



CIÊNCIA E TECNOLOGIA

CAPÍTULO ?

DEFINIÇÃO DA CAPACIDADE SUPORTE DO
RESERVATÓRIO DE FURNAS PARA CULTIVO
INTENSIVO DE PEIXES EM TANQUES-REDES.

AUTORES: FERNANDO STARLING, CARLOS E. PEREIRA & RONALDO ANGELINI

ESTUDO TÉCNICO-CIENTÍFICO VISANDO A DELIMITAÇÃO DE
PARQUES AQUÍCOLAS NO LAGO DA USINA HIDROELÉTRICA DE
FURNAS– MG
(CONVÊNIO Nº 025/2005, PROCESSO: 00350.000278/2005-20)

ÍNDICE

APRESENTAÇÃO.....	X
I. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA DO CONCEITO DE CAPACIDADE DE SUPORTE	X
II. DEFINIÇÃO DO NUTRIENTE LIMITANTE AO CRESCIMENTO FITOPLANCTÔNICO.....	X
III. AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DO RESERVATÓRIO DE FURNAS.....	X
IV. ESTABELECIMENTO DE VALORES LIMITES DE FÓSFORO TOTAL E CLOROFILA-A PARA MANUTENÇÃO DAS CONDIÇÕES ATUAIS DO RESERVATÓRIO DE FURNAS.....	X
V. MODELOS ESTATÍSTICOS PARA ESTIMATIVAS DAS CONCENTRAÇÕES LIMITES DE FÓSFORO TOTAL.....	X
VI. ESTIMATIVA DA CAPACIDADE SUPORTE DO RESERVATÓRIO DE FURNAS..	X
VII. AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA MODELAGEM STELLA EM FURNAS.....	X
VIII. CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A CAPACIDADE DE SUPORTE EM FURNAS..	X
VIII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	X

Apresentação

O presente capítulo tem como objetivo desenvolver uma estimativa da Capacidade Suporte do Reservatório de Furnas para o estabelecimento de Parques Aquícolas visando o cultivo intensivo de peixes em tanques-redes.

O trabalho é iniciado com a definição de uma abordagem metodológica baseada na avaliação dos dados limnológicos destes ecossistemas, com ênfase nas relações dos nutrientes com a biomassa fitoplanctônica estabelecida nas regiões dos corpos d'água circunvizinhas às ditas áreas-alvo, definidas no âmbito do presente projeto. As análises exploratórias dos dados limnológicos disponíveis envolveram as seguintes etapas: (i) Avaliação da Relação Nitrogênio-Fósforo (N:P); (ii) Estimativas da resposta da biomassa algal (Clorofila-a) em função das concentrações de Fósforo Total e Nitrogênio Total; (iii) Definição do Estado Trófico atual de cada reservatório; (iii) Estabelecimento de concentrações limite de fósforo total e biomassa algal para manutenção da qualidade da água em níveis desejáveis nas áreas-alvo de cada reservatório;

Como produto principal deste capítulo, é apresentado uma versão final de estimativa de capacidade de suporte dos Parques Aquícolas do Reservatório de Furnas seguindo a metodologia consolidada de Dillon & Rigler (1974) modificada por Beveridge (1987). A título de comparação e validação, são também apresentados os resultados de uma aplicação preliminar exploratória do Modelo STELLA **CRITITA** sobre estas mesmas áreas.

1. Revisão bibliográfica do conceito de capacidade de suporte

1.1 Abordagem Histórica

A primeira vez que o termo capacidade suporte surgiu em problemas ecológicos, foi no final dos anos 1890s, quando os pesquisadores do Departamento de Agricultura dos EUA conceituaram capacidade suporte como o número de animais selvagens que uma área de pastagem poderia suportar sem a sua deterioração. Nos anos 30 do século XX, era consenso entre pesquisadores e técnicos do governo que a determinação da capacidade suporte de um ambiente permitiria o manejo da vida selvagem, mas o conceito já ganhava significados diferentes. Para alguns era o número ideal de animais selvagens (cervos) capazes de atrair visitantes para o Parque e para outros o número máximo de cervos que evitaria destruir a pastagem e os componentes vegetais associados (Young, 1998).

Mais tarde, nos anos 30, o conceito aparece explícito na literatura científica (Errington, 1936) como o nível de abundância de populações selvagens que uma área pode conter e é baseado principalmente na equação logística de Verhulst-Pearl. Somente em 1950, o termo passa para os livros de Ecologia como o número máximo de indivíduos que um dado ambiente pode suportar (Odum, 1988).

Atualmente, capacidade suporte é um termo de medida, basicamente referindo-se a quantidade de algum organismo que cabe (número máximo de indivíduos – K) num determinado espaço (ambiente) sem que este se deteriore, ou seja, prejudicado.

No contexto de manejo de ecossistemas a pergunta que se faz é se capacidade suporte é uma característica intrínseca da população ou do ecossistema e utilizando a definição livre de Kashiwai (1995), capacidade suporte é uma medida de manutenção do ecossistema para uma determinada população ou

ainda a “assíntota” (máximo) da biomassa da população que o ecossistema suporta.

1.2 Definição e abrangência do termo capacidade de suporte

Conforme descrito por Monte-Luna et al. (2004), o modelo de crescimento populacional humano desenvolvido por Mauthus, foi modificado por Verhulst para incluir o conceito de “nível de saturação”, denominado capacidade de saturação ou capacidade de suporte e definido como o nível máximo de população que um dado ambiente pode suportar com base nos seus recursos finitos (alimento, água, espaço, etc).

A aplicabilidade do conceito de capacidade suporte aos diferentes níveis hierárquicos da Ecologia, desde população, comunidade, ecossistema e biosfera impôs o surgimento de uma definição mais abrangente de capacidade suporte como sendo “*o limite de crescimento ou desenvolvimento de cada e de todos os níveis hierárquicos de integração biológica, começando com a população e moldada por processos e relações de interdependência entre recursos finitos e os consumidores destes recursos*” (Monte-Luna et al, 2004).

Na prática, estes limites têm sido comumente medidos instantaneamente como indivíduos, biomassa, número de espécies, e considerados dependentes dos fatores que determinam este crescimento como área, volume, produtividade, alimento, mudanças ambientais, energia, etc.

Ampliações do conceito de capacidade suporte surgiram a partir da consideração da estrutura e funcionamento dos ecossistemas e conseqüentemente da incorporação de algumas das suas principais propriedades como a estabilidade (tendência dos ecossistemas de retornar a um estado de equilíbrio após um distúrbio) e resiliência (tempo requerido para a estabilidade ser atingida).

Ao se transportar o conceito de capacidade suporte para ecossistemas, com o intuito de promover cultivos animais e/ou vegetais, é importante considerar esta habilidade como uma característica intrínseca do ecossistema denotando a sua

produtividade máxima e também a sua capacidade de assimilar os impactos provenientes destas atividades (Odum, 1998; Angelini, 2000).

O fundamento básico do Desenvolvimento Sustentável Clássico pressupõe o uso máximo de um recurso sem causar danos a capacidade regenerativa do sistema.

Assim, uma outra interpretação da capacidade suporte para atividades humanas é a de se refere à taxa máxima de consumo de recurso e lançamento de efluentes que pode ser sustentada indefinidamente sem afetar a integridade funcional e a produtividade dos ecossistemas (Folke et al., 1998).

Existe uma visão ainda mais antropogênica de capacidade suporte que a define como sendo o número de indivíduos que podem ser mantidos (suportados) em uma determinada área dentro do ambiente natural, social, cultural e econômico para gerações presentes e futuras. Uma exemplificação desta abordagem é a freqüente definição de capacidade de suporte de lagos para atividades de turismo e lazer em países da Europa e América do Norte (Mongillo & Zierdt-Warshaw (2000).

Reunindo todas essas visões, o conceito de capacidade suporte aplicado à produção de organismos, originalmente definido como sendo a biomassa máxima que pode ser mantida em um ecossistema a fim de maximizar a produção sem afetar negativamente a sua taxa de crescimento (Smaal et al., 1998), passou a se preocupar com os danos ambientais oriundos da atividade.

Surge então o conceito de aqüicultura ecológica, uma vertente mais recente do conceito de capacidade suporte produtiva que prevê a consideração da questão ambiental como limitante à produção máxima de um determinado organismo que um dado ambiente pode sustentar, evitando assim que sejam gerados impactos ambientais, especialmente a deterioração da qualidade da água através do desenvolvimento do processo de eutrofização (Duarte et al., 2003).

O conceito de capacidade suporte ecológica aplicado a aqüicultura prevê a definição da produção máxima permissível de organismos aquáticos na qual a

emissão de resíduos não ultrapasse a capacidade assimilativa do ambiente (Kautsky et al., 1997)

1..3 Capacidade suporte de reservatórios para aquicultura em tanques-redes

A expansão dos sistemas de aquicultura intensiva em tanques redes é frequentemente acompanhada de uma degradação do ambiente natural nas imediações da área de cultivo (Beveridge, 1996). Resíduos presentes nos efluentes da aquicultura têm sido comparados aos efluentes domésticos, adicionando grande quantidade de carbono, nitrogênio e fósforo ao ambiente.

Os efluentes do cultivo, sob a forma de água incorporando fezes dos peixes, resíduos urinários e ração não consumida entram nos corpos d'água e os materiais particulados sedimentam e se acumulam no fundo do ecossistema. A acumulação de matéria orgânica aumenta o consumo de oxigênio dos sedimentos, levando, em muitos casos, a um hipolimnion anóxico que gera conseqüências ecológicas negativas tais como mudanças de espécies e desequilíbrios no funcionamento de todo o ecossistema. A liberação de nutrientes dissolvidos, como fosfato e amônia podem estimular a produção primária do fitoplâncton, sendo que o aumento da biomassa algal acarreta uma elevação do consumo de oxigênio durante a decomposição, acelerando o conhecido processo de eutrofização dos ambientes lacustres. Estudos experimentais realizados no Lago Kariba por Troell & Berg (1997) indicaram que sistemas tropicais apresentam uma proporção de liberação de fosfato dissolvido relativamente maior, embora com uma acumulação de carbono e nutrientes comparativamente menor que os sistemas temperados, como resultados de maiores temperaturas e processos mais acelerados de reciclagem destes nutrientes nos trópicos.

Portanto, uma das principais desvantagens da criação de peixes diz respeito a seus produtos metabólicos: ração não-ingrida e os nutrientes inorgânicos dissolvidos excretados com as fezes que permanecem na água (Pagand, et al. 2000).

Para diminuir estes produtos e otimizar o crescimento das espécies, diversas técnicas no manejo da alimentação dos peixes em tanques devem ser seguidas. Por exemplo, Talbot et al. (1999) mostram que dependendo da espécie de peixe e da composição da ração, as taxas de ingestão são diferentes requerendo um adequado procedimento no momento de alimentar os peixes nos tanques. Desta forma, é fundamental observar a saciedade dos peixes, para evitar a subalimentação, que aumenta a competição entre os indivíduos e provoca perda de crescimento, ou a alimentação excessiva, que além de incrementar os produtos metabólicos da atividade poluindo o ambiente, diminui a taxa de conversão ração: peso dos peixes, e conseqüentemente a margem de lucro do produtor.

Um dos subprodutos que podem advir de um manejo alimentar inadequado é o fósforo que constitui parte da ração de praticamente todas as espécies cultivadas no mundo. O fósforo é requerido pelos peixes para crescer e mineralizar seus ossos e cartilagens, e a principal fonte de fósforo para os peixes é a alimentação. Porém um excesso de fósforo na alimentação não será absorvido pelos peixes e ainda poderá influenciar o crescimento de algas na água, diminuindo o oxigênio dissolvido, a qualidade da água e conseqüentemente o próprio crescimento de peixes.

Oliveira-Teles & Pimentel-Rodrigues (2004) constataram que juvenis da perca (*Dicentrarchus labrax* L.) tem seu crescimento maximizado quando a ração possui 0,65% de fósforo, retendo aproximadamente 6,1 gramas por cada quilograma de crescimento de peixe. Outras espécies aparentadas com a perca (que é marinha) também tem seu ótimo de retenção quando a ração não ultrapassa 0,85% de fósforo.

A relação fósforo X fitoplâncton (ou clorofila-a) é extensamente discutida na literatura (Hakanson & Peters, 1995), mas a relação entre estas duas variáveis nem sempre é tão direta, devido aos ajustes da comunidade fitoplanctônica frente às alterações da quantidade de fósforo da água.

Assim, Anneville et al. (2002) demonstraram, para um lago de clima temperado, que o aumento de fósforo causa incremento na biomassa das algas, mas quando a entrada deste nutriente é reduzida, o processo de recuperação do sistema, é lento, pois a comunidade de algas se ajusta e algumas espécies oligotróficas passam a ser dominantes.

Processo semelhante também foi observado em reservatórios tropicais, como é o caso do lago Paranoá em Brasília (Starling et al., 2002) que mesmo após a instalação e funcionamento das ETEs, que diminuíram significativamente a entrada de fósforo, continuou com altos valores de clorofila-a que só foram plenamente reduzidos com a adoção da técnica de ecohidrologia denominada “flushing” a partir da abertura repentina das comportas, que eliminou a camada superficial da água do lago e conseqüentemente a biomassa algal que se auto-sustentava num processo de retro-alimentação.

Estes dois casos supracitados confirmam a importância de um manejo adequado dos tanques-rede em reservatórios, já que a produção primária acompanha positivamente o aumento da entrada de fósforo no sistema, mas a recíproca não é verdadeira, ou seja, a retirada deles, se por ventura tiverem provocado o impacto, não necessariamente diminuirá a biomassa de fitoplâncton.

1..4 Revisão dos modelos de estimativa da capacidade suporte

Uma estimativa razoavelmente acurada da capacidade suporte de lagos e reservatórios pode ser feita através de modelos derivados da aplicação das equações que descrevem as respostas dos ecossistemas lacustres frente à aumentos das cargas de nutrientes como parte do conhecido processo de eutrofização artificial, e.g., Vollenweider (1968); CEPIS (1990).

A premissa básica de todos os modelos desenvolvidos para este fim é de que a abundância algal é negativamente correlacionada à qualidade da água e

positivamente correlacionada ao aumento populacional, e de que o fósforo (P) é o fator limitante que controla o crescimento fitoplanctônico.

De fato, estas relações da qualidade da água, em especial os níveis de fósforo com a densidade algal são bem conhecidas e consolidadas na literatura especializada em limnologia. Similarmente, conforme já mencionado, o fósforo tem sido considerado o principal nutriente limitante ao crescimento das algas planctônicas devido ao seu suprimento ser freqüentemente inferior à sua demanda.

Alguns modelos têm sido desenvolvidos para prever a resposta dos ecossistemas aquáticos frente ao incremento nas cargas de fósforo oriundas da aqüicultura intensiva em tanques-redes, sendo a sua grande maioria empírica e freqüentemente submetida a calibrações, testes, verificações e modificações com base em dados de campo.

O modelo mais testado e utilizado é o de Dillon & Rigler (1974), que representa uma modificação do modelo original de Vollenweider (1968) e considera que a concentração de fósforo total [P] em um dado corpo d'água é determinada pela carga de P, tamanho do lago (área e profundidade média), taxa de renovação da água (fração da coluna d'água perdida anualmente para jusante e a fração de P permanentemente perdida para o sedimento).

Numa situação de equilíbrio, $[P] = L * (1-R) / z * \rho$,

onde:

[P] é a concentração de P-total em mg/l

L é a carga de P-total em g/m²/ano

z é a profundidade média em metros

R é a fração do P-total retida no sedimento

e ρ é a taxa de renovação de água em volumes por ano.

Com base na aplicação deste modelo de Dillon & Rigler (1974), Beveridge (1987) propõe determinar a capacidade suporte de um corpo d'água frente a "inputs" externos de nutrientes provenientes de um cultivo de peixes em tanques-rede. O modelo parte do pressuposto de que a concentração original de P sofrerá um incremento como resultado desta atividade até um nível determinado em função dos usos pretendidos para este ecossistema, e de que as elevações na concentração de P-total na água refletem diretamente os incrementos da biomassa fitoplanctônica, expressa como concentração de clorofila-a ($[Chl-a] = 0.416 [P]^{0.675}$, segundo Walmsley & Thornton, 1984).

Assim, a capacidade de um corpo d'água para a manutenção de uma qualidade satisfatória pode ser expressa como a diferença entre a concentração de fósforo no período atual (antes do cultivo), $[P]_I$, e a concentração de fósforo final desejável ou aceitável, $[P]_F$, sendo

$$\Delta [P] = [P]_F - [P]_I.$$

A determinação da mudança aceitável/desejável no nível trófico pelo input de nutrientes a partir da implantação dos tanques-redes é feita através da seguinte equação:

$$\Delta [P] = L_{PT} (1 - R_{PT}) / z\rho, \text{ onde:}$$

L_{PT} é a carga de P-total derivada dos aportes externos e internos;

R_{PT} é a fração do P-total que é retida nos sedimentos;

z é a profundidade média em metros

e ρ é a taxa de renovação de água em volumes por ano.

A partir do cálculo da carga permissível/aceitável (L_{PT}), pode-se estimar a produção aquícola equivalente, necessária para gerar essa carga.

As principais restrições, limitações e fontes de erro na utilização deste modelo, segundo Beveridge (1987), referem-se ao seu emprego estar limitado a

ecossistemas lacustres que tenham o fósforo como nutriente limitante e ao seu erro total preditivo se situar entre 55-65%, dependendo da base de dados disponível para o ecossistema em estudo.

A despeito de se constituir em uma estimativa não muito precisa em função da simplificação dos processos incorporados na sua base conceitual, o Modelo de Dillon & Rigler (1974) representa hoje a ferramenta mais utilizada nas estimativas de capacidade suporte para projetos aquícolas em reservatório brasileiros. A simplicidade de cálculos e conseqüentemente a facilidade de aplicação em uma variedade de situações onde a base de dados é reduzida, fez com que a Agência Nacional de Águas (ANA) e a Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP-PR) optassem pelo emprego desta metodologia como ferramenta gerencial para a estimativa da capacidade produtiva de reservatórios e emissão de outorga para implantação de projetos aquícolas em várias regiões do Brasil.

Entretanto, surgiram nos últimos anos, algumas abordagens alternativas de estimativa de capacidade suporte para cultivos intensivos em tanques-redes, dentre as quais os cálculos de área de influência do parque aquícola (Kubtiza, 1999) e o aplicativo QUALRES (Cardoso et al., 2002).

O procedimento proposto por Kubtiza (1999) é igualmente baseado nos limites de fósforo lançados no ecossistema, segundo a relação de estado trófico e a concentração de P estabelecida por Vollenweider (Esteves, 1998). A diferença fundamental entre esta estimativa da capacidade suporte e o modelo de Dillon & Rigler (1974) reside no fato do cálculo proposto por Kubtiza (1999) assumir um tempo fixo de desaparecimento do fósforo da camada epilimnética de 10 dias, tempo este que não considera as enormes variações das taxas de desaparecimento do fósforo em cada ecossistema devido ao já conhecido processo de recirculação na coluna d'água do fósforo recém sedimentado. Conforme demonstrado por Starling et al. (2002), as taxas reais de sedimentação de fósforo em um único ecossistema, por exemplo, o Lago

Paranoá, podem sofrer variações de 30 a 90% dependendo do braço do lago considerado e da época do ciclo hidrológico.

O emprego do aplicativo QUALRES como alternativa para estimativa da capacidade suporte, baseado nas taxas de reposição das cargas de fósforo em função das oscilações de volume do reservatório, foi testado em açude da região Nordeste (Cardoso et al., 2002). Comparações com o modelo de Dillon & Righler (1974) não indicam haver diferenças apreciáveis entre os métodos, uma vez que a base conceitual de estimativas de ambos é a mesma, ou seja, a dinâmica de retirada do fósforo da coluna d'água em função da profundidade e do tempo de retenção. No entanto, a facilidade de cálculos favorece a opção pelo modelo de Dillon & Righler (1974).

Uma abordagem diferenciada para a estimativa da capacidade suporte de reservatórios para cultivos intensivos em tanques-redes foi apresentada por Angelini (2000) para a Represa do Lobo (Broa, São Paulo). O modelo utilizado foi o ECOPATH, o qual tem como base as inter-relações e fluxos entre os componentes da cadeia alimentar, desde a absorção dos nutrientes pelo fitoplâncton, passando pelo grazing do zooplâncton até alcançar as transferências diretas e indiretas para a comunidade de peixes, considerando ainda as taxas de fluxo de detritos. O desenvolvimento deste tipo de abordagem e a sua aplicação a outros ecossistemas exigem, no entanto, o profundo conhecimento simultâneo dos diversos compartimentos da cadeia alimentar (fitoplâncton, perifíton, macrófitas aquáticas, bentos, zooplâncton e comunidade de peixes) ainda não disponível para a grande maioria dos ecossistemas lacustres brasileiros.

Com vistas a avaliar a capacidade do ecossistema em assimilar a carga de nutrientes proveniente da atividade aquícola intensiva em tanques-redes e a área do ecossistema requerida para compensar o consumo de oxigênio, foi proposto por Berg et al. (1996) o emprego do conceito de “pegada ecológica” (ecological footprint). A abordagem da pegada ecológica refere-se à área necessária para prover a gama de bens e serviços ambientais requeridos pela

aqüicultura ou ainda a área para sustentar os níveis atuais de consumo de recursos e geração de efluentes oriundos da atividade aqüícola. Tendo como premissas a produção diária de 380 g peixe/m² para uma produtividade primária líquida de 1,9 gC/m²/dia e uma assimilação de fósforo da ordem de 47 mg/m²/dia, estimou-se para o Lago Kariba (África) que 1m³ de tanque-rede estocado com tilápia requereria uma área de 115 m² do reservatório para assimilação do fósforo, 160 m² para produção do oxigênio e de 21.000 m² para produção de alimento a ser fornecido aos peixes para garantir a sustentabilidade do cultivo intensivo.

A despeito da facilidade de emprego desta abordagem como ferramenta gerencial para visualização das demandas em termos de área requerida para neutralizar os efeitos indesejáveis dos tanques-redes, os seus cálculos e estimativas baseiam-se em extrapolações das relações entre produtividade primária e assimilação de fósforo, sem considerar as taxas de renovação da água e as taxas de sedimentação de fósforo que são conhecidamente capazes de alterar profundamente a disponibilidade de fósforo para incrementar o processo de eutrofização. Além disso, Bunding (2001) critica esta abordagem indicando ser mais conveniente expressar os resultados desta estimativa em termos de produção máxima sustentável de peixes ao invés da área física ocupada pelas estruturas de cultivo e a sua área de influência.

Neste sentido, a estimativa pelo modelo de Dillon & Righler (1974) parece mais apropriada por considerar os processos de sedimentação do fósforo e por expressar os seus resultados em termos de produção aqüícola máxima para manter os níveis de fósforo dentro de limites desejáveis pré-estabelecidos.

Com base nas vantagens supracitadas, o modelo de Dillon & Righler (1974) consolidou-se como uma ferramenta gerencial robusta e versátil com grande potencial de aplicação como uma estimativa preliminar do potencial de exploração aqüícola de reservatórios com razoável controle dos efeitos colaterais de eutrofização associados ao cultivo. Por exemplo, Pulatsu (2003) utilizando o modelo de Dillon & Righler (1974) para estimar a capacidade

suporte de um cultivo intensivo de trutas em tanques-redes em represa da Turquia, indicou a possibilidade de aumento da produção em 10 vezes aquela atualmente observada sem, no entanto, enriquecer nutricionalmente o sistema.

No entanto, a grande limitação associada ao uso do Modelo de Dillon & Righler (1974) refere-se ao fato de representar uma estimativa genérica global sem considerar as variações sazonais reais na dinâmica de sedimentação do fósforo e a sua manutenção nos sedimentos de fundo. Conforme demonstrado por Starling et al. (2002), a capacidade suporte de cada braço do Lago Paranoá para recebimento de novos aportes de fósforo sofre oscilações temporais nítidas associadas às flutuações na taxa de sedimentação do fósforo durante o ciclo hidrológico.

Para incorporar a variação temporal nas estimativas de capacidade suporte, foi testado com sucesso o emprego da ferramenta de modelagem STELLA no Braço do Riacho Fundo, do Lago Paranoá, por Starling et al. (2002). A elaboração do Modelo STELLA RIACHO FUNDO possibilitou esclarecer quantitativamente as dinâmicas de fluxos de fósforo da coluna d'água para o sedimento e para a biota, permitindo simular a concentração de fósforo no epilimnion sob diferentes cenários de aportes externos deste nutriente.

Tendo em vista os resultados alcançados no Lago Paranoá, fez-se a opção pelo emprego da modelagem em STELLA para a construção de Modelo de simulação temporal da dinâmica do fósforo nas áreas das UHE de Furnas previstas para receber novos aportes externos deste nutriente proveniente da criação intensiva de peixes em tanques-redes.

2. Definição do nutriente limitante ao crescimento fitoplanctônico.

2.1. Avaliação da Relação Nitrogênio-Fósforo em Sistemas Lacustres

O fósforo é geralmente o nutriente limitante ao crescimento fitoplanctônico em ecossistemas aquáticos tropicais, sendo a sua quantidade requerida pela biomassa algal equivalente a 14% da demanda para o nitrogênio (Chorus & Mur, 1999).

A razão N: P pode ser expressa de diversas formas, incluindo o cálculo do número de átomos de ambos os nutrientes nas suas diversas frações, dissolvida, particulada e/ou total, dependendo da natureza e objetivo do estudo. A partir da definição de várias formas de cálculo da razão N:P, Barica (1990) conclui ser a razão N:P total, na qual somam-se os nutrientes particulados com os totais dissolvidos, aquela mais prática para a caracterização de lagos.

Além disso, os elaborados mecanismos de seqüestro e estocagem de fósforo pelos organismos fitoplanctônicos interferem na avaliação da sua disponibilidade real a partir das concentrações de fósforo solúvel na água, sendo mais recomendável utilizar a concentração de fósforo total para descrever a fertilidade dos ecossistemas aquáticos continentais (Reynolds, 1997).

A razão estequiométrica entre principais elementos classificados como macronutrientes, dentre os quais encontram-se o fósforo, nitrogênio e carbono, indica que para a manutenção do citoplasma da maioria dos organismos fitoplanctônicos é assimilado cerca de 1 mol de fósforo e 16 moles de nitrogênio para cada 106 moles de carbono incorporado (Redfield, 1958). Os requerimentos algais para N são aproximadamente 16 vezes maiores do que para P, em bases moleculares, segundo cálculos de Stumm (1963) apud Welch (1980). Segundo Schreurs, (1992 apud Mur et al., 1999), a baixa razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (entre 10 e 16 átomos de N para 1 átomo de P) podem favorecer as florações de cianobactérias, enquanto que para algas

eucariontes a razão N:P ótima situa-se entre 16 e 23 átomos de N para 1 átomo de P.

Conforme sumarizado por Beveridge (1987), resultados experimentais confirmaram que os requerimentos algais de N:P situam-se entre 13-17:1 (ou de 6-8:1, em termos de peso).

Em projeto de desenvolvimento de metodologia para avaliação de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais, Sallas & Martino (1990), propõem a razão N:P de 9:1 como referência, sendo sistemas com razões superiores a esta considerados potencialmente limitados por fósforo enquanto sistemas com N:P inferiores a 9 eram tidos como limitados por nitrogênio. Mais recentemente, Wetzel (2001) considera a razão N:P de 7:1 como aquela requerida para o crescimento balanceado do fitoplâncton. Smith (1998) define como sistemas de elevada relação N:P aqueles com razão TN:TP superiores a 17 (por peso). Em geral, razões de nitrogênio para fósforo, menores do que 10 geralmente indicam deficiência de nitrogênio, enquanto razões superiores a 20 indicam deficiência de fósforo. Além disso, sistemas eutróficos, os quais são mais afetos a florações de cianobactérias, geralmente apresentam baixa relação N:P, enquanto que nos sistemas mesotróficos e oligotróficos esta razão costuma ser elevada (UNEP-IETC, 1999). Estudos da dominância de cianobactérias em lagos naturais em função da razão N:P (Tilman & Kilhan, 1976; Rhee, 1982), evidenciaram que as concentrações de nitrogênio e fósforo limitam o crescimento de espécies de cianobactérias e diatomáceas sob razões moleculares menores (7 a 15 N:P) do que para clorofíceas (15 a 30 N:P). Reynolds (1999) considera razões N:P baixas (inferiores a 15, em base molecular) como uma referência prática para prever a dominância de cianobactérias fixadoras de nitrogênio em reservatórios. Em análise de 83 sistemas lacustres brasileiros, Huszar et al. (2005) considera que as razões N:P atômicas das frações totais obtidas, as quais em média variaram de 30 a 64, indicam serem todos estes sistemas estudados limitados por fósforo. No entanto, muitos autores consideram que as concentrações absolutas dos nutrientes dissolvidos seriam mais importante do que as razões

N:P, na avaliação da limitação ao crescimento fitoplanctônico por nutrientes (Reynolds, 1990).

No âmbito do presente estudo, seguindo critério adotado por Huszar et al. (2006), no estudo de avaliação da relação nutriente-biomassa algal para sistemas lacustres tropicais, será utilizado como referência o valor da relação N:P (by weight) de 17, acima do qual a esta relação será considerada elevada.

2.2. Avaliação da Razão Nitrogênio-Fósforo no Reservatório de Furnas

Os dados limnológicos do Reservatório de Furnas foram submetidos ao mesmo procedimento de avaliação da relação N:P, avaliando em separado a série histórica e os dados recentemente obtidos na campanha de varredura limnológica para definição das áreas-alvo.

Os dados relativos a zona eufótica (0 a 4 metros) da série histórica do monitoramento limnológico executado pelo Convênio CEMIG/CODEVASF, foram utilizados para o cálculo da razão Nitrogênio Total – Fósforo Total, expressa em termos de peso atômico, para o período de 2002 a 2006, considerando simultaneamente as Estações de Amostragem Barragem, Turvo, Guapé, Barranco Alto, Fama e P. Fernandes (N=101). Na Figura 3 é apresentada a síntese dos resultados em box-plot, sendo que os valores da razão N:P variaram de 6,8 a 338,8 com média de 105,2. Estes elevados valores de razão N:P são indicativos nítidos de uma limitação por fósforo.

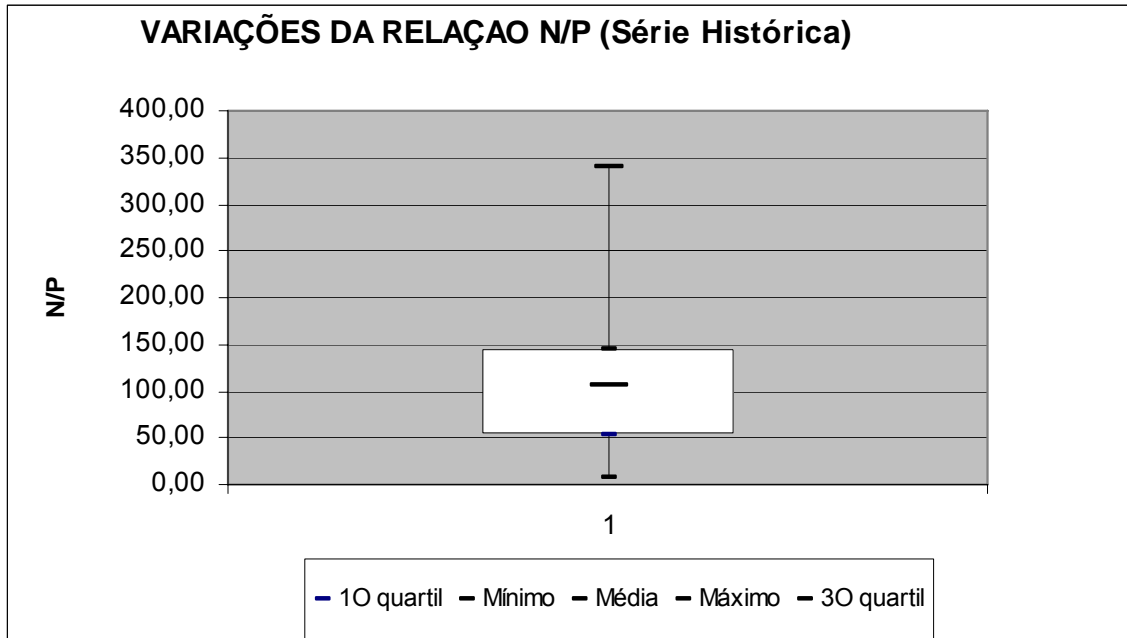


Figura 3: Variação dos valores da Relação N:P (Nitrogênio Total e Fósforo Total, by weight) para os dados limnológicos do monitoramento do Reservatório de Furnas, para o período de 2002 a 2006, considerando simultaneamente as Estações de Amostragem Barragem, Turvo, Guapé, Barranco Alto, Fama e P. Fernandes, monitoradas pelo Convênio CEMIG/CODEVASF (N=101).

Submetendo os recentes dados limnológicos coletados em campanha específica nas ditas Áreas Alvo (áreas pré-selecionadas para a implantação de parques aquícolas) no ano de 2006, ao mesmo tipo de análise, observa-se que a relação N:P destas áreas mostrou-se um pouco mais elevada do que a da série histórica do Reservatório de Furnas, variando de 24,8 a 284,3, com média de 124,3 (Figura 4).

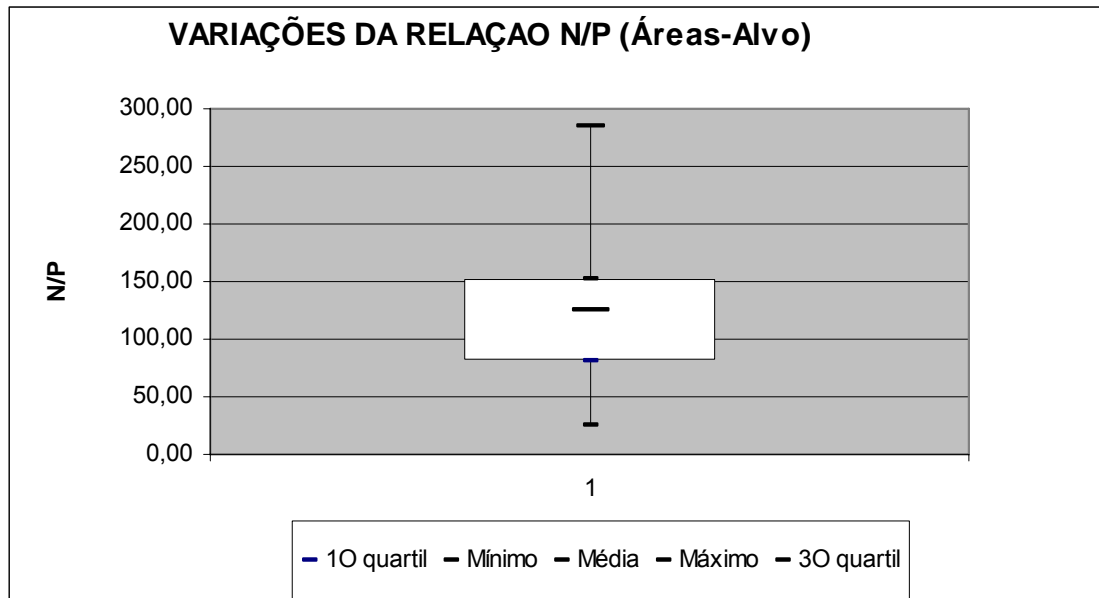


Figura 4: Variação dos valores da Relação N:P (Nitrogênio Total e Fósforo Total, by weight) para os dados limnológicos do levantamento das Áreas Alvo do Reservatório de Furnas, realizado em 2006. (N=40).

Portanto, com base na presente análise exploratória, ficou definido que o fósforo também é o fator limitante ao crescimento fitoplanctônico no Reservatório de Furnas.

3. Avaliação do Estado Trófico dos Reservatórios de Furnas.

3.1 Introdução

Lagos e reservatórios podem ser genericamente classificados como ultraoligotróficos, oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos, dependendo da concentração de nutrientes no corpo d'água ou com base nas manifestações ecológicas das cargas de nutrientes (UNEP, 1999).

Com base nos trabalhos clássicos de limnólogos pioneiros em tipologia de lagos como Thienemann e Naumann, Vollenweider (1968) propôs uma classificação de estado trófico que se tornou mundialmente conhecida e adotada, a qual tem

nas concentrações de fósforo (nutriente geralmente limitante), abundância algal (expresso como clorofila-a) e na transparência da água (disco de Secchi), os seus critérios básicos (Tabela 3.1).

Tabela 3.1: Classificação de Estado Trófico segundo Vollenweider (1968)

Categoria Trófica	P total ($\mu\text{g/l}$)	Clorofila ($\mu\text{g/l}$)	Secchi (m)
Ultra-Oligotrófico	< 5	≤ 1	≥ 12
Oligotrófico	5 – 10	≤ 2.5	≥ 6
Mesotrófico	10 – 30	2.5 - 8	6 - 3
Eutrófico	30 – 100	8 - 25	3 – 1.5
Hipereutrófico	> 100	≥ 25	≤ 1.5

Tradicionalmente, os lagos tropicais foram sendo geralmente enquadrados segundo este critério, muito embora fosse reconhecida a nítida diferenciação das respostas destes, em relação aos sistemas temperados, frente ao processo de eutrofização.

Segundo Straskraba & Tundisi (1999), valores médios anuais críticos de fósforo para ecossistemas lacustres diferem entre sistemas tropicais e temperados. Por exemplo, enquanto os limites máximos para lagos temperados mesotróficos e eutróficos são de 10-35 e 35-100, respectivamente, estes mesmos limites de mesotrofia e eutrofia passam a ser, respectivamente, de 20 e 50 para lagos tropicais. De fato, os valores limite de mudança de estado trófico devem ser mais restritivos para sistemas tropicais tendo em vista as maiores taxas metabólicas resultantes de radiações solares e temperaturas mais elevadas.

No entanto, torna-se difícil aplicar uma classificação com fronteiras rígidas entre os níveis de estado trófico tendo em vista as diferenças regionais dos parâmetros limnológicos e o freqüente enquadramento dos lagos em diferentes categorias dependendo do critério utilizado (UNEP, 1999). Uma solução

encontrada para estas ambiguidades foi a de designar uma faixa de valores para um dado grau de eutrofização baseado em distribuição estatística (Ryding & Rast, 1989). Por exemplo, o Lago Chivero no Zimbábue, possuindo concentração de fósforo total de 40 µg/l, apresenta 55% de probabilidade de ser mesotrófico e 38% de chance de ser eutrófico.

Tendo em vista que essa classificação com distribuição de probabilidade foi construída com base em banco de dados de lagos e reservatórios de regiões temperadas, cujas respostas funcionais frente ao aporte de nutrientes são nitidamente diferenciadas em relação aos ecossistemas lacustres tropicais, Sallas & Martino (1991) propuseram refazer o mesmo tipo de classificação para lagos tropicais. Foram utilizados dados completos de 39 ecossistemas, localizados entre o Texas (E.U.A) e o sul da Argentina, dentre os quais encontravam-se reservatórios brasileiros como o Lago Paranoá (Brasília-DF).

3.2. Enquadramento Atual dos Reservatórios de Furnas

Com base na existência de uma classificação de estado trófico mais apropriada a lagos tropicais (CEPIS, 1990), foi realizado um enquadramento do Reservatório de FURNAS, considerando os dados limnológicos da série histórica do monitoramento deste ecossistema. Para tal, foram utilizados os dados médios anuais de fósforo total e de clorofila-a para a zona eufótica, realizadas entre os anos de 2002 a 2006, para os pontos de monitoramento limnológico do reservatório.

A análise de parte destes dados, apresentados na Tabela 5.2, revela que as concentrações atuais de fósforo total estão enquadrando o reservatório e as respectivas áreas-alvo para implantação de Parques Aquícolas como Oligotrófico e Mesotrófico, em toda a sua extensão, com probabilidade de ocorrência do estado mesotrófico em torno de 13%, quando se considera o

reservatório como um todo. Apenas a estação Fama (FU-40) apresenta uma tendência a mesotrofia.

Quando se realiza o mesmo exercício de enquadramento utilizando a variável clorofila-a, tem-se uma classificação, ou enquadramento mais restritivo. Observa-se que o reservatório, em todas as estações de amostragem analisadas, apresenta, em termos médios, 61% de probabilidade de ocorrência para o estado mesotrófico, evidenciando-se assim esta tendência a esse estado trófico. Para o estado oligotrófico foi observado um percentual 29% de probabilidade de ocorrência.

Assim, tanto pelo enquadramento utilizando o parâmetro fósforo total, quanto a clorofila-a, os resultados indicam que este reservatório está enquadrado como oligotrófico, com tendência para o estado mesotrófico.

Tabela 5.2

Classificação de Estado Trófico em Diversas Estações de Amostragem do Reservatório de Furnas, segundo CEPIS (1990)

Estação de Amostragem	P-Total		Clorofila - a	
	(µg/l)	Classificação	(µg/l)	Classificação
Barragem	12,4	55% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 41 % OLIGOTRÓFICO	1,3	42% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 52% OLIGOTRÓFICO
Turvo (FU-10)	14,6	37,5% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 58 % OLIGOTRÓFICO	1,3	42% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 52% OLIGOTRÓFICO
Guapé (FU-20)	15,4	34% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 62 % OLIGOTRÓFICO	1,5	25% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 63% OLIGOTRÓFICO 11 % MESOTRÓFICO
Barro Alto (FU-30)	22,2	13% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 72% OLIGOTRÓFICO 13% MESOTRÓFICO	4,7	17% OLIGOTRÓFICO 64% MESOTRÓFICO 19 % EUTRÓFICO
Fama (FU-40)	28,0	5% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 61 % OLIGOTRÓFICO 32 % MESOTRÓFICO	8,9	9% OLIGOTRÓFICO 56% MESOTRÓFICO 34 % EUTRÓFICO
P. Fernandes (FU-50)	16,6	18% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 70 % OLIGOTRÓFICO 12 % MESOTRÓFICO	2,5	44% OLIGOTRÓFICO 49% MESOTRÓFICO 4 % EUTRÓFICO
RESERVATÓRIO	18,2	18% ULTRA-OLIGOTRÓFICO 68 % OLIGOTRÓFICO 13 % MESOTRÓFICO	3,3	29% OLIGOTRÓFICO 61% MESOTRÓFICO 9 % EUTRÓFICO

4- Análise Exploratória das Relações Clorofila-Nutrientes no Reservatório de Furnas

4.1 Considerações Preliminares: Importância da Relação Clorofila-fósforo

O fósforo é considerado um dos principais elementos químicos dos ecossistemas. Esta importância deve-se a sua participação em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, tais como armazenamento de energia e estruturação da membrana celular etc (Esteves, 1998).

O fósforo é o principal fator limitante da produtividade dos ecossistemas aquáticos e o elemento responsável pelo processo de eutrofização de suas águas, o que, em escala mais crítica, poderia inviabilizar os seus diversos usos. O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico. As principais fontes de fósforo são os esgotos domésticos e industriais ou os insumos agrícolas.

Como resposta imediata do enriquecimento em nutrientes (fósforo e nitrogênio) ocorre o crescimento de algas microscópicas representantes da comunidade fitoplanctônica. A clorofila-a é uma variável que mede indiretamente a quantidade de algas presentes na água. Serve como um indicativo da produtividade do sistema, podendo ser associada ao enriquecimento do ambiente por insumos agrícolas. Em sistemas de abastecimento, a presença de determinada alga pode gerar algum nível de toxicidade.

As concentrações médias de fósforo e clorofila-a em ambientes lacustres têm sido bastante utilizadas como índices de produtividade e eutrofização cultural, sendo inclusive rotineiramente incluídas em programas de avaliação e monitoramento de lagos e reservatórios (Canfield & Bachman, 1981; Canfield, 1983; Barica, 1990).

4.2 Relações Biomassa Algal – Nutrientes no Reservatório de Furnas

Os métodos estatísticos mais usuais para análise de relação entre duas variáveis são os gráficos com a nuvem de pontos e o coeficiente de correlação linear de Pearson que varia de (-1) (correlação inversa perfeita, quando uma variável aumenta, a outra diminui), passando pelo 0 (nenhuma correlação), até 1 (relação perfeita positiva). Apesar do coeficiente de correlação quantificar com exatidão apenas relações lineares, ele pode nos dizer muito sobre a intensidade da relação mesmo em situações não-lineares.

Mas tanto os gráficos com as variáveis, quanto o coeficiente de correlação de Pearson, apenas permitem considerações sobre a intensidade da relação, não permitindo inferências a respeito da causalidade da relação (Zar, 1996), que possibilite prever que para um determinado valor de X, ter-se-ia um valor de Y. Isso pode ser conseguido, através do cálculo da regressão linear e/ou não linear. A relação fósforo-clorofila é mais descrita na literatura pelo modelo de regressão linear logaritimizado ($Y = a + b \cdot \ln(X)$) e pelo modelo não-linear ($Y = a \cdot X^b$). (Hakanson & Peters, 1995).

Com base no conhecimento de que a biomassa algal estabelecida em um dado ecossistema lacustre é função da concentração de nutrientes no meio, especialmente o fósforo, uma grande atenção tem sido devotada ao estudo da relação clorofila-fósforo em lagos e reservatórios de regiões temperadas e tropicais (Jones & Bachmann, 1976; Canfield, 1983).

Em geral, pode-se dizer que a relação clorofila-fósforo é uma relação do tipo curvilínea (Straskraba, 1980), sendo geralmente melhor representada pelas variáveis submetidas à transformação logaritmica, a fim de estabilizar a variância dos dados (Nieuwenhuys & Jones, 1996).

A série histórica de dados limnológicos do Reservatório de Furnas (entre 2000 e 2006), relativa às Estações de Amostragem monitoradas pelo Convênio CEMIG/CODEVASF foi submetida a uma análise exploratória para verificação das relações do fósforo com a biomassa algal.

As relações clorofila X fósforo foram estimadas usando-se os próprios dados do reservatório de Furnas (todas as regiões) medidos na superfície, onde os peixes serão efetivamente criados. A Tabela 4.4 apresenta os resultados da regressão linear (significativa, com coeficiente de Pearson, $r = 0,58$; e coeficiente de determinação $R^2 = 0,33$).

Tabela 4.4 – Valores da regressão linear Clorofila (variável dependente) e fósforo para as várias regiões do reservatório de Furnas (2002-2006; superfície; N = 94)

	B	Erro padrão	Nível de significância (p)
Intercept	-0,243	0,558	0,661
Fósforo	0,224	0,033	0,0000

A Figura 4.3 mostra a reta de regressão para vários pontos do reservatório de Furnas medidos na superfície entre 2002 e 2006. Apesar de alguns valores estarem fora do intervalo de confiança, a análise de resíduos realizada para este conjunto de dados mostrou que o modelo é muito consistente, pois os resíduos estão distribuídos normalmente e a análise ordinária mostrou uma nuvem aleatória de pontos.

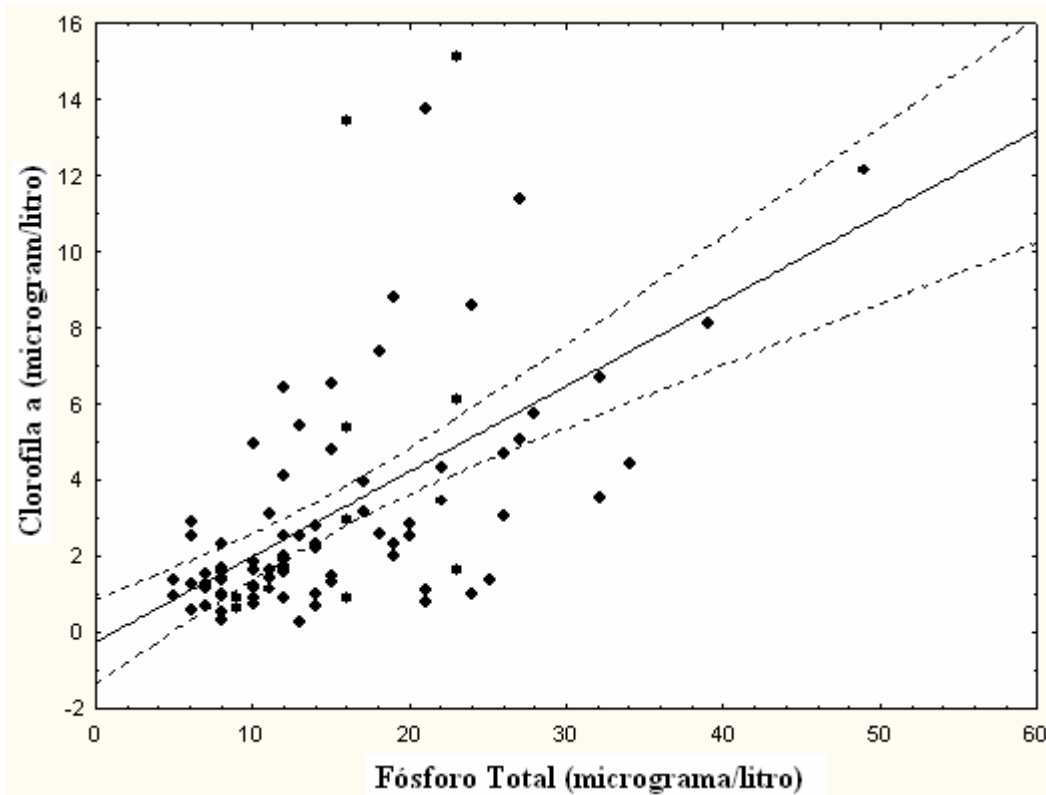


Figura 4.2 - Regressão linear (clorofil X fósforo): $\text{clorofila} = -0,243 + 0,224 * \text{Fósforo}$; $N = 94$; $R^2 = 0,33$ $r = 0,58$.

4.3 Estabelecimento das Concentrações Limites de Fósforo Total para o Reservatório de Furnas

A definição dos valores máximos permissíveis de fósforo total para que não sejam desencadeados processos de eutrofização, caracterizados por florações de algas, especialmente cianobactérias, deve ser feita levando-se em consideração as particularidades de cada ecossistema, as quais são expressas nas respostas individualizadas da biomassa algal frente a cada novo aporte de nutriente.

Em recente estudo desenvolvido no Lago Paranoá por Starling et al. (2002), foram estabelecidos valores limites de fósforo total específicos para cada braço do ecossistema em função dos seus valores correspondentes de resposta de biomassa algal (em termos de teores de clorofila-a) máxima admissível

esperada seguindo as regressões lineares obtidas individualmente com base na série histórica de dados limnológicos de cada área. Assim, por exemplo, o valor de fósforo total capaz de elevar a biomassa algal a um valor de 13 µg/l (correspondente a 50% de chance do ambiente se tornar EUTRÓFICO, segundo CEPIS, 1990) seria de 6,6 µg/l para um braço do lago e de 19 µg/l para outro braço deste mesmo ecossistema.

Com base em seus resultados, este mesmo estudo sugere que os valores limites de fósforo total devem refletir as reais respostas em termos de biomassa algal a serem estabelecidas naquele dado ecossistema e que ainda estejam de acordo com os critérios atuais de classificação de estado trófico. Assim, por exemplo, para que a probabilidade que um dado ecossistema tropical se torne eutrófico seja nula, o limite máximo aceitável de concentração de fósforo é 25 µg/l (CEPIS, 1990), enquanto o valor limite de clorofila-a para não se ter chance alguma deste mesmo ecossistema ser eutrófico, é de 3 µg/l.

Essa distinção natural dos limites correspondentes de fósforo total e clorofila-a não é seguida pela atual legislação brasileira, já que a Resolução No 357 do CONAMA, datada de 17/03/2005, estabelece o mesmo limite máximo de 30 µg/l tanto para o fósforo total quanto para clorofila-a, para o enquadramento das atividades de aqüicultura e pesca como Classe 2 em ambientes lênticos..

No presente estudo, o baixo poder preditivo das regressões fósforo total-clorofila-a, obtidas a partir da análise da série histórica, porém deficiente, de dados limnológicos dos Reservatórios de Furnas, impossibilitam gerar uma previsão mais robusta e confiável das respostas individualizadas da biomassa algal frente aos possíveis incrementos das concentrações de fósforo total para cada área dos reservatórios. Além disso, para fins de futuro licenciamento de uma atividade produtiva como a aqüicultura intensiva em tanques-redes, é obrigatório o cumprimento da legislação vigente, no caso, a Resolução CONAMA 357, a qual estabelece o limite de 30 µg/l para fósforo total.

Face ao exposto, apesar das considerações técnicas apontarem para a adequabilidade do estabelecimento de concentrações limites de fósforo total e

clorofila-a específicas para cada área de parque aquícola a ser futuramente implantado, optou-se pelo uso do valor de referência de 30 µg/l para fósforo total, estabelecido pela Resolução CONAMA 357.

5- Estimativas de Capacidade Suporte no Reservatório de Furnas

5.1 Definição dos Parâmetros de Entrada do Modelo de Dillon & Righler (1974) para os Parques Aquícolas de Furnas

Com base na definição do valor limite de 30 µg/l para fósforo total, segundo a legislação atual (resolução Conama nº 357), foram feitas simulações individualizadas da capacidade suporte para a criação intensiva de tilápias nas áreas de Furnas, utilizando-se o modelo desenvolvido por Dillon & Righler (1974) e modificado por Beveridge (1987).

Os dados de entrada do modelo, constituem-se tanto de informações técnicas do cultivo (conteúdo de P da ração e do peixe e taxa de conversão alimentar), quanto de dados limnológicos/hidrológicos (concentração superficial e taxa de sedimentação de fósforo e tempo de residência) e morfométricos (profundidade média e área superficial) do ecossistema.

O conteúdo de fósforo na ração representa um parâmetro crucial para a definição da carga orgânica a ser aportada no ecossistema via aquíicultura intensiva em tanques-redes.

As rações comerciais tradicionalmente utilizadas em cultivos intensivos de peixes em tanques-redes instalados em ecossistemas lacustres tropicais costumavam apresentar conteúdo de fósforo variando entre 1,30 e 2,52 % para tilápia e de 0,93 e 3,06% para carpa comum (BEVERIDGE, 1984). A partir da recente disseminação da preocupação com o potencial poluente das rações, em termos de matéria orgânica, fósforo e nitrogênio, lançados no meio aquático, um

grande esforço tem sido empreendido pelos grandes fabricantes de ração com vistas a reduzir ao máximo os seus teores de nutrientes, maximizando simultaneamente as taxas de conversão alimentar do peixe cultivado.

Em levantamento das cinco principais rações comerciais utilizadas em criações intensivas em tanques-redes na região Sudeste do Brasil no fim da década de 90, Kubitza (1999) verificou que o conteúdo de fósforo variava de 0,85% a 1,54%, com uma conversão alimentar que oscilava entre 1,4 a 2,5 para a tilápia. Nos últimos anos, tem havido uma redução ainda maior nos níveis de nutrientes das rações, sendo hoje possível encontrar no mercado rações com conteúdo de fósforo que alcançam 0,5% (COELHO & CARDOSO, 1998; BOZANO, com. pessoal), tendo sido este o valor de conteúdo de fósforo na ração adotado no presente estudo.

Seguindo uma tendência mundial de redução de custos e otimização do processo produtivo, a conversão alimentar dos cultivos intensivos de peixes em tanques-rede vem também sofrendo redução substancial, graças ainda a melhoria da qualidade das rações ofertadas no mercado. Assim, é bem comum encontrar hoje, em projetos de cultivo de tilápias que alcançam tamanho final de abate de 700-900g, índices de conversão alimentar próximos a 1,5:1,0 (BOZANO, com. pessoal). Também para espécies nativas da região amazônica como o tambaqui, as taxas de conversão alimentar melhoraram, passando de 3:1 (CHELLAPPA *et al.*, 1995) para 1,8:1,0 (GOMES *et al.*, 2006) em estudos experimentais em tanques-redes no Nordeste e na Região Norte, respectivamente. No âmbito do presente estudo, adotou-se a conversão alimentar de 1,5: 1,0 para tilápia, seguindo sugestão de Bozano (com. pessoal), baseada na performance destas espécies em projetos aquícolas comerciais em diversas regiões do Brasil.

Também no tocante ao teor de fósforo no peixe, existe uma variabilidade considerável dos valores presentes na literatura para a mesma espécie íctica. Segundo Drenner *et al.* (1997), o peso seco do peixe (tilápia) é 23,9% do seu

peso fresco e o conteúdo de fósforo é igual a 2,39% do peso seco, resultando em um valor final de 0,57% de P para a tilápia, em relação ao seu peso fresco. Por outro lado, a grande maioria dos estudos de estimativa de capacidade de suporte utiliza o valor de 0,34% (MESKE & MANTHEY, 1983 *apud* TROELL & BERG, 1997) para o conteúdo de fósforo da tilápia (BEVERIDGE, 1984; 1996; FOLKE *et al.*, 1998; KAUTSKY *et al.*, 1997), tendo sido este o valor adotado no presente estudo.

Quanto aos dados limnológicos de entrada do modelo (concentração superficial e taxa de sedimentação de fósforo e tempo de residência), procurou-se, na medida do possível, utilizar informações diretas do ecossistema em estudo, em consulta a série histórica de dados do monitoramento limnológico do reservatório de Furnas.

Entretanto também foi considerado um outro cenário, onde os valores adotados para o fósforo total foram obtidos em campanha específica nas áreas alvo do reservatório de Furnas, ocorrida em 2006, cujos valores médios das amostras de superfície oscilaram entre 2 µg/l e 3 µg/l.

Quanto à taxa de sedimentação de fósforo não foram encontrados estudos específicos com esta estimativa, assim foram adotados dois valores separadamente, também compondo cenários diferenciados. A primeira estimativa foi realizada a partir da análise das retenções globais de fósforo baseadas nas suas concentrações superficiais ao longo do corpo principal do reservatório. Assim, pela diferença dos valores médios anuais de fósforo total entre as estações Porto Mendes FU50 e Turvo FU10, no período de 1996 a 2006, ou seja, para os últimos 10 anos, foi possível estimar a retenção global do reservatório como sendo da ordem de 52%.

O outro valor adotado, ou seja, taxa de sedimentação de 77%, foi obtido a partir de indicações da literatura e representa o valor de referência sugerido por Beveridge (1987) em situações onde não há medições *in situ* para o corpo d'água em estudo.

Cabe esclarecer que o fosfato pode ser retirado da coluna d'água por precipitação. Isso pode ocorrer através da presença de íons de ferro na coluna d'água ou através da presença de argilas com grande capacidade de adsorção de fosfatos, principalmente os que estiverem ligados a íons de ferro e alumínio. Em lagos com níveis de pH mais elevados, o cálcio também pode ser o responsável pela precipitação de fosfatos.

As informações morfométricas de entrada do modelo, i.e., profundidade média, área superficial e volume, foram obtidas a partir das curvas de cota x área volume, calculadas em função da definição de uma cota alvo, ou seja, a cota mínima na qual seria implantado cada parque aquícola.

A definição da cota-alvo foi feita considerando como a cota mínima observada, no período compreendido entre 01/07/97 a 30/06/06, cuja freqüência de ocorrência tivesse sido superior a 94%, com base nas curvas de permanência de nível d'água do Reservatório da UHE de Furnas. De acordo com as freqüências de cota efetivamente mantidas ao longo dos dez anos analisados, conforme mostrado na Tabela 5.1, o reservatório de Furnas permaneceu em cota igual ou superior a 754,24 metros em mais de 94% do tempo, definindo-se, portanto este nível como a cota-alvo de referência no presente estudo.

Uma vez definida a cota-alvo de 754,24 metros, fêz-se necessário descontar a lâmina d'água mínima necessária para instalação dos tanques, segundo a legislação vigente, ou seja, 4 metros, dos quais 1,5 a 2,5 metros refere-se a altura do tanque e 1,5 metros representa a distância mínima do fundo do tanque ao sedimento do reservatório.(Instrução Normativa Interministerial nº 8 de 26/11/03).

Portanto, utilizou-se como referência a cota 754,24 m, ou seja, a cota-alvo (com mais de 94% de permanência), descontados os 04 metros de coluna d'água requeridos para a instalação dos tanques-redes.

Os dados de área de espelho d'água e profundidade média de cada parque aquícola, foram obtidas a partir dos respectivos dados de volume e área na cota final 750,24 metros, calculados neste trabalho.

Uma das variáveis de maior importância na avaliação de capacidade de suporte é a taxa de renovação da água, representada pelo tempo de residência do corpo hídrico (DUARTE *et al.*, 2003).

Para reservatórios, a taxa de renovação de água varia ao longo do ano como resultado combinado das oscilações naturais do ciclo hidrológico com as alterações de vazão defluente em função da regra operativa do aproveitamento hidroelétrico.

No caso específico do Reservatório da UHE Furnas, pode-se claramente constatar haver um comportamento bastante regular na dinâmica sazonal de oscilação de cota ao longo dos anos. Em meados de novembro e início de dezembro ocorre o início de subida dos níveis do reservatório, mantendo os níveis mais elevados no período compreendido entre março e julho, quando então o reservatório é deplecionado até meados de novembro/início de dezembro, reiniciando o ciclo.

Tendo em vista a realização de estimativas específicas de tempo de residência para cada área alvo no âmbito do presente projeto, foram considerados, para fins de cálculo da capacidade de suporte dos parques aquícolas, tempos de residência variando entre 10 e 40 dias para as diversas áreas alvo, conforme dados disponibilizados por **xxxx**.

Tabela 5.1

Principais Valores de Frequência de Cotas do Reservatório de Furnas

Curva de Permanência	
01/01/97 - 30/06/06	
P	Cota (m)
5%	767,78
10%	767,61
25%	766,81
50%	764,14
75%	759,12
90%	754,71
94%	754,24

Fonte: Série Hidrológica Operacional de Furnas

Nota: (*) O reservatório não ultrapassa a cota 768,00 na operação normal.

5.2 Estimativas de Capacidade Suporte para os Parques Aquícolas de Furnas segundo Modelo de Dillon & Righler (1974)

Com base na definição de todos os parâmetros de entrada do Modelo de Dillon & Rigler (1974), foram então estabelecidos quatro cenários envolvendo a combinação das diferentes informações referentes à qualidade da água, em especial o nível de fósforo total e também em relação aos dois possíveis valores a serem considerados para a taxa de sedimentação, conforme indicados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2
Cenários de referência para estimativas de capacidade suporte do Reservatório de Furnas.

Cenário 1	Fósforo total obtido a partir da série histórica de monitoramento
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da análise das retenções globais de fósforo ao longo do corpo principal do reservatório, a partir da série histórica de monitoramento, com valor médio estimado em 52%
Cenário 2	Fósforo total obtido a partir da série histórica de monitoramento
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da literatura, tendo sido estimada em 77%.
Cenário 3	Fósforo total obtido a partir da campanha específica nas áreas alvo, ocorrida em 2006.
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da análise das retenções globais de fósforo ao longo do corpo principal do reservatório, a partir da série histórica de monitoramento, com valor médio estimado em 52%
Cenário 4	Fósforo total obtido a partir da campanha específica nas áreas alvo, ocorrida em 2006.
	Taxa de Sedimentação obtida a partir da literatura, tendo sido estimada em 77%.

Em função da definição destes diferentes cenários, mantidos os demais valores para os parâmetros de entrada do modelo, foram então realizados os cálculos para as estimativas de produção máxima sustentável (em toneladas/ano) de peixes a serem produzidos por aquicultura intensiva em tanques-redes na UHE Furnas. Os passos metodológicos envolvidos nos cálculos do modelo, baseados nas estimativas de incremento da concentração de fósforo na água em função da carga deste nutriente aportada pelo cultivo dos peixes, são apresentados em detalhes no item 5.2.4 deste capítulo.

As Tabelas 5.6 a 5.9 sintetizam, para cada cenário considerado, os resultados gerais obtidos com a aplicação do modelo para o cultivo de tilápia nas diversas áreas estudadas, sendo informados os dados de entrada, os resultados globais obtidos em termos de produção aquícola máxima sustentável (em toneladas) e as correspondentes áreas a serem requeridas de espelho d'água para o desenvolvimento da atividade.

A partir da produção máxima aceitável de cada uma das duas espécies de peixes nas duas áreas, foram feitas estimativas individualizadas da área total a ser ocupada por gaiolas (em metros quadrados), dividindo-se a produção total (em ton/ano) pela produtividade esperada das gaiolas, ou seja, 0,1 ton/m³/ano. Como cada gaiola de 2m x 2m ocupa 4m², dividindo-se a área ocupada por quatro, pôde-se estimar o número total de tanques-redes (gaiolas) em cada parque aquícola para cada espécie a ser cultivada. O percentual do braço (ou área) a ser futuramente ocupado com as estruturas de cultivo foi estimado a partir da área ocupada pelas gaiolas em relação à área total disponível.

Finalmente, a área a ser requerida para a instalação dos parques aquícolas, expressa tanto em percentual da área total quanto em m² e hectares, foi calculada tendo em vista a recomendação contida na Instrução Normativa Interministerial No 06 de 31 de maio de 2004, sugerindo a manutenção de uma relação de 1:8 entre a área efetivamente ocupada pelas estruturas de cultivo (tanques-redes/gaiolas) e a área total a ser cedida.

A observação dos resultados globais das estimativas produzidas nas Tabelas 5.6 a 5.9 e sintetizadas na Tabela 5.10, permitem uma comparação entre os diversos cenários considerados. Assim pode se concluir que os Parques Aqüícolas de Furnas podem apresentar capacidades de suporte bastante diferenciadas, dependendo da condição previamente estabelecida.

Por exemplo, na condição mais restritiva, considerando o Cenário 1, os resultados do modelo indicam uma produção anual sustentável total da ordem de 18.400 toneladas.

Já para o Cenário 2, assumindo uma taxa de sedimentação teórica de 77%, os resultados do modelo indicam uma produção anual sustentável total da ordem de 38.400 toneladas, sendo cerca de duas vezes maior do que aquela obtida na condição anterior.

Na condição estabelecida para o Cenário 3, ou seja, dados de fósforo total menores, obtidos em 2006 nas áreas alvo e taxa de sedimentação estimada a partir dos dados históricos, chega-se a uma estimativa de produção anual sustentável total da ordem de 44.300 toneladas, sendo aproximadamente 10% superior ao obtido para o Cenário 2.

Finalmente na condição para o Cenário 4, mantendo os dados de fósforo do cenário anterior, porém admitindo uma taxa de sedimentação maior, da ordem de 77%, pode-se chegar a uma produção anual total da ordem de 92.500 toneladas, sendo aproximadamente o dobro daquela obtida para os cenários 2 e 3 e cerca de 500% superior ao obtido para o Cenário 1, considerado o mais restritivo.

Cabe finalmente enfatizar que os resultados obtidos para os diferentes cenários são muito diferentes, podendo, dependendo da condição adotada, aportar ao lago quantidades apreciáveis de nutrientes, especialmente nas regiões marginais, onde se instalarão os projetos de cultivo, com maior tempo de detenção hidráulico, podendo contribuir para uma mudança nas tendências de

enquadramento do estado trófico, que atualmente caminha para uma condição mesotrófica.

Assim, é recomendável a determinação da real taxa de sedimentação de fósforo especificamente nas áreas alvo, a fim de não se colocar em risco a sustentabilidade desse projeto aquícola.

Tabela 5.6 – Cenário 1

Cálculos de Estimativa da Capacidade de Suporte para Cultivo de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) em Tanques-Redes nos Parque Aqüícolas de Furnas, Segundo Modelo Simplificado de Dillon & Righler (1974) Modificado por Beveridge (1987)

DADOS DE ENTRADA DO MODELO	PARQUES AQUICOLAS																				Total
	FG2	FG5	FG6	FG7	FG8	FG11	FG12	FS1	FS3	-	FS8	FS19	FS20	FS21	FS22	FS23	FS24	FS25/26	FS27	FS28	
	FGA2	FGA5	FGA6	FGA7	FGA8	FG11	P29	FSA1	FSA3	P17	FSA8	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P27	P28	
Conteúdo P na ração (%)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
Tx Conversão T.C : 1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	
Teor de P no Peixe (w/w) (%)	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	
Tx Sed (%)	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	
P inicial mg/m3	15,4	15,4	15,4	15,4	15,4	16,6	16,6	14,6	14,6	14,6	14,6	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	
P final mg/m3	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Prof (m)	1,46	12	3,56	7,21	4,64	2,41	3,98	8,58	3,06	11,3	4,41	0,92	9,5	5,9	5,16	1,89	0,54	1,8	1,87	6,1	
Tempo Detenção (Mês)	1,0	0,7	0,7	1,0	1,3	0,7	0,3	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,1	1,1	1,3	0,5	0,5	
Area (ha)	141,87	24,62	46,86	43,84	428,82	547	480	121,5	37,4	64	206,8	1295	304,4	128,9	21,5	70	207	511,9	338,3	224	
Biomassa Total de peixes (ton/ano)	184	395	223	281	1.329	1.616	5.203	1.175	161	815	1.285	850	1.965	517	75	59	50	329	602	1.300	18.412
Tonelada de peixe produzida/ano	184	395	223	281	1.329	1.616	5.203	1.175	161	815	1.285	850	1.965	517	75	59	50	329	602	1.300	18.412
m2 de gaiola	1844	3945	2228	2814	13285	16157	52031	11747	1612	8149	12846	8500	19648	5167	754	590	498	3287	6018	12997	184117
Numero de Gaiolas	461	986	557	703	3321	4039	13008	2937	403	2037	3211	2125	4912	1292	188	147	125	822	1504	3249	46029
% do reservatorio ocupado	0,13	1,60	0,48	0,64	0,31	0,30	1,08	0,97	0,43	509	803	0,07	0,65	0,40	0,35	0,08	0,02	0,06	0,18	0,58	1320,51
Area a ser requerida (x 5 em %)	0,65	8,01	2,38	3,21	1,55	1,48	5,42	4,83	2,16	2547	4014	0,33	3,23	2,00	1,75	0,42	0,12	0,32	0,89	2,90	6602,56
Area de zoneamento m2	9220	19726	11138	14070	66425	80784	260156	58734	8060	637	1004	42498	98241	25836	3769	2950	2492	16434	30088	64987	817249
Area em ha	0,92	1,97	1,11	1,41	6,64	8,08	26,02	5,87	0,81	159,16	250,89	4,25	9,82	2,58	0,38	0,29	0,25	1,64	3,01	6,50	491,62

Tabela 5.7 – Cenário 2

Cálculos de Estimativa da Capacidade de Suporte para Cultivo de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) em Tanques-Redes nos Parque Aqüícolas de Furnas, Segundo Modelo Simplificado de Dillon & Righler (1974) Modificado por Beveridge (1987)

DADOS DE ENTRADA DO MODELO	PARQUES AQUICOLAS																				Total
	FG2	FG5	FG6	FG7	FG8	FG11	FG12	FS1	FS3	-	FS8	FS19	FS20	FS21	FS22	FS23	FS24	FS25/26	FS27	FS28	
	FGA2	FGA5	FGA6	FGA7	FGA8	FG11	P29	FSA1	FSA3	P17	FSA8	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P27	P28	
Conteúdo P na ração (%)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
Tx Conversão T.C : 1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	
Teor de P no Peixe (w/w) (%)	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	
Tx Sed (%)	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	
P inicial mg/m3	15,4	15,4	15,4	15,4	15,4	16,6	16,6	14,6	14,6	14,6	14,6	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	22,2	
Pfinal mg/m3	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Prof (m)	1,46	12	3,56	7,21	4,64	2,41	3,98	8,58	3,06	11,3	4,41	0,92	9,5	5,9	5,16	1,89	0,54	1,8	1,87	6,1	
Tempo Detenção (Mês)	1,0	0,7	0,7	1,0	1,3	0,7	0,3	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,1	1,1	1,3	0,5	0,5	
Area (ha)	141,87	24,62	46,86	43,84	428,82	547	480	121,5	37,4	64	206,8	1295	304,4	128,9	21,5	70	207	511,9	338,3	224	
Biomassa Total de peixes (ton/ano)	385	823	465	587	2.773	3.372	10.859	2.452	336	1.701	2.681	1.774	4.100	1.078	157	123	104	686	1.256	2.713	38.424
Tonelada de peixe produzida/ano	385	823	465	587	2.773	3.372	10.859	2.452	336	1.701	2.681	1.774	4.100	1.078	157	123	104	686	1.256	2.713	38.424
m2 de gaiola	3848	8233	4649	5873	27725	33719	108587	24515	3364	17007	26808	17738	41005	10784	1573	1231	1040	6859	12558	27125	384243
Numero de Gaiolas	962	2058	1162	1468	6931	8430	27147	6129	841	4252	6702	4435	10251	2696	393	308	260	1715	3140	6781	96061
% do reservatório ocupado	0,27	3,34	0,99	1,34	0,65	0,62	2,26	2,02	0,90	1063	1676	0,14	1,35	0,84	0,73	0,18	0,05	0,13	0,37	1,21	2755,85
Area a ser requerida (x 5 em %)	1,36	16,72	4,96	6,70	3,23	3,08	11,31	10,09	4,50	5315	8378	0,68	6,74	4,18	3,66	0,88	0,25	0,67	1,86	6,05	13779,26
Area de zoneamento m2	19241	41167	23245	29363	138627	168593	542934	122576	16821	1329	2094	88692	205024	53919	7865	6156	5201	34297	62792	135626	1705562
Area em há	1,92	4,12	2,32	2,94	13,86	16,86	54,29	12,26	1,68	332,17	523,60	8,87	20,50	5,39	0,79	0,62	0,52	3,43	6,28	13,56	1025,98

Tabela 5.8 – Cenário 3

Cálculos de Estimativa da Capacidade de Suporte para Cultivo de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) em Tanques-Redes nos Parque Aqüícolas de Furnas, Segundo Modelo Simplificado de Dillon & Righler (1974) Modificado por Beveridge (1987)

DADOS DE ENTRADA DO MODELO	PARQUES AQUICOLAS																				TOTAL
	FG2	FG5	FG6	FG7	FG8	FG11	FG12	FS1	FS3	-	FS8	FS19	FS20	FS21	FS22	FS23	FS24	FS25/26	FS27	FS28	
Conteúdo P na ração (%)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
Tx Conversão T.C : 1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	
Teor de P no Peixe (w/w) (%)	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	
Tx Sed (%)	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	0,52	
P inicial mg/m3	2	3	3	2	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3	
Pfinal mg/m3	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Prof (m)	1,46	12	3,56	7,21	4,64	2,41	3,98	8,58	3,06	11,3	4,41	0,92	9,5	5,9	5,16	1,89	0,54	1,8	1,87	6,1	
Tempo Detenção (Mês)	1,0	0,7	0,7	1,0	1,3	0,7	0,3	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,1	1,1	1,3	0,5	0,5	
Área (ha)	141,87	24,62	46,86	43,84	428,82	547	480	121,5	37,4	64	206,8	1295	304,4	128,9	21,5	70	207	511,9	338,3	224	
Biomassa Total de peixes (ton/ano)	354	730	412	540	2.548	3.255	10.484	2.060	283	1.429	2.336	2.942	6.801	1.789	261	204	173	1.180	2.083	4.499	44.360
Tonelada de peixe produzida/ano	354	730	412	540	2.548	3.255	10.484	2.060	283	1.429	2.336	2.942	6.801	1.789	261	204	173	1.180	2.083	4.499	44.360
m2 de gaiola	3536	7296	4120	5397	25478	32555	104839	20595	2826	14288	23356	29422	68013	17887	2609	2042	1725	11799	20830	44991	443603
Numero de Gaiolas	884	1824	1030	1349	6370	8139	26210	5149	707	3572	5839	7355	17003	4472	652	510	431	2950	5208	11248	110901
% do reservatório ocupado	0,25	2,96	0,88	1,23	0,59	0,60	2,18	1,70	0,76	893	1460	0,23	2,23	1,39	1,21	0,29	0,08	0,23	0,62	2,01	2372,15
Area a ser requerida (x 5 em %)	1,25	14,82	4,40	6,15	2,97	2,98	10,92	8,48	3,78	4465	7299	1,14	11,17	6,94	6,07	1,46	0,42	1,15	3,08	10,04	11860,76
Area de zoneamento m2	17682	36480	20598	26983	127391	162774	524195	102976	14131	1116	1825	147109	340064	89433	13046	10210	8626	58993	104151	224956	2032739
Area em há	1,77	3,65	2,06	2,70	12,74	16,28	52,42	10,30	1,41	279,05	456,17	14,71	34,01	8,94	1,30	1,02	0,86	5,90	10,42	22,50	938,20

Tabela 5.9 – Cenário 4

Cálculos de Estimativa da Capacidade de Suporte para Cultivo de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) em Tanques-Redes nos Parque Aquícolas de Furnas, Segundo Modelo Simplificado de Dillon & Righler (1974) Modificado por Beveridge (1987)

DADOS DE ENTRADA DO MODELO	PARQUES AQUICOLAS																				TOTAL
	FG2	FG5	FG6	FG7	FG8	FG11	FG12	FS1	FS3	-	FS8	FS19	FS20	FS21	FS22	FS23	FS24	FS25/26	FS27	FS28	
	FGA2	FGA5	FGA6	FGA7	FGA8	FG11	P29	FSA1	FSA3	P17	FSA8	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P27	P28	
Conteúdo P na ração (%)	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
Tx Conversão T.C : 1	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	
Teor de P no Peixe (w/w) (%)	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	0,34	
Tx Sed (%)	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	
P inicial mg/m3	2	3	3	2	2	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	2	3	
Pfinal mg/m3	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Prof (m)	1,46	12	3,56	7,21	4,64	2,41	3,98	8,58	3,06	11,3	4,41	0,92	9,5	5,9	5,16	1,89	0,54	1,8	1,87	6,1	
Tempo Detenção (Mês)	1,0	0,7	0,7	1,0	1,3	0,7	0,3	0,8	0,7	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,1	1,1	1,3	0,5	0,5	
Área (ha)	141,87	24,62	46,86	43,84	428,82	547	480	121,5	37,4	64	206,8	1295	304,4	128,9	21,5	70	207	511,9	338,3	224	
Biomassa Total de peixes (ton/ano)	738	1.523	860	1.126	5.317	6.794	21.879	4.298	590	2.982	4.874	6.140	14.194	3.733	545	426	360	2.462	4.347	9.389	92.578
Tonelada de peixe produzida/ano	738	1.523	860	1.126	5.317	6.794	21.879	4.298	590	2.982	4.874	6.140	14.194	3.733	545	426	360	2.462	4.347	9.389	92.578
m2 de gaiola	7380	15226	8598	11262	53172	67941	218794	42981	5898	29818	48743	61402	141940	37328	5445	4262	3601	24623	43472	93895	925780
Numero de Gaiolas	1845	3807	2149	2816	13293	16985	54699	10745	1475	7454	12186	15350	35485	9332	1361	1065	900	6156	10868	23474	231445
% do reservatório ocupado	0,52	6,18	1,83	2,57	1,24	1,24	4,56	3,54	1,58	1864	3046	0,47	4,66	2,90	0,61	0,17	0,48	1,29	4,19	4950,58	
Área a ser requerida (x 5 em %)	2,60	30,92	9,17	12,84	6,20	6,21	22,79	17,69	7,89	9318	15232	2,37	23,31	14,48	12,66	3,04	0,87	2,41	6,43	20,96	24752,89
Área de zoneamento m2	36901	76131	42988	56312	265859	339703	1093972	214906	29491	2330	3808	307010	709698	186642	27227	21308	18003	123117	217359	469474	4242237
Área em há	3,69	7,61	4,30	5,63	26,59	33,97	109,40	21,49	2,95	582,38	952,00	30,70	70,97	18,66	2,72	2,13	1,80	12,31	21,74	46,95	1957,99

Tabela 5.10 – Sintético

Síntese dos Resultados dos Cálculos de Estimativa da Capacidade de Suporte para Cultivo de Tilápia (*Oreochromis niloticus*) em Tanques-Redes nos Parque Aqüícolas de Furnas, Segundo Modelo Simplificado de Dillon & Righler (1974) Modificado por Beveridge (1987), para os Diferentes Cenários Considerados

Biomassa Total de Peixes (ton/ano) em diferentes cenários	PARQUES AQUICOLAS FURNAS																				Total	Diferença (%)
	FG2	FG5	FG6	FG7	FG8	FG11	FG12	FS1	FS3	-	FS8	FS19	FS20	FS21	FS22	FS23	FS24	FS25/26	FS27	FS28		
	FGA2	FGA5	FGA6	FGA7	FGA8	FG11	P29	FSA1	FSA3	P17	FSA8	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P27	P28		
Dados Série Histórica-P-T. (T.S.52%)	184	395	223	281	1.329	1.616	5.203	1.175	161	815	1.285	850	1.965	517	75	59	50	329	602	1.300	18.412	-
Dados Série Histórica-P-T. (T.S.77%)	385	823	465	587	2.773	3.372	10.859	2.452	336	1.701	2.681	1.774	4.100	1.078	157	123	104	686	1.256	2.713	38.424	209
Dados Pontuais e T.S. calculada (52)	354	730	412	540	2.548	3.255	10.484	2.060	283	1.429	2.336	2.942	6.801	1.789	261	204	173	1.180	2.083	4.499	44.360	241
Dados Pontuais e T. S. da literatura (77)	738	1.523	860	1.126	5.317	6.794	21.879	4.298	590	2.982	4.874	6.140	14.194	3.733	545	426	360	2.462	4.347	9.389	92.578	503

6. Avaliação Preliminar da Modelagem STELLA em Furnas

6.1 Modelos de Compartimento

Um modelo matemático é uma imagem simplificada da realidade, que descreve quantitativamente os processos e trocas que ocorrem num sistema, permitindo seu estudo sem uma análise experimental, isto é, sem impactar o ambiente. O objetivo de um modelo influi necessariamente sua confecção já que deve possuir as características essenciais do problema a ser resolvido ou descrito.

Aqui o objetivo é avaliar o aumento da eutrofização (estimada pela clorofila-a) com a alocação de tanques-rede em parques aquícolas a serem criados no reservatório de Furnas.

Num modelo de compartimento há dois tipos de variáveis: estado ou forçantes. As variáveis de estado representam os pontos de acumulação de material/energia dentro do sistema e sua seleção é diretamente vinculada aos objetivos do modelo. As variáveis forçantes (ou de direção) são aquelas que afetam (“direcionam”) as variáveis de estado, mas não, necessariamente, são influenciadas por elas.

As conexões entre as variáveis de estado e destas com as variáveis forçantes são descritas por equações matemáticas que representam os processos bioecológicos. Estas equações contêm parâmetros ou coeficientes, muitas vezes definidos empiricamente. Os valores dos parâmetros podem ser constantes ou não, dependendo do conhecimento do fenômeno estudado, e descrevem a intensidade e a importância daquela equação (processo) no sistema como um todo.

6.2 Software STELLA

O STELLA (Structured Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation) é um programa de fácil manuseio e não requer grandes conhecimentos de métodos matemáticos. Basicamente com o Stella desenha-se o modelo na tela do computador, com as variáveis de estado (retângulos) e variáveis forçantes (círculos). Depois se escreve o conjunto de equações para

cada interrelação entre os componentes. Estas equações são capazes de descrever, juntas, toda a dinâmica e o comportamento do modelo. É interessante notar ainda, que as equações não precisam ser resolvidas analiticamente, pois o Stella usa métodos numéricos para resolvê-las.

6.3 Modelo CRITITA

O modelo de simulação do projeto proposto foi chamado de CRITITA (Criação de Tilápia em Tanques) e, como já mencionado, a mesma estrutura conceitual (mostrada na Figura 6.1) foi usada no reservatório de Furnas.

O modelo CRITITA pode ser definido verbalmente como segue: todo dia uma quantidade de ração entra no sistema. Uma parte (1,2%) desta ração contém fósforo e parte deste fósforo (0,35%) passa para a tilápia, o restante vai para a água, sendo que a maior porção (77%) sedimenta e a remanescente é diluída, acrescentando-se ao fósforo que já existe na água do reservatório. Desta forma, somando-se este fósforo diluído que entra no sistema via ração, com o fósforo local provindo de outras fontes, tem-se a possibilidade de aumento da produção primária, calculada com a regressão linear ajustada para o conjunto de dados observados.

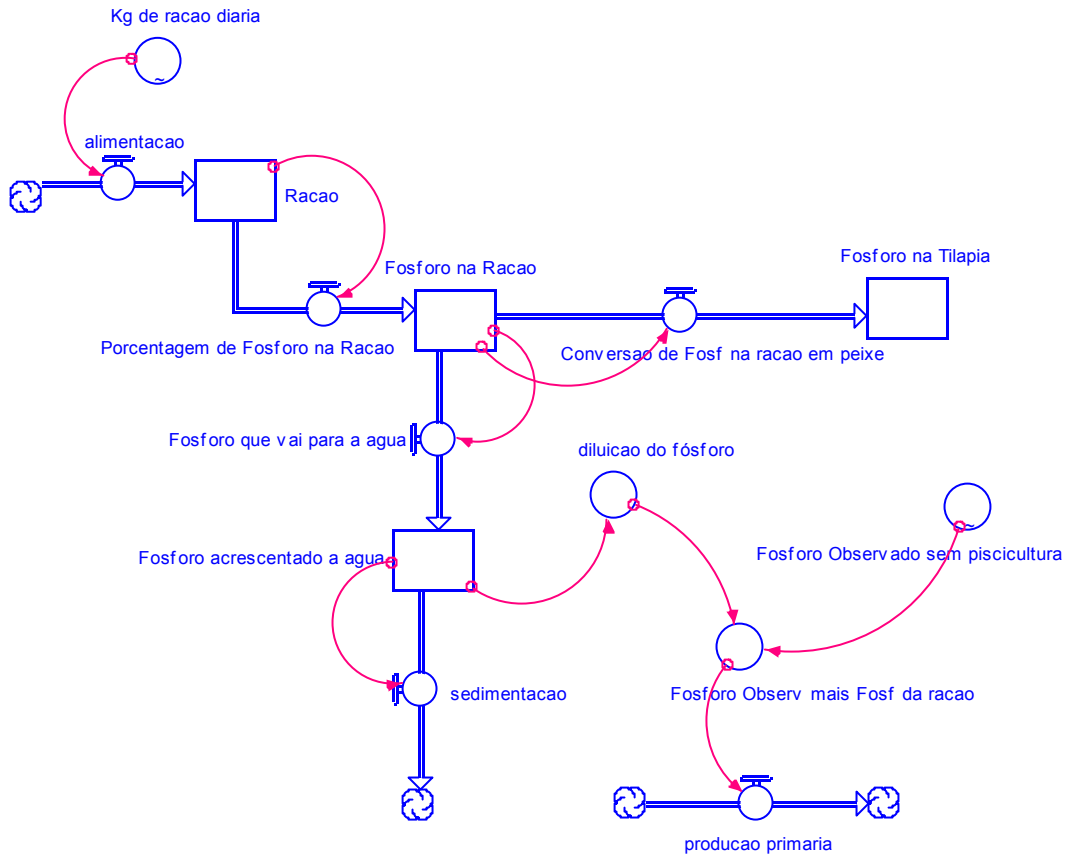


Figura 6.1- Modelo CRITITA, elaborado para simular a criação de tilápias em tanques-rede nos reservatórios de Furnas.

A Tabela 6.1 descreve todas as variáveis do modelo CRITITA, conforme apresentado na Figura 6.1.

Tabela 1 – Descrição das variáveis do modelo CRITITA

Variáveis	Característica
ESTADO	
Ração	Ração que entra no sistema (kg/dia). Os valores aumentam conforme o peixe cresce.
Fósforo na ração	O total da ração que é dada ao peixe (kg/dia) é convertido apenas em fósforo (kg/dia)
Fósforo no Tilápia	Uma parte do fósforo (kg/dia) oferecida aos peixes efetivamente “transforma-se” em peixe
Fósforo acrescentado à água	A outra parte do fósforo (kg/dia) oferecida aos peixes vai para à água

FORÇANTES	
Diluição de Fósforo	O fósforo que entra na água é diluído, conforme a densidade estipulada (indivíduos/m ³)
Fósf. observ. Mais fósf. da ração	O fósforo diluído se soma ao fósforo que já existia no local. A partir deste valor se calcula a regressão Cla X Phos
Kg de ração diária	Valores calculados com o modelo de Angelini & Petrere (1992), para outro peixe (pacu) variando de 50 a 1200 gr e um consumo de (2-3%) do seu próprio peso. Este modelo foi comparado com estimativas de crescimento de tilápias para curvas de von Bertalanfy e os resultados são satisfatórios
Fósforo total observado sem piscicultura	Valores observados e coletados nas áreas estipuladas para receberem os tanques.
TRANSFERÊNCIAS	
Alimentação	O fluxo de alimentação recebe os valores da variável "Kg de ração diária" (kg/dia)
% de fósforo na ração	0,5% da variável "Ração" é fósforo, logo "Ração" é multiplicada por 0,05.
Conversão de fósf. da ração em peixe	Apenas parte da var. "Fósforo da ração" será incorporada pela tilápia. Veja abaixo como esta parte foi calculada.
Fósforo que vai para a água	A outra parte da var. "Fósforo da ração" vai para água. (1-parte que vai para a tilápia). Veja abaixo.
Sedimentação	A taxa de sedimentação de 0,77 (77%)
Produção Primária	Calculada a partir da regressão $Cla = a + b^*$ "fósforo observado no reservatório mais fósforo da ração". Ver valores abaixo

Na Tabela 6.2 são apresentadas as estimativas projetadas para a produção de tilápias nos reservatórios. Os valores são baseados na literatura e em projeções feitas pelo consultor Gustavo Bozzano.

Tabela 6.2 – Estimativas projetadas conforme dados de literatura.

Variáveis avaliadas	<i>Unidade</i>	Furnas
Taxa de conversão da ração	-	1,5:1,0 (0,5)
Peso Inicial Individual	Kg	0,05
Peso Final Individual	Kg	0,750
Densidade	kg/m ³	100
Peso total inicial dos peixes	ton	75 – 125
Estimativa de produção total	ton/ciclo	1130
Nº de indivíduos criados	nº	1.500.000 – 2.500.000
Duração do ciclo	Dias	180
Consumo de ração	ton/ciclo	2226 – 3710

Com base nas estimativas apresentadas na Tabela 6.2, bem como na literatura, os valores adotados para o modelo CRITITA para o reservatório de Furnas é mostrado na Tabela 6.3.

Tabela 6.3 – Valores e equações adotados para a simulação do modelo CRITITA (produção de tilápias) para os reservatórios, Três Marias e Furnas.

Característica	Unidade	Furnas
Quantia de Fósforo na ração	%	0,5
Quantia de Fósforo na tilápia	%	0,35
Taxa de sedimentação de Fósforo	%	77
Diluição do Fósforo	m ³	11.300
Valor inicial (Vi) de Ração	Kg	2358
Vi de Fósforo na Ração	Kg	11,79
Vi de Fósforo acrescentado à água	Kg	0
Vi de Fósforo na tilápia	Kg	262,5
Clorofila: Fósforo (log clorofila =)	Regressão	-0,243+0,224*Fósf

Esclarecimentos da Tabela 6.3:

1- Quantia de Fósforo na ração: 0,5% da composição da ração é fósforo.

É importante informar quais foram as equações do modelo PACU de Angelini & Petrere (1992) usadas para estimar aqui o consumo de ração da tilápia:

Para tilápias com peso individual menor que 90 gramas, a equação é:

$$\text{Peso} = (-0,124335 + 0,007658 * \text{temperatura}) * (\text{peso_individual})$$

Para tilápias com peso individual maior que 90 gramas, a equação é:

$$\text{Peso} = (-0,019504 + 0,001239 * \text{temperatura}) * (\text{peso_individual})$$

A temperatura usada para a simulação do modelo foi aquela observada no reservatório.

Este modelo ainda apresenta duas equações que diminuem o peso dos peixes:

Respiração:

$$\text{Respiração} = ((0,0142) * (\text{peso_individual}^{(-0,2)}) * (\text{EXP}(0,07 * \text{temperatura})) * 0,00816 * (\text{peso_total}))$$

Excreção:

$$\text{Excreção} = \text{peso total} * 0,515$$

Assim, este conjunto de equações forma o modelo que estimou o consumo de ração diário para se atingir os valores de produção durante os ciclos (Tabela 6.2).

2 - Quantidade de Fósforo na tilápia: 0,35% do peso da tilápia é fósforo (Tanaka, 2001).

3 - Taxa de sedimentação de Fósforo: 77% valor estimado pelos consultores do projeto.

4 - Diluição do Fósforo: A densidade final de produção está estimada em 100 kg/m³. Então para produzir 1.130.000 kg, serão necessários no mínimo 11.300 m³. Estes valores são os mínimos de diluição para o fósforo que não é sedimentado.

5 - Valor inicial (Vi) de Ração: o consumo de ração para os 1.500.000 indivíduos, cada um pesando 50 gr, será de 2358 kg (3% do peso total).

6 - Vi de Fósforo na Ração: 0,5% do valor da ração consumida no primeiro dia.

7 - Vi de Fósforo acrescentado à água: é nula, pois no primeiro dia não há acréscimo, apenas a partir do segundo (este é um pequeno problema de modelagem que não interferirá no resultado final).

8 - Vi de Fósforo na tilápia: os valores correspondem a 0,35% do peso total inicial das tilápias. Valor estimado a partir da literatura.

Furnas

As relações clorofila X fósforo usadas no modelo já foram descritas e são sumarizadas na Figura 6.2 e Tabela 6.4.

6.4 Resultados da simulação do modelo CRITITA.

A Figura 6.4 mostra o comportamento das variáveis: produção primária, isto é clorofila-a (escala de 0,5 – 11,5) fósforo observado sem piscicultura e “fósforo observado mais o fósforo proveniente da ração” (escala de 5 – 55). É com este último valor que a produção primária é calculada.

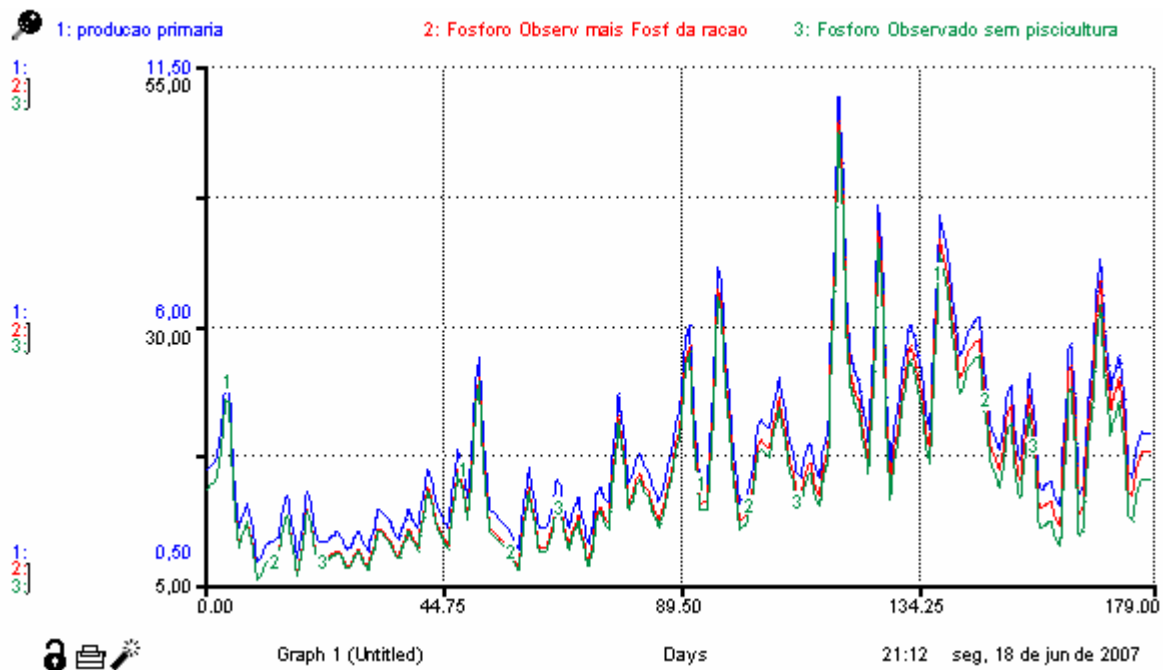


Figura 6.4 - Variação da “Produção Primária”, do “Fósforo observado + Fósforo proveniente da ração” e do “Fósforo na água”, simulada pelo modelo CRITITA para Furnas. Note diferenças na escala de valores.

A Figura 6.4 mostra que a parte de fósforo que é diluída na água em nada influenciará a produção primária no local.

Cabe lembrar ainda que a diluição incluída no modelo (ver Tabela 6.3) foi a menor possível, isto é foi a quantidade de água apenas suficiente para manter o peixe na água. E não foram incluídas outras variáveis que só tenderiam a aumentar a diluição como velocidade da água, tempo de residência e profundidade. Assim, a produção inicialmente estimada por ciclo é, do ponto de vista da eutrofização, plenamente realizável em Furnas.

Novamente a importância da diluição fica evidente quando esta é totalmente retirada do modelo, como na Figura 6.5. Note em especial os valores (absurdos) de produção primária e “fósforo observado + proveniente da piscicultura”. Lembrando que neste caso é como se todo o fósforo e a produção primária estivessem em um recipiente de 1 litro de água.

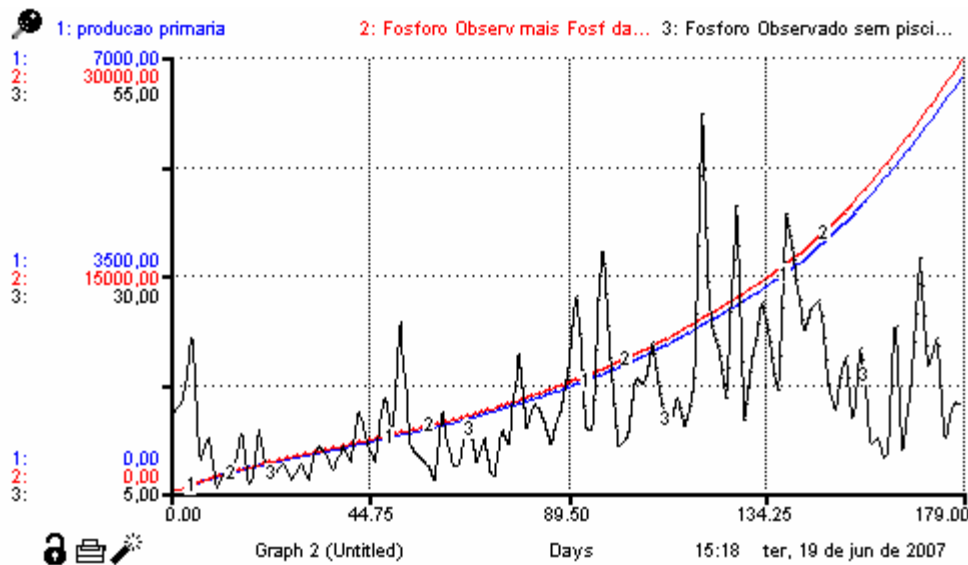


Figura 6.5 - Variação da “Produção Primária”, do “Fósforo observado + Fósforo proveniente da ração” e do “Fósforo na água”, simulada SEM DILUIÇÃO pelo modelo CRITITA para Furnas.

A divisão da diluição pela metade mantém os resultados gráficos praticamente os mesmos que os apontados na Figura 6.4.

6.5 Considerações Finais

A Tabela 6.6 apresenta os resultados da simulação do modelo CRITITA para o reservatório de Furnas.

Tabela 6.6 – Resultados da simulação do modelo CRITITA para os dois reservatórios.

Variáveis avaliadas	Furnas
Produção Primária (Clorofila a)	0,5 – 11,5
Intervalo de Fósforo total	5,0 – 55,0
PP (diluição pela metade)	0,5 – 12,0
Fósforo Total (diluição pela metade)	6,0 – 65,0

Nota-se assim que do ponto de vista da produção primária, é plenamente possível à criação de tilápias em tanques no reservatório, com as produções estimadas de 1130 ton/ciclo de 180 dias.

Não foram realizadas simulações para todos os pontos em separado no reservatório de Furnas, pois os dados de clorofila-a e fósforo não são suficientes para a determinação segura dos parâmetros da regressão (fósforo x clorofila-a).

7. Considerações finais sobre a capacidade suporte de Furnas

Diferentes abordagens metodológicas têm sido desenvolvidas para estimar a capacidade de suporte de ecossistemas lênticos (lagos e reservatórios) para cultivo intensivo de organismos aquáticos, principalmente peixes e moluscos (ANGELINI, 2000; BERG *et al.*, 1996; BUNDING, 2001; DUARTE *et al.*, 2003; FOLKE *et al.*, 1998; KUBTIZA, 1999; PULATSU, 2003; SMAAL *et al.*, 1998; TROELL & BERG, 1997).

Do ponto de vista da minimização do risco de eutrofização, associada à carga orgânica oriunda do empreendimento, o modelo mais recomendado e utilizado hoje é o de Dillon & Righler (1974), baseado no modelo clássico de eutrofização de Vollenweider (1968) e adaptado como ferramenta gerencial de manejo aquícola por Beveridge (1986). A principal vantagem deste modelo refere-se à pequena exigência de dados de entrada e uma baixa complexidade dos cálculos envolvidos para uma estimativa global consistente com os principais processos intervenientes, quer sejam, sedimentação de fósforo, renovação da água e risco de desencadeamento de florações algais.

No presente estudo, o desenvolvimento de uma abordagem adicional e alternativa em Stella, muito embora esteja ainda em fase de aprimoramento, mostrou ser uma importante ferramenta de validação das estimativas de capacidade de suporte produzidas pelo modelo de Dillon & Righler (1974). Mesmo tendo partido de um pressuposto diferenciado, ou seja, o efeito da carga de fósforo gradativamente lançada no meio pela atividade de cultivo sobre a biomassa algal efetivamente estimulada nesta área do reservatório (regressões clorofila-fósforo obtidas a partir da série histórica de dados limnológicos de Furnas), a versão exploratória do Modelo STELLA CRITITA identificou e demonstrou ser a diluição do fósforo, o fator primordial de controle da produção primária como principal sintoma do processo de eutrofização, associado aos resíduos lançados pela aqüicultura intensiva em tanques-rede.

No entanto, a aplicação da modelagem em Stella atendeu a objetivos meramente conceituais e os seus resultados são apenas qualitativos, pois estes não consideram o enorme poder diluidor resultante do reduzido tempo de residência do reservatório de Furnas.

No presente estudo, o emprego do modelo de Dillon & Righler (1974), possibilitou estimar valores de produção intensiva máxima sustentável de tilápia em tanques-redes variando de **18.412 toneladas/ano** no cenário 1 (mais conservativo), até **92.578 toneladas/ano** na situação menos restritiva representada pelo Cenário 4.

Com referência a estes contrastantes cenários, cabe considerar e discutir as diferenças produzidas a partir de: (a) emprego de taxas de sedimentação de fósforo provenientes da literatura versus estimativas preliminares do Reservatório de Furnas e (b) uso de valores de referência de fósforo na coluna d'água oriundos da série histórica de dados limnológicos versus dados recentemente coletados nas campanhas às áreas alvo realizadas no âmbito do presente estudo.

Apesar do valor de 52% de taxa de sedimentação, obtido a partir de estimativas indiretas das retenções globais de fósforo, estar dentro da faixa de variação dos valores usualmente reportados para outros reservatórios tropicais, como, por exemplo, de 30 a 90% para os diferentes braços do Lago Paranoá, segundo Starling et al. (2002), na ausência de medições específicas das taxas de sedimentação de fósforo para o reservatório de Furnas, sugere-se o uso preferencial do valor de 77%, conforme indicado na literatura.

Já no tocante aos valores de fósforo total na coluna d'água, faz-se a opção pelos dados da série histórica, pelo fato de abrangerem um período mais longo (de 2001 a 2006) e pelas suas amostragens mensais representarem melhor as oscilações temporais de caráter sazonal do reservatório. Os dados obtidos através das duas recentes campanhas de ampla cobertura espacial no reservatório de Furnas dão uma indicação de que os teores de fósforo possam estar diminuindo substancialmente a valores entre 2 e 3 µg/l. No entanto, uma

confirmação neste sentido só poderá ser dada a partir de um monitoramento mais sistemático das áreas alvo no Reservatório de Furnas.

Portanto, dos quatro diferentes cenários apresentados, considera-se que o Cenário 2, construído a partir dos dados de fósforo total da série histórica do reservatório e tendo como taxa de sedimentação deste nutriente o valor recomendado na literatura, representa a melhor e mais realística estimativa de capacidade de suporte para o Reservatório de Furnas. Desta forma, estima-se que as áreas alvo deste reservatório poderão abrigar **96.061 tanques-redes** para produção intensiva de **38.424 kg de tilápia/ano**, sem que os valores de fósforo total na coluna d'água ultrapassem os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA No 357.

Finalmente, cabe salientar que esses resultados de capacidade de suporte do presente estudo servirão de base para o licenciamento da atividade de aquicultura intensiva em tanques-redes a serem instalados nestas áreas. Adicionalmente, a dinâmica de funcionamento da atividade deverá ser monitorada em termos de alterações limnológicas, conforme previsto na legislação, a fim de possibilitar futuros ajustes nesta capacidade de suporte caso alguns parâmetros de cultivo, como por exemplo, a taxa de conversão alimentar e/ou o conteúdo de fósforo na ração, venham a sofrer eventuais aprimoramentos ou mesmo que alterações em parâmetros chaves de qualidade da água possam vir a ser constatadas.

8. Referências Bibliográficas

- Angelini, R. 2000. Avaliação da capacidade suporte da Represa do Broa para a colocação de tanques-redes. Anais do Seminário Internacional "Represa do Lobo 30 anos". 17 pp.
- Angelini, R., Petrere JR, M. 1992. Simulação da produção do pacu *Piaractus mesopotamicus* em viveiros de piscicultura. *Bol. Téc. CEPTA*. v.5, p.41 - 55. Pirassununga (SP).
- Anneville, O.; Ginot, V.; Angeli, N. 2002. Restoration of Lake Geneva: Expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 7: 67-80.
- Barica, J. 1990. Seasonal variability of N:P ratios in eutrophic lakes. *Hydrobiol.* 191: 97-103.
- Berg, H.; P. Michelsen ; M. Troell ; C. Folke & N. Kautsky. 1996. Managing aquaculture for sustainability in tropical lake Kariba, Zimbabwe. *Ecological Economics* 18: 141-159.
- Beveridge, M. C. M. 1984. Cage and Pen Fish Farming. Carrying Capacity Models and Environmental Impacts. FAO Fisheries Technical Paper 255: 1:133.
- Beveridge, M. C. M. 1987. Cage Aquaculture. Fishing News Books, Ltd., England. 351 pp.
- Beveridge, M. C. M. 1996. Cage Aquaculture. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford. 2nd Edition. 351 pp.
- Bunding, S. W. 2001. Appropriation of environmental goods and services by aquaculture: a reassessment employing the ecological footprint methodology and implications for horizontal integration. *Aquaculture Research* 32: 605-609.
- Canfield, D. E. Jr. 1983. Prediction of chlorophyll-a concentrations in Florida Lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Resour. Bull.* 9: 255-262
- Canfield, D.E. Jr. and R.W. Bachmann, 1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and secchi depths in natural and artificial lakes. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 38(4):414-23
- CEPIS. 1990. Metodologias simplificadas para la evaluacion de eutrofication em lagos calidos tropicales. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.
- Chellappa; N. T. Chellappa; W. B. Barbosa ; F.A. Huntingford & M.C.M. Beveridge. 1995. Groth and production of the Amazonian tambaqui in fixed case under different feeding regimes. *Aquaculture International* 3 : 11-21.

- Chorus, I & L. R. Mur. 1999. Preventive measures. In: Chorus, I. & J. Bartram (ed.). Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring and management. World Health Organisation, London and New York: 235-274.
- Coelho, S. R. & M. B. Cardoso. 1998. Tanques-rede de pequeno volume. Panorama da Aquicultura. Maio/junho 1998: 22-26.
- Dillon, P. J. & F.H. Rigler. 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. J. Fish. Res. Bd. Can. 31: 1771-1778.
- Drenner, R.W.; D. J. Day; S. J. Basham; D. J. Smith & S. I. Jensen. 1997. Ecological water treatment system for removal of phosphorus and nitrogen from polluted waters. Ecological Applications 7 (2): 381-390.
- Duarte, P.; R. Meneses; A.J.S. Hawkins; M. Zhu; J. Fang & J. Grant. 2003. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. Ecological Modelling 168: 109-143
- Esteves, F. A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2a edição. Rio de Janeiro. Gallego, 1979.
- Errington, P.L. 1936. Vulnerability of bobwhite population to predation. Ecology, 15: 110-127.
- Folke, C. & N. Kautsky. 1989. The role of ecosystems for a sustainable development of aquaculture. AMBIO 18 (4):234-243
- Folke, C.; N. Kautsky; H. Berg; A. Jansson & M. Troell. 1998. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. Ecological Applications 8 (1): S63-S71.
- Gisler C. V. T., G. L. B. Deberdt, L. M. C. Silva & J. S. C. Melo, 2003: Proposta de critério para emissão de outorgas de direito de uso de recursos hídricos para piscicultura em tanques-rede. Anais: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba, PR, 23 a 27.11.2003.
- Gomes, L. C.; E. C. Chagas; H. Martins-Júnior; R. Roubach; E. A. Ono; J. N. P. Lourenço. 2006. Cage Culture of tambaqui (*Colossoma Macropomum*) in a central Amazon floodplain lake. Aquaculture 253: 374-384
- Hakanson, L. & Peters, R.H. 1995. *Predictive Limnology. Methods for Predictive Modelling*. SPB Academic Publishing. Amsterdã. 460pp.
- Huszar, V. L. M.; D. C. Bicudo; A. Giani; C. Ferragut; L. A. Martinelli & R. Henry. 2005. Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In: Roland, F.; D. César & M. Marinho. Lições de Limnologia. Rima Editora, São Paulo: 243-260.
- Huszar, V. L. M. ; N. F. Caraco; F. Roland & J. Cole. 2006. Nutrient-Chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? Biogeochemistry xx: 12-28.

- Jones, J. R. & Bachmann, R. W. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *J. Water Pollut. Control Fed.* 48: 2176-2182.
- Kautsky, N.; H. Berg; C. Folke & J. Larsson. 1997. Ecological footprint for assessment for resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research* 28: 753-766
- Kashiwai M(1995) History of carrying capacity concept as an index of ecosystem productivity (Review). *Bull Hokkaido Natl Fish Res Inst* 59: 81–101
- Kubtiza, F. 1999. Tanques-redes, rações e impactos ambientais. *Panorama da Aqüicultura*. Janeiro/fevereiro,1999: 44-50.
- Mongillo, J. & L. Zierdt-Warshaw (2000). Carrying capacity. *Encyclopedia of Environmental Science*. Ed 2000.
- Monte-Luna; P.; B. W. Brook; M. Zetina-Rejon & V. Cruz-Escalona. 2004. The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 485-495.
- Mur L. R.; O. M. Skulberg & H. Utkilen. 1999. Cyanobacterial in the environment. In: Chorus, I. & J. Bartram (ed.). *Toxic Cyanobacteria in Water: a guide line to public health significance, monitoring and management*. World Heath Organisation, London and New York: 15-40.
- Nieuwenhuys, E. & J. R. Jones. 1996. Phosphorus-chlorophyll relationship in temperate streams and dits variation with stream catchment area. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 99-105.
- Odum, E.P. 1988. *Ecologia*. Ed. Guanabara-Koogan. 379p.
- Odum, E.P. 1998. *Ecological Vignettes*. Harwood Academic Press. 269 pp.
- Oliveira-Teles, A. & Pimentel-Rodrigues, A. 2004. Phosphorus requirement of European sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) juveniles. *Aquaculture Research*, 35: 636-642.
- Pagand, P.; Blancheton, J-P; Lemoalle, J. and Casellas, C. 2000. The use of high rate algal ponds for the treatment of marine effluent from a recirculating fish rearing system. *Aquaculture Research*, 31: 729-736.
- Pulatsu, P. 2003. the application of a phosphorous budget model estimating the carrying capacity of Kesikkopru Dam Lake. *Turk. J. Vet Anim.Sci.* 27: 1127-1130
- Redfield, A. C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46: 205-222.
- Reynolds, C. S. 1999. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.*, v. 146, n. 1: 23-35.
- Rhee, G. Y, 1982. Effects of environmental factors on phytoplankton growth. In: MARSHALL, K. C. (ed.) – *Advances in microbial ecology*. Plenum Press, New York, p. 33-74.
- Ryding, S. O. & W. Rast (Eds). 1989. *The control of eutrophication of lakes and reservoirs*. UNESCO, Paris, France.

- Smaal, A.C.; Prins, T.C.; Dankers, N. & Ball, B. 1998. Minimum requirements for modeling bivalve carrying capacity. *Aquatic Ecology*, 31: 423-428.
- Smith, V. H. 1982. The nitrogen and phosphorous dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.* 27: 1101-1112.
- Starling, F.; Angelini, R.; Pereira, C.A. 2002. Modelagem Ecológica da Dinâmica do Fósforo e Avaliação da Capacidade Suporte do Lago Paranoá frente à Ocupação da sua Bacia de Drenagem. Relatório de Consultoria apresentado a Companhia Energética de Brasília. 320p.
- Starling, F.; Angelini, R.; Pereira, C.E. 2002. Definição da capacidade suporte do Lago Paranoá (Brasília-DF) para recebimento de novos aportes externos de fósforo da Bacia de Drenagem. *Relatório encomendado a Cia. Energética do DF.*
- Straskraba, M. 1980. Effects of physical variables on production. *In: The functioning of freshwater ecosystems.* Edited by E.D. LeCren and R. H. Lave. IBP Handbook No 22: 13-84
- Straskraba, M. & J. G. Tundisi. 1999. Reservoir Water Quality Management. Guidelines of Lake Management. Volume 9, ILEC. 229 pp.
- Talbot, C.; Corneillie, S.; Korsoen, O. 1999. Pattern of feed intake in four species of fish under commercial farming conditions: implications for feeding management. *Aquaculture Research*, 30: 509-518.
- Tilman, D. & S. S. Kilham, 1976. Phosphate and silicate uptake and growth kinetics of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semi-continuous culture. *J. Phycol.* 12: 375-383.
- Troell, M. & H. Berg. 1997. Cage fish farming in the tropical Lake Kariba, Zimbabwe: impact and biogeochemical changes in sediment
- UNEP. 1999. Planning and Management of Lakes and Reservoirs: an integrated approach to eutrophication. Technical Publication Series 11. International Environmental Technology Centre – UNEP. 375 pp.
- UNEP-IETC. 1999. Planning and management of lakes and reservoirs, an integrated approach to eutrophication. International Environmental Technology Centre. Osaka/Shiga, Japan. 375 pp.
- Vollenweider, R. A. 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.
- Welch, E.B., 1980. Ecological effects of waste water. Cambridge, Cambridge University Press, 337 p
- Wetzel, R. G. 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego.

Young, CC. 1998. Defining the range: the development of carrying support in management practice. *Journal of History of Biology*, 31:61-83.

Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. 3a edição. Prentice Hall. 680pp.