

CAPACIDADE DE SUPORTE DE OITO AÇUDES DO RIO GRANDE DO NORTE PARA A PISCICULTURA INTENSIVA EM TANQUES-REDE

José Luiz Attayde¹; Renata Panosso²

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo principal estimar a capacidade de suporte de oito açudes públicos da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu para o desenvolvimento da piscicultura intensiva em tanques-redes. Neste contexto, entende-se como capacidade de suporte a quantidade máxima de peixes que pode ser produzida num determinado ambiente sem que o mesmo atinja um estado indesejável de eutrofização em função da carga de nutrientes lançada no ambiente pela atividade de piscicultura. Os resultados do monitoramento ambiental dos açudes mostram que esses ambientes já se encontram eutrofizados com concentrações médias anuais de fósforo total e clorofila *a* superiores a 50 µg/L e 12 µg/L respectivamente. Os resultados de análises quantitativas de risco sugerem uma capacidade de suporte de 1375 toneladas de tilápias por ano no açude Armando Ribeiro Gonçalves, 8 ton/ano no açude Mendubim, 6 ton/ano nos açudes Itans, Passagem das Traíras, Boqueirão de Parelhas e Gargalheiras, 3 ton/ano no açude Cruzeta e 2 ton/ano no açude São João do Sabugi para um nível de risco de 10% de elevar em mais de 5 µg/L as concentrações médias anuais de fósforo total na água desses reservatórios. Outros níveis de risco são apresentados para auxiliar os gestores na definição do número máximo de gaiolas e da produção máxima de tilápias em cada gaiola que devem ser permitidos pelas instituições responsáveis pelo licenciamento ambiental da atividade e outorga de uso da água.

Palavras-chave: manejo da qualidade da água, reservatórios, semi-árido brasileiro

ABSTRACT

The main goal of this study was to estimate the carrying capacity of eight public reservoirs from the Piranhas-Açu River watershed for the development of intensive fish cage culture. In this context, the carrying capacity is viewed as the maximum fish yield that can be produced in a given environment without reaching undesirable levels of eutrophication as a result of the nutrient loading from the fish culture. Results from the environmental monitoring of the reservoirs show that they are already eutrophic with annual mean concentrations of total phosphorus and chlorophyll *a* above 50 µg/L and 12 µg/L respectively. Results from the quantitative risk assessment suggest that the carrying capacity of Armando Ribeiro Gonçalves reservoir is 1375 tons/year, Mendubim reservoir is 8 tons/year, Itans, Passagem das Traíras, Boqueirão de Parelhas and Gargalheiras reservoirs are 6 tons/year each, Cruzeta reservoir is 3 tons/year and São João do Sabugi is 2 tons/year for a 10% risk level of increasing the annual mean concentration of total phosphorus in more than 5 µg/L. Other risk levels are presented to help environmental and water resource managers to define the maximum number of cages and the maximum tilapia yield in each cage that should be allowed.

Key words: water quality management, reservoirs, Brazilian semi-arid

¹Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Natal, Rio Grande do Norte. E-mail: attayde@cb.ufrn.br; Tel: (084) 3215-3684; Fax: (084) 3211-9205

²Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Departamento de Microbiologia e Parasitologia, Natal, Rio Grande do Norte. E-mail: rpanosso@cb.ufrn.br; Tel: (084) 3215-3437; Fax: (084) 3211-9210

INTRODUÇÃO

Tanque-rede é uma estrutura flutuante utilizada para cultivar peixes ou outros organismos aquáticos, com variados formatos e tamanhos, provido de armação rígida revestida de tela e suportado por flutuadores. Nesse sistema, grandes volumes de água atravessam os tanques-rede, trazendo oxigênio necessário aos processos metabólicos dos peixes confinados e levando as excretas por eles produzidas. A produtividade do sistema é de 10 a 30 vezes superior à dos viveiros tradicionais de peixes, escavados em terra, dispensando ainda, toda a infra-estrutura necessária à construção e manutenção dos viveiros [Kubtiza (1999)].

O cultivo de peixes em tanques-rede nos lagos e reservatórios brasileiros tem se caracterizado por uma forte tendência de adoção de técnicas de cultivo intensivo de tilápias em gaiolas de pequeno porte, permitindo assim uma maior eficiência na produtividade por unidade de volume de tanque [Coelho e Cardoso (1998)]. As principais vantagens da piscicultura em tanques-redes sobre os métodos tradicionais de viveiros escavados relacionam-se principalmente à facilidade de manejo dos peixes, menor investimento inicial, otimização da utilização de ração com melhor conversão alimentar, diminuição dos custos com o tratamento de doenças e intensificação da produção. Em contrapartida as desvantagens mais importantes são a dependência total da alimentação suplementar, riscos de rompimentos das redes e perda total da produção, além de impactos ambientais diversos como a poluição da água e a introdução de peixes exóticos ou patógenos que podem causar prejuízos às espécies nativas [Bozano e Cyrino (1999)].

O cultivo intensivo de peixes em tanques-rede enriquece o ambiente com os nutrientes contidos nos produtos da excreção dos peixes e com eventuais sobras de alimentos não absorvidas ou não consumidas pelos peixes. O resultado deste enriquecimento por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, é a eutrofização dos ecossistemas aquáticos. A formação de densas populações de algas e cianobactérias são sintomas proeminentes da eutrofização dos ecossistemas aquáticos [Carpenter *et al.* (1998)] e o aumento na incidência e expansão dessas florações resulta em sérios problemas ambientais, econômicos e sociais. As florações afetam a qualidade da água, e causam uma aparência desagradável tornando o ambiente impróprio para o abastecimento, pesca e recreação [Carmichael e Falconer (1993)]. Além disso, muitas cianobactérias que formam florações produzem toxinas potentes que causam prejuízos à saúde humana e animal [Chorus e Bartram (1999)]. A deposição e decomposição de uma quantidade excessiva de algas e cianobactérias no fundo dos lagos ou reservatórios aumenta consideravelmente a demanda bioquímica de oxigênio dissolvido na água podendo desencadear um processo de desoxigenação do ambiente e liberação de gases tóxicos em regiões anóxicas, com conseqüente morte dos animais aquáticos [Tundisi (2003);

Chorus e Bartram (1999)]. A degradação dos sistemas aquáticos produz ainda uma série de impactos econômicos, tais como o aumento nos custos de tratamento da água, perda do valor estético, do valor turístico, prejuízos a atividades econômicas, como a própria aquicultura, e prejuízos à saúde humana em decorrência de doenças de veiculação hídrica [Tundisi (2003)].

Estudos sobre a eutrofização são mais abundantes em regiões temperadas do que em regiões tropicais. No entanto, lagos e reservatórios tropicais são mais sensíveis à eutrofização do que lagos ou reservatórios temperados [Lewis (1996)]. Nos trópicos, a radiação solar é maior, sendo responsável por maiores temperaturas médias anuais da coluna d'água e uma amplitude térmica relativamente pequena entre a camada superior e o fundo [Lewis (2000)]. Conseqüentemente, os processos metabólicos dependentes de temperatura como a produção e a decomposição da matéria orgânica apresentam maiores taxas nos lagos tropicais. Os nutrientes são regenerados mais rapidamente e o oxigênio é consumido mais rapidamente em relação aos lagos com temperaturas mais baixas [Lewis (2000)].

Em regiões tropicais semi-áridas, os lagos e reservatórios são ainda mais vulneráveis à eutrofização do que em regiões tropicais úmidas. Em virtude da maior escassez de água nas regiões semi-áridas, os reservatórios dessas regiões apresentam uma vazão efluente reduzida e um elevado tempo de retenção hidráulica, além de um balanço hídrico negativo durante a maior parte do ano, favorecendo o acúmulo e a concentração de sais e nutrientes. Na região semi-árida do Rio Grande do Norte, a eutrofização dos reservatórios foi identificada como o maior problema relativo à perda de qualidade de água [Costa *et al.* (2006); Eskinazi-Sant'Anna *et al.* (2006); Panosso *et al.* (2007)]. Nesta região, os reservatórios encontram-se sob condições climáticas de elevadas temperaturas, com longos períodos secos e déficit hídrico durante praticamente todo o ano. Muitos desses reservatórios recebem uma elevada carga externa de nutrientes em função da alta susceptibilidade dos solos à erosão, da falta de saneamento básico e de padrões inadequados de uso e ocupação do solo. Esses fatores tornam as conseqüências da eutrofização ainda mais graves nesta região, onde a escassez de recursos hídricos e a baixa qualidade da água acumulada nos reservatórios restringem severamente as opções de uso da água dos mananciais disponíveis.

Ainda que na região semi-árida do Nordeste Brasileiro os recursos hídricos sejam escassos e os reservatórios geralmente eutrofizados, existe uma forte demanda atual de aumentar a produção pesqueira desses reservatórios. O Departamento Nacional de Obras contra às Secas (DNOCS) e a Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Norte (SEMARH) vem estudando a possibilidade de criação de parques aquícolas nos maiores reservatórios da região com vistas à produção intensiva de pescado. No entanto, os reservatórios do semi-árido além de serem extremamente vulneráveis à eutrofização são também utilizados para múltiplos fins, sendo que o uso prioritário desses mananciais é o abastecimento público. Portanto, a atividade de

piscicultura intensiva em tanques-rede não pode comprometer o uso da água e seus padrões de qualidade para fins de abastecimento.

Num regime extensivo de cultivo de peixes, a capacidade de suporte de um ecossistema aquático para a produção pesqueira é definida como a quantidade máxima de peixes que o ecossistema é capaz de suportar em função da disponibilidade de energia e matéria no ecossistema. No entanto, nos sistemas intensivos de cultivo de peixes em tanques-rede, a produção pesqueira é fortemente subsidiada por matéria e energia que vêm de fora do sistema na forma de ração e outros insumos. No contexto da piscicultura intensiva, a capacidade de suporte pode ser definida como sendo a quantidade máxima de peixes que poderá ser produzida em um ecossistema sem deflagrar um processo de degradação ambiental pela carga de resíduos gerados, capaz de conduzir o ecossistema a uma mudança indesejável de regime dinâmico, com conseqüente perda da qualidade da água e demais bens e serviços do ecossistema. Portanto, o conhecimento da carga máxima de nutrientes gerados pelo sistema de cultivo que o ecossistema é capaz de sustentar, sem extrapolar certos limites aceitáveis de indicadores de eutrofização, é fundamental para o desenvolvimento da atividade, pois é uma importante ferramenta para o controle e preservação da qualidade da água do ambiente e para a garantia da sustentabilidade ambiental da atividade.

O presente projeto teve como objetivo avaliar o estado de eutrofização em que se encontram oito dos mais importantes reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e avaliar o potencial desses reservatórios para a produção intensiva de peixes em tanques-rede. Os reservatórios que apresentarem níveis de eutrofização dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de classe II destinadas ao cultivo de organismos aquáticos serão indicados para a implementação da atividade. Uma vez avaliado o potencial dos açudes para a piscicultura intensiva em tanques-rede, será determinada a quantidade máxima de pescado que poderá ser produzida em cada açude para diferentes níveis de risco de aumentar em 5 ou 10 µg/L as concentrações médias anuais de fósforo total na água dos reservatórios.

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu

A Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu está totalmente inserida no semi-árido nordestino. Possui área total de drenagem de 43.681,5 Km², sendo 26.183 Km² no Estado da Paraíba e 17.498,50 Km² no Estado do Rio Grande do Norte. A bacia possui 147 municípios, sendo 45 municípios no Estado do Rio Grande do Norte e 102 no Estado da Paraíba, e conta com uma

população total de 1.363.802 habitantes, tendo 914.343 habitantes (67%) no Estado da Paraíba e 449.459 habitantes (33%) no Rio Grande do Norte.

O clima predominante da região onde se insere a bacia é quente e semi-árido, do tipo BSw'h', conforme a classificação de Köppen. A região apresenta dois regimes climáticos bastante distintos: um período chuvoso e úmido, em que a vegetação está com sua maior biomassa e outro seco, com pouca umidade, quando quase nenhuma espécie vegetal permanece com folhas. O período chuvoso inicia-se em fevereiro e termina em maio, com precipitações máximas nos meses de março e abril. Esta condição climática encontrada na região confere aos rios características intermitentes, com exceção do próprio rio Piranhas-Açu que foi perenizado artificialmente, com a construção das Barragens Coremas Mãe D'água na Paraíba e Armando Ribeiro Gonçalves no RN.

Os solos rasos e pedregosos compõem o substrato pouco desenvolvido da região onde se insere a bacia. A vegetação apresenta maior porte e maior adensamento onde a geologia é sedimentar e os solos são mais desenvolvidos e profundos. A base econômica dos municípios da bacia centra-se nas atividades agropecuárias e, em menor grau, na atividade industrial, relativamente diversificada. Na agricultura, a cultura principal é o algodão, geralmente consorciado com o milho, o feijão e a banana. Recentemente a produção da banana tem-se intensificado no Vale do Açu, sendo cultivada, a exemplo do melão, através de irrigação. Além disso, também estão presentes na região as indústrias têxtil, de cerâmica, mineral e de produtos alimentares [Gruben e Lopes (2002)].

Quanto ao abastecimento público, apenas 43,6% dos domicílios existentes na bacia recebem água tratada através de sistemas de adutoras. Outros domicílios são abastecidos através de poços e nascentes e cerca de 34,5% recorrem a outras fontes de abastecimento [Gruben e Lopes (2002)]. Apenas 2,4% estão ligados à rede geral de saneamento básico. A maioria utiliza fossas rudimentares (48,7%). Esta situação constitui uma fonte de preocupação devido à contaminação dos rios e lençóis freáticos através dos efluentes domésticos [Gruben e Lopes 2002].

Os reservatórios estudados

Os oito reservatórios estudados localizam-se na bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu no Estado do Rio Grande do Norte. São ambientes relativamente rasos, com profundidade média na cota máxima variando entre 2,79 e 12,50 metros, e respondem juntos por uma capacidade de acumulação de cerca de 2.832 milhões de metros cúbicos de água (Tabela 1), o que representa quase 2/3 da capacidade total de armazenagem dos reservatórios públicos do Estado.

Somente o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves responde por cerca de 53 % da capacidade total de acumulação de água no Estado do Rio Grande do Norte. O reservatório é

responsável pelo abastecimento de uma grande quantidade de municípios através de 4 grandes sistemas adutores que estão em operação: Adutora de Mossoró, Adutora Sertão Central/Cabugi, Adutora Serra de Santana, Adutora do Médio Oeste. (DNOCS 2007). A área da bacia tributária do açude é de 36.770 km², ou seja, cerca de 84% da área total da bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Açu. Conseqüentemente, a carga de nutrientes e poluentes que o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves recebe anualmente tende a ser elevada principalmente considerando que apenas 2,4% dos domicílios na bacia do Rio Piranhas-Açu estão ligados à rede geral de saneamento básico e que diversas atividades agrícolas e industriais são desenvolvidas na bacia sem licenciamento ou fiscalização ambiental.

Embora os reservatórios estudados apresentem conjuntamente uma capacidade de acumulação de cerca de 2.832 milhões de metros cúbicos de água (Tabela 1), raramente os reservatórios encontram-se em sua capacidade máxima. De acordo com os dados da SEMARH, entre Janeiro de 2002 e Janeiro de 2007, os oito reservatórios juntos estiveram em média com 1.995 milhões de metros cúbicos de água, ou seja, com cerca de 70 % da sua capacidade máxima de acumulação (Tabela 2). Neste período, a profundidade média dos reservatórios variou entre 2,69 e 11,63 metros e a descarga média anual variou entre 5,2% e 22,6% do volume médio de cada reservatório no mesmo período (Tabela 2).

Tabela 1: Área da bacia hidrográfica (BH), capacidade máxima de acumulação de água (V), área da bacia hidráulica (A) e profundidade média (Z) na cota máxima dos oito reservatórios estudados.

Reservatório	BH (km ²)	V (10 ⁶ m ³)	A (10 ⁶ m ²)	V/A = Z (m)
Armando Ribeiro	36.770,00	2.400,00	192,00	12,50
Boqueirão de Parelhas	1.519,00	85,01	13,27	6,40
Cruzeta	1.400,00	35,00	12,54	2,79
Itans	1.268,00	81,75	13,40	6,10
Gargalheiras	2.400,00	40,00	7,80	5,13
Mendubim	1.062,00	76,35	9,71	7,86
Passagem das traíras	7.600,00	48,86	10,05	4,86
Sabugi	1.428,00	65,33	12,60	5,18

Fonte: <http://www.semarh.rn.gov.br/consulta/cBacia.asp>

Tabela 2: Volume de água (V), área da bacia hidráulica (A) e profundidade média (Z) na cota média, vazão média anual liberada (Q), descarga média anual (ρ) e tempo médio de residência da água ($1/\rho$) dos oito reservatórios entre janeiro de 2002 e janeiro de 2007.

Reservatório	V (10^6m^3)	A (10^6m^2)	V/A = Z (m)	Q ($10^6\text{m}^3\text{ano}^{-1}$)	$\rho = Q/V$ (ano^{-1})	$1/\rho$ (ano)
Armando Ribeiro	1.787,835	151,967	11,63	403,660	0,226	4,42
Boqueirão de Parelhas	41,764	7,383	5,16	2,176	0,052	19,23
Cruzeta	14,112	4,967	2,69	1,089	0,077	12,99
Itans	30,744	5,747	5,26	2,053	0,067	14,92
Gargalheiras	20,538	4,399	4,50	2,066	0,101	9,91
Mendubim	43,032	6,525	5,77	3,067	0,071	14,08
Passagem das traíras	26,541	6,226	4,06	2,996	0,113	8,85
Sabugi	30,266	7,121	3,58	1,549	0,052	19,23

Fonte: Planilhas da SEMARH de monitoramento hidrológico

METODOLOGIA

Amostragem e análises limnológicas

Entre Julho de 2006 e Julho de 2007 foram coletadas mensalmente amostras de água nos reservatórios Armando Ribeiro Gonçalves e Mendubim. Nos demais reservatórios, as coletas também foram iniciadas em Julho de 2006, mas tiveram que ser suspensas em dezembro de 2006 e reiniciadas em agosto de 2007. Sendo assim, as coletas mensais nos dois primeiros reservatórios foram realizadas ao longo de um ciclo hidrológico completo enquanto que nos outros reservatórios foram realizadas em dois períodos de estiagem consecutivos: entre julho e novembro de 2006 e entre agosto e dezembro de 2007. No reservatório Armando Ribeiro foram selecionados 10 pontos de coleta, enquanto que nos demais reservatórios, três pontos de coleta foram suficientes para representar a heterogeneidade espacial dos reservatórios. Os pontos de coleta foram selecionados ao longo do eixo longitudinal dos reservatórios e as coordenadas geográficas de cada ponto registradas com auxílio de um GPS.

Em cada ponto de coleta, amostras de água foram coletadas a cada metro ou a cada dois metros de profundidade com uma garrafa de Van Dorn e integradas em uma caixa plástica de 40

litros de onde foram retiradas subamostras para a determinação em laboratório das concentrações de clorofila *a*, fósforo total e nitrogênio total. A transparência da água foi medida em cada ponto através da profundidade do disco de Secchi. Para a análise de clorofila *a* foi feita a filtração da água coletada, com auxílio de uma bomba de vácuo, em filtros de fibra de vidro Whatman 934-AH, de 25mm. Os filtros contendo o material particulado foram envoltos em papel alumínio e congelados após serem secos no escuro à temperatura ambiente no campo. Em laboratório, a extração da clorofila *a* foi feita em 10ml de etanol 95%, por um período de 20 horas, e então foi procedida a leitura em espectrofotômetro, nos comprimentos de onda de 665 e 750nm [Jespersen e Christoffersen (1988)]. A determinação do fósforo total foi feita pelo método do ácido ascórbico após digestão das amostras em autoclave com persulfato de potássio em meio ácido [(APHA (1998)].

Já a determinação do nitrogênio total foi feita inicialmente por destilação pelo método de macro Kjeldahl [APHA (1998)]. No entanto, esta metodologia além de muito demorada revelou-se inadequada para os propósitos deste estudo por não incluir as concentrações de nitrato e nitrito e por subestimar as concentrações de nitrogênio total. Posteriormente, as análises de nitrogênio total foram feitas pelo método do salicilato de sódio [Muller e Weidemann (1955)] após a oxidação dos compostos nitrogenados com persulfato de potássio em meio básico [Valderrama (1981)]. Como os resultados das análises de nitrogênio total pelos dois métodos não foram comparáveis, apenas os resultados das análises pelo último método são apresentadas no presente estudo.

Modelo de capacidade de suporte

Conforme já mencionado, os principais poluentes gerados pela atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede são o fósforo e o nitrogênio contidos na ração e liberados para o ambiente como ração não consumida ou produtos do metabolismo dos peixes. Esses nutrientes, embora essenciais para os seres vivos, quando presentes em excesso nos ambientes aquáticos, desencadeiam o processo de eutrofização levando a perda da qualidade da água. Portanto, os modelos de capacidade de suporte usualmente empregados para avaliar os riscos ambientais da atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede são, na verdade, modelos de eutrofização que procuram estimar a carga anual máxima de nutrientes que pode ser lançada pela atividade em um determinado ambiente sem que as concentrações médias anuais desses nutrientes na água ultrapassem um determinado limite considerado crítico, capaz de alterar as condições do ambiente de um estado oligotrófico ou mesotrófico para um estado eutrófico ou hipereutrófico.

A maioria dos modelos de eutrofização se baseia no balanço de massa do fósforo por ser este o elemento freqüentemente limitante ao crescimento das algas e cianobactérias na maioria dos lagos

e reservatórios. Um dos modelos mais testados e utilizados para descrever as respostas dos ecossistemas lacustres aos aumentos das cargas externa de fósforo é o modelo de Dillon e Rigler (1974). Este modelo é uma modificação do modelo original de Vollenweider (1968) e considera que num intervalo de tempo de um ano a concentração média de fósforo total [P] em um dado corpo d'água é determinada pela carga de P, pela fração desta carga que fica retida no sistema (não é perdida para a jusante) e pela descarga e tamanho do lago ou reservatório. O modelo utiliza uma escala temporal anual.

$$\text{Numa situação de equilíbrio, } [P] = L(1-R) / z_p, \text{ onde:} \quad (1)$$

[P] é a concentração de P-total em mg/m^3

L é a carga de P-total em $\text{mg/m}^2/\text{ano}$

z é a profundidade média em metros

p é a descarga do reservatório ou fração do volume perdido à jusante por ano

R é a fração da carga de P-total que é retida no reservatório sendo que

$$R = 1 - (q_o[P]_o / q_i[P]_i), \text{ onde:} \quad (2)$$

q_o = vazão efluente em m^3/ano

q_i = vazão afluyente em m^3/ano

$[P]_o$ = concentração de P-total na água que sai do reservatório

$[P]_i$ = concentração de P-total na água que entra no reservatório

Com base neste mesmo modelo pode-se determinar a capacidade de carga de um lago ou reservatório para a piscicultura em tanques-rede partindo-se dos seguintes pressupostos: 1) a concentração original de P sofrerá um incremento como resultado desta atividade até um nível determinado em função dos usos pretendidos para este ecossistema (p.ex. abastecimento); 2) as elevações na concentração de P-total na água refletem diretamente os incrementos da biomassa fitoplanctônica.

Assim, a capacidade de carga de fósforo que um reservatório pode receber da atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede, $\Delta[P]_{\text{peixe}}$, pode ser expressa como a diferença entre a concentração de fósforo antes da exploração aquícola, $[P]_{\text{inicial}}$, e a concentração de fósforo final desejável ou aceitável, $[P]_{\text{final}}$, que de acordo com a resolução CONAMA 357/05 é de $30 \mu\text{g/L}$ para águas doces de Classe II, ou seja:

$$\Delta[P]_{\text{peixe}} = [P]_{\text{final}} - [P]_{\text{inicial}} = 30 \mu\text{g/L} - [P]_{\text{inicial}}. \quad (3)$$

Dessa forma, a determinação da mudança aceitável/desejável na concentração de fósforo total na água do reservatório pela implementação da piscicultura intensiva em tanques-rede, $\Delta[P]_{\text{peixe}}$, deve ser feita através da seguinte equação:

$$\Delta[P]_{\text{peixe}} = L_{\text{peixe}} (1 - R_{\text{peixe}}) / zp, \text{ onde:} \quad (4)$$

L_{peixe} é a carga aceitável de P-total derivada da aquicultura em tanques-rede;

R_{peixe} é a fração da carga de P-total que é retida no reservatório

z é a profundidade média do reservatório em metros

e p é a descarga do reservatório em fração do volume por ano

Contudo, a atividade de piscicultura em tanques-rede é apenas uma dentre diversas outras atividades que contribuem com cargas pontuais ou difusas de fósforo para os reservatórios. Sendo assim, as cargas máximas de fósforo devem ser definidas para cada atividade poluidora do manancial de modo que o somatório dessas cargas não ultrapassem o limite final de 30 $\mu\text{g/L}$ estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces de Classe II. No presente estudo, a carga máxima de fósforo permissível/aceitável para a atividade de piscicultura (L_{peixe}) foi calculada assumindo dois valores de $\Delta[P]_{\text{peixe}}$: 5 $\mu\text{g/L}$ e 10 $\mu\text{g/L}$. Adotando-se, por exemplo, um valor de $\Delta[P]_{\text{peixe}} = 5 \mu\text{g/L}$, equivale a dizer que as demais cargas somadas poderiam elevar as concentrações de fósforo total em até 25 $\mu\text{g/L}$ para não ultrapassar o limite máximo de 30 $\mu\text{g/L}$ estabelecido pela resolução CONAMA e assim permitir o cultivo intensivo de peixes em tanques-rede.

A partir do cálculo da carga máxima de fósforo permissível/aceitável (L_{peixe}), pode-se estimar a capacidade de suporte ou produção máxima de peixes em tanques-rede (toneladas/ano) dividindo-se L_{peixe} pela perda média de fósforo total para o ambiente por tonelada de peixe produzida (W_{peixe}) como resultado da piscicultura intensiva [Beveridge (2004)]. Para o cálculo de W_{peixe} , deve-se levar em consideração a espécie a ser cultivada e o conteúdo de fósforo em sua biomassa, a taxa de conversão alimentar e o conteúdo de fósforo da ração [Beveridge (2004)]. Sendo assim, o cálculo realizado para estimar a capacidade de suporte dos reservatórios assumiu que a tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, seria a espécie cultivada e que a mesma possui uma quantidade de fósforo em sua biomassa que corresponde à cerca de 0,9% do seu peso úmido [Dantas e Attayde (2007)]. Além disso, assumiu-se que os sistemas de cultivo utilizariam rações comerciais de alta qualidade com cerca de 1% de fósforo em sua composição e um fator de conversão alimentar de 1,5:1,0, ou seja, que uma tonelada e meia de ração seria necessária para produzir uma tonelada de peixe.

Análise de risco

Modelos de simulação estocástica de risco (Monte Carlo) com 10.000 iterações foram utilizados para estimar as quantidades de tilápias que poderiam ser produzidas em cada reservatório com níveis de garantia (probabilidades) de 100%, 95% e 90% de elevar as concentrações médias anuais de fósforo total na água em até 5 $\mu\text{g/L}$ ou 10 $\mu\text{g/L}$, ou seja, com níveis de risco de 0%, 5% e 10% de exceder esses limites. Os níveis de produção acima mencionados foram obtidos através de

análises Goal Seek com o auxílio do programa @Risk for Excel, versão 4.5.5 da Palisade Co (Ithaca, NY, USA – www.palisade.com).

A produção de tilápias foi modelada como uma distribuição de probabilidade do tipo uniforme (retangular) variando de 1 a 100 toneladas/ano de tilápias ou, no caso do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, de 1 a 10000 toneladas /ano de tilápias. O volume de água, a área e a vazão anual liberada de cada reservatório foram considerados aleatórios, ajustando-se aos dados da planilha de monitoramento hidrológico da SEMARH uma curva de distribuição de probabilidades (PDF) com o recurso Bestfit do @Risk supramencionado. Uma correlação positiva de 100% foi modelada para o volume e a área de cada reservatório durante a simulação. As correlações observadas entre a vazão liberada e a área e o volume de cada reservatório também foram utilizadas no modelo de simulação estocástica de risco. O coeficiente de retenção de fósforo (R) foi modelado com uma PDF Beta (RiskPert do @Risk) cujos argumentos foram os valores mínimo, mais provável e máximo sugeridos por Straskraba (1996) para reservatórios com longo tempo de retenção hidráulica. A profundidade média e a descarga do reservatório foram calculadas em função da área, volume e vazão liberada.

O cálculo do fósforo lançado no ambiente por tonelada de tilápias produzida (W_{peixe}) foi feito a partir de valores determinísticos assumindo uma taxa de conversão alimentar de 1,5:1,0, um conteúdo de 1% de fósforo na ração e 0,9% de P na biomassa fresca da tilápia [Dantas e Attayde (2007)]. Ou seja, o cálculo de W_{peixe} foi feito assumindo-se que para produzir uma tonelada de tilápias seriam necessárias 1,5 toneladas de ração contendo 15 Kg de P, dos quais 9 Kg ficariam retidos na biomassa da tilápia e 6 Kg seriam liberados para o ambiente por tonelada produzida. A capacidade de suporte dos reservatórios foi então calculada pela razão entre a carga máxima de fósforo permissível/aceitável para a atividade de piscicultura (L_{peixe}) e a carga de fósforo lançada no ambiente por tonelada de tilápias produzida (W_{peixe}). Como L_{peixe} é uma distribuição de probabilidades no modelo de simulação estocástica de risco, conseqüentemente a capacidade de suporte dos reservatórios para o cultivo de peixes em tanques rede também é expressa como uma distribuição de probabilidades.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estado trófico dos reservatórios

Reservatórios em regiões semi-áridas são considerados eutróficos quando apresentam concentrações médias anuais de fósforo total e clorofila *a* superiores a 50-60 $\mu\text{g/L}$ e 12-15 $\mu\text{g/L}$ respectivamente [Thornton e Rast (1993)]. Todos os reservatórios estudados, excetuando-se o

reservatório Mendubim, apresentaram concentrações médias dessas variáveis acima desses limites. Portanto, as concentrações médias de fósforo total e clorofila *a* na água dos reservatórios indicam que os reservatórios encontram-se eutrofizados, com exceção do reservatório Mendubim (Tabela 3). Além disso, os resultados também mostram que os reservatórios, com exceção de Mendubim, apresentaram concentrações médias de fósforo total acima do limite de 30 µg/L estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para ambientes lênticos de Classe II. Portanto, de acordo com esta resolução, o reservatório Mendubim é o único que pode ser enquadrado na Classe II com base nas concentrações médias anuais de fósforo total, podendo então ser destinado ao cultivo de peixes em tanques-rede.

Tabela 3: Concentrações médias (± 1 desvio padrão) de nitrogênio total, fósforo total e clorofila *a* na água e profundidade do disco de Secchi nos oito reservatórios ao longo do período estudado.

Reservatório	N total (µg/L)	P total (µg/L)	Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Secchi (m)
Armando Ribeiro	2358,0 ($\pm 619,7$)	109,7 ($\pm 47,9$)	49,0 ($\pm 24,0$)	0,8 ($\pm 0,3$)
Boqueirão de Parelhas	592,3 ($\pm 357,1$)	86,5 ($\pm 45,7$)	46,0 ($\pm 42,3$)	0,7 ($\pm 0,3$)
Cruzeta	218,7 ($\pm 58,0$)	95,5 ($\pm 63,1$)	27,2 ($\pm 14,9$)	0,7 ($\pm 0,3$)
Itans	508,0 ($\pm 516,3$)	93,5 ($\pm 42,3$)	65,2 ($\pm 50,5$)	0,7 ($\pm 0,4$)
Gargalheiras	1405,9 ($\pm 733,0$)	157,0 ($\pm 52,8$)	98,0 ($\pm 65,0$)	0,3 ($\pm 0,1$)
Mendubim	1720,0 ($\pm 224,2$)	30,0 ($\pm 17,3$)	5,7 ($\pm 3,0$)	1,8 ($\pm 0,7$)
Passagem das traíras	558,0 ($\pm 661,8$)	90,0 ($\pm 44,3$)	42,1 ($\pm 41,1$)	0,7 ($\pm 0,4$)
Sabugi	535,0 ($\pm 326,7$)	54,0 ($\pm 26,4$)	26,1 ($\pm 12,3$)	0,9 ($\pm 0,2$)

As concentrações médias de nitrogênio total também foram elevadas nos reservatórios Armando Ribeiro e Mendubim e as razões entre as concentrações de N e P estiveram sempre superiores a 7:1 (equivalente a uma razão molar de 16:1) indicando, portanto, uma provável limitação da produção primária por fósforo nesses reservatórios [Redfield (1958)]. Nos demais reservatórios, localizados na região do Seridó, as concentrações de nitrogênio total não foram tão elevadas, com exceção do reservatório Gargalheiras, e em todos eles as razões N:P foram baixas, frequentemente inferiores a 7:1, sugerindo uma provável limitação por nitrogênio (Tabela 3). Com exceção do açude Mendubim, a transparência da água nos reservatórios foi sempre baixa no período

estudado com profundidades médias do disco de Secchi inferiores a um metro. De todos os açudes estudados, o açude Gargalheiras foi o mais eutrofizado, apresentando as maiores concentrações de fósforo total e clorofila *a* e a menor transparência da água.

Quando as concentrações de fósforo ultrapassam certos limites outros fatores passam a se tornar mais limitantes para a produção primária dos lagos e reservatórios, como por exemplo a disponibilidade de luz e nitrogênio. Smith (1998) sugere que uma concentração de fósforo total na água maior que 100 µg/L, como é o caso dos reservatórios Armando Ribeiro Gonçalves e Gargalheiras, tende a desacelerar a produção fitoplanctônica. Segundo este autor, esta desaceleração do crescimento fitoplanctônico seria um reflexo de uma provável limitação por luz em níveis muito altos de biomassa fitoplanctônica. O nitrogênio também parece ter uma influência mais forte que o fósforo para a determinação da biomassa fitoplanctônica quando as concentrações de fósforo são muito elevadas. Portanto, é provável que o crescimento das algas e cianobactérias nos reservatórios mais eutrofizados e muito enriquecidos por fósforo esteja atualmente sendo limitado pela disponibilidade de luz ou nitrogênio.

Estudos experimentais *in situ* de enriquecimento com nitrogênio e fósforo são necessários para determinar a importância relativa desses dois elementos limitantes à produção primária dos reservatórios. Em uma revisão recente sobre o assunto, Elser *et al.* (2007) mostraram claramente que experimentos de fertilização com N ou P aumentaram igualmente a produção autotrófica de lagos e que a fertilização conjunta com ambos os nutrientes elevou muito mais os níveis de produção primária. Portanto, os dois elementos estão envolvidos no processo de eutrofização e a gestão da qualidade da água dos reservatórios deve envolver o controle do aporte externo de ambos os nutrientes.

Capacidade de suporte dos reservatórios

Com base nos resultados das concentrações médias de fósforo total e clorofila *a* registradas no presente estudo, deve ser considerada inviável a implantação de qualquer atividade que acarrete num incremento das concentrações de nutrientes na água, agravando ainda mais o processo de eutrofização dos reservatórios. No entanto, a piscicultura intensiva em tanques-rede é um uso legítimo das águas dos reservatórios, além de ser uma atividade que pode potencialmente trazer benefícios sócio-econômicos para a população rural que reside nas margens desses ambientes. Portanto, medidas devem ser urgentemente tomadas no sentido de reduzir o aporte externo de nutrientes de outras fontes poluidoras para que os reservatórios possam ser enquadrados na Classe II da resolução CONAMA 357/05 e possam ser utilizados para o cultivo intensivo de organismos aquáticos.

Considerando que a concentração média anual de fósforo total na água de ambientes lênticos enquadrados na Classe II não deve ultrapassar o limite de $30 \mu\text{g P l}^{-1}$, foram utilizados nos cálculos de capacidade de suporte um $\Delta[\text{P}]_{\text{peixe}} = 5 \mu\text{g P l}^{-1}$ e um $\Delta[\text{P}]_{\text{peixe}} = 10 \mu\text{g P l}^{-1}$, assumindo que a atividade de piscicultura intensiva em tanques rede pudesse contribuir respectivamente com até 1/6 e 1/3 do limite de $30 \mu\text{g P l}^{-1}$. Aplicando-se esses valores na fórmula $L_{\text{peixe}} = \Delta[\text{P}]_{\text{peixe}} z_p / (1 - R_{\text{peixe}})$, sendo L_{peixe} expresso em $\text{g/m}^2/\text{ano}$, e multiplicando o valor de L_{peixe} pela área do reservatório, obtemos a carga máxima de P permissível oriunda da atividade de piscicultura em Kg ano^{-1} . Com base nesta carga máxima de P, estimou-se a quantidade de peixes que poderia ser produzida anualmente no reservatório assumindo que $W_{\text{peixe}} = 6 \text{ Kg}$, ou seja, que cada tonelada de tilápia produzida libera 6 Kg de fósforo para o ambiente.

Os resultados da simulação estocástica de risco mostram que o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, em função do seu maior tamanho, profundidade média e descarga, apresenta o maior potencial para a piscicultura intensiva em tanques-rede. Seria possível produzir anualmente 1375 toneladas de tilápias, assumindo um risco de 10% de aumentar em mais de $5 \mu\text{g l}^{-1}$ as concentrações médias anuais de fósforo total na água deste reservatório (Tabela 4). Este nível de produção poderia ser dobrado caso os gestores assumam um risco de 10% de aumentar em mais de $10 \mu\text{g l}^{-1}$ as concentrações médias anuais de fósforo total na água deste reservatório (Tabela 4). De qualquer forma, os resultados da simulação estocástica de risco, demonstram claramente que o projeto do DNOCS de produzir anualmente 36.000 toneladas de tilápias em Armando Ribeiro Gonçalves é completamente insustentável e contribuirá significativamente para agravar ainda mais o estado de eutrofização em que se encontra o manancial, comprometendo o uso do mesmo para o abastecimento público.

Os demais reservatórios, em função do seu menor tamanho, profundidade média e descarga, não podem sustentar uma produção intensiva de peixes em tanques-rede que seja ao mesmo tempo economicamente viável e ambientalmente sustentável. Os baixos níveis de produção intensiva de peixes que podem ser permitidos nesses reservatórios para os níveis de risco apresentados (Tabela 4), apontam para a inviabilidade econômica da atividade na maioria dos reservatórios analisados. Nesses reservatórios com reduzidas profundidades médias e alto tempo de retenção hidráulico, apenas a piscicultura extensiva deve ser estimulada como tradicionalmente vem sendo feito pelo Departamento Nacional de Obras Contra às Secas (DNOCS). Esta modalidade de piscicultura baseia-se na estocagem periódica de alevinos nos reservatórios para manter os estoques pesqueiros e sustentar a pesca artesanal da região. Como a piscicultura extensiva não depende do aporte externo de ração, a atividade não apresenta riscos de agravar o estado de eutrofização dos mananciais e pode ainda contribuir para mitigar o quadro de eutrofização desses ecossistemas

convertendo parte da produção primária em biomassa de peixes, a qual é retirada do sistema através da pesca.

Tabela 4: Quantidade máxima de tilápias que podem ser produzidas anualmente em sistemas intensivos de cultivo em tanques-rede nos oito reservatórios com risco de 0%, 5% e 10% de exceder em $5 \mu\text{g l}^{-1}$ e $10 \mu\text{g l}^{-1}$ as concentrações médias anuais de fósforo total na água dos reservatórios.

Reservatório	$\Delta[\text{P}]_{\text{peixe}} = 5 \mu\text{g P l}^{-1}$			$\Delta[\text{P}]_{\text{peixe}} = 10 \mu\text{g P l}^{-1}$		
	0%	5%	10%	0%	5%	10%
Armando Ribeiro	1137	1310	1375	2275	2620	2749
Boqueirão de Parelhas	3	5	6	6	10	11
Cruzeta	2	3	3	4	5	6
Itans	3	5	6	6	11	12
Gargalheiras	4	5	6	8	11	12
Mendubim	5	7	8	9	15	16
Passagem das traíras	4	5	6	7	11	12
Sabugi	1	2	2	2	3	4

CONCLUSÕES

Os resultados desta pesquisa mostram que todos os reservatórios monitorados, com exceção do reservatório Mendubim, encontram-se eutrofizados e impróprios para o cultivo intensivo de peixes em tanques-rede. Os resultados das análises quantitativas de risco sugerem que uma produção anual de cerca de 1375 toneladas de tilápias no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves teria uma probabilidade de 10% de elevar em mais de $5 \mu\text{g/L}$ as concentrações médias anuais de fósforo total na água do reservatório. Este nível de produção poderia ser dobrado se os gestores assumirem um risco de 10% de elevar em mais de $10 \mu\text{g/L}$ as concentrações médias anuais de fósforo total na água do reservatório, a qual já se encontra muito acima do limite de $30 \mu\text{g/L}$ estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para ambientes lênticos de Classe II. Nos demais reservatórios, os níveis de produção máxima que devem ser permitidos para os níveis de risco analisados não são economicamente viáveis. Portanto, nesses reservatórios a atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede não deve ser estimulada. Por fim, a eutrofização dos reservatórios do Rio Grande do Norte é um grave problema ambiental que compromete a qualidade da água para o abastecimento público, a recreação e o cultivo de organismos aquáticos. Políticas

públicas devem ser urgentemente implementadas para reduzir as cargas de nutrientes lançadas nesses reservatórios e melhorar a qualidade da água para os múltiplos usos aos quais os reservatórios se destinam.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FINEP pelo auxílio financeiro recebido e, em ordem alfabética, aos alunos Ana Catarina de Lima, Anderson Felipe de Medeiros Bezerra, Fabiana de Oliveira Araújo, Mirella Carvalho Souza Avelino, Sérgio Eduardo de Oliveira Barreto, Thiago de Paula Nunes Mesquita, Vanessa Pereira Mosca e Vitor Hugo Fernandes de Vasconcellos pelo auxílio nas coletas e análises de laboratório. Agradecemos também ao técnico e amigo Edson Santana pelo auxílio nas coletas e trabalho de campo.

BIBLIOGRAFIA

- AMORIM, R. F.; ALMEIDA, S. A. S.; CUELLAR, M. Z.; COSTA, A. M. B.; GOMES, C. (2007). *Mapeamento de Uso e Ocupação do solo na Bacia Hidrográfica Piranhas/Açu, utilizando imagens CBERS e técnicas de classificação supervisionada*. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 Abril 2007, INPE, pp. 3709-3716.
- APHA .1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington DC.
- BEVERIDGE, M.C.M. (2004). *Cage Aquaculture*. Third Edition. Blackwell Publishing
- BOZANO, G. L. N.; CYRINO, J. E. P. (1999). *Produção intensiva de peixes em tanques-rede e gaiolas*. Panorama da Aqüicultura. Nov/Dez., pp. 25-30
- CARMICHAEL W. W.; FALCONER I. R. (1993). *Diseases related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures*. In *algal toxins in seafood and drinking water*. Ed. I.R. Falconer, pp. 17-209. Academic Press, London.
- CARPENTER, S.R., CARACO, N.E., CORREL, D.L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. (1998). *Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen*. Ecological Applications 8(3), pp. 559-568.
- CHORUS I.; BARTRAM J. (1999). *Toxic cyanobacteria in water*. E & FN Spon, Londres, 416 p.
- COELHO, S.R.; CARDOSO, M.B. (1998). *Tanques-rede de pequeno volume*. Panorama da Aqüicultura. Maio/Junho, pp. 22-25.

- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. Diário Oficial da União. 2005.
- COSTA I. A. S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M.; CHELLAPPA, N.T. (2006). *Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian Semi-arid reservoir*. Brazilian Journal of Biology 66 (1b), pp. 29-41.
- DANTAS, M. C.; ATTAYDE, J. L. (2007). *Nitrogen and phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes*. Journal of Fish Biology 70, pp. 100-108.
- DILLON, P. J.; RIGLER, F.H. (1974). *A Test of a Simple Nutrient Budget Model Predicting the Phosphorus Concentration in Lake Water*. Journal of the Fisheries. Research Board of Canada 31, pp. 1771-1778.
- ELSER, J.J.; BRACKEN, M.E.S.; CLELAND, E.E.; GRUNER, D.S.; HARPOLE, W.S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J.T.; SEABLOOM, E.W.; SHURIN, J.B.; SMITH J.E. (2007). *Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems*. Ecology Letters 10, pp. 1135-1142.
- ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.; PANOSSO, R.; ATTAYDE, J.L.; COSTA, I.A.S.; SANTOS, C.M.; ARAÚJO, M.F.F.; MELO, J.L.S. (2006). *Águas potiguares: oásis ameaçados*. Ciência Hoje. 39 (233), pp. 68-71.
- GRUBEN, A.; LOPES, P. D (2002). *Projeto Marca d'água: Relatórios preliminares 2001. A bacia do Rio Piranhas-Açu, Rio Grande do Norte, 2001*. Núcleo de Pesquisa em Políticas Públicas, Brasília-DF.
- JESPERSEN, A.M.; CHRISTOFFERSEN, K. (1988). *Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent*. Arch. Hydrobiol. 109, pp. 445-454.
- KUBTIZA, F. (1999). *Tanques-rede, rações e impacto ambiental*. Panorama da Aquicultura Jan/Fev, pp. 44-50.
- LEWIS, W. M. JR. (1996). *Tropical lakes: how latitude makes a difference*. In: Schiemer F. and Boland K. T. (eds.), Perspectives in Tropical Limnology, SPB Academic Publ., Amsterdam., pp. 43-64.
- LEWIS, W. M. JR. (2000). *Basis for the protection and management of tropical lakes*. Lakes and Reservoirs: Research and Management 5, pp. 35-48.

- MÜLLER, R.; WIEDEMANN, O. (1955). *Die Bestimmung des Nitrat-Ions in Wasser*. Von Wasser 22, 247p.
- PANOSSO, R.; COSTA, I.A.S.; SOUZA, N.R.; ATTAYDE, J.L.; CUNHA, S.R.S; GOMES, F.C.F. (2007). *Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo*. *Oecologia Brasiliensis* 11 (3), pp. 433-449.
- REDFIELD A. C. (1958). *The biological control of chemical factors in the environment*. *Amer. Sci.* 46, pp. 205-221.
- SMITH, V.H. (1998). *Cultural eutrophication of inland, estuarine and coastal waters*. In: Pace, M.L. and Groffman, P.M. (eds.). *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. Springer, New York, pp. 7-49.
- STRASKRABA, M. (1996). *Lake and reservoir management*. *Vehr. Internat. Verein.Limnol.* 26, pp. 193-209.
- THORNTON, J.A.; RAST, W. (1993). *A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes*. In: Straskraba M., Tundisi, J. G. & Duncan, A., (eds.). *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, pp. 1-24.
- TUNDISI, J. G. (2003). *Água no século XXI: Enfrentando a Escassez*. São Carlos: Rima, IIE.
- VALDERRAMA, J. C. (1981). *The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters*. *Marine Chemistry* 10, pp. 109-122.
- VOLLENWEIDER, R. (1968) *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. *Tech. Rep. DA5/SU/68-27*. OECD, Paris. 250 pp.