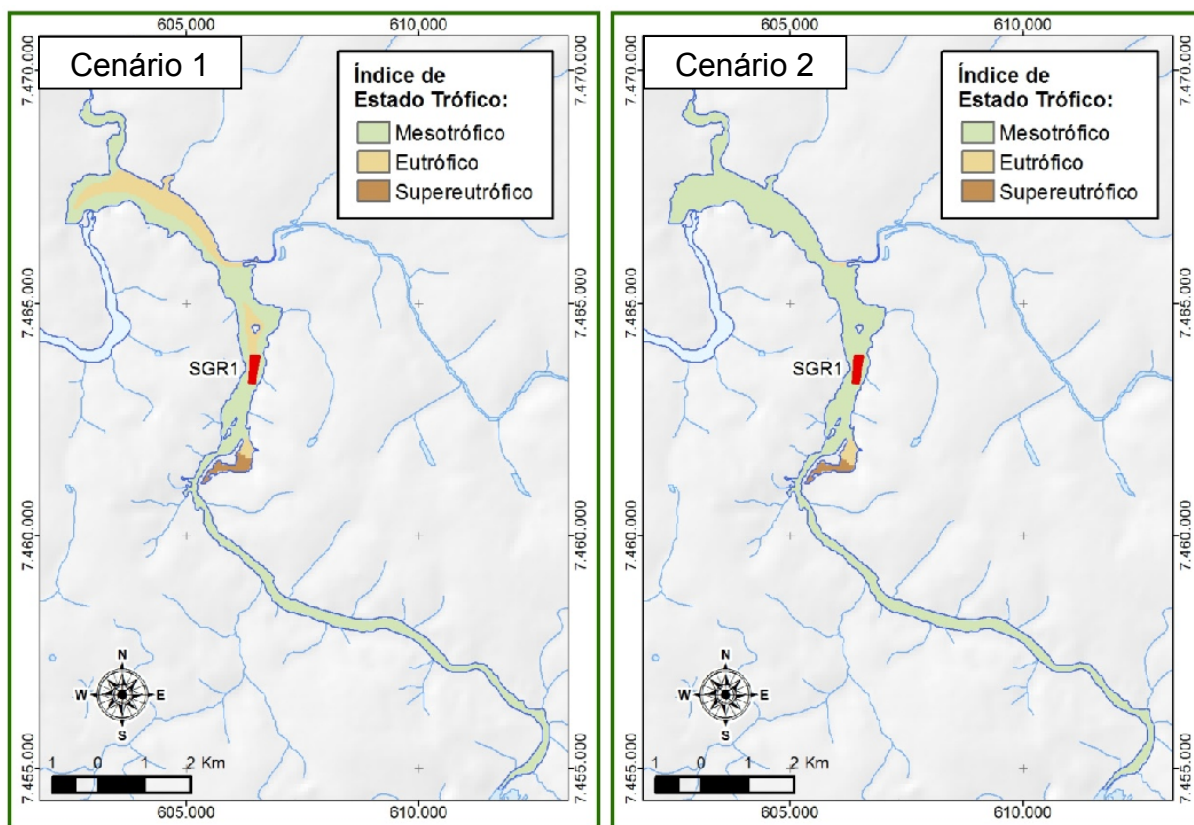


Figura 14. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Salto Grande. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

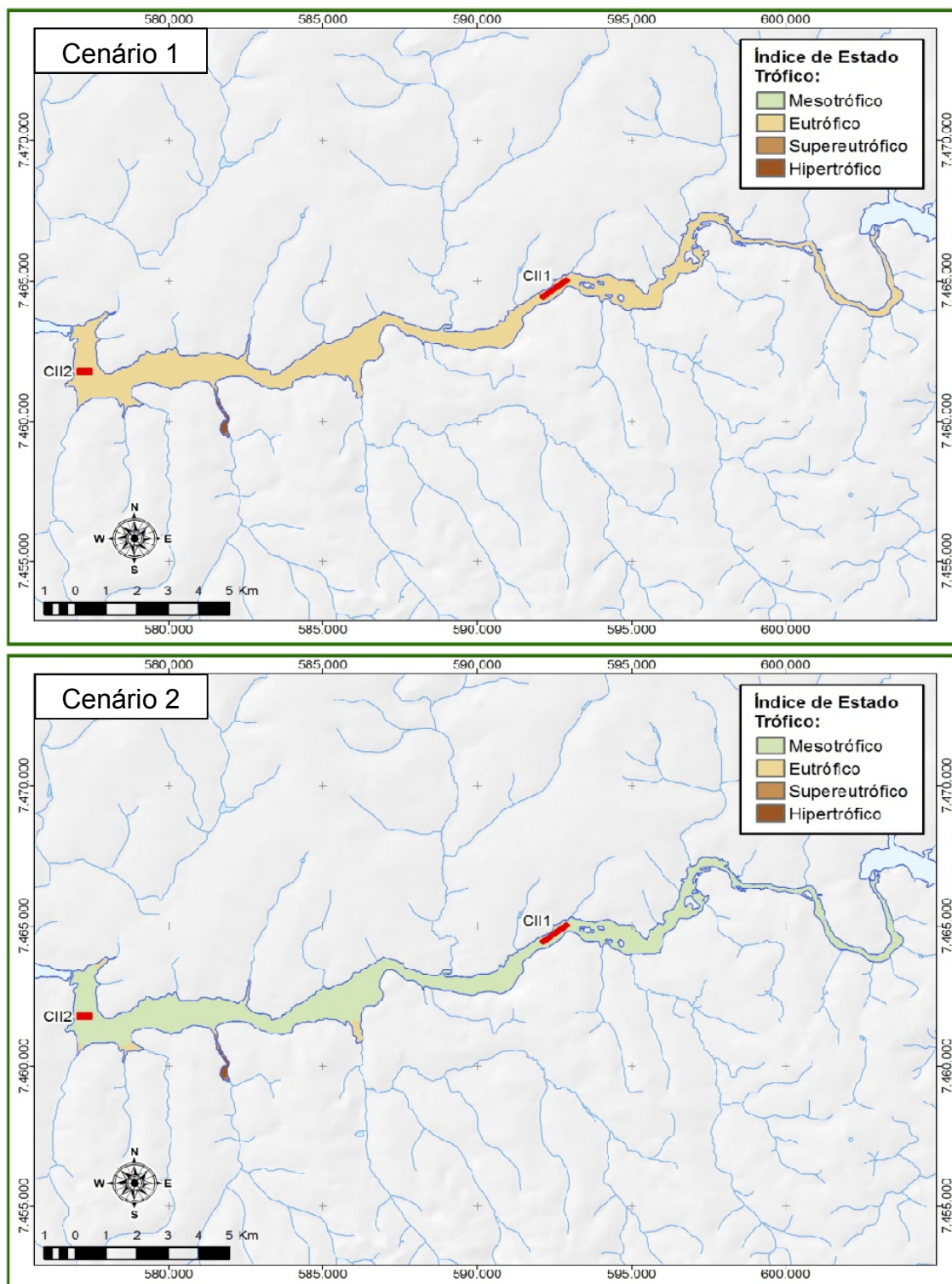


Figura 15. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Canoas 2. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

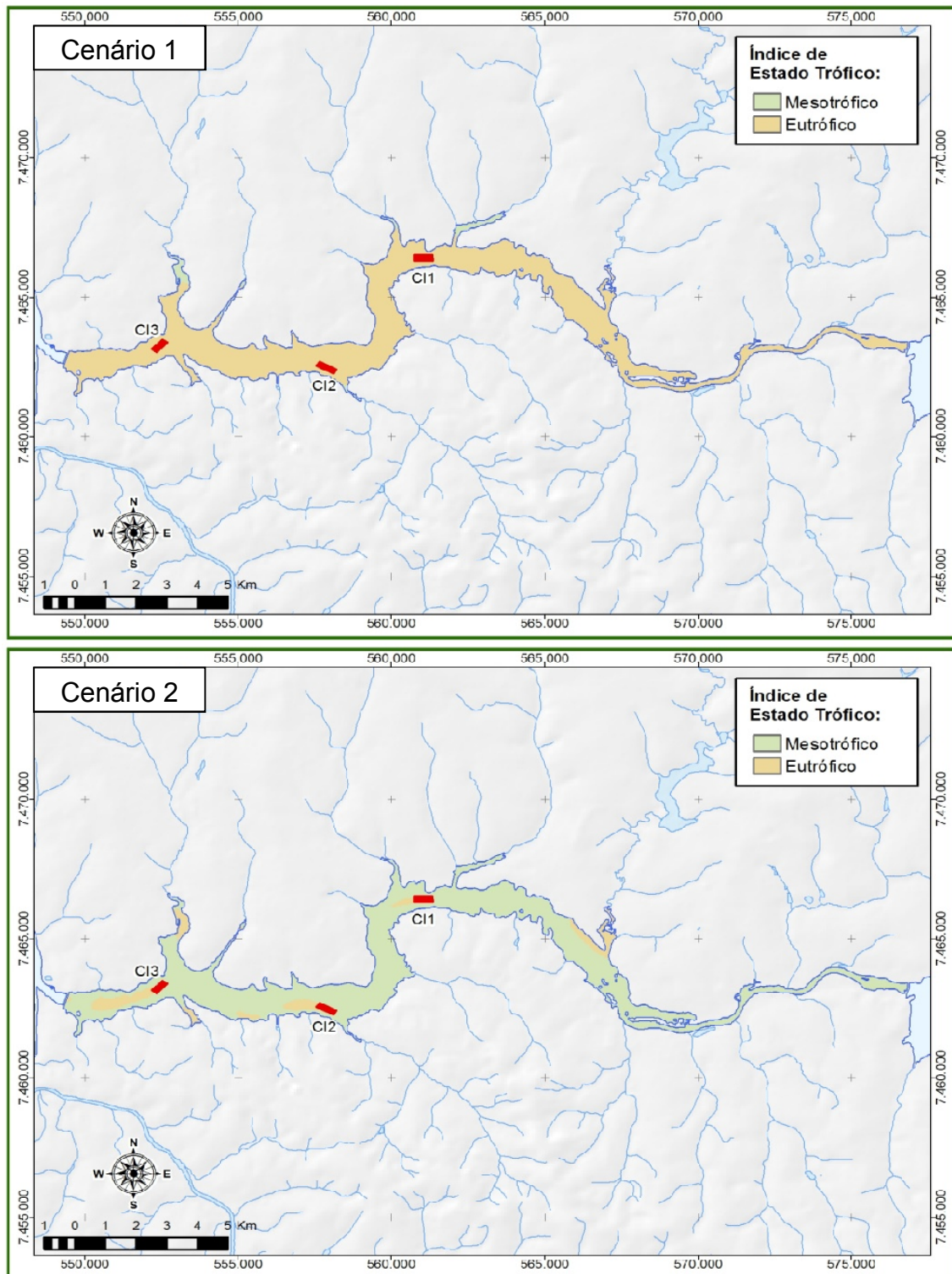


Figura 16. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Canoas 1. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

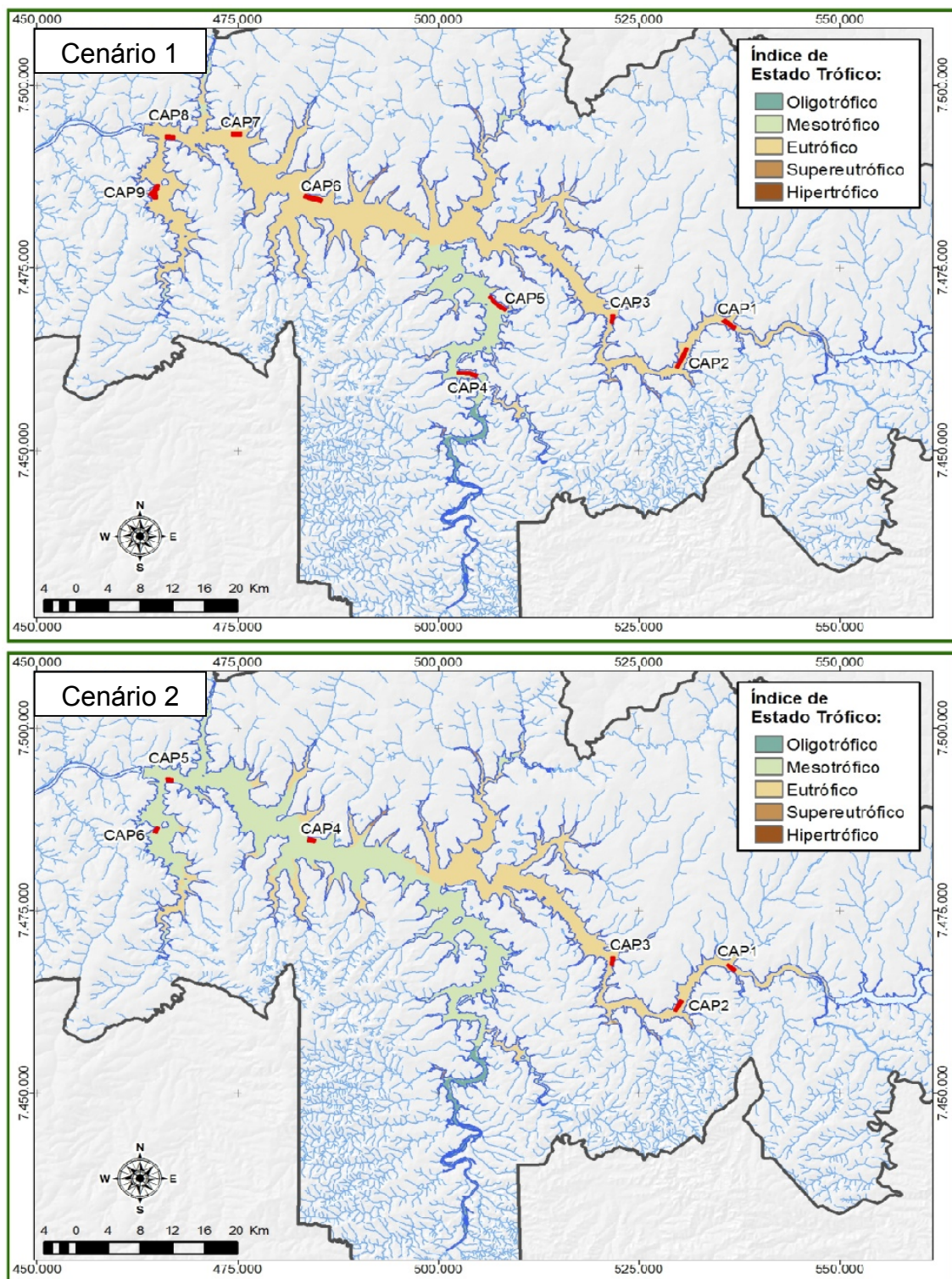


Figura 17. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Capivara. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

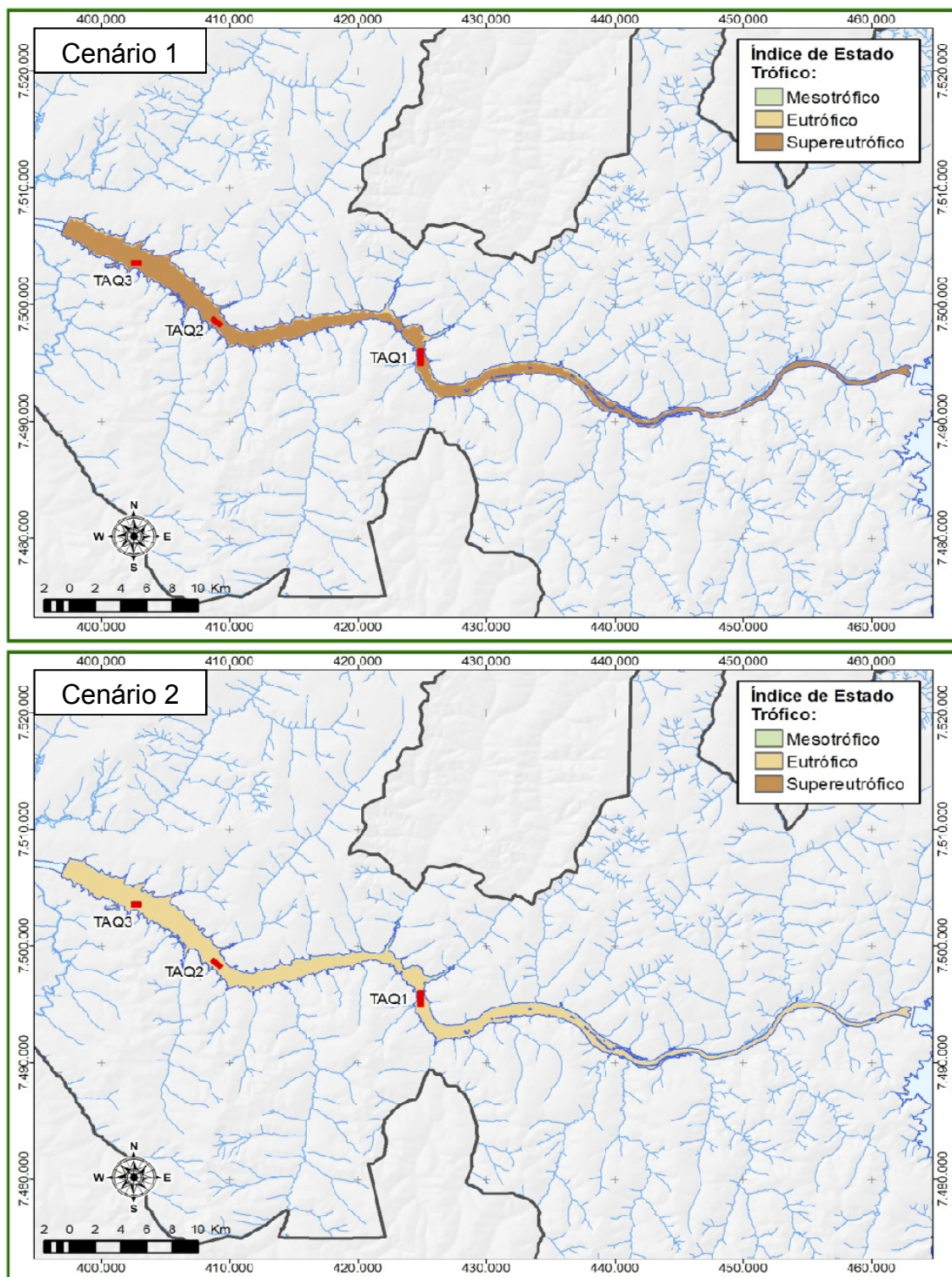


Figura 18. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Taquaruçu. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

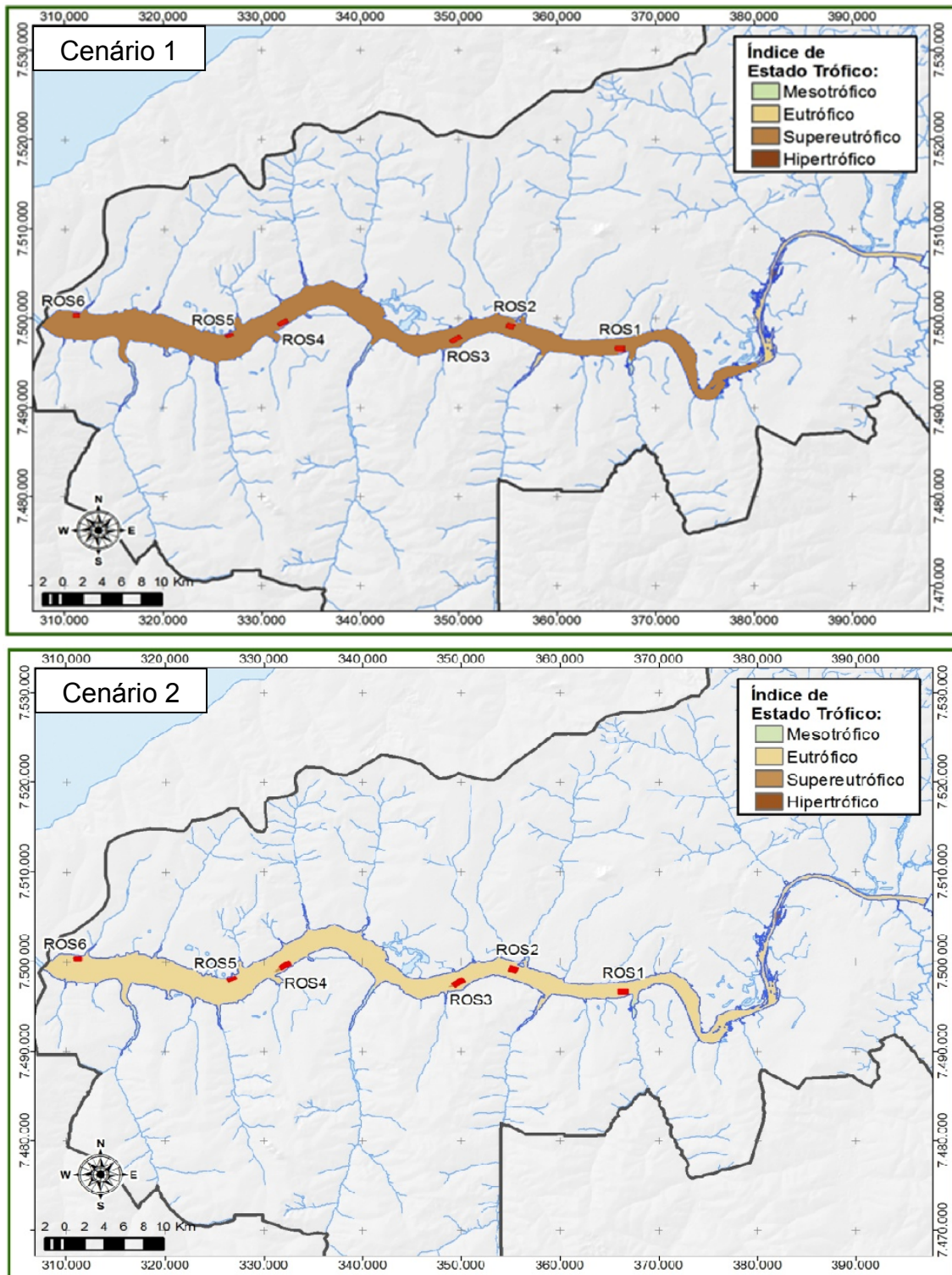


Figura 19. Representação gráfica do Índice de Estado Trófico simulado para os Cenários 1 e 2 ao longo da extensão do reservatório Rosana. Em vermelho, os parques aquícolas propostos para cada cenário estudado.

7. DESAFIOS PARA O DESENVOLVIMENTO AMBIENTALMENTE SUSTENTÁVEL DA PISCICULTURA NOS RESERVATÓRIOS DO RIO PARANAPANEMA

Sumário. A instalação de empreendimentos comerciais voltados ao cultivo de peixes em gaiolas já é uma realidade nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema. Entretanto, a atividade deverá passar por um acentuado crescimento nos próximos anos, com a instalação de diversos parques aquícolas nos oito grandes reservatórios existentes ao longo desse rio. Se, por um lado, o desenvolvimento da piscicultura em gaiolas traz uma série de benefícios econômicos e sociais, por outro, também gera preocupações quanto aos impactos potenciais associados à atividade. Um amplo estudo foi realizado para investigar a relação entre a produção de peixes em gaiolas e os aspectos ambientais a ela associados. Constatou-se que a piscicultura na região é ainda pouco expressiva, seja em escala econômica ou em comprometimento ambiental. Outra característica importante é que a atividade ainda é marcadamente informal. Apesar de impactos ambientais associados à atividade ainda não serem observados, constata-se que existe uma relativa fragilidade ambiental nos ecossistemas estudados, o que reforça a necessidade de que a implantação de desses parques aquícolas seja feita em estrita observância aos critérios técnicos e legais existentes. É imperativo que o próprio governo Federal seja mais criterioso e compromissado, estruturando de fato um programa de fomento à instalação dos parques aquícolas que não se limite apenas à regularização do processo de ocupação dos espaços públicos. O monitoramento constante, tanto ambiental quanto operacional, é ponto-chave para o sucesso e para a sustentabilidade dos empreendimentos aquícolas que vierem a ser instalados nos reservatórios do Paranapanema.

Entende-se por desenvolvimento ambientalmente sustentável aquele que possibilita a conservação dos recursos naturais, a partir de processos de gestão, do uso de tecnologias adequadas e da legislação, e que tem como objetivos assegurar a realização e a continuação das atividades humanas, atendendo às necessidades das gerações presente e futuras. Tal desenvolvimento, quando aplicado aos setores de produção vegetal (agricultura e silvicultura) e animal (pecuária), envolve a conservação do solo, da água e dos recursos genéticos da fauna e da flora natural, devendo ser ambientalmente não degradante, tecnicamente adequado, socialmente aceitável e economicamente viável. Contudo, por assim ser tão generalista, complexa e ampla, a sustentabilidade ambiental nestes setores acaba nunca ocorrendo na prática. Cabem, então, aos empreendedores e governantes, todos os esforços viáveis para que, ao menos, os princípios conceituais da sustentabilidade sejam aplicados, para garantir a continuidade da produção, sem que ocorra comprometimento ambiental, em médio e longo prazo.

Quando os gestores públicos discursam sobre o potencial da aquicultura d'água-doce no Brasil costumam usar um número mágico para demonstrar quanto à atividade pode crescer a partir do uso dos grandes reservatórios existente no país. O discurso simplista parte da utilização de apenas 1% de toda a área represada no país, que é multiplicada pela produtividade média obtida nos sistemas de produção em gaiolas, obtendo-se, assim, uma escala de produção (absolutamente) irreal, que colocaria o Brasil como uma potência aquícola, equivalente aos maiores produtores mundiais. Entretanto, a aderência entre este cenário imaginário e o real potencial de desenvolvimento da aquicultura brasileira, dentro daqueles moldes de sustentabilidade ambiental

apresentados acima, requer muito mais que contas mágicas. Requer planejamento, organização, incentivos, legislação e, acima de tudo, muito, mas muito, investimento. Além do mais, para cada corpo hídrico onde se pretenda explorar seu potencial aquícola, seriam necessários criteriosos estudos de viabilidade e sustentabilidade técnica, ambiental e, sobretudo, socioeconômica.

O presente artigo busca divulgar informações obtidas num compreensivo estudo científico, que objetivou caracterizar e avaliar as implicações ambientais da aquicultura nos reservatórios artificiais localizados ao longo do rio Paranapanema, como subsídio técnico para a implantação de novos empreendimentos destinados ao cultivo de peixes em gaiolas.

7.1. Caracterização da aquicultura e do ambiente na região

O Paranapanema é um afluente do rio Paraná e um divisor natural entre as regiões Sudeste e Sul do Brasil. Ao longo dos seus 930 km de extensão, estão instaladas oito grandes usinas hidroelétricas (Jurumirim, Chavantes, Salto Grande, Canoas II, Canoas I, Capivara, Taquaruçu e Rosana), cujos reservatórios vêm, nos últimos anos, sendo utilizados para a produção de peixes em gaiolas.

Com base em dados históricos dos últimos dez anos e de coletas realizadas ao longo do estudo, foi observado que os parâmetros de qualidade d'água destes reservatórios são adequados para a prática da produção intensiva de peixes. Porém, de forma não muito diferente do que se observa em outras regiões do Brasil, a piscicultura praticada no rio Paranapanema é ainda bastante insipiente, pouco tecnificada, carente de assistência técnica especializada e marcadamente informal.

Frente ao potencial natural de exploração da produção de peixes na região, o número e a escala dos empreendimentos ainda são pequenos. Foi verificado haver apenas 37 pisciculturas, das quais menos de um terço possuíam licença para operar legalmente. Provavelmente por este pequeno número de empreendimento, associado à grande extensão dos reservatórios, o estudo não identificou alterações ambientais significativas associadas aos empreendimentos em atividade nesses reservatórios.

Mesmo assim, foram observadas regiões em todos os oito reservatórios que já estão sofrendo efeitos de degradação de qualidade d'água em função de atividades antropogênicas diversas. Se não for planejada e gerenciada de maneira adequada, a piscicultura poderá, em um futuro próximo, ser também incluída entre as atividades ambientalmente impactantes aos ecossistemas da bacia hidrográfica do rio Paranapanema.

7.2. Causa de impactos provocados pela aquicultura

A literatura especializada considera que uma das principais responsáveis pelo potencial poluente da piscicultura em gaiolas seja a própria alimentação dos animais. Os nutrientes presentes nos resíduos de ração e nos dejetos gerados pelos peixes acabam sendo lançados n'água e contribuem para o crescimento de populações de microalgas. Tamanho pode ser esse crescimento, que a água se torna turva ao ponto de haver diminuição das concentrações locais de oxigênio dissolvido, comprometendo a sobrevivência das espécies de peixes produzidas e mesmo aquelas da fauna nativa.

Se as rações utilizadas não forem suficientemente digestíveis, ou mesmo, se as práticas de alimentação dos peixes não forem adequadas, as perdas de

nutrientes (especialmente fósforo, nitrogênio e matéria orgânica) para o ambiente aquático passam a ser ainda maiores.

O estudo verificou a qualidade nutricional das rações utilizadas na produção de peixes em gaiolas na região do Paranapanema e os resultados foram alarmantes. Apesar de todas as 130 rações avaliadas estarem devidamente registradas no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento do Brasil, nenhuma delas apresentou completa adequação aos níveis nutricionais recomendados para tilápias do Nilo, principal espécie cultivada na região. Ora a quantidade de nutrientes era tão baixa que poderia haver comprometimento do desempenho produtivo dos cultivos, ora era tão alta ou mesmo desbalanceada, que os peixes não seriam capazes de aproveitá-los integralmente, agravando a descarga destes compostos ao ambiente.

Com base neste levantamento, somado a várias outras informações referentes aos peixes e também às práticas de manejo adotadas nos cultivos, o estudo estima que aproximadamente 70% dos nutrientes presentes nas rações utilizadas acabe sendo perdido para o ambiente na forma de resíduos e dejetos. Ou seja, um insumo caro como as rações, que representa pelo menos 60% dos custos de produção de peixes em gaiolas, acaba se perdendo e se transformando em potencial poluente ambiental.

7.3. Desenvolvimento ambientalmente sustentável da aquicultura na região do Paranapanema

Se fosse aplicado aquele cálculo que considera 1% da área total somadas dos oito grandes reservatórios artificiais do rio Paranapanema (fração esta que representa mais de 18 km²) e multiplicando-se esta área pela produtividade

média obtida nos do cultivos de tilápias do Nilo em gaiolas, como levemente tem sido feito por autoridades brasileiras, a produção anual ultrapassaria as 500 mil toneladas de peixe. Esse número representaria um crescimento de pelo menos 20 vezes em relação à produção atual da região e equivaleria a mais ou menos um terço de tudo o que é produzido pela pesca e pela aquicultura brasileiras somadas.

Por outro lado, mesmo desconsiderando-se a instalação dos parques aquícolas, mas apenas com base nos pedidos de autorização de uso de áreas nesses reservatórios por empreendedores individuais recentemente deferidos pelo Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), estima-se que a produção local deverá mais que dobrar nos próximos anos.

O que tem sido negligenciado, , no entanto, é que desenvolvimento não significa simplesmente crescimento, mas realizar um potencial mediante os critérios de viabilidade e sustentabilidade de cada atividade, como a capacidade de suporte ambiental.

Em aquicultura, a capacidade de suporte ambiental pode ser definida como a quantidade de peixes que pode ser produzida em um determinado corpo hídrico, sem que a qualidade d'água seja significativamente alterada. Para estimar esse montante, o estudo realizado no rio Paranapanema fez uso de modelos matemáticos que simulam as condições mais críticas, porém possíveis, de circulação d'água, de cargas de nutrientes despejadas pelos cultivos, de dispersão de partículas e de qualidade da água. De acordo com essas simulações, estimou-se que o recomendável, nas condições atuais, é que a produção de peixes na região não fosse superior a 100 mil toneladas anuais, para que o ambiente pudesse assimilar os dejetos sem prejuízo à

qualidade da água. Ou seja, a capacidade de suporte desses reservatórios seria de um quinto dos valores considerados nos discursos oficiais. A partir de outra simulação realizada pelo estudo, se fossem implantadas pisciculturas para atender àquelas 500 mil toneladas do potencial permitido pela legislação, mais de 75% da superfície total somadas dos oito reservatórios passariam a apresentar condições de degradação significativa da qualidade d'água.

Os resultados obtidos no estudo foram desenvolvidos em bases científicas e devem ser utilizados como importante ferramenta de apoio na tomada de decisão quanto às áreas mais propícias para a implantação de novos empreendimentos ou mesmo do tamanho dos parques aquícolas a serem instalados em cada reservatório. Também possibilitam, simular as respostas ambientais à instalação dos mesmos nestes reservatórios.

Caberia, então, ao MPA o estabelecimento das bases legais e operacionais mais consistentes que as atualmente existentes para a execução de programas de monitoramento continuado dos principais parâmetros de qualidade d'água dos reservatórios. Em paralelo, é imperativo que o MPA fomente programas que viabilizem aos pequenos e médios produtores, e de forma mais particular, aos empreendedores sociais, acesso às tecnologias e à assistência técnica especializada. Também é necessário um maior rigor nos aspectos técnicos e nutricionais relacionados às rações comerciais destinadas à produção de peixes nestes sistemas. Somente assim, poderia ser garantido o desenvolvimento da aquicultura nos reservatórios artificiais do rio Paranapanema, dentro dos moldes ambientalmente sustentáveis.

8. REFERÊNCIAS

ABERY, N. W.; SUKADI, F.; BUDHIMAN, A. A.; KARTAMIHARDJA, E. S.; KOESHENDRAJANA, S.; SILVA, S. S. Fisheries and cage culture of three reservoirs in west Java, Indonesia: a case study of ambitious development and resulting interactions. **Fisheries Management and Ecology**, v. 12, n. 5, p. 315-330, 2005.

ACKEFORS, H.; ENELL, M. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 225-241, 1994.

AHIPATHY, M. V.; PUTTAIAH, E. T. Ecological characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India). **Environmental Geology**, v. 49, n. 8, p. 1217-1222, 2006.

AKIYAMA, T.; OOHARA, T.; YAMAMOTO, T. Comparison of essential amino acid requirements with A/E ratio among fish species. **Fisheries Science**, v. 63, n. 6, p. 963-970, 1997.

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. L. Efeitos da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no Córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava), baixo Rio Tietê. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. e JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Editora Rima, 2005. p. 329-348.

AMIRKOLAIE, A. K. Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding. **Reviews in Aquaculture**, v. 3, n. 1, p. 19-26, 2011.

ANGELINI, R. Avaliação da capacidade-suporte da represa do Broa para a colocação de tanques-rede. **Health and Environment Journal**, v. 3, n. 2, p. 42-48, 2002.

ANSARI, A. A.; GILL, S. S.; KHAN, F. A. Eutrophication: threat to aquatic ecosystems. In: ANSARI, A. A.; GILL, S. S.; LANZA, G. R. e RAST, W. (Eds.). **Eutrophication: causes, consequences and control**. Dordrecht: Springer, 2011. cap. 7, p. 143-170.

AOAC. **The official methods of analysis**. 19ed. Gaithersburg: Association of Official Agricultural Chemists International, 2012.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ed. Washington D.C.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

ARROW, K.; BOLIN, B.; COSTANZA, R.; DASGUPTA, P.; FOLKE, C.; HOLLING, C. S.; JANSSON, B.-O.; LEVIN, S.; MÄLER, K.-G.; PERRINGS, C.; PIMENTEL, D. Economic growth, carrying capacity, and the environment. **Ecological Economics**, v. 15, n. 2, p. 91-95, 1995.

ASTM. **Water and environmental technology**. Nova York: American Society for Testing and Materials, 1994.

ATWOOD, H. L.; TOMASSO, J. R.; WEBB, K.; GATLIN, D. M. Low-temperature tolerance of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*: effects of environmental and dietary factors. **Aquaculture Research**, v. 34, n. 3, p. 241-251, 2003.

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, n. 1, p. 175-186, 2011.

AZIM, M. E.; RAHAMAN, M. M.; WAHAB, M. A.; ASAEDA, T.; LITTLE, D. C.; VERDEGEM, M. C. J. Periphyton-based pond polyculture system: a bioeconomic comparison of on-farm and on-station trials. **Aquaculture**, v. 242, n. 1-4, p. 381-396, 2004.

BAGATIN, R.; KLEMEŠ, J. J.; REVERBERI, A. P.; HUISINGH, D. Conservation and improvements in water resource management: a global challenge. **Journal of Cleaner Production**, v. 77, n. 0, p. 1-9, 2014.

BAKER, D. Advances in protein-amino acid nutrition of poultry. **Amino Acids**, v. 37, n. 1, p. 29-41, 2009.

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.

BASTIN, L.; CORNFORD, D.; JONES, R.; HEUVELINK, G. B. M.; PEBESMA, E.; STASCH, C.; NATIVI, S.; MAZZETTI, P.; WILLIAMS, M. Managing uncertainty in integrated environmental modelling: the UncertWeb framework. **Environmental Modelling & Software**, v. 39, n. 0, p. 116-134, 2013.

BECHARA, J. A.; ROUX, J. P.; RUIZ DÍAZ, F. J.; FLORES QUINTANA, C. I.; LONGONI DE MEABE, C. A. The effect of dietary protein level on pond water quality and feed utilization efficiency of pacú *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887). **Aquaculture Research**, v. 36, n. 6, p. 546-553, 2005.

BEVERIDGE, M. C. M.; PHILLIPS, M. J. Environmental impact of tropical inland aquaculture. In: PULLIN, R. S. V.; ROSENTHAL, H. e MACLAEN, J. L. (Eds.). **Environment and aquaculture in developing countries**. Manila: International Center for Living Aquatic Resources Management, 1993. p. 213-236.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage aquaculture**. Londres: Fishing News Books Ltd., 1996.

BLACK, K. D. **Environmental impacts of aquaculture**. Sheffield: Sheffield Academic Press, 2000.

BOISEN, S.; HVELPLUND, T.; WEISBJERG, M. R. Ideal amino acid profiles as a basis for feed protein evaluation. **Livestock Production Science**, v. 64, n. 2, p. 239-251, 2000.

BOLTE, J.; NATH, S.; ERNST, D. Development of decision support tools for aquaculture: the POND experience. **Aquacultural Engineering**, v. 23, n. 2, p. 103-119, 2000.

BORGES, P. A. F.; TRAIN, S.; DIAS, J. D.; BONECKER, C. C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v. 649, n. 1, p. 279-291, 2010.

BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Norwell: Kluwer Academic Publishers, 1998.

BOYD, C. E.; MASSAUT, L. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 20, n. 2, p. 113-132, 1999.

BRASIL. **Instrução Normativa Interministerial nº 6, de 31 de maio de 2004. Normas complementares para a autorização de uso dos espaços físicos**

em corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura / Ministério do Meio Ambiente, 2004.

BRASIL. Instrução Normativa Interministerial nº 7, de 28 de abril de 2005. Diretrizes para implantação dos parques e áreas aquícolas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente / Secretária Especial de Aquicultura e Pesca, 2005a.

BRASIL. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. 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. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005b.

BRASIL. Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2013.

BRASIL. Tramitação dos processos de autorização de uso em águas de domínio da União protocolados no Ministério da Pesca e Aquicultura, entre março de 2004 e maio de 2014. Brasília: Ministério da Pesca e Aquicultura, 2014.

BREMNER, J. M. Nitrogen: Total. In: BARTELS, J. M. e BIGHAM, J. M. (Eds.). **Methods of Soil Analysis: Part 3, Chemical Methods**. Madison: Soil Science Society of America 1996. p. 1085-1122.

BUENO, G. W.; MARENGONI, N. G.; GONÇALVES, A. C.; BOSCOLO, W. R.; TEIXEIRA, R. D. A. Trophic level and bioaccumulation of total phosphorus in cage fish rearing in the aquaculture area at Itaipu reservoir. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 237-243, 2008.

BUENO, G. W.; OSTRENSKY, A.; CANZI, C.; DE MATOS, F. T.; ROUBACH, R. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. **Reviews in Aquaculture**, v. 5, n. 4, p. 1-12, 2013.

BUREAU, D. P.; CHO, C. Y. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. **Aquaculture**, v. 179, n. 1-4, p. 127-140, 1999.

BYRON, C. J.; COSTA-PIERCE, B. A. Carrying capacity tools for use in the implementation of an ecosystems approach to aquaculture. In: ROSS, L. G.; TELFER, T. C.; FALCONER, L.; SOTO, D. e AGUILAR-MANJARREZ, J. (Eds.). **Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture**. Stirling: Food and Agriculture Organization of the United Nations, v.21, 2013. p. 87-102.

CAO, L.; WANG, W.; YANG, C.; YANG, Y.; DIANA, J.; YAKUPITIYAGE, A.; LUO, Z.; LI, D. Application of microbial phytase in fish feed. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 40, n. 4, p. 497-507, 2007.

CAPOBIANCO, T. L. **Tendências e perspectivas do mercado e da produção de tilápia no Brasil**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira da Indústria de Processamento de Tilápia, 2013.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n. 2, p. 361-396, 1977.

CHENG, K. M.; HU, C. Q.; LIU, Y. N.; ZHENG, S. X.; QI, X. J. Effects of dietary calcium, phosphorus and calcium/phosphorus ratio on the growth and tissue mineralization of *Litopenaeus vannamei* reared in low-salinity water. **Aquaculture**, v. 251, n. 2–4, p. 472-483, 2006.

CHO, C. Y.; BUREAU, D. P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. **Aquaculture Research**, v. 32, p. 349-360, 2001.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. **Ecological Applications**, v. 8, n. 1, p. S104-S109, 1998.

CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, n. 5917, p. 1014-1015, 2009.

COWEY, C. B. Amino acid requirements of fish: a critical appraisal of present values. **Aquaculture**, v. 124, n. 1, p. 1-11, 1994.

COWEY, C. B. Intermediary metabolism in fish with reference to output of end products of nitrogen and phosphorus. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 10, p. 21-28, 1995.

COWX, I. G.; O'GRADY, K. T.; WELCOMME, R. L.; BARTLEY, D. M. Current approaches to the enhancement of fisheries. **Fisheries Management and Ecology**, v. 5, n. 5, p. 351-382, 1998.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. D. C.; LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs. **Ecological Engineering**, v. 60, n. 0, p. 126-134, 2013.

CYRINO, J. E. P.; BICUDO, Á. J. D. A.; SADO, R. Y.; BORGHESI, R.; DAIRIK, J. K. Fish farming and the environment: the use of environmental friendly feeds in fish culture. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, n. 1, p. 68-87, 2010.

DAVID, C. P. C.; STA. MARIA, Y. Y.; SIRINGAN, F. P.; REOTITA, J. M.; ZAMORA, P. B.; VILLANOY, C. L.; SOMBRITO, E. Z.; AZANZA, R. V. Coastal pollution due to increasing nutrient flux in aquaculture sites. **Environmental Geology**, v. 58, n. 2, p. 447-454, 2009.

DE SILVA, S. S. Reservoir fisheries: broad strategies for enhancing yields. In: DE SILVA, S. S. (Eds.). **Reservoir and culture-based fisheries: biology and management**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 2002. p. 7-16.

DELLAMANO-OLIVEIRA, M. J.; VIEIRA, A. A. H.; ROCHA, O.; COLOMBO, V.; SANT'ANNA, C. L. Phytoplankton taxonomic composition and temporal changes in a tropical reservoir. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 171, n. 1, p. 27-38, 2008.

DEMIR, N.; KIRKAGAC, M. U.; PULATSÜ, S.; BEKCAN, S. Influence of trout cage on water quality, plankton and benthos in an Anatolian Dam Lake. **Israeli Journal of Aquaculture**, v. 53, n. 3, p. 115-127, 2001.

DEUS, R.; BRITO, D.; MATEUS, M.; KENOV, I.; FORNARO, A.; NEVES, R.; ALVES, C. N. Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Pará, Brazil) using a two-dimensional water quality model. **Journal of Hydrology**, v. 487, n. 1, p. 1-12, 2013.

DIAS, J. D.; TAKAHASHI, É. M.; SANTANA, N. F.; BONECKER, C. C. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia. Serie Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 75-84, 2011.

DILLON, P. J.; RIGLER, F. H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 31, n. 11, p. 1771-1778, 1974.

DOSDAT, A. Environmental impact of aquaculture in the Mediterranean: Nutritional and feeding aspects In: URIARTE, A. e BASURCO, B. (Eds.). **Environmental impact assessment of Mediterranean aquaculture farms**. Zaragoza: CIHEAM-IAMZ, 2001. p. 23-36.

DOTTI, A.; VALEJO, P. A. P.; RUSSO, M. R. Licenciamento ambiental na piscicultura com enfoque na pequena propriedade: uma ferramenta de gestão ambiental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 3, n. 1, p. 1-16, 2012.

DUKE-ENERGY. **ABC da energia: A história da Duke Energy no rio Paranapanema**. São Paulo: Duke Energy Brasil 2013.

EDWARDS, P.; LITTLE, D.; DEMAINE, H. **Rural aquaculture**. CABI, 2002.

EINEN, O.; HOLMEFJORD, I.; ÅSGÅRD, T.; TALBOT, C. Auditing nutrient discharges from fish farms: theoretical and practical considerations. **Aquaculture Research**, v. 26, n. 9, p. 701-713, 1995.

EL-GAYAR, O. F.; LEUNG, P. ADDSS: a tool for regional aquaculture development. **Aquacultural Engineering**, v. 23, n. 3, p. 181-202, 2000.

ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Sustainable development in aquiculture: methodology and strategies. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. 1, p. 33-44, 2007.

FAO. **Sustainable use and management of freshwater resources**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2003.

FAO. **Aquaculture development**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 2011.

FAO. **The state of world fisheries and aquaculture 2012**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013a.

FAO. **Site selection and carrying capacities for inland and coastal aquaculture**. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Fisheries and Aquaculture Department, 2013b.

FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Periphytic community of reservoirs cascade in the Paranapanema river, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 3, p. 215-223, 2005.

FERNANDES, M.; LAUER, P.; CHESHIRE, A.; ANGOVE, M. Preliminary model of nitrogen loads from southern bluefin tuna aquaculture. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 9, p. 1321-1332, 2007.

FLIK, G.; FENWICK, J. C.; KOLAR, Z.; MAYER-GOSTAN, N.; WENDELAABONGA, S. E. Effects of low ambient calcium levels on wholebody Ca^{2+} flux rates and internal calcium pools in the freshwater cichlid teleost, *Oreochromis mossambicus*. **Journal of Experimental Biology** v. 120, n. 1, p. 249-264, 1986.

FLIK, G.; VERBOST, P. M. Calcium transport in fish gills and intestine. **Journal of Experimental Biology**, v. 184, n. 1 p. 17-29, 1993.

FURLANETO, F. D. P. B.; AYROZA, D. M. M. D. R.; AYROZA, L. M. D. S. Custo e rentabilidade da produção de tilápia (*Oreochromis* spp.) em tanque-rede no médio Paranapanema, estado de São Paulo, safra 2004/05. **Informações Econômicas**, v. 36, n. 3, p. 63-69, 2006.

FURUYA, W. M.; PEZZATO, L. E.; BARROS, M. M.; PEZZATO, A. C.; FURUYA, V. R. B.; MIRANDA, E. C. Use of ideal protein concept for precision formulation of amino acid levels in fish-meal-free diets for juvenile Nile tilapia

(*Oreochromis niloticus* L.). **Aquaculture Research**, v. 35, n. 12, p. 1110-1116, 2004.

FURUYA, W. M. **Tabelas brasileiras para a nutrição de tilápias**. Toledo: GMF, 2010.

GARCIA, F.; KIMPARA, J. M.; VALENTI, W. C.; AMBROSIO, L. A. Energy assessment of tilapia cage farming in a hydroelectric reservoir. **Ecological Engineering**, v. 68, n. 1, p. 72-79, 2014.

GAYE-SIESSEGGER, J.; FOCKEN, U.; ABEL, H.; BECKER, K. Influence of dietary non-essential amino acid profile on growth performance and amino acid metabolism of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.). **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 146, n. 1, p. 71-77, 2007.

GONDWE, M. J. S.; GUILDFORD, S. J.; HECKY, R. E. Physical-chemical measurements in the water column along a transect through a tilapia cage fish farm in Lake Malawi, Africa. **Journal of Great Lakes Research**, v. 37, Supplement 1, n. 1, p. 102-113, 2011.

GREY, J.; WALDRON, S.; HUTCHINSON, R. The utility of carbon and nitrogen isotope analyses to trace contributions from fish farms to the receiving communities of freshwater lakes: a pilot study in Esthwaite Water, UK. **Hydrobiologia**, v. 524, n. 1, p. 253-262, 2004.

GUERRERO, R. D. Studies on the feeding of *Tilapia nilotica* in floating cages. **Aquaculture**, v. 20, n. 3, p. 169-175, 1980.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v. 226, n. 1-4, p. 201-212, 2003.

GUO, L.; LI, Z.; XIE, P.; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. **Aquaculture International**, v. 17, n. 3, p. 229-241, 2009.

HÅKANSON, L. Changes to lake ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 10, n. 1, p. 71-80, 2005.

HARGREAVES, J. A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, v. 166, n. 3-4, p. 181-212, 1998.

HARPER, D. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration**. Londres: Chapman & Hall, 1992.

HENRY, R.; TUNDISI, J. G. Responses of the phytoplankton community of a tropical reservoir (São Paulo, Brazil) to the enrichment with nitrate, phosphate

and EDTA. **International Reviews in Hydrobiology**, v. 68, n. 6, p. 853-862, 1983.

IMAI, A.; FUKUSHIMA, T.; MATSUSHIGE, K.; KIM, Y. H.; CHOI, K. Characterization of dissolved organic matter in effluents from wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 36, n. 4, p. 859-870, 2002.

ISLAM, M. S. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 1, p. 48-61, 2005.

JANIS, C. M.; FARMER, C. Proposed habitats of early tetrapods: gills, kidneys, and the water-land transition. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 126, n. 1, p. 117-126, 1999.

JASSBY, A. D.; CLOERN, J. E.; COLE, B. E. Annual primary production: patterns and mechanisms of change in a nutrient-rich tidal ecosystem. **Limnology and Oceanography** v. 47, n. 3, p. 698–712, 2002.

JAUNCEY, K. **Tilapia feeds and feeding**. Pisces Press, 1998.

JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1013-1024, 2008.

KAUSHIK, S. J.; SEILIEZ, I. Protein and amino acid nutrition and metabolism in fish: current knowledge and future needs. **Aquaculture Research**, v. 41, n. 3, p. 322-332, 2010.

KAUTSKY, N.; BERG, H.; FOLKE, C.; LARSSON, J.; TROELL, M. Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. **Aquaculture Research**, v. 28, n. 10, p. 753-766, 1997.

KOLSÄTER, L. Feed management and reduction of aquaculture wastes. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 10, p. 213-218, 1995.

KOUDSTAAL, R.; RIJSBERMAN, F. R.; SAVENIJE, H. Water and sustainable development. **Natural Resources Forum**, v. 16, n. 4, p. 277-290, 1992.

KUMAR, D. Aquaculture extension. In: FAO (Eds.). **Trickle Down System (TDS) of aquaculture extension for rural development**. Bangkok: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Regional Office for Asia Pacific, 1999. cap. 3, p. 7-10.

LEE, C.; HRISTOV, A. N.; CASSIDY, T. W.; HEYLER, K. S.; LAPIERRE, H.; VARGA, G. A.; DE VETH, M. J.; PATTON, R. A.; PARYS, C. Rumen-protected lysine, methionine, and histidine increase milk protein yield in dairy cows fed a metabolizable protein-deficient diet. **Journal of Dairy Science**, v. 95, n. 10, p. 6042-6056, 2012.

LEVINGS, C. D. Some ecological concerns for net-pen culture of salmon on the coasts of the northeast Pacific and Atlantic oceans, with special reference to British Columbia. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 4, n. 1, p. 65-141, 1994.

LI, P.; MAI, K.; TRUSHENSKI, J.; WU, G. New developments in fish amino acid nutrition: towards functional and environmentally oriented aquafeeds. **Amino Acids**, v. 37, n. 1, p. 43-53, 2009.

LI, Y.; BORDINHON, A.; ALLEN DAVIS, D.; ZHANG, W.; ZHU, X. Protein:energy ratio in practical diets for Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. **Aquaculture International**, v. 21, n. 5, p. 1109-1119, 2013.

LIEBERT, F.; PORTZ, L. Nutrient utilization of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* fed plant based low phosphorus diets supplemented with graded levels of different sources of microbial phytase. **Aquaculture**, v. 248, n. 1–4, p. 111-119, 2005.

LING, T. Y.; LEE, T. Z. E.; NYANTI, L. Phosphorus in batang ai hydroelectric dam Reservoir, Sarawak, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, v. 28, n. 10, p. 1348-1354, 2013.

LIU, J.; WANG, Z.; LIN, W. De-eutrophication of effluent wastewater from fish aquaculture by using marine green alga *Ulva pertusa*. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 28, n. 2, p. 201-208, 2010.

LOVATTO, P. A.; LEHNEN, C. R.; ANDRETTA, I.; CARVALHO, A. D.; HAUSCHILD, L. Meta analysis in scientific research: a methodological approach. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. 1, p. 285-294, 2007.

MAGA, J. A. Phytate: its chemistry, occurrence, food interactions, nutritional significance, and methods of analysis. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 30, n. 1, p. 1-9, 1982.

MAMBRINI, M.; KAUSHIK, S. J. Partial replacement of dietary protein nitrogen with dispensable amino acids in diets of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology**, v. 109, n. 2, p. 469-477, 1994.

MARENGONI, N. G. Production of the Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Chitralada strain) reared in cages with different stocking densities. **Archivos de Zootecnia**, v. 55, n. 210, p. 127-138, 2006.

MARTINEZ, J. L. Environmental pollution by antibiotics and by antibiotic resistance determinants. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 11, p. 2893-2902, 2009.

MAYER-GOSTAN, N.; BORNANCIN, M.; DE RENZIS, G.; NAON, R.; YEE, J. A.; SHEW, R. L.; PANG, P. K. T. Extraintestinal calcium uptake in the killifish,

Fundulus heteroclitus. **Journal of Experimental Zoology**, v. 227, n. 3, p. 329-338, 1983.

MCCORMICK, S. D.; HASEGAWA, S.; HIRANO, T. Calcium uptake in the skin of a freshwater teleost. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 89, n. 8, p. 3635-3638, 1992.

MELO, C. D. A.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Seasonal and spatial trend of pollutants in the waters of the São José do Rio Preto municipal dam, São Paulo state, Brazil. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1436-1441, 2009.

MILLER, J. D.; ADAMSON, J. K.; HIRST, D. Trends in stream water quality in Environmental Change Network upland catchments: the first 5 years. **Science of the Total Environment**, v. 265, n. 1-3, p. 27-38, 2001.

MIRANDA, E. C. D.; PEZZATO, A. C.; PEZZATO, L. E.; GRANER, C. F.; ROSA, G. J.; PINTO, L. G. Q. Availability of calcium:phosphorus ratio in diets for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 29, n. 8, p. 2162-2171, 2000.

MONTANHINI, R. N.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v. 44, n. 12, p. 1-14, 2013.

MURPHY, K. J.; DICKINSON, G.; THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; DICK, K.; GREAVES, K.; KENNEDY, M. P.; LIVINGSTONE, S.; MCFERRAN, H.; MILNE, J. M.; OLDROYD, J.; WINGFIELD, R. A. Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. **Aquatic Botany**, v. 77, n. 4, p. 257-276, 2003.

NGAMSNAE; DE, S.; GUNASEKERA. Arginine and phenylalanine requirement of juvenile silver perch *Bidyanus bidyanus* and validation of the use of body amino acid composition for estimating individual amino acid requirements. **Aquaculture Nutrition**, v. 5, n. 3, p. 173-180, 1999.

NIKANOROV, A. M.; KHORUZHAYA, T. A. Intra-waterbody processes in large reservoirs of southern Russia (pollution, eutrophication, toxification). **Geography and Natural Resources**, v. 35, n. 2, p. 135-142, 2014.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A. 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: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. e GALLI, C. S. (Eds.). **Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias para gerenciamento e controle**. São Carlos: IIE/DMD Propaganda e Marketing, 2006. p. 103-118.

NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. T. 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. e JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ed. São Carlos: Rima, 2006. p. 83-126.

NRC. **Nutrient requirements of fish and shrimp**. Washington D.C.: The National Academies Press, 2011.

NUNES, A. J. P. Tilapia cage farm management in Brazil. **International Aquafeed**, v. 15, n. 1, p. 16-17, 2012.

NYANTI, L.; HILL, K. M.; NORHADI, I.; LING, T. Y. Impacts of aquaculture at different depths and distances from cage culture sites in Batang Ai hydroelectric dam reservoir, Sarawak, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, v. 19, n. 4, p. 451-456, 2012.

ONU. **Convenção sobre diversidade biológica**. Rio de Janeiro: Organização das Nações Unidas, 1992.

OUYANG, W.; HAO, F.; SONG, K.; ZHANG, X. Cascade dam-induced hydrological disturbance and environmental impact in the upper stream of the Yellow River. **Water Resources Management**, v. 25, n. 3, p. 913-927, 2011.

OUYANG, Y.; NKEDI-KIZZA, P.; WU, Q. T.; SHINDE, D.; HUANG, C. H. Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, v. 40, n. 20, p. 3800-3810, 2006.

PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 7, p. 585-592, 1999.

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: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. e GOMES, L. C. (Eds.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005. p. 47-56.

PEARSON, T. H.; GOWEN, R. J. Impact of caged farming on the marine environment. In: P., O. e E., C. (Eds.). **Interaction between aquaculture and environment**. Dublin: The National Trust for Ireland, 1990. p. 13-14.

PENCZAK, T.; GALICKA, W.; MOLINSKI, M.; KUSTO, E.; ZALEWSKI, M. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. **Journal of Applied Ecology**, v. 19, n. 4, p. 371-393, 1982.

PERES, H.; OLIVA-TELES, A. Effect of the dietary essential to non-essential amino acid ratio on growth, feed utilization and nitrogen metabolism of European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). **Aquaculture**, v. 256, n. 1-4, p. 395-402, 2006.

PETRERE, M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 2, n. 1-2, p. 111-133, 1996.

PEZZATO, L. E.; MIRANDA, E. C. D.; BARROS, M. M.; PINTO, L. G. Q.; FURUYA, W. M.; PEZZATO, A. C. Apparent digestibility of feedstuffs by Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, p. 1595-1604, 2002.

PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the environment**. 2ed. Oxford: John Wiley & Sons, 2008.

PITTROFF, W.; PEDERSEN, E. K. **Ecological modelling**. Londres: John Wiley & Sons, 2001. 262.

POND, W. G.; POND, K. R.; CHURCH, D. C.; SCHOKNECHT, P. A. **Basic Animal Nutrition And Feeding**. 5ed. John Wiley & Sons, 2005. 608.

QIAN, P. Y.; WU, M. C. S.; NI, I. H. Comparison of nutrients release among some maricultured animals. **Aquaculture**, v. 200, n. 3-4, p. 305-316, 2001.

QIANG, J.; YANG, H.; WANG, H.; KPUNDEH, M. D.; XU, P. Growth and IGF-I response of juvenile Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) to changes in water temperature and dietary protein level. **Journal of Thermal Biology**, v. 37, n. 8, p. 686-695, 2012.

RAMOS, I. P.; BRANDÃO, H.; ZANATTA, A. S.; ZICA, É. D. O. P.; DA SILVA, R. J.; DE REZENDE-AYROZA, D. M. M.; CARVALHO, E. D. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 414-415, n. 1, p. 56-62, 2013.

RAVINDRAN, V.; RAVINDRAN, G.; SIVALOGAN, S. Total and phytate phosphorus contents of various foods and feedstuffs of plant origin. **Food Chemistry**, v. 50, n. 2, p. 133-136, 1994.

REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.

ROSS, L. G.; FALCONER, L. L.; CAMPOS MENDOZA, A.; MARTINEZ PALACIOS, C. A. Spatial modelling for freshwater cage location in the Presa Adolfo Mateos Lopez (El Infiernillo), Michoacán, México. **Aquaculture Research**, v. 42, n. 6, p. 797-807, 2011.

ROSTAGNO, H. S. **Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais**. 3ed. Viçosa: Editora da UFV, 2011.

ROY, P. K.; LALL, S. P. Urinary phosphorus excretion in haddock, *Melanogrammus aeglefinus* (L.) and Atlantic salmon, *Salmo salar* (L.). **Aquaculture**, v. 233, n. 1-4, p. 369-382, 2004.

SADIKU, S. O. E.; JAUNCEY, K. Digestibility, apparent amino acid availability and waste generation potential of soybean flour: poultry meat meal blend based diets for tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.), fingerlings. **Aquaculture Research**, v. 26, n. 9, p. 651-657, 1995.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Water Research**, v. 25, n. 3, p. 341-350, 1991.

SAMPAIO, R.; MANCINI, M. Systematic review studies: a guide for careful synthesis of the scientific evidence. **Brazilian Journal of Physical Therapy**, v. 11, n. 1, p. 83-89, 2007.

SAMUEL-FITWI, B.; WUERTZ, S.; SCHROEDER, J. P.; SCHULZ, C. Sustainability assessment tools to support aquaculture development. **Journal of Cleaner Production**, v. 32, n. 0, p. 183-192, 2012.

SANTIAGO, C. B.; LOVELL, R. T. Amino acid requirements for growth of Nile tilapia. **The Journal of Nutrition**, v. 118, n. 12, p. 1540-1546, 1988.

SARÀ, G. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: dissolved nutrients. **Marine Environmental Research**, v. 63, n. 4, p. 390-408, 2007.

SCHINDLER, D. W. Carbon, nitrogen, and phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. **Journal of Phycology**, v. 7, n. 4, p. 321-329, 1971.

SCHNEIDER, O.; SERETI, V.; EDING, E. H.; VERRETH, J. A. J. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, v. 32, n. 3–4, p. 379-401, 2005.

SCHUHMACHER, A.; WAX, C.; GROPP, J. M. Plasma amino acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed intact protein or a crystalline amino acid diet. **Aquaculture**, v. 151, n. 1–4, p. 15-28, 1997.

SENAR. **Associações rurais: práticas associativas, características e formalização**. Brasília: Serviço Nacional de Aprendizagem Rural, 2011.

SILVA, N. J. R. D. A extensão rural e o desenvolvimento da aquicultura. **Panorama da Aquicultura**, v. 63, n. 1, p. 18-21, 2001.

SILVA, N. J. R. D. **Dinâmicas de desenvolvimento da piscicultura e políticas públicas no Vale do Ribeira / SP e Alto Vale do Itajaí / SC - Brasil**. Doutorado. Curso de Pós Graduação em Aquicultura, Universidade Estadual de São Paulo, Jaboticabal. 2005. 579p.

SIMONS, T. J. **Circulation models of lakes and inland seas**. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans of the Government of Canada, 1980.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, n. 2, p. 179-196, 1999.

STAGNITTI, F. A decision support tool for aquaculture. **Environmental Modelling & Software**, v. 12, n. 2-3, p. 229-236, 1997.

SUGIURA, S. H.; DONG, F. M.; HARDY, R. W. Primary responses of rainbow trout to dietary phosphorus concentrations. **Aquaculture Nutrition**, v. 6, n. 4, p. 235-245, 2000.

SUGIURA, S. H.; MARCHANT, D. D.; KELSEY, K.; WIGGINS, T.; FERRARIS, R. P. Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 1, p. 95-101, 2006.

SULIS, A.; BUSCARINU, P.; SECHI, G. M. Using reservoir trophic-state indexes in optimisation modelling of water-resource systems. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 6, p. 731-738, 2011.

TALBOT, C.; HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 258-270, 1994.

TANAKA, Y.; KADOWAKI, S. Kinetics of nitrogen excretion by cultured flounder *Paralichthys olivaceus*. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 26, n. 2, p. 188-193, 1995.

TERJESEN, B. F.; FINN, R. N.; NORBERG, B.; RONNESTAD, I. Kinetics and fates of ammonia, urea, and uric acid during oocyte maturation and ontogeny of the Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). **Comparative Biochemistry and Physiology. Part A, Molecular & Integrative Physiology**, v. 131, n. 2, p. 443-455, 2002.

TLUSTY, M. F.; SNOOK, K.; PEPPER, V. A.; ANDERSON, M. R. The potential for soluble and transport loss of particulate aquaculture wastes. **Aquaculture Research**, v. 31, n. 10, p. 745-755, 2000.

TOGUYENI, A.; FAUCONNEAU, B.; BOUJARD, T.; FOSTIER, A.; KUHN, E. R.; MOL, K. A.; BAROILLER, J. F. Feeding behaviour and food utilisation in tilapia, *Oreochromis niloticus*: effect of sex ratio and relationship with the endocrine status. **Physiological Behavior**, v. 62, n. 2, p. 273-279, 1997.

TROELL, M.; BERG, H. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment. **Aquaculture Research**, v. 28, n. 7, p. 527-544, 1997.

TUITOEK, K.; YOUNG, L. G.; LANGE, C. F.; KERR, B. J. The effect of reducing excess dietary amino acids on growing-finishing pig performance: an elevation

of the ideal protein concept. **Journal of Animal Science**, v. 75, n. 6, p. 1575-1583, 1997.

VANNI, M. J. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 341-370, 2002.

VIELMA, J.; LALL, S. P. Phosphorus utilization by Atlantic salmon (*Salmo salar*) reared in freshwater is not influenced by higher dietary calcium intake. **Aquaculture**, v. 160, n. 1-2, p. 117-128, 1998.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. Londres: IWA Publishing, 2005.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934.

WALTON, M. J.; WILSON, R. P. Postprandial changes in plasma and liver free amino acids of rainbow trout fed complete diets containing casein. **Aquaculture**, v. 51, n. 2, p. 105-115, 1986.

WATERS, D.; JENKINS, A.; STAPLES, T.; DONALD, A. P. The importance of hydrological source areas in terrestrial liming. **Water and Environment Journal**, v. 5, n. 3, p. 336-341, 1991.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lakes and rivers ecosystems**. 3ed. San Diego: Academic Press, 2001.

WILKIE, M. P. Mechanisms of ammonia excretion across fish gills. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology**, v. 118, n. 1, p. 39-50, 1997.

WU, R. S. S.; SHIN, P. K. S.; MACKAY, D. W.; MOLLOWNEY, M.; JOHNSON, D. Management of marine fish farming in the sub-tropical environment: a modelling approach. **Aquaculture**, v. 174, n. 3-4, p. 279-298, 1999.

XIA, S.; YANG, H.; LI, Y.; LIU, S.; XU, Q.; RAJKUMAR, M. Effects of food processing method on digestibility and energy budget of *Apostichopus japonicus*. **Aquaculture**, v. 384-387, n. 1, p. 128-133, 2013.

XIN, X.; YIN, W.; WANG, M. Reservoir operation schemes for water pollution accidents in Yangtze River. **Water Science and Engineering**, v. 5, n. 1, p. 59-66, 2012.

XU, Z.; LIN, X.; LIN, Q.; YANG, Y.; WANG, Y. Nitrogen, phosphorus, and energy waste outputs of four marine cage-cultured fish fed with trash fish. **Aquaculture**, v. 263, n. 1-4, p. 130-141, 2007.

ZARATE, D. D.; LOVELL, R. T. Free lysine (L-Lysine HCl) is utilized for growth less efficiently than protein-bound lysine (soybean meal) in practical diets by

young channel catfish (*Ictalurus punctatus*). **Aquaculture**, v. 159, n. 1-2, p. 87-100, 1997.

ZHENGJUN, W.; JIANMING, H.; GUISEN, D. Use of satellite imagery to assess the trophic state of Miyun Reservoir, Beijing, China. **Environmental Pollution**, v. 155, n. 1, p. 13-19, 2008.

ZHOU, H. D.; JIANG, C. L.; ZHU, L. Q.; WANG, X. W.; HU, X. Q.; CHENG, J. Y.; XIE, M. H. Impact of pond and fence aquaculture on reservoir environment. **Water Science and Engineering**, v. 4, n. 1, p. 92-100, 2011.