



ALGAS EM TANQUES DE PISCICULTURA: UMA ANÁLISE CRÍTICA

ALGAE IN AQUACULTURE TANKS: A CRITICAL ANALYSIS

LARISSA PAULA JARDIM DE LIMA BARBOSA¹; FLÁVIO HENRIQUE FERREIRA BARBOSA²;
SILVIA MARIA MATHES FAUSTINO³

RESUMO

A aquicultura mundial tem se expandido nas últimas décadas acarretando em um aumento de produção de biomassa de organismos aquáticos e aumento de nutrientes nos ecossistemas aquáticos decorrentes da utilização de rações, fertilizantes, excretas dos organismos e outras práticas utilizadas nestes sistemas de produção. Dessa forma, estes fatos associados muitas vezes a técnicas inadequadas de manejo acabam gerando impactos nos ambientes aquáticos proporcionando alterações nas variáveis físicas e químicas destes ambientes. A aquicultura é responsável entre outras coisas pela eliminação de nutrientes, químicos diversos e patógenos no ecossistema. Assim como a indústria a aquicultura pode chegar, em determinados casos, a tornar-se um sério fator de poluição do meio ambiente. Tudo que entra nas unidades de cultivo (ração, fertilizantes, medicamentos, etc.) retorna de alguma forma ao meio-ambiente. E o aporte desordenado desses insumos pode gerar uma má qualidade de água com um todo prejudicando não só a flora e a fauna aquática, assim com a população que vive do abastecimento público. A piscicultura ao mesmo tempo em que exige águas ambientalmente saudáveis é uma atividade que contribui para a deterioração da qualidade das águas em que acontece a exploração. As algas são organismos fotossintetizantes. O termo *alga* não tem valor taxonômico. Apenas abriga um grupo de organismos que possuem clorofila a, não possuem um talo diferenciado em raiz, caule e folhas, possuem hábitos aquáticos e são eucariontes heterotróficos, autotróficos ou mixotróficos. Há ao menos duas formas de mortandade de peixes provocadas por algas: a primeira ocorre quando o crescimento excessivo de algas leva a uma queda brusca de oxigênio ao anoitecer, e a segunda, com a morte de algas após sua intensa proliferação (crescimento).

Palavras-chave: Algas, Aquicultura, Piscicultura, Mortandade, Peixes.

ABSTRACT

Global aquaculture has expanded in recent decades resulting in an increase in biomass of aquatic organisms and increase nutrients in aquatic ecosystems resulting from the use of feed, fertilizer, excreta bodies and other practices used in these production systems. Thus, these facts often associated with inadequate management techniques have been generating impacts on aquatic environments providing changes in physical and chemical parameters of these environments. Aquaculture is responsible among other things for the removal of nutrients, pathogens and various chemicals in the ecosystem. As the aquaculture industry can reach, in certain cases, to become a serious factor in environmental pollution. Everything that enters the cultivation units (feed, fertilizers, medicines, etc.). Returns somehow to the environment. And the contribution of these inputs can generate cluttered poor water quality as a whole not only harming the aquatic flora and fauna, as well as people living in the public supply. Fish farming while requiring water environmental is a healthy activity that contributes to the deterioration of water quality in the exploitation that happens. Algae are photosynthetic organisms. The term *algae* has no taxonomic value. Only houses a group of organisms that possess chlorophyll a, not of a differentiated stem root, stem and leaves, have aquatic habits and are heterotrophic eukaryotes, autotrophic or mixotrophic. There are at least

two ways to fish kills caused by algae: the first occurs when excessive growth of algae leads to a sudden drop in oxygen at dusk, and the second, with the death of algae after their intense proliferation (growth).

Keywords: Algae, Aquaculture, Mortality, Fish.

INTRODUÇÃO

Histórico da Piscicultura

A aqüicultura, definida como o cultivo de organismos aquáticos para o consumo é uma atividade relativamente nova, apesar das referências sobre cultivo de peixes na China há mais de 4.000 anos. No Brasil, data da invasão holandesa no nordeste do Brasil, no século XVIII, a construção dos primeiros viveiros para aprisionar os peixes vindos com a maré, que eram coletados quando atingiam o tamanho desejado. No século XX, nas décadas de 30 e 40, foram introduzidas a carpa comum (*Cyprinus caprio*), a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e a truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). Nos anos 60 foram importadas as carpas chinesas. Porém, foi nas décadas de 60 e 70 que começou a ser implantado no país o modelo chamado de “piscicultura como fonte de complementação da renda nas pequenas propriedades” que, se por um lado, permitiu a popularização do cultivo de peixes por todo o país, por outro, disseminou subliminarmente o conceito de que a piscicultura não poderia vir a ser a principal atividade produtiva da propriedade (Borghetti et al., 2003).

A aqüicultura é uma atividade antiga, mas o seu desenvolvimento é relativamente recente. Documentos originários da China, Egito e Roma atestam que eram praticadas criações de peixes e moluscos nessas regiões entre 3.000 e 4.000 anos. Em sua pesquisa Silva (2001) escreve que no continente europeu os peixes eram criados inicialmente, em tanques para abastecimento dos refeitórios dos mosteiros, assim o centro do renascimento da piscicultura foi a Europa Central, seu desenvolvimento está estreitamente relacionado com a edificação dos mosteiros, visto que a produção era destinada ao consumo dos religiosos. Acredita-se que no século XX, os avanços técnicos na piscicultura foram significativos em diversas regiões do mundo, os progressos obtidos estão relacionados ao desenvolvimento da reprodução e incubação artificial, intensificação do uso de alimentos concentrados que inicialmente foram utilizados na salmonicultura e ao desenvolvimento de técnicas de transportes de ovos, larvas, alevinos e peixes adultos, notadamente o avião. A reprodução artificial foi desenvolvida na URSS, em 1959, e no ano seguinte introduziu-se na Hungria, Romênia e em outros países do Leste Europeu. O avanço das técnicas de reprodução, manejo, alimentação e de melhoria das instalações atingiu

elevado grau de desenvolvimento econômico e tecnológico, em partes como Israel e Japão, proporcionou condições básicas para o início da expansão de uma piscicultura em bases empresariais (MARTINS et al, 2005).

A aqüicultura brasileira cresce a uma taxa superior a 20% ao ano, muito maior que todas as demais atividades de produção animal no Brasil (OSTRENSKY; BORGHETTI; SOTO 2008). Nosso país é o segundo produtor de organismos aquáticos da América do Sul, atrás somente do Chile. Em relação à criação de peixes de água doce, 67% da produção nacional está baseada na produção de carpas, tilápias e peixes redondos (tambaquis e pacus). Entretanto, espécies nativas como o pintado, o pirarucu, o jundiá (BALDISSEROTTO; RADÜNZ NETO, 2004), o dourado entre outras, apresentam boas características para a criação em cativeiro.

A aqüicultura mundial tem se expandido nas últimas décadas e, no Brasil, o crescimento mais efetivo ocorreu como reflexo do declínio da pesca extrativista e de simultâneo aumento na demanda de pescado, além do incentivo do governo, estimulando a criação de organismos aquáticos. A piscicultura é uma atividade agropecuária que exige conhecimento de vários ramos da ciência, dentre os quais se destacam a limnologia, ictiologia e ecologia de sistemas (CASTAGNOLLI, 1992; ELER, 1996).

Vários fatores favoreceram o rápido crescimento da aqüicultura no Brasil, tais como, condições climáticas favoráveis, grande quantidade de coleções hídricas disponíveis e de boa qualidade; facilidade de adaptação de tecnologias estrangeiras; e de possibilidade de fácil importação de insumos e equipamentos. Fatores comportamentais estão favorecendo o desenvolvimento atual da piscicultura como modificações do hábitat, por meio da poluição, desmatamento e represamentos, a mudança do hábito alimentar das pessoas, o aparecimento de novos produtos mais práticos para o consumo e a utilização para lazer e esporte (SCORVO FILHO, 2007).

A piscicultura teve seu início na China a cerca de quatro mil anos, onde se desenvolveu o consorciamento entre peixes e outros animais (búfalos e porcos), objetivando melhorar a qualidade da água para o cultivo. Nos primeiros séculos da era cristã, os registros sobre a piscicultura se deram através dos romanos que construíam grandes piscinas nas proximidades das praias, destinadas a armazenar peixes. Na Europa a piscicultura só começou a partir do século XIV, através dos

monges que criavam carpas nos mosteiros, a fim de consumi-las nos momentos de abstinência de carnes vermelhas (SEBRAE, 2001).

No Brasil a piscicultura teve seu início por volta de 1929 no estado do Ceará, sendo introduzida comercialmente na década de 1950, com a utilização de espécies exóticas tais como tilápia, carpa e truta cultivadas em pequenas propriedades. Em alguns estados do Sul do Brasil, a partir de 1970 surgiram experiências de consorciamento entre algumas dessas espécies e a produção de aves e suínos que se beneficiaram dos canais de comercialização por cooperativas do setor agropecuário (SAWAKI, 1996). Hoje no Brasil, há o cultivo de várias espécies de peixes, desde o extremo sul ao extremo norte, alcançando um dos mais elevados níveis de produtividade em termos mundiais (IBAMA, 2008).

Somente no século passado a piscicultura começou a ser praticada com fins comerciais no Japão e, na década de 40, pesquisas relacionadas com a nutrição de peixes tiveram início nos Estados Unidos da América durante os últimos 30 anos, houve um grande desenvolvimento nos conhecimentos científicos básicos sobre nutrição de peixes, possibilitando a elaboração de dietas artificiais para as várias espécies cultivadas em todo mundo (CASTELLANI e BARRELLA, 2005). A piscicultura surge nos últimos anos, como uma alternativa de desenvolvimento social e econômico, possibilitando o aproveitamento efetivo dos recursos naturais locais e a criação de postos de trabalhos assalariados. Porém, assim como qualquer outra atividade humana, de planejamento para produzir bons resultados.

Em seu estudo Prochmann e Michells (2003) destacam que a cadeia produtiva da piscicultura pode ser dividida em 4 grandes elos: a produção de alevinos, engorda, abate/frigorificação e a distribuição. relacionada à comercialização do peixe in natura e de sua carne industrializada ou não, bem como de alevinos, como peixes exóticos.

Diante da expansão demográfica mundial e a inserção de novas camadas sociais ao sistema de consumo, a produção de alimentos de maneira sustentável é um dos grandes desafios neste início de século XXI. Diante disso a importância socioeconômica e as perspectivas de mercado na aquicultura merecem destaque, ressaltando-se a criação de peixes, bem como seu valor nutricional (OLIVEIRA, A. S, 2012).

A piscicultura corresponde ao setor de produção de alimentos que mais cresce no mundo. No Brasil o consumo do pescado e sua exploração, tanto para uso próprio como comercial, é pouco expressivo (cerca de 10% da população incorpora o peixe em sua alimentação); no entanto apresenta grande potencial para o desenvolvimento desta atividade (OLIVEIRA, A. S 2012). Ela produz um efluente rico em nutrientes, fezes, ração não consumida, resíduos de produtos químicos, como os utilizados na desinfecção e tratamento de

doenças, hormônios utilizados na reprodução, além de anestésicos, para transporte (ELER e MILLANI, 2007).

A piscicultura é um tipo de exploração animal que vem se tornando cada vez mais importante como fonte de proteína para o consumo humano, favorecida pela redução dos estoques pesqueiros, modificações drásticas do habitat como poluição, desmatamento e represamentos, a mudança do hábito alimentar das pessoas, o aparecimento de produtos mais práticos para o consumo e a utilização alternativa para lazer e esporte. O Brasil apresenta um grande potencial para a aquicultura, pois possui recursos hídricos abundantes e grande extensão territorial. Três quartos de sua área encontram-se na zona tropical, onde recebe energia solar abundante durante o ano todo. Há também um grande número de espécies nativas adequadas para a piscicultura (CASTAGNOLLI, 1992).

A criação de peixes se desenvolveu gradativamente, mediante a necessidade básica de alimento. Antigamente, comer peixe era um privilégio das pessoas que viviam perto do mar ou de rios, pois era muito difícil manter os peixes vivos fora do seu ambiente natural (CYRINO, 1998). Portanto, populações localizadas longe do mar e rios raramente mantinham peixes em cativeiro. Os primeiros peixes mantidos em cativeiro, provavelmente foram membros da família das carpas (MILLS, 1998).

A piscicultura é uma modalidade da aquicultura, que consiste na criação de peixes em ambientes artificiais. A criação de peixes pode significar uma excelente atividade de lazer e valor econômico agregado e ainda ser uma medida eficiente de preservação da natureza desde que o planejamento e as técnicas de manejo sejam adequados à realidade de cada região (ONO & KUBTIZA, 2003).

Importância para consumo humano

O consumo brasileiro de pescado tem crescido, principalmente devido ao consumidor que está cada vez mais consciente da importância dos cuidados com a saúde, verificando-se, com isso, uma forte tendência de mudança dos hábitos alimentares. A preocupação em consumir alimentos mais saudáveis, que apresentem baixos teores de gordura, livres de colesterol e produzidos sem o uso de produtos químicos, tem contribuído para um acentuado incremento na demanda das chamadas carnes brancas, grupo ao qual pertence o pescado (VIEIRA, 1998).

Formas de cultivo

A criação em tanque-rede, um recurso que minimiza a pesca predatória, é um sistema de cultivo intensivo que utiliza altas densidades populacionais nos tanques. Essa prática é

favorecida por permitir um crescimento rápido dos animais cultivados, boa conversão alimentar e facilidade na reprodução induzida (TAVARES- DIAS et al., 1999).

O cultivo intensivo de peixes consiste em produzir pescado em um sistema de gaiola flutuante na água, na qual os peixes ficam confinados em alta densidade. Pode ser implantado no mar, estuário, lago, lagoa, canal de irrigação, rio e reservatório. Os tanques são confeccionados com redes ou telas, permitindo a passagem da água pelo interior dos tanques. Esse tipo de cultivo iniciou-se na Ásia em meados dos anos 50 e já, na década de 60, o Japão produzia e comercializava peixes marinhos manejados nesse sistema (CASTAGNOLLI e TORRIERI-JÚNIOR, 1980).

O potencial hídrico do território brasileiro, represado em grandes reservatórios artificiais formados para geração de energia elétrica, associado às condições climáticas, às rações completas e balanceadas para uso em piscicultura superintensiva e aos estímulos dos governos Estadual e Federal, vem permitindo uma significativa expansão da piscicultura em tanques-rede (BRASIL, 2007).

O governo federal, através do Ministério da Pesca, está incentivando a ocupação de até 1% das águas dos reservatórios brasileiros para criação de peixes em sistema tanque-rede. O cultivo destes em tanques-rede pode incrementar consideravelmente a produção aquícola, criar condições para atrair novos investidores e tornar-se uma excelente alternativa de geração de emprego e renda, além de diminuir a pressão sobre os estoques pesqueiros naturais. Esse tipo de cultivo tem sido bastante difundido, no entanto poucas são as pesquisas sobre os impactos que tais cultivos podem acarretar para o ambiente aquático.

Para o cultivo de peixes nesse sistema tanque-rede deve-se levar em consideração para implantação do empreendimento: a capacidade de suporte do reservatório que depende diretamente da malha e da forma do tanque-rede, da relação entre a área da tela em contato com a água e o volume útil. Também se deve considerar a posição dos tanques-redes no reservatório, a profundidade do local para diluição de resíduos, a renovação e a qualidade da água, e a distância e o posicionamento entre as estruturas e a sinalização. Os tanques-rede devem ser construídos com material resistente para evitar o rompimento dos mesmos (ONO e KUBTIZA, 2003).

Scorvo Filho (2007) afirma que existem basicamente três tipos de sistemas de criação, na aquicultura. O Extensivo: muito utilizado por pequenos produtores em pequenas áreas de espelho de água, onde não se utiliza ração comercial, mas os subprodutos agrícolas, resultando em baixo custo e baixa produtividade. Este sistema é empregado em grandes represas, onde se faz o repovoamento com alevinos e se retira o peixe através da pesca tradicional de

pequena escala. O Semi-intensivo: é o mais utilizado no Brasil e já aplica alguma tecnologia de criação, como: viveiros-berçários, ração comercial e certo nível de controle da qualidade da água. Neste sistema, a produtividade pode chegar a até 16 toneladas por hectare/ano. E o Intensivo: que até poucos anos atrás se restringia apenas às regiões serranas, onde se pratica a truticultura. Atualmente, já é utilizado na criação de peixes tropicais (como o pacu e o piauçu) e de espécies exóticas (como a tilápia).

A criação de peixes em tanques-rede ou gaiolas é um sistema intensivo de produção de peixes, com renovação contínua de água (Beveridge, 1987; Colt & Montgomery, 1991). As vantagens da adoção deste sistema de produção são inúmeras, particularmente quando consideramos que o método pode ser utilizado com uma infraestrutura mínima e relativamente barata (Balarin et. al., 1982). A técnica pode ser implantada no mar, estuários, lagos, lagoas e rios bem como em represas formadas por nascentes, canais de irrigação, grandes reservatórios, etc. Trata-se de uma excelente alternativa para o aproveitamento de corpos d'água que apresentam dificuldades para a prática da piscicultura convencional (McGinty & Rakocy, 1989; Schmittou, 1993).

Gaiolas ou tanques-rede são estruturas de tela ou rede, fechadas de todos os lados, que retêm os peixes e permitem a troca completa de água, de forma a remover os metabólitos e fornecer oxigênio aos peixes confinados (Balarin & Haller, 1982; Beveridge, 1987). Coche (1982) e Perez & Robledillo (1989) descrevem gaiolas flutuantes como estruturas compostas de uma estrutura de superfície, que consiste de um sistema de sustentação e flutuação, mais uma estrutura submersa, de contenção, que pode ser confeccionada com materiais rígidos (gaiolas) ou flexíveis (tanques-rede). Na presença de correntes d'água com velocidade superior a 20–30 cm/s, a construção rígida é mais indicada. A abertura da malha das redes ou telas deve ser a maior possível, sempre em concordância com o tamanho dos peixes que estão sendo criados, para permitir a passagem de água através da gaiola o maior número de vezes possível por unidade de tempo.

COCHE (1982) e PEREZ & ROBLIDILLO (1989) descrevem gaiolas flutuantes como estruturas compostas de uma estrutura de superfície, que consiste de um sistema de sustentação e flutuação, mais uma estrutura submersa, de contenção, que pode ser confeccionada com materiais rígidos (gaiolas) ou flexíveis (tanques-rede). Na presença de correntes d'água com velocidade superior a 20-30 cm/s, a construção rígida é mais indicada. A abertura da malha das redes ou telas deve ser a maior possível, sempre em concordância com o tamanho dos peixes que estão sendo criados para permitir a passagem de água através da gaiola o maior número de vezes possível por unidade de tempo, os

tanques-rede devem ser cobertos para prevenir a ação de predadores, furtos e oferecer sombreamento que impede a incidência de raios UV e diminuir a visão dos peixes, reduzindo o estresse e melhorando o sistema imunológico desses animais (SILVA et al. 1997).

Segundo MEDEIROS (2002), os tanques-rede podem ser retangulares, quadrados ou redondos, o formato do tanque-rede não determina uma significativa de produtividade, mas os retangulares são os que mais facilitam a passagem de água de forma homogênea pela superfície lateral. Os tanques-rede redondos apresentam uma menor taxa de renovação, em função da tendência da corrente de água circundar o tanque-rede.

Muitos fatores influenciam a capacidade de sustentação, o desempenho e a sobrevivência dos peixes em gaiolas e tanques-rede. As características intrínsecas da espécie, qualidade da água, dimensões do tanque-rede, alimentação e a densidade de estocagem são os principais fatores que afetam o sucesso da criação de peixes neste sistema (Beveridge, 1984; 1987).

O sistema de criação de peixes em gaiolas e tanques-rede apresenta vantagens e desvantagens em relação a produção de peixes em viveiros. Como vantagens pode-se citar: menor variação dos parâmetros físico-químicos da água durante a criação; maior facilidade de retirada dos peixes para venda (despesca); menor investimento inicial (60 – 70 % menor que viveiros convencionais); facilidade de movimentação e relocação dos peixes; intensificação da produção; facilidade de observação dos peixes, melhorando o manejo; redução do manuseio dos peixes; e, diminuição dos custos com tratamentos de doenças. Como desvantagens pode-se citar: necessidade de fluxo constante de água através das redes, suficiente para manter um bom nível de oxigênio; dependência total do sistema em rações balanceadas; risco de rompimento da tela da gaiola e perda de toda a produção; possibilidade de alteração do curso das correntes aumentando o assoreamento dos reservatórios; e, a possibilidade de introdução de doenças ou peixes no ambiente, prejudicando a população natural (Schmittou, 1997; Huguenin & Ansuini, 1978; Geffen, 1979; Castagnolli & Torrieri JR, 1980; FAO, 1984,1992; Beveridge, 1987; Merola & Souza, 1988; Masser, 1992; McGinty, 1991; Borghetti & Canzi, 1993; Bao-Tong, 1994; Bozano & Ferraz de Lima, 1994).

A criação de peixes em regime intensivo é baseada em elevadas densidades de estocagem e na utilização de rações de alta qualidade. Nestes sistemas os peixes são totalmente dependentes do alimento externo e, portanto, é indispensável que este alimento contenha todos os nutrientes necessários para um crescimento adequado. Os resíduos deste tipo de criação (alimentos não consumidos e material fecal) aumentam o teor de nutrientes no sistema, principalmente nitrogênio e fósforo, enriquecendo o ambiente. Esses dois

nutrientes inorgânicos, associados à luz solar, são considerados fatores fundamentais para o crescimento, abundância e produtividade do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos (Henry, 1990; Henry, 1993; Downing et al., 1992; Taylor et al., 1992; Bayne et al., 1992). Este enriquecimento é benéfico até o ponto em que promove aumento na população de peixes do ambiente natural. Entretanto, o super-enriquecimento do ambiente torna-se poluição, uma vez que favorece a proliferação de algas e o acúmulo de lodo anaeróbio, o que diminui a disponibilidade de oxigênio no meio (Beveridge, 1984; Schmittou, 1997). Esse problema pode ser minimizado através de um adequado dimensionamento da produção, no qual são estipulados limites máximos de fornecimento de ração por dia.

A criação intensiva de peixes em tanques-rede tem crescido em países como China, Indonésia e Brasil e tende a tornar-se o mais importante sistema de cultivo de peixes em países com práticas em aquicultura, devido as vantagens que apresenta sobre os sistemas convencionais de cultivo. No Brasil, houve recentemente um estímulo do Governo Federal para a implantação de projetos aquícolas em 1% da área dos corpos d'água de domínio da União (ZANIBONI et al, 2005).

Tanques: principais problemas

O manejo alimentar inadequado pode provocar uma série de alterações na qualidade da água e no equilíbrio ecológico dos reservatórios e também na área de influência do cultivo. Podem ocorrer alterações como: o aumento da biomassa de outras espécies de peixes ao redor dos tanques; o aumento de nutrientes na água; o aumento da demanda bioquímica de oxigênio; o aumento da concentração de sólidos suspensos; a redução do nível de oxigênio dissolvido; a redução do potencial de oxirredução do sedimento do fundo em decorrência do acúmulo de ração depositada nesses ambientes; a diminuição da biodiversidade e prejuízo ao aquícultor pelo desperdício de ração (ROTTA e QUEIROZ, 2003).

O pH é um parâmetro que indica se a água é ácida ou alcalina, ou seja, a concentração de íons hidrogênio presente no meio (FURTADO, 1995). Este parâmetro influencia quase todas as reações químicas que ocorrem na água e no interior dos seres vivos. Valores de pH abaixo de 4,0 são letais aos peixes, entre 4,0 e 6,5 aumentam seu estado de estresse, estando a faixa ideal entre 6,5 e 9,0 (OSTRENSKY e BOEGER, 1998).

A transparência ou turbidez da água é uma medida da intensidade de penetração dos raios solares na coluna d'água. A transparência pode ser alterada pela presença de plâncton e/ou material em suspensão, que impedem a penetração de luz solar (FURTADO, 1995). A turbidez alta reduz o processo da fotossíntese pela vegetação enraizada submersa e pelas algas, podendo comprometer a

produtividade dos peixes (IGAM, 2008). A concentração de fósforo total determina o estado trófico da água. A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece o valor máximo de fósforo total para corpos d'água da classe 2 em 30 mg/L (BRASIL, 2009).

O nitrogênio total é a soma do nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, sendo que altas descargas deste nutriente provoca o florescimento intenso de algas, predispondo o sistema à eutrofização (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB, 2009).

Os resíduos totais (sólidos totais) são todas as impurezas da água que contribuem para a carga de sólidos presentes nos corpos de água, com exceção dos gases dissolvidos (IGAM, 2008). Os sólidos dissolvidos são encontrados naturalmente nas águas em baixas concentrações, porém em altas concentrações indicam presença de esgoto doméstico e industrial, acarretando alterações no sabor da água, corrosão em tubulações e salinização do solo. Os sólidos em suspensão são originários de processos erosivos, lançamento de esgoto doméstico e industrial (CETESB, 2009).

A concentração de clorofila *a* é um parâmetro hidrobiológico, amplamente utilizado como indicador da biomassa fitoplanctônica (SOUZA et al. 2004).

As bactérias do grupo coliforme, termotolerantes, são restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente, sendo, portanto, indicadores biológicos de contaminação fecal da água (CETESB, 2009).

Alguns problemas são rotineiros na produção de peixes em tanques-rede, como o deslocamento de plantas aquáticas (baceiros e camalotes). Com as alterações do nível da água e/ou a ocorrência de ventos, ocorre o desprendimento de plantas aquáticas das margens, que são carregadas rio abaixo e podem se prender “nas amarrações” dos tanques-rede, deslocando a estrutura do cerco de segurança e dos próprios tanques (NASCIMENTO e OLIVEIRA, 2010).

Outro problema é a Colmatação que naturalmente ocorre a fixação de algas nas telas do tanque, que tem que ser removidas constantemente, para não comprometer a renovação da água dos tanques. Quanto aos peixes invasores a observação diária deve levar em conta a presença de peixes estranhos nos tanques, os quais devem ser retirados. Os Predadores na fase inicial do cultivo algumas partes do corpo dos peixes podem transpassar a malha no fundo do tanque, atraindo piranhas. Isso pode ser evitado adaptando-se um fundo falso, até que atinjam um tamanho maior (NASCIMENTO e OLIVEIRA, 2010).

Os maiores impactos causados pela piscicultura em tanques-rede dizem respeito ao aumento nas concentrações de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica, tanto na água quanto no sedimento (GUO & LI, 2003). Segundo Folke & Kautsky (1992), 13% do nitrogênio e 66% do fósforo

aportado via ração sofrem sedimentação, 25% do nitrogênio e 23% do fósforo são convertidos em massa (carne) e 62% de nitrogênio e 11% de fósforo ficam dissolvidos na água. Dentre os nutrientes, sabe-se que o fosfato é o mais importante para a eutrofização artificial em águas doces (ESTEVES, 1998).

O efeito da qualidade do efluente sobre o corpo receptor está ligado principalmente a quantidade de sólidos suspensos na água, quantidade de nutrientes dissolvidos e a redução nas concentrações de oxigênio dissolvido. O enriquecimento orgânico afeta diretamente as taxas de consumo de oxigênio e quando a demanda de oxigênio é maior que a disponível, o sistema pode se tornar anóxico, principalmente na interface água-sedimento, embora, muitas vezes, ocorra déficit de oxigênio dissolvido na coluna d'água, principalmente no período noturno. O enriquecimento de amônia na água, sob baixas concentrações de oxigênio dissolvido, pH e temperatura elevada, propiciam a mortandade de peixes, implicando em perdas econômicas (BOYD, 1982).

Qualidade da água na piscicultura

A qualidade da água de cultivo é elemento essencial em uma piscicultura. Representa não só a condição para sobrevivência como também um meio para o desenvolvimento de alimento natural dos peixes. Se a criação for conduzida em tanques escavados, sistemas de alto fluxo ou em tanques-rede deve-se considerar a qualidade da água como forma de otimizar os índices de produtividade (Lazzari, 2008).

A temperatura da água varia menos que a temperatura do ar atmosférico, pois possui maior capacidade térmica. A utilização de um termômetro é a primeira e uma das principais ferramentas para o piscicultor. Em tanques de cultivo deve-se ter noção de como acontece a estratificação térmica, fenômeno que ocorre devido a diferenças de densidade entre as camadas de água do tanque ou viveiro. Isto pode interferir na produtividade de alimento natural, que afeta diretamente alguns sistemas de produção, como o policultivo de carpas (BARCELLOS, 2006).

A turbidez é um parâmetro físico que caracteriza quantidade de materiais em suspensão na água, que pode ser elementos do solo (turbidez argilosa) ou excesso de algas (turbidez planctônica). Quanto mais turva a água, haverá menos penetração de luz solar, que interfere no processo de fotossíntese, principal fonte de produção de oxigênio em tanques de cultivo (MOREIRA; VARGAS, 2001). Para os peixes, o excesso de turbidez pode causar mortalidade por falta de oxigênio ou dificultar a respiração dos peixes, pois as partículas de argila em suspensão podem se aderir às brânquias.

A atividade possibilita a produção de peixes por metro cúbico de água e está diretamente

relacionada com os diferentes sistemas de criação. Os sistemas são classificados quanto ao grau de interferência no ambiente aquícola e a demanda de insumos. O sistema intensivo é caracterizado pela elevada densidade de estocagem e dependência total do alimento exógeno. No sistema semi-intensivo em viveiros escavados (o mais utilizado na produção de peixes), os alevinos são estocados e alimentados durante todo tempo de criação com alimento natural e exógeno. O sistema extensivo é dependente da produção natural do viveiro, com densidade de estocagem limitada pela produção natural de alimento (ZANIBONI-FILHO, 1997).

De maneira geral, o aumento de produtividade pode ser alcançado com o aumento da taxa de estocagem de organismos, de energia e nutrientes exógenos, diminuindo a dependência de nutrientes e energia endógenos ao sistema. Com a intensificação dos sistemas de criação, há uma tendência para utilização de menores áreas cultivadas e maior dependência do uso de rações, além da maior necessidade de renovação e aeração da água para manutenção de sua qualidade em níveis aceitáveis para criação dos organismos aquáticos (KUBITZA, 2000). Desta maneira, a elevada densidade de peixes favorece a dependência de óleo e farinha de peixe (principais componentes das rações, particularmente as de peixes carnívoros), aumentando a susceptibilidade dos animais a doenças e uso de antibióticos e terapêuticos (BOYD, 1982; KUBITZA, 2000).

De acordo com PÁDUA (2000), a água de abastecimento de um sistema de criação pode ser superficial (rios, lagos naturais, açudes e córregos, antigos viveiros ou reservatórios) ou subterrânea (provenientes de nascentes e poços, originárias de lençóis freáticos), existindo, ainda, sistemas cujos viveiros são construídos na área da nascente, com água jorrando dentro do viveiro. Em geral, a qualidade da água da piscicultura será influenciada pelas características da água de abastecimento, como: produtividade primária, concentração de material orgânico, elementos químicos e presença de microrganismos, em especial coliformes, além de uma relação com a constituição do solo de origem e/ou percurso percorrido pela água. No entanto, apesar de refletir diretamente na qualidade da água do viveiro, pouca importância tem sido atribuída a essa entrada de água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2006).

Um dos aspectos mais importantes e complexos da piscicultura envolve a manutenção da qualidade da água em condições adequadas para criação dos organismos aquáticos, exigindo manejo efetivo e assegurando sustentabilidade. A qualidade da água nos sistemas de criação de peixes está relacionada com a água de origem, manejo (calagem, adubação e limpeza), espécies cultivadas e quantidade e composição do alimento fornecido. A água que entra nos viveiros tem suas características químicas que podem ser mantidas ou modificadas, sendo frequentemente influenciadas, dentro do

sistema, pelo aporte de matéria orgânica e nutriente (BOYD, 1986; THONTON et al., 1990; MERCANTE et al., 2004, 2007).

Efluentes de viveiros de peixes apresentam altas concentrações de nutrientes sólidos e solúveis, derivados de produtos metabólicos, da decomposição da matéria orgânica e lixiviação, dissolvidos na água ou acumulados sobre o sedimento (SHILO e SARIG, 1989; YOO et al., 1995). A concentração do nitrogênio na forma de nitrato, importante também sob o ponto de vista de saúde pública e animal, é baixa nas águas superficiais, podendo atingir valores elevados em águas profundas (GREENBERG et al., 1992). Concentrações elevadas de nitrato podem ser observadas em mananciais superficiais como resultado dos processos de mineralização e nitrificação, envolvendo outras formas de nitrogênio presentes nestas águas (HOODA et al., 2000), onde o nitrogênio pode ser transportado pela água de escoamento superficial de chuvas, provocando eutrofização dos ecossistemas aquáticos receptores. Além disso, como os viveiros são corpos d'água de pequena profundidade, o fluxo contínuo de água, ação do vento e precipitação promovem circulação da água, transformando os viveiros em ecossistemas dinâmicos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1994).

A amônia é o principal resíduo nitrogenado excretado pelos peixes, resultante do metabolismo protéico, e contribui para o aumento da decomposição microbiana de resíduos orgânicos (restos de alimentos, fezes e adubos orgânicos). No interior do viveiro a amônia é produzida pela conversão biológica do nitrogênio orgânico, sendo que a maioria das formas de nitrogênio disponível é protéica e é convertida para moléculas de amônia ou íons amônio, dependendo do pH. Em habitats aeróbicos, a nitrificação converte amônia para nitrato, que é reduzido por desnitrificação, onde o nitrogênio é volatilizado pelo processo microbiano, no qual o nitrato é convertido a gás e liberado para o ambiente. Em condições de baixo oxigênio dissolvido, favorecem o acúmulo de nitrito na água. Desta maneira, a fertilização, sob condições controladas, é um procedimento importante na piscicultura, permitindo aumento do potencial produtivo. Entretanto, pode acarretar desequilíbrio ecológico e proliferação intensa de algas em condições de excesso de nutrientes, associados à alta temperatura e luminosidade, podendo durar longos períodos e ocasionar mortalidade de peixes devido à diminuição de oxigênio no hipolímnio (LATONA, 2002).

Como a piscicultura pode produzir efluente eutrofizado, de maneira geral, o efluente de piscicultura é bastante semelhante ao doméstico, com elevada demanda bioquímica de oxigênio, grande concentração de sólidos em suspensão e compostos nitrogenados e fosfatados. Esta similaridade permite analogia dos impactos provocados pelos diferentes sistemas que

contribuem para eutrofização dos corpos aquáticos (ZANIBONI-FILHO 1997; AVNIMELECH, 1999).

Desta maneira, a concentração de nutrientes nos efluentes de piscicultura pode provocar inúmeras alterações físicas e químicas no corpo d'água receptor, entre elas, variações acentuadas no pH, responsáveis por grande mortalidade de peixes devido ao desequilíbrio ambiental (BEVERIDGE et al., 1991; TALBOT e HOLE, 1994).

Diversos estudos têm demonstrado que o processo de eutrofização influencia na estrutura e dinâmica das comunidades planctônicas, sendo utilizado para avaliação do estado trófico do ecossistema aquático (KARABIN et al., 1997; PINTO-COELHO, 1998). De acordo com MARGALEF (1983), os organismos planctônicos funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais e refletem, melhor que qualquer artefato tecnológico, a intensidade dessas variáveis no decorrer do tempo.

Geralmente ocorre a utilização máxima da capacidade de suporte em viveiros e tanques de criação de peixes, sistemas que variam de mesotróficos a eutróficos, onde qualquer alteração, por menor que seja, pode acarretar condições adversas no meio (SIPAUBA-TAVARES et al., 2002; SIPAUBA-TAVARES e BRAGA, 2007). Dependendo do grau de trofia dos viveiros de piscicultura, que são ambientes dinâmicos, diferentes espécies planctônicas, bem adaptadas às alterações constantes destes sistemas e com ciclo reprodutivo curto, podem aparecer em elevada abundância (PAERL e TUCKER, 1995).

Os fatores que influenciam a qualidade da água são: temperatura; oxigênio dissolvido; gás carbônico; pH; alcalinidade e dureza total; amônia; nitrito; gás sulfídrico; relação entre a quantidade de ração e a concentração de fitoplâncton; nutrição dos peixes, incluindo a relação entre proteína, aminoácidos e energia; os métodos de arrastoamento; e a capacidade de troca d'água entre o tanques-redes e o reservatório (ROTTA e QUEIROZ, 2003).

Os ecossistemas aquícolas são caracterizados por variáveis físicas, químicas e biológicas que interagem individual ou coletivamente, influenciando no desempenho da produção. O conhecimento dessas variáveis é de fundamental importância para a realização de um manejo eficiente, pois desta maneira proporcionam um ambiente adequado aos animais cultivados. Então, a presença do zooplâncton e de outros elos da cadeia alimentar proporciona um incremento no crescimento da espécie alvo. Por outro lado, o fitoplâncton (microalgas) se encarrega de remover os compostos nitrogenados e fosfatados, além de aumentar a concentração de oxigênio, essencial aos organismos. Nutricionalmente, as microalgas são fontes de proteínas, lipídios, carboidratos e vitaminas, apresentando também elementos traços que são importantes para o aproveitamento

nutricional por parte do zooplâncton e outras comunidades, como por exemplo, peixes e camarões (BARBIERI & OSTRENSKY, 2002).

Sistemas de cultivo de peixes acarretam modificações nas condições ambientais, seja pela alteração da flora, fauna e sedimento. A qualidade da água é determinada por fatores alóctones como temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento, fluxo de água e pelos autóctones como taxas biológicas e processos químicos que determinam as condições de cultivo. Outro fator que interfere diretamente na qualidade da água é a fertilização, que pode ser química ou orgânica. A fertilização tem por objetivo aumentar a concentração de nutrientes e a abundância do plâncton (AVAULT, 2003).

O manejo ecológico em viveiros e tanques de criação de peixes tem grande efeito na produção final em relação à quantidade e qualidade do produto. A qualidade da água reflete positivamente na biomassa vivente e o inverso poderá acarretar danos à criação como, por exemplo, o aparecimento de doenças ou mesmo à morte dos peixes (SIPAUBA-TAVARES et al., 2003).

Para um perfeito entendimento da estrutura e dinâmica de um ecossistema aquático é necessário um estudo de parâmetros limnológicos, através de avaliações das características bióticas e abióticas dos sistemas, para posteriores aplicações práticas (HENRY et al., 1978).

Em tanques e viveiros de piscicultura, costuma-se fertilizar a água com compostos nitrogenados e fosfatados para promover o crescimento do plâncton que constitui a principal fonte de alimentação dos peixes (VINATEA-ARANA, 1997; KUBTIZA, 2003; ARANA, 2004). A manutenção de um fitoplâncton equilibrado e saudável contribui para a oxigenação do viveiro, para remoção do excesso de gás carbônico, redução de compostos tóxicos como o nitrito, o metano e o gás sulfídrico. O uso inadequado desses fertilizantes acelera a degradação da qualidade da água, acarretando como consequências, a redução de oxigênio dissolvido, da transparência da água e da biodiversidade aquática, perda da qualidade cênica, morte extensiva de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias (HULOT et al., 2000; PAERL et al., 2003; IRIGOYEN et al., 2004; ROLLAND, 2005).

Apesar do cultivo de peixe estar totalmente dependente da utilização de água isenta de poluentes, de acordo com Bastian (1991), a piscicultura é uma atividade causadora de potencial degradação ambiental. A combinação entre elevadas densidades de estocagem de peixes e altas taxas de alimentação deterioram a qualidade da água dos viveiros de cultivo, produzindo um ambiente rico em nutrientes e sólidos suspensos, compostos principalmente por fitoplâncton, restos de ração e matéria fecal, aumentando assim a demanda química de oxigênio (DQO) (Ghate et al., 1997).

Importância da qualidade da água

O termo água refere-se ao elemento natural desprovido de qualquer utilização, já o termo recurso hídrico à utilização da água como bem econômico. Os recursos hídricos são destinados ao abastecimento do consumo humano às atividades produtivas, sendo captados a partir de rios, lagos, represas e aquíferos subterrâneos. Estas águas são encontradas em domínio terrestre, nos continentes e ilhas, formando a hidrosfera, sendo que 97,5 % desta camada é formada por água salgada e 2,5 % água doce, sendo rios e lagos responsáveis por somente 0,3% deste último percentual (REBOLÇAS, 2002).

O uso indiscriminado da água associado à deterioração de sua qualidade intensifica a escassez (KIVAISI, 2001). Assim, há necessidade de maior cuidado com a utilização de água proveniente de sistemas de criação de organismos aquáticos, não só melhorando o manejo empregado mas também adotando sistemas que auxiliem na melhoria da qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002).

A análise de parâmetros físicos e químicos da água constitui importante ferramenta para monitorar a qualidade hídrica do sistema (MATSUZAKI et al., 2004).

Dentre os parâmetros mais estudados destacam-se: temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza, DBO e sólidos em suspensão. A temperatura, importante variável para a vida aquática e metabolismo do sistema, interfere diretamente na solubilidade dos gases (BRANCO, 1986) bem como, no crescimento e desenvolvimento animal e vegetal, devido à influência sobre as reações químicas (ANGELOCCI & VILLA NOVA, 1995).

Esta variável está intimamente relacionada com as condições climáticas locais, dentre os quais a mais importante para tanques rasos é a quantidade de radiação solar incidente (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008). Em relação ao pH, valores entre 6,5 e 8,5 são adequados para criação de peixes (KUBITZA, 1999), sendo que em pH mais alcalino ocorre maior transformação do íon amônio (NH_4) em amônia livre e gasosa (NH_3), tóxica aos peixes (PEREIRA & MERCANTE, 2005).

Elemento vital para sobrevivência de diversas formas de vida, o oxigênio pode ser fator limitante na produtividade dos sistemas de cultivo de peixes, deste modo altos níveis de oxigênio dissolvido são favoráveis à piscicultura, sendo que concentrações abaixo de 4,0 mg.L⁻¹ geralmente causam estresse aos peixes, reduzindo o consumo de alimento e resistência a doenças (MASSER et al., 1993).

O sistema de fluxo contínuo tem por finalidade reduzir os teores das formas nitrogenadas e fosfatadas da água, por diluição e carreamento. Este processo causa ligeira agitação na coluna de água, favorecendo o processo de nitrificação,

diminuindo assim, a concentração de nitrito e aumentando a de amônia e nitrato, que é assimilado por macrófitas e algas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2008), sendo assim, modifica a estrutura das comunidades e os processos internos do sistema (PEREIRA et al., 2004). Porém, poucos estudos têm enfatizado os efeitos adversos do sistema de fluxo contínuo, uma vez que a água de um tanque entra em outro rica em nutrientes, matéria orgânica e sólidos em suspensão, podendo causar problemas de eutrofização e sedimentação devido ao efeito acumulativo (BOYD & QUEIROZ, 2001).

A adoção de boas práticas de manejo e o controle adequado da qualidade da água são medidas essenciais para manutenção das condições favoráveis do ambiente de cultivo, uma vez que as variações podem desencadear efeitos deletérios na saúde dos animais cultivados (BOYD, 2002).

Eutrofização

Esteves (1988) explica o processo de eutrofização (eu = bem; trophos = nutrientes) como sendo o aumento da concentração de nutrientes responsável pelo aumento das populações.

A disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos é um dos fatores que atua diretamente sobre a dinâmica do fitoplâncton. O fósforo e nitrogênio são tidos como os principais nutrientes limitantes do crescimento algal nos ecossistemas continentais, sendo, portanto, os principais desencadeadores do processo da eutrofização. Nos sistemas de produção em tanques-rede, o processo de eutrofização é acelerado pelos resíduos fecais, as sobras de rações e a excreção de amônia através das brânquias e urina dos peixes (ONO e KUBITZA, 2003; FERRAGUT, 2004; HONDA et al., 2006).

Em ambientes eutrofizados é comum o surgimento de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. As toxinas, produzidas por cianobactérias, podem provocar alterações no sabor e odor da água e causar toxicidade na biota aquática, podendo levar animais à morte por insuficiência hepática e o desenvolvimento de tumores cancerígenos; podem, ainda, se acumular nos tecidos dos peixes destinados ao consumo humano. Além disso, os efeitos, a longo prazo, de cianotoxinas em seres humanos ainda não foram confirmados (MATTHIENSEN et al., 1999; HONDA et al., 2006).

Com relação aos peixes cultivados, as florações de cianobactérias elevam a concentração de amônia e reduzem o oxigênio dissolvido do ambiente, o que pode provocar sangramento e lesões na pele e brânquias. Pode ainda ocorrer o entupimento das brânquias pelo acúmulo de células algáceas, levando a perda de peso e até morte dos animais (SANT'ANNA et al., 2006).

Para Matsuzaki (2004), com o crescente número de viveiros de peixes e a falta de controle

desses ambientes, cresce a preocupação acerca da qualidade da água e dos alimentos provenientes da atividade de piscicultura.

Assim, as alterações de ordem qualitativa e/ou quantitativa na estrutura da comunidade fitoplanctônica podem ter importante significado para diversos componentes do ecossistema e podem inviabilizar a água para seus diversos usos (Branco e Cavalcante, apud TUCCI, 2002).

Desta forma, acompanhar as variações na estrutura da comunidade ao longo de um ciclo sazonal reveste-se de grande importância quando se pretende entender o funcionamento do ecossistema, tanto para o monitoramento, quanto para a recuperação de ambientes (TUCCI, 2002).

Os viveiros de piscicultura são ambientes ricos em matéria orgânica devido ao arraçoamento (BICUDO e MENEZES, 2006).

Segundo Matos et al. (2000), os principais impactos ambientais causados por aqüicultura (englobando piscicultura), são os conflitos com o uso dos corpos d'água, a sedimentação e obstrução dos fluxos d'água, a hipernutrição e eutrofização, a descarga dos efluentes.

O processo de eutrofização é utilizado, na limnologia, para indicar o fenômeno de transformação de lagos para uma maior produtividade biológica, sendo um fenômeno associado ao aumento excessivo da produção de biomassa de produtores primários, geralmente causada pela elevada concentração de nutrientes (HUTCHINSON, 1957). Tal fenômeno pode ser natural ou artificial, sendo um processo lento e contínuo, resultante do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e águas superficiais que desgastam e lavam a superfície terrestre. Em condição natural, sem que haja interferência das atividades humanas, lagos profundos e com baixa produtividade biológica sofrem processo de transformação, tornando-se rasos, com alta produtividade biológica e enriquecidos por nutrientes. No entanto, a velocidade de desenvolvimento do processo de eutrofização natural é bastante lenta, ocorrendo em função do tempo (WETZEL, 1983; MARGALEF, 1983; SCHIEWER, 1998).

A eutrofização artificial (cultural ou antrópica) é induzida pelo homem e pode ter diferentes origens, como: efluentes domésticos, industriais e atividades agrícolas, incluindo ainda os efluentes de sistemas de criação de organismos aquáticos. O crescimento demográfico e o aumento das atividades industriais e da descarga de nutrientes nos sistemas aquáticos vêm acelerando sensivelmente a evolução deste processo. O aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo são as principais causas da eutrofização em ecossistemas continentais, onde pode haver rápido desenvolvimento de algas e crescimento excessivo de plantas aquáticas, como cianobactérias e *Eichhornia crassipes* ou *Pistia stratiotes*, respectivamente (MARGALEF, 1983; WETZEL,

1983; ESTEVES, 1998; THOMAZ e BINI, 1999; TUNDISI, 2003).

Em tanques de criação de peixes, a proliferação excessiva do fitoplâncton pode causar diminuição de oxigênio no período noturno e supersaturação durante o dia, podendo causar a obstrução das brânquias dos peixes pelos filamentos e inibição do crescimento das algas mais assimiláveis, além do aparecimento de produtos do metabolismo secundário de cianobactérias, que causam sabor desagradável no pescado (MITCHELL, 1996; PERSCHBACHER et al., 1996; DATTA e JANA, 1998).

A expansão da aqüicultura tem contribuído com o aumento de nutrientes no meio aquático e, além disso, o manejo inadequado pode ser prejudicial para os animais (BOYD e QUEIROZ, 1997). Desta maneira, a produtividade em uma atividade como a piscicultura depende fundamentalmente da qualidade da água, indicada por variáveis físicas, químicas e biológicas (BOYD e TUCKER, 1998; MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2005). É preciso considerar, também, os impactos que o empreendimento pode causar em seu entorno, devido às condições do efluente gerado pela atividade.

Henry-Silva e Camargo (2006) relatam que o lançamento de efluentes da atividade de piscicultura, ricos em fósforo e nitrogênio, provocam a eutrofização do corpo receptor, além de reduzir e alterar a biodiversidade. Para diminuir o impacto ambiental, o emprego de dietas balanceadas, manejo adequado e o tratamento dos efluentes são recomendados, sendo indispensáveis para manter a rentabilidade, legalidade e sustentabilidade da atividade.

Os níveis elevados de fósforo e nitrogênio no corpo hídrico estimulam o crescimento do fitoplâncton, agindo como fertilizantes, promovendo aumento da produção, o que resulta no aumento do consumo de oxigênio, principalmente no período noturno (ELER e MILLANI, 2007); também favorecem a proliferação de organismos vegetais, como as algas e plantas aquáticas.

Águas eutrofizadas são adequadas para o desenvolvimento de cianobactérias, conhecidas como “algas azuis”, liberam toxinas e são prejudiciais à saúde (MALASSEM et al. 2008). Produzem metabólitos como a geosmina e o 2-metil-isoborneol, que são responsáveis pelo “off-flavor”, sabor ou odor de terra ou mofo na carne do peixe (MALASSEM et al. 2008).

A eutrofização natural é resultante do aporte de nutrientes carregados pelas chuvas e águas superficiais. Por demandar longo prazo para se manifestar corresponde ao que poderia ser chamado de “envelhecimento natural”. Já a eutrofização artificial ocorre por meio de ação antrópica, podendo ser de várias origens, como esgotos domésticos, industriais e/ou de atividades agrícolas, entre outras, sendo este processo responsável pelo “envelhecimento precoce” de

ambientes lacustres. Esta é capaz de quebrar o equilíbrio entre a produção e a decomposição de matéria orgânica no ambiente aquático, o qual é conhecido como homeostasia, passando a produzir além de sua capacidade de consumo, desencadeando profundas mudanças no metabolismo do ecossistema (ESTEVES, 1998).

O processo de eutrofização artificial influencia diretamente na dinâmica do ecossistema, uma vez que rompe o equilíbrio primordial para o bom funcionamento ecológico do meio e pode agravar-se ao ponto de tornar a água inaproveitável para algumas atividades. Contudo os impactos antrópicos imediatos podem ser mitigados com a adoção de medidas de tratamento dos efluentes, o que se faz indispensável já que o estágio final do processo em questão é praticamente irreversível (ESTEVES, 1998). Ela é considerada uma das principais problemáticas responsáveis pela “crise mundial de água doce”, pois, pode levar a um desequilíbrio, quando os processos naturais de autodepuração da água não conseguem suprir o aporte de nutrientes e de matéria orgânica, promovendo assim uma alta poluição (ESTEVES, 1998). Assim, a decomposição destes detritos por oxidação mediada por microrganismos, compromete a qualidade da água, ou ainda ocasiona a mortandade dos peixes e outros organismos comprometendo a utilização ampla desses recursos hídricos.

A criação de peixes em tanques-rede exige o uso de altas densidades de estocagem que tendem a produzir uma elevada quantidade de resíduos. Esses resíduos são depositados diretamente na água e levam ao aumento das concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, que enriquecem a água e o sedimento do ambiente (ALABASTER, 1982).

Esse processo de enriquecimento, chamado eutrofização, resulta em modificações qualitativas e quantitativas das comunidades aquáticas e das condições físicas e químicas do meio, e pode ser considerada uma forma de poluição (ESTEVES, 1988).

Os dejetos liberados pelos peixes modificam as características físicas, químicas e biológicas do tanque ou viveiro. Esses resíduos orgânicos, após ação microbiológica, fornecem nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plâncton e de macrófitas aquáticas, podendo, quando em excesso, causar eutrofização do ambiente e alteração da composição e abundância de diversos organismos aquáticos (PÁDUA, 2001).

Além disso, durante o processo de criação de peixes ocorre o acúmulo de resíduos orgânicos nos tanques e nos viveiros por adição de fertilizantes, excretas dos peixes e restos de ração não consumidos. A decomposição deste material é realizada, principalmente, por ação microbiológica, resultando no acúmulo de metabólitos tóxicos aos organismos aquáticos (amônia, nitrito e gás carbônico) (HUSSAR et al., 2004 e 2005).

A eutrofização orgânica proveniente dos sistemas de criação de peixes é maximizada como resultado das atividades de alimentação, rotina de limpeza e cultivo intenso. Nem todas as técnicas de criação de peixes têm consequências ambientais negativas uma vez que muitas delas são altamente benéficas quando o manejo é efetivo e sócio-economicamente sustentável (STEPHENS & FARRIS, 2004; SIPAÚBA-TAVARES, 2005). Essa eutrofização resulta em grande redução da diversidade de espécies e aumenta a ocorrência e dominância de Cyanobacteria, com possíveis cepas tóxicas (ARAÚJO, 2000; SANT'ANA & AZEVEDO, 2000).

Durante o processo de produção piscícola, é inevitável o acúmulo de resíduos orgânicos e metabólicos nos tanques e viveiros. As principais fontes poluentes do ambiente aquático são as rações, metabólitos (substâncias químicas produzidas através de material orgânico) dos peixes e o uso inadequado dos fertilizantes provocando aumento nas concentrações de nitrogênio e fósforo principal obstáculos para o desenvolvimento intensivo dos peixes (KUBTIZA, 2003, ARANA, 2004).

O processo de eutrofização nos ecossistemas aquáticos pode desencadear uma série de efeitos indesejáveis, que em sua maioria resultam em mudanças na qualidade da água com depleção do oxigênio dissolvido, perdas na biodiversidade aquática, perdas das qualidades cênicas, morte intensiva de peixes, aumento no crescimento de macrófitas aquáticas e da incidência de florações de microalgas e de cianobactérias (TUNDISI, 2003).

Entende-se por qualidade da água o conjunto de características físicas, químicas e biológicas de uma determinada amostra de água, sendo que algumas serão consideradas mais importantes que outras dependendo do uso que será feito da água: água potável, água para produção de peixes, etc. (STRASKRABA, M & TUNDISI, J.G. 2000). Dentre as principais causas da perda de qualidade das águas superficiais, a eutrofização é geralmente apontada como a mais freqüente e também uma das mais graves (CARPENTER *et al.* 1998).

Os estudos sobre eutrofização em geral são desenvolvidos sob três aspectos. O primeiro enfatiza a limitação do crescimento algal por nutrientes e está baseado nas seguintes premissas: um único nutriente deve ser o fator limitante para o crescimento algal num dado corpo d'água; o crescimento algal deve ser proporcional ao suprimento deste nutriente e; o controle do crescimento algal e da eutrofização de um corpo d'água deve envolver restrições de entrada deste nutriente limitante para o sistema (Smith 1998).

Algas tóxicas

O fitoplâncton é o primeiro elo com o ambiente abiótico, sendo a principal porta de entrada da matéria e energia na cadeia trófica através da produção primária, constituindo-se em componente ecológico de potencial importância na caracterização e mesmo na definição da fisiologia ambiental dos sistemas aquáticos. Dado o curto tempo de geração de seus componentes, funciona como refinado sensor das mudanças ambientais, sendo eficiente ferramenta na avaliação de alterações antrópicas ou naturais destes ambientes (MARGALEF, 1983).

As cianobactérias (ou algas cianofíceas) são um grupo de microrganismos considerados bactérias altamente desenvolvidas e/ou plantas muito simples, compreendendo uma linhagem muito específica na evolução biológica. Pertencem ao reino Monera, divisão Cyanophyta, e têm papel muito importante entre os microrganismos presentes na água, principalmente como produtores primários de matéria orgânica (WETZEL, 1983) e como fixadores de nitrogênio (WETZEL, 1983; NEWTON & BURGESS, 1983). Porém, quando em crescimento excessivo, prejudicam todo o sistema, chegando em certos casos a tomar características tóxicas, dependendo da linhagem da cianobactéria em questão (COOD & BELL, 1985; CARMICHAEL et al., 1986; GUARAPI RANGA, 1991). Estas são organismos procariotos fotossintetizantes, que devido a uma longa história evolutiva, datada do pré-cambriano, foram capazes de colonizar todos os ecossistemas do planeta (Farquahr et al., 2000). Estes organismos propiciam uma extraordinária e ampla faixa de contribuição para a vida dos humanos, apresentando inclusive importância econômica (Mann & Carr, 1992). Além de produção primária de matéria orgânica e da fixação biológica de nitrogênio por algumas espécies, o uso de cianobactérias na produção de alimentos com valores nutricionais elevados e de produtos farmacológicos, assim como a conversão de energia solar e sua participação no seqüestro de carbono evidenciam potencial futuro promissor (Skulberg, 1995; Kreitlow et al., 1999). Mas apesar das propriedades benéficas das cianobactérias serem de considerável significância, elas também apresentam características detrimentalis de igual importância e pelas quais foram mais conhecidas.

De acordo com SANT'ANNA e AZEVEDO, 2000, *Microcystis* e *Cylindrospermopsis* são as cianobactérias mais comuns em ambientes eutrofizados, estão entre os principais gêneros produtores de toxinas no Brasil, cujas florações são tóxicas em mais de 60% dos casos. *Aphanocapsa* e *Merismopedia* também são gêneros frequentes em ambientes eutrofizados.

A floração é um fenômeno prejudicial ao ecossistema aquático, pois compromete a qualidade da água (fator limitante para o desenvolvimento da piscicultura), provocando variações extremas no

oxigênio dissolvido e no pH. (BEYRUTH et al., 1998; TUCCI e SANT'ANNA, 2003; SANT'ANNA et al., 2006).

A dominância das cianobactérias em relação aos demais grupos é decorrente de suas estratégias adaptativas, que tornam possível seu intenso desenvolvimento em condições eutróficas, como, por exemplo: habilidade de armazenar fósforo dentro das células, tornando-se capazes de realizar divisão celular quando este elemento se torna limitante; capacidade de fixar nitrogênio atmosférico; habilidade de migrar na coluna d'água, devido à presença de aerótopos (vesículas de gás) nas células, que lhes permitem se posicionar na zona eufótica de forma a aproveitar com maior eficácia a luz e os nutrientes disponíveis (SANT'ANNA et al., 2006).

Diversos trabalhos têm demonstrado a preocupação com as toxinas (PLOEG e BOYD, 1991; PERSCHBACHER et al., 1996; DATTA e JANA, 1998; HONDA et al. 2006) de gêneros como *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* e *Oscillatoria*. No Brasil, estudos têm mostrado cada vez mais o potencial tóxico de muitas espécies (AZEVEDO et al. 1994; GIANI, 1994; TALAMONI e OKANO, 1997). Apesar de servirem como fonte de recursos para o zooplâncton, muitas espécies e outros animais, como peixes e aves, também podem ser influenciados em consequência das toxinas ou obstrução do aparato filtrador (LUSK, 2002).

O abundante crescimento de cianobactérias em reservatórios de água, cria vários problemas no suprimento de água, por apresentarem florações ("blooms") com a produção de toxinas e consequentemente aumento na incidência de intoxicações em animais e humanos, além de tornar ambientes impróprios para a pesca e a recreação (Carmichael, 1992; Carmichael & Falconer, 1993). As florações de cianobactérias são o resultado do crescimento exagerado destes organismos em quantidades superiores a 103 células por mL, causando impacto negativo na qualidade da água, além de tornar os ambientes impróprios também para a pesca e recreação (Carmichael & Falconer 1993).

As toxinas de cianobactérias (cianotoxinas) são produtos naturais tóxicos produzidos por várias espécies formadoras de florações. Cerca de 40 espécies de cianobactérias produzem diversas toxinas, incluindo as neurotoxinas, (anatoxinas e saxitoxinas), hepatotoxinas, (microcistinas e nodularinas), cilindrospermopisinas e lipopolissacarídeos (Carmichael & Falconer 1993; Carmichael 1997).

Cianotoxinas causam inconvenientes sanitários como alterações no cheiro, na cor e no sabor das águas, além de produzir toxidez. Quando ingeridas através da água ou do consumo do pescado, afetam a saúde humana e são responsáveis pelo envenenamento de animais

aquáticos, domésticos e selvagens (Carmichael, 2001).

Florações de cianobactérias deterioram a qualidade hídrica também causando sabor, odor, aparência desagradável e desoxigenação da água, com consequente morte de animais aquáticos. Algumas cianobactérias produzem metabólitos secundários denominados geosmina, que afeta o sabor e diminui a qualidade do pescado (Chorus & Bartram 1999).

A variação temporal na estrutura e função da comunidade fitoplanctônica é de fundamental importância para o metabolismo do ecossistema, uma vez que os ambientes aquáticos estão sujeitos a freqüente reorganização da abundância relativa e composição de espécies do plâncton, como resultado da interação entre variáveis químicas, físicas e biológicas (CALIJURI et al., 2002). Dentre estas variáveis destaca-se mistura da coluna de água, luz, temperatura, nutrientes, substâncias tóxicas, microrganismos heterotróficos, agentes patogênicos, parasitas e herbívoros (REYNOLDS, 1987).

O monitoramento das condições físicas, químicas e biológicas é ferramenta relevante juntamente com a identificação das algas, flutuações espaciais e temporais, sendo fundamentais na identificação das épocas favoráveis aos florescimentos e concentração de toxinas na água (TUNDISI, 2003).

Para entender melhor os fatores responsáveis pela mudança no padrão anual do fitoplâncton é importante compreender a ligação entre alterações dos parâmetros ambientais e a dinâmica do fitoplâncton (ARHONDITSIS et al., 2004). Conhecendo como os mecanismos operam nos diferentes períodos sazonais (seca e chuva), pode-se prever súbitas mudanças na estrutura e função do ecossistema.

As cianobactérias são organismos capazes de sobreviver em ampla variação ambiental, podendo produzir toxinas. O modo de ação de cada toxina já foi esclarecido porém, os fatores ambientais que levam à produção ainda são obscuros, devendo-se tomar providências para evitar os florescimentos, diminuindo o risco de contaminação (CALIJURI et al., 2006).

Os primeiros pesque-pagues surgiram no início da década de 80, nas regiões Sul e Sudeste, como tentativa por parte de alguns piscicultores de resolver o problema da comercialização dos peixes, uma vez que era incipiente o número de abatedouros e o comércio destes organismos vivos. Em função da falta de estrutura e tecnologia, a maioria destes empreendimentos não obtiveram sucesso, mas, com a incorporação de outras opções além da pesca, nos últimos 10 ou 15 anos, expandiu de maneira significativa, principalmente ao redor dos centros urbanos mais populosos (SONODA, 2002). Sendo assim, os pesqueiros tem se tornado boa opção de lazer aos moradores de grandes centros urbanos e regiões metropolitanas

(MERCANTE et al., 2004). O termo “pesqueiro” é um nome popular atribuído aos empreendimentos do tipo pesque-pague, pague-pesque, pesque e solte e viveiros de pesca esportiva e recreativa.

A avaliação e o controle da qualidade da água dos tanques utilizados nos pesque-pagues são vitais para o sucesso do empreendimento, visto que podem aumentar a rentabilidade a médio e longo prazo, além de fornecer subsídios para cultivo em que a saúde dos freqüentadores e consumidores não seja comprometida (CABIANCA, 2005).

Em estudo realizado amostrando dezoito pesque-pagues na bacia do Rio Piracicaba, caracterizando as condições sócio-econômicas com análise de aspectos estruturais, funcionamento, manejo e avaliação ambiental, foi verificado grande diversidade de condições sendo recomendado mais investigações de caráter ambiental para implantação de manejo adequado objetivando melhor qualidade de água (GENTIL, 2007).

Além dos problemas já apontados, a implementação de pesque-pagues em determinada região deve considerar hipótese de ocorrer escape de espécies exóticas para o curso d'água, uma vez que são inevitáveis neste tipo de empreendimento, onde a maioria dos tanques é construída sem planejamento e preparo, necessitando de acompanhamento dos órgãos competentes (FERNANDES et al., 2003).

A composição da comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo analisada ao longo de um ano, mostrou íntima relação destes organismos com as variáveis físico-químicas da água, com ocorrência de espécies potencialmente tóxicas de cianobactérias, como *Microcystis panniformis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Anabaena* sp (MATSUZAKI et al., 2004). Eler et al. (2001), estudando pesque-pague da cidade de Descalvado (SP), associaram a morte de matrinxãs (*Brycon cephalus*) e pacus (*Piaractus mesopotamicus*) com florações de *Anabaena spiroides* e *Microcystis aeruginosa*, possivelmente pelo efeito da toxicidade destas cianobactérias e obstrução das brânquias. Os autores mencionam ainda que, provavelmente, a eliminação de toxinas na água ocorreu devido à adição de sulfato de cobre, substância usada para controlar florações, favorecendo o rompimento das células.

Mercante et al. (2004) realizaram estudo limnológico em trinta pesqueiros da região metropolitana de São Paulo utilizando como ferramenta o índice de estado trófico para obterem respostas sobre a qualidade da água, encontrando elevados valores de nitrogênio e fósforo, e, consequentemente, grande eutrofização desses corpos d'água. Nestes mesmos empreendimentos, Cabianca (2005) caracterizou a comunidade zooplancônica sob aspectos ecológicos e sanitários analisando interações com a qualidade da água e fitoplâncton. Ainda neste local, Mercante et al. (2005) fizeram uma pesquisa comparativa da

influência do período seco e chuvoso na qualidade da água, não encontrando diferenças significativas.

A dinâmica de populações de *Microcystis* foi analisada em vinte pesqueiros da região metropolitana de São Paulo ao longo de dois períodos (seco e chuvoso) verificando-se maior representatividade da classe Chlorophyceae em termos de riqueza e densidade, seguida de Cyanobacteria, onde as condições de manejo desses empreendimentos refletiram diretamente na qualidade da água (SILVA, 2005 apud GENTIL, 2007), o mesmo encontrado no trabalho realizado por Sant'Anna et al. (2006). Gentil (2007) relacionou estas condições à influência antrópica, manejo inadequado, pouca profundidade dos tanques e mistura da coluna d'água.

As análises e avaliações do desenvolvimento temporal e espacial do fitoplâncton tornam-se por vezes difíceis devido a gama de fatores ambientais que é necessário considerar às propriedades fisiológicas de cada espécie. Entretanto, pode-se dizer que alguns fatores são fundamentais para a regulação do desenvolvimento do fitoplâncton: (1) luz e temperatura, (2) regulação da impulsão, como por exemplo, os meios utilizados para permanecer na zona fótica, alterando a taxa de sedimentação, (3) fatores relacionados com os nutrientes e (4) fatores biológicos como a competição pelos recursos disponíveis e a predação por outros organismos. Cada espécie fitoplanctônica possui uma série de mecanismos de tolerância e o desenvolvimento populacional é mais rápido quando se verifica a combinação ótima dos fatores interatuantes. A combinação ótima desses fatores é muito difícil de ser atingida nas condições naturais. A vantagem competitiva de uma espécie sobre a outra é relativa, podendo modificar-se quando se alteram as condições físicas e bióticas que condicionam o desenvolvimento (WETZEL 2001).

Além disso, segundo Reynolds (1998) o sucesso das populações fitoplanctônicas depende também da adequada razão superfície/volume dos organismos e, com base nisto, diversas estratégias tem sido adotadas evolutivamente pelas algas e cianobactérias. As estratégias de sobrevivência que correspondem aos mecanismos de otimização da utilização de energia pelas espécies, podem ser consideradas como o conjunto de características morfológicas, fisiológicas, reprodutivas e comportamentais similares que evoluíram entre as espécies ou populações permitindo melhores respostas a uma série de condições ambientais (CALIJURI, 1999).

As classes Chlorophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae como a Dinophyceae encontram-se entre as principais classes de algas presente em água doce (NOGUEIRA et al., 1996). A classe Chlorophyceae é o grupo mais diverso de algas em tanques e viveiros de piscicultura, geralmente correspondendo a quase metade dos gêneros componentes do fitoplâncton. Os fatores ambientais

limitantes para as Chlorophyceae, especialmente as não móveis, são o clima de luz subaquático, a estabilidade da coluna d'água que separa espacialmente luz e nutrientes, perdas por sedimentação e o autossombreamento das algas (Macedo, 2004).

A classe Euglenophyceae é composta de algas com ampla distribuição ao redor do mundo, especialmente em ambientes continentais, e bem adaptadas em águas com elevados teores de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (ALVES-DA-SILVA, 2004). Os fatos destes organismos poderem se movimentar é uma vantagem em ambientes turbidos com relação à luz e permite, ainda, que estas algas possam utilizar nutrientes presentes em camadas mais profundas, podendo em seguida voltar para a região eufótica (GIANE et al., 1999).

As diatomáceas (Bacillariophyceae) são algas celulares ou filamentosas, desprovidas de flagelos com parede celular formada por duas metades sobrepostas e constituída, principalmente, por compostos de sílica (ESTEVES, 1998). A especificidade ecológica de muitas espécies de diatomáceas e a facilidade de agregar componentes das mesmas fazem com que as diatomáceas sejam utilizadas como indicadores ambientais da qualidade de água (ROUND et al., 1990).

Dentre a comunidade fitoplanctônica, as cianobactérias têm despertado grande interesse não só pela distribuição cosmopolita de várias espécies (KOMÁREK, 2001) e elevado número de espécies tóxicas, mas principalmente pelo crescimento maciço (floração) de populações deste grupo em ambientes eutrofizados (CARPENTER et al., 2001).

Em tanques de piscicultura de água doce algumas espécies de cianobactérias dos gêneros *Anabaena* (Bory de Saint-Vincent 1888), *Aphanizomenon* (Morren ex Bornet & Flahault 1888), *Microcystis* (Kutzing ex Lemmermann 1907) e *Oscillatoria* (Vaucher ex Gomont 1892) freqüentemente formam florações extensivas e persistentes nestes ambientes (PEARL & TUCKER 1995). Os referidos autores citam que as florações são consideradas indesejáveis, pois as cianobactérias são relativamente pobres como base para a cadeia trófica aquática, têm hábito de crescimento maciço, algumas espécies podem produzir metabólitos com odor e sabor indesejáveis no animal cultivado, ou ainda, podem produzir metabólitos secundários, sendo algum deles potencialmente tóxicos a variados organismos.

A presença de toxinas de cianobactérias, os peixes são mais resistentes tornando-se, veículos frequentes dessas substâncias para outros animais que deles se alimentam, tais como, aves aquáticas e mamíferos, além do próprio homem (MARSÁLEK & BLÁHA, 2004). Isto foi corroborado por Magalhães et al., 2003, que verificaram a bioacumulação de toxinas em tecido muscular de peixes. E esta acumulação ocorre rapidamente mesmo quando a espécie cultivada é exposta a florações de dias ou semanas (SMITH et al, 2008).

Tencalla et al., 1994 também observaram que as toxinas entram nos tecidos via trato gastro-intestinal e em menores proporções pelas brânquias ou pele. Outro agravante relacionado às florações de algas, a formação de mucilagem aderida às brânquias dos peixes causando morte por asfixia fato observado por Li et al., 2004, após ocorrência de floração de *Microcystis aeruginosa* em tanques de cultivo de tilápia.

Estudos no Brasil destacam que as alterações na qualidade da água de reservatórios com piscicultura intensiva ainda podem ser decorrentes do excesso de adubação, elevado arrastamento, aporte de fezes e urinas em sistemas com alta densidade de estocagem (Kubitza, 2003) ocasionando crescimento exuberante de cianobactérias (Gomes, Sousa, Azevedo, 2004) que dificultam e encarecem o processo de potabilização. Estudos de Macedo (2009) demonstram que em reservatórios paraibanos destinados ao abastecimento público, há ocorrência de cianobactérias toxigênicas, principalmente as espécies *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, com ocorrência na bacia do médio Paraíba, em densidades >250.000 cel./mL, superiores ao VMP da resolução CONAMA nº. 357/2005 para águas destinadas à potabilização. Dados da literatura evidenciam que estudos em mesocosmo pode ser usado para reproduzir e acompanhar o processo de eutrofização e a sucessão das comunidades fitoplanctônicas, bem como, os florescimentos de cianobactérias, para posterior avaliação de sua capacidade toxigênica, visando fornecer subsídios aos órgãos gestores dos recursos hídricos para minimizar os impactos que afetam a qualidade da água e geram conflitos de usos assim como dificultam a sustentabilidade do próprio empreendimento.

As cianotoxinas são produtos naturais tóxicos produzidos por várias espécies de cianobactérias formadoras de florações e são liberadas quando ocorre lise das células durante a senescência, contaminando as águas. Cerca de 40 espécies de cianobactérias são potencialmente tóxicas e produzem diversas toxinas, incluindo as neurotoxinas (anatoxinas e saxitoxinas), hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), cilindrospermopsina e lipopolissacarídeos (Carmichael & Falconer 1993). As neurotoxinas são produzidas por espécies dos gêneros *Anabaena*, *Lyngbya*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix/Oscillatoria*, *Trichodesmium* e *Cylindrospermopsis* (Carmichael 2001). As anatoxinas são potentes bloqueadores neuromusculares e sua ingestão pode causar desequilíbrio, fasciculação muscular, respiração ofegante e convulsões. As saxitoxinas inibem a condução nervosa (Ministério da Saúde, 2004). As hepatotoxinas representam a causa mais comum de intoxicação por cianotoxinas. As microcistinas inibem proteínas fosfatases e promovem tumores (Ministério da Saúde, 2004). A cilindrospermopsina inibe a síntese protéica, afetando principalmente o

fígado, mas produz efeitos citotóxicos também nos rins, baço, coração e outros órgãos (Ministério da Saúde, 2004).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Há ao menos duas formas de mortandade de peixes provocadas por algas: a primeira ocorre quando o crescimento excessivo de algas leva a uma queda brusca de oxigênio ao anoitecer, e a segunda, com a morte de algas após sua intensa proliferação (crescimento).

Primeiro caso:

Há vários tipos de algas: as fitoplanctônicas enquadram-se na categoria de micro-organismos fotossintetizantes, ou seja, possuem clorofila e fazem fotossíntese como os demais vegetais. O fitoplâncton (composto do que se denomina microalga) de água doce vive livre flutuante em rios, riachos, lagos, represas, açudes, tanques de piscicultura e outros locais onde há água, luz e nutrientes (alimento). Por fazer fotossíntese, essas algas liberam oxigênio nas primeiras horas do dia.

Em locais com grande quantidade de nutrientes, que são compostos contendo nitrogênio e fósforo principalmente (provenientes de esgotos doméstico e industrial, detergentes, fertilizantes, adubos, ração), as algas assimilam (consomem) esses nutrientes para seu crescimento. O excesso de alimento causa grande proliferação desses micro-organismos, o que leva àquele aspecto de água esverdeada, parecendo um tapete verde na superfície da água.

Neste caso, das primeiras horas da manhã até próximo do meio-dia, a atividade fotossintética vai ficando cada vez mais intensa, pois corresponde ao período em que a luminosidade é mais alta. Nesse período, portanto, ocorre intensa liberação de oxigênio; por isso, quando fazemos medição do teor desse elemento na água, encontramos valores elevados, que podem variar de 10 a 14 mg/L.

A interpretação desses resultados vai indicar que a água está bem oxigenada; entretanto, isto é sinal de que ao anoitecer ocorrerão quedas bruscas de oxigênio na água. Mas, por que isso ocorre? Considerando novamente a questão da atividade fotossintética, o que acontecerá quando a intensidade da luz do sol começar a diminuir até o anoitecer? De modo inverso ocorrerá o predomínio da respiração, ou seja, cessará a liberação de oxigênio e iniciar-se-á seu consumo.

Levando em conta um ambiente aquático, no caso de um reservatório, por exemplo, os peixes que nele vivem respiram o tempo todo. Portanto, quando as algas e também os peixes respiram, fatalmente ocorre um déficit de oxigênio, ou seja, seus teores podem chegar, rápido ou drasticamente, a zero. Nesse caso, poderá ocorrer mortandade de peixes por falta de oxigênio na água. Assim, é importante interpretar os resultados considerando também a hora do dia ou, ainda, que

concentrações de oxigênio muito acima do esperado, ou seja, acima de 5 a 6 mg/L, devem ser vistas com cautela.

Segundo caso:

Ocorre quando toda essa elevada quantidade de fitoplâncton começa a entrar em estágio de senescência (envelhecimento). Normalmente, esses períodos de intensa proliferação podem durar cerca de 30 dias, após os quais as células começam a morrer, fenômeno denominado "colapso do fitoplâncton". Nesta circunstância, inicia-se o processo da oxirredução, ou seja, as bactérias que decompõem a matéria orgânica retiram oxigênio da água para realizar esse processo.

Além disso, outra situação que pode ocorrer ao mesmo tempo é o chamado "autossombreamento", ou seja, a massa de algas que fica concentrada na superfície da água impede que a luz chegue às camadas inferiores da coluna d'água, "sombreamento" as algas encontradas nessa região, que conseqüentemente morrem rapidamente. Esse processo, que leva ao colapso do fitoplâncton, também dá início à decomposição, em razão da retirada de oxigênio do meio.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALABASTER, J.S. Report of EIFAC workshop on fish-farm effluents. Rome: FAO, p.166, 1982.
- ALVES-DA-SILVA, S.M. & BRIDI, F.C.. Euglenophyta no Parque Estadual Delta do Jacuí, Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. 3. Strombomonas Defl. Acta Botanica Brasílica p. 555-572, 2004.
- ANGELOCCI, L. R.; VILLA-NOVA, N. A. Variações da temperatura da água de um pequeno lago artificial ao longo de um ano em Piracicaba-SP. Sciencia Agrícola, n. 52, v. 3, p. 431-438, 1995.
- ARANA, L.V.. Fundamentos de aquicultura. Florianópolis Ed.UFSC, p. 349. 2004.
- ARAÚJO, M. F. F. Comunidade fitoplânctonica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal, RN, Brasil. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 12, p.127-140, 2000.
- AVAVULT, J. W. J. More on fertilization of pond waters. Aquaculture Magazine, May/June, p. 54-57, 2003.
- AVNIMELECH, Y. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. Aquaculture, Amsterdam, 176: 227-235, 1999.
- AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. First report of Microcystins from a Brazilian isolate of the Cyanobacterium Microcystis aeruginosa. Journal of Applied Physiology, Bethesda, 6: 261-265, 1994.
- BALARIN, J.D., HALLER, R.D. The intensive culture of tilapia in tanks, raceways and cages. In: MUIR, J.F.; ROBERTS, R.J. (Ed.). Recent Advances in Aquaculture. Londres: Croom Helm, p.267-355, 1982.
- BALDISSEROTTO, Bernardo; RADÜNZ NETO, João. Criação de jundiá. Editora UFSM, 2004.
- BAO-TONG, H. Cage culture development and its role in aquaculture in China. Aquaculture and Fisheries Management, v.24, p.305-310, 1994.
- BARBIERI, R. C. J.; OSTRENSKY, A. N. Camarões marinhos– reprodução, maturação e larvicultura. Viçosa: Ed. Aprenda Fácil, 255p. 2002.
- BARCELLOS, Leonardo José Gil. Policultivo de jundiás, tilapias e carpas: uma alternativa de produção para a piscicultura Rio-grandense. Passo Fundo, RS. Editora Universitária, 2006.
- BASTIAN, R. E.P.A. Prefers effluents to be recycled. Water farming J., v. 28, p.7-10, 1991.
- BAYNE, D.R.; A.K. RAI, P.L. JOSHI; WILLIAMS, J.C. Limnological factors influencing growth of cage-cultured bighead carp female x silver carp male hybrids. Journal of Applied Aquaculture , v.1, n.4, p. 29-50, 1992.
- BEVERIDGE, M.C.M. Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact. Rome: FAO, 131p. 1984.
- BEVERIDGE, M.C.M. Cage aquaculture . Chichester, England: Fishing News Books, 346p. 1987.
- BEVERIDGE, M.C.M.; PHILLIPS, M.J.; CLARKE, R.M. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: BRUNE, D.E. e TOMASSO, J.R. (eds.) Aquaculture and water quality, Clemson University, USA. p.506-533, 1991.
- BEYRUTH, Z.; TUCCI-MOURA, A.; FERRAGUT, C.; MENEZES, L.C.B. Caracterização e Variação Sazonal de Fitoplâncton de Tanques de Aquicultura. Acta Limnologica Brasiliensia., Rio de Janeiro, 10(1): 21–36, 1998.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. Gêneros de Algas de Águas Continentais do Brasil (Chave para Identificação e Descrições). 2 ed. São Carlos: Rima. 502p., 2006.
- BORGHETTI, N. R. B.; OSTRENSKY, A. BORGHETTI, J. R. Aquicultura uma visão geral

- sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo. Curitiba: GrupobIntegrado de Aqüicultura e Estudos Ambientais, 128p. 2003.
- BORGHETTI, J.R.; CANZI, C. The effect of water temperature and feeding rate on the growth rate of pacu (*Piaractus mesopotamicus*) raised in cages. *Aquaculture*, v.114, p.93-101, 1993.
- BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. Feasibility of retention structures, settling basins, and best management practices in effluent regulation for Alabama channel catfish farming. *Reviews in Fisheries Science*, v. 9, p. 43-67, 2001.
- BOYD, C. E. Parâmetros da qualidade de água: oxigênio dissolvido. *Revista ABCC*, Recife, ano 4, n. 1, p. 66-69, 2002.
- BOYD, C.E. Water quality management for pond fish culture. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 9. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B. 317p, 1982.
- BOYD, C.E. Comments on the development of techniques for management of environmental quality in aquaculture. *Aquacultural Engineering*, London. 5: 135-146, 1986.
- BOYD, C. E.O. Water quality in Warmwater fish Culture. Auburn University, 359p. 1982.
- BOYD, C.E. e QUEIROZ, J. Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aquicultura. Trad. Eduardo Ono. Campinas: ASA. Pond Bottom Soil and Water Quality Management for Pond Aquaculture. 55p, 1997.
- BOYD, C.E. e TUCKER, C.S. Pond aquaculture water quality management. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers. 700p, 1998.
- BOZANO, G.L.N.; FERRAZ DE LIMA, J.A. Avaliação do crescimento do pacu *Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887, em gaiolas com diferentes espaços de confinamento. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 8., Piracicaba, 1994. Resumos. Piracicaba: Fealq, p.4. 1994.
- BRANCO, S. M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 640 p. 1986.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Diretrizes Ambientais para o Setor Pesqueiro. Diagnóstico e Diretrizes para a Aquicultura. Brasília-DF, 60p. 2007.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n°. 357, de 17 de março de 2005. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília-DF, 10p. 2009.
- CABIANCA, M.A. Estudo da comunidade zooplânctônica de lagos de pesca da região metropolitana de São Paulo: Aspectos ecológicos e sanitários. USP, Faculdade de Saúde Pública. 117p., 2005. (tese)
- CALIJURI, M. C.; DOS SANTOS, A. C. A.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita SP – Brazil). *Journal of Plankton Research*, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; DOS SANTOS, A. C. A. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. São Carlos: Rima, 118 p. 2006.
- CALIJURI, M. do C. A comunidade fitoplânctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). 211f. Tese (Livre Docência) – Universidade de São Carlos, São Paulo. 1999.
- CARMICHAEL, W. W., AND I. R. FALCONER. Disease related to freshwater blue-green algal toxins, and control measures. In *Algal toxins in seafood and drinking water*, ed. by I. R. Falconer, 187-209. San Diego, CA: Academic Press. 1993.
- CARMICHAEL, W. W., W. R. Evans, Q. Q. Yin, P. Bell, and E. Moczydlowski.. Evidence for paralytic shellfish poisons in the freshwater cyanobacterium *Lybbya wollei* Farlow ex Gomont comb. nov. *Applied and Environmental Microbiology*, 63: 3104-3110, 1997.
- CARMICHAEL, W.W. Health effects of toxin-producing cyanobacteria: The CyanoHABs. *Human and Ecological Risk Assessment*, 75: 1393-1407, 2001.
- CARMICHAEL, W.W.. Cyanobacteria secreted metabolites - the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacter*, 72: 445-459, 1992.
- CARMICHAEL, W.W.; PINOTTI, M.H.; FRALEIGH, P.C. Toxicity of a clonal isolate of the cyanobacterium (blue-green alga) *Microcystis aeruginosa* from Lake Erie. In *ANNUAL MEETING OHIO ACADEMY OF SCIENCE*, 95, 1986. Proceedings... Toledo: (s.n), Abstract, 1986.
- CASTELLANI, D. e BARRELLA, W. Caracterização da Piscicultura na Região do Vale do Ribeira – SP. 2005.
- CARPENTER, S. R.; COLE, J. J.; HODGSON, J. R.; KITCHELL, J. F.; PACE, M. L.; BADE, D.; COTTINGHAM, K. L.; ESSINGTON, T. E.; HOUSER, J. N. & SCHINDLER, D. E. Trophic

cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs*. 71 (2): 163- 186, 2001.

CARPENTER, S.R., CARACO, N.E., CORREL, D.L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A.N. and Smith, V.H. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568, 1998.

CASTAGNOLLI, N.; TORRIERI JUNIOR, O. Confinamento de peixes em tanques-rede. *Ciência e Cultura*, v.32, n.11, p.1513-1517, 1980.

CASTAGNOLLI, N.; TORRIERI-JUNIOR. O. Confinamento de peixes em tanques-rede. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v.3, n.11, p. 1513-1517, 1980.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2009. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.as>> Acesso em 10 jun. 2009.

CHORUS I. & BARTRAM J. (Eds.). *Toxic Cyanobacteria in water: A guide to the Public Health Consequences, Monitoring*, 1999.

COCHE, A.G. Cage culture of tilapias. In: PULLIN, R.S.V.; LOWE McCONNEL, R.H. (Ed.). *Biology and Culture of Tilapias*. Philippines: International Center for Living Aquatic Resources Management, cap.3, p. 205-246, 1982.

COLT, J., MONTGOMERY, J.M. Aquaculture production systems. *Journal of Animal Science*, v.69, p.4183-4192, 1991.

COOD, G.A; BELL, S.G. Eutrophication and toxic cyanobacteria in fresh water. *Water pollut. Control*, 84: 225-232, 1985.

DATTA, S. e JANA, B.B. Control of bloom in a tropical Lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, United Kingdom, 53: 12-34, 1998.

DOWNING, J.A.; McCAULEY, D.E. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnology Oceanography*, v.37, n.5, p. 936-945, 1992.

ELER, M.N. A influência do Pacu (*Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887) e fluxo de água contínuo sobre características limnológicas de tanques de peixes. São Carlos. 158p. (Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo), 1996.

ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados à aquicultura. *Revista Brasileira Zootecnia*, Viçosa, v.36, p.33, 2007.

ELER, M. N.; CECCARELLI, P. S.; BUFON, A. G. M.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Mortandade de peixes

(matrinxã, *Brycon cephalus*, e pacu, *Piaractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim Técnico CEPTA*, v. 14, p. 35-45, 2001.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro, Ed. Interciência / FINEP, 1988.

ESTEVES, F. A. Eutrofização artificial. In: _____. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciencia, p. 203 – 216, 1998.

FAO. Cage and pen fish farming. Rome, 131p. (FAO Fish. Tech. Pap., 255), 1984.

FAO. Criação de peixes em cercados e gaiolas. Roma, 83p. (Série melhor agricultura, 38), 1992.

FARQUAHR, J.; BAO, H.M. & THIEMENS, M.. Atmospheric influence of Earth's earliest sulfur cycle. *Science*, 289: 756-758, 2000.

FERRAGUT, C. Respostas das Algas Perifíticas e Planctônicas à Manipulação de Nutrientes (N e P) em Reservatório Urbano (Lago do IGA, São Paulo). (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho), 2004.

FERNANDES, R.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Pesque-pague: negócio ou fonte de dispersão de espécies exóticas? *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, v. 25, n. 1, p. 115-120, 2003.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N. Aquaculture with its environment; prospects for sustainability. *Ocean and Coastal Management*, v. 17, p. 5-24, 1992.

FURTADO, J.F.R. Piscicultura: uma alternativa rentável. Guaíba-RS: Agropecuária, 180p. 1995.

GEFFEN, A. Rotating fish cages to prevent fouling. *Aquaculture*, v.16, p.83-85, 1979.

GENTIL, R. G. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, em dois períodos: primavera e verão. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2007. (tese)

GHATE, S.R.; BURTLE, G.; VELLIDIS, G. et al. Effectiveness of grass strips to filter catfish (*Ictalurus punctatus*) pond effluent. *Aquaculture Engineering*, v.16, p.149-159, 1997.

GIANE, A. Limnology in Pampulha Reservoir: some general observations with emphasis on the phytoplankton community. In: PINTO-COELHO, R.M.; GIANI, A.; SPERLING, E. (eds.) *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development*

- and management strategies. Belo Horizonte, UFMG/SEGRAC. p.151-63, 1994.
- GIANE, ALESSANDRA; FIGUEREDO, CLEBER C. and ETEROVICK, PAULA C.. Algas planctônicas do reservatório da Pampulha (MG): Euglenophyta, Chrysophyta, Pyrrophyta, Cyanobacteria. Rev. bras. Bot. online. 1999.
- GOMES, A. M. A.; Souza, R. F. G.; Azevedo, S. M. F. O. Impacto da atividade de piscicultura e eutrofização artificial nas características físicas, químicas e biológicas do Reservatório de Ribeirão das Lajes (RJ). VIII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, Florianópolis, 2004.
- GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; EATON, A.D. Standart methods for examination of water and wastewater. 18^a ed. Washington: American Public Health Association. 1.217p. 1992.
- GUARAPIRANGA, também pede água. Meios e métodos, 14 (68): 6-10, jun. 1991.
- GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. Aquaculture, v. 226, p. 201-212, 2003.
- HENRY, R.; CARAMASCHI, E. M. P.; TUNDISI, J. G. Preliminary results of survey of ecological factors in shallow tropical reservoir. Revista Brasileira de Biologia, v. 38, n. 1, p. 171-175, 1978.
- HENRY-SILVA, Gustavo Gonzaga; CAMARGO, Antonio Fernando Monteiro. Eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de viveiro de tilápia do Nilo. Sci. agric. Piracicaba, v.63, n.5, p. 433-438, 2006.
- HENRY, R. Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP). Revista Brasileira de Biologia, v.50, n.4, p.883-892, 1990.
- HENRY, R. Primary production by phytoplankton and its controlling factors in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). Revista Brasileira de Biologia, v.53, n.3, p.489-499, 1993.
- HUGUENIN, J.E.; ANSUINI, F.J. A review of the technology and economics of marine fish cage systems. Aquaculture, v.15, p.151-170, 1978.
- HONDA, R.Y.; MERCANTE, C.T.J.; VIEIRA, J.M.S.; ESTEVES, K.E.; CABIANCA, M.A.A.; AZEVEDO, M.T.P. Cianotoxinas em Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In: ESTEVES, K.E.; SANT'ANNA, C.L. Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo. São Carlos: Rima. p.105-120, 2006.
- HOODA, P.S.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. Science of the total Environment, USA, 250(1-3): 143-167, 2000.
- HULOT, F. D., LACROIX, G., LESCHER-MOUTOUÉ & LOREAU, M. Funcional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. Nature. v.405, pp.340-344. 2000.
- HUSSAR, G.J.; CONCEIÇÃO, C.H.Z.; PARADELA, A.L.; BARIN, D.J.; SERRA, W.; GOMES, J.P.R. Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. Engenharia Ambiental, v.1, n.1, p.25-34, 2004.
- HUSSAR, G.J.; PARADELA, A.L.; JONAS, T. C.; GOMES, J. P. R.. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: análise da qualidade física e química. Engenharia ambiental, v. 2, n. 1, pp. 46-59. 2005.
- HUTCHINSON, G.E. A Treatise on Limnology: Geography Physics and Chemistry. v.1, New York: John Wiley & Sons. 1.015p. 1957.
- IBAMA.Estatipesca.Disponívelem:<<http://www.conseelhos.mg.gov.br/uploads/portal//20/01%20A%20a%20quicultura%20Brasileira.pdf>>. Acesso em: 30 nov. 2009.
- IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Monitoramento da qualidade das águas superficiais na Bacia do Rio Grande em 2007. Relatório anual. Belo Horizonte- MG, 196p. 2008.
- IRIGOYEN, X., HUISMAN, J. & HARRIS, R. P. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. Nature. V. 429, pp. 863-867. 2004.
- KARABIN, A.; EJSMTONT-KARABIN, J.; KORNATOWSKA, R. Eutrophication process in a shallow, macrophyte-dominated lake- factors influencing zooplankton structure and density in Lake Luknajno (Poland). Hydrobiologia, Netherlands, 342-343: 401-409, 1997.
- KIVAIISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Ecological Engineering, v. 16, p. 545-560, 2001.
- KOMÁREK, J. & CRONBERG, G. Some chroococcalean and oscillatoriacean Cyanoprobkaryotes from southern African lakes,

- ponds and pools. *Nova Hedwigia*. 73(1- 2): 129-160.2001.
- KREITLOW, S., MUNDT, S., LINDEQUIST, U. Cyanobacteria*/a potential source of new biologically active substances. *J. Biotech.* 70, 61/63, 1999.
- KUBITZA, F. Qualidade da água no cultivo de camarões e peixes. Jundiaí: CIP – USP Editora. 2003.
- KUBITZA, F. Tilápias: Qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade. *Panorama da Aquicultura*, Rio de Janeiro, 10(59): 44-53, 2000.
- LATONA, N. Fertilizing Sport Fish Ponds. *Southern Ponds e Wildlife, USA*, 1(2): 28-31, 2002.
- LAZZARI, Rafael. Densidade de estocagem, níveis proteicos e lipídicos da dieta na produção e aceitabilidade do filé do jundiá. Tese de doutorado. PPGZ/UFSM. 149 p. 2008.
- LI, X.Y.; CHUNG, I.K. JUNG; KIM, J.I. & LEE, J.A. Subchronic oral toxicity of microcystin in common carp (*Cyprinus carpio* L.) exposed to *Microcystis* under laboratory conditions. *Toxicon*, v.44, pp.821-827. 2004.
- LUSK, B. Get the angle on algae. *Pond Boss*, Texas, 1: 6-9, 2002.
- MACEDO, C.F. e SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Comunidade planctônica em viveiros de criação de peixes com distribuição sequencial. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 31(1): 21-27, 2005.
- MACEDO, C. F. Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, Jaboticabal. 136p. 2004.
- MACEDO, D.R.G. Bioacumulação de microcistina na água e em peixes ocorrentes em reservatórios de abastecimento público do estado da Paraíba. Dissertação de Mestrado. PRODEMA/UFPB. João Pessoa, 81p. 2009.
- MAGALHÃES, V.F., MARINHO, M.M.; DOMINGOS, P.; OLIVEIRA, A.C. ; COSTA, S.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxicas) Bioaccumulation in fish na crustaceans from sepetiba bay (Brasil, RJ) *Toxicon*. v. 42 pp. 289- 295. 2003.
- MALLASEN, M.; BARROS, H.P.; YAMASHITA, E.Y.. Produção de peixes em tanque rede e a qualidade da água. *Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária*, São Paulo-SP, v. 1, n.1, p. 47-51, 2008.
- MANN, N.H. and Carr, N.G. [Eds] *Photosynthetic Prokaryotes. Biotechnology Handbooks*, Volume 6, Plenum Press, London, 275 pp. 1992.
- MARGALEF, R. *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega S.A., 951 p., 1983.
- MARTINS M. I. E. G. Dinâmicas de Desenvolvimento da Piscicultura e Políticas Públicas no Vale do Ribeira/SP e Alto Vale do Itajaí/SC – Brasil. Dissertação de mestrado. Defendida publicamente em 20 de abril de 2005.
- MARSÁLEK, B. BLÁHA, L. Comparison of 17 biotest for detection of cyanobacterial toxicity. *Environ. Toxicol.* v.19, pp.310- 317. 2004.
- MASSER, M. P.; CICHRA E.; GILBERT, R. J. Fee-fishing ponds: management of food fish and water quality. *Southern Regional Aquaculture Center*, v. 480, p. 1-8, 1993.
- MASSER, M. P. What is cage culture. Auburn: *Southern Regional Aquaculture Center*, 1v (SRAC Publication, 160), 1992.
- MATOS, A. C.; BOLL, M. G.; TESTOLIN, G. Qualidade da água de cultivo de peixes e a legislação. In: *Simpósio Brasileiro de Aqüicultura: Florianópolis*, SC, 2000.
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S.; CODD, G.A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de. Biologia*, São Carlos, 59(3): 361-376, 1999.
- MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.L.N.; ROCHA, A.A. A Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista Saúde Pública*, São Paulo, 38(5): 679-686, 2004.
- McGINTY, A.S.; RAKOCY, J.E. Cage culture of tilapia. *Southern Regional Aquaculture Center*. Auburn: SRAC Publication, 281p, 1989.
- McGINTY, A.S. Tilapia Production in Cages: Effects of Cage Size and Number of Non-caged Fish. *The Progressive Fish Culturist*, v.53, p.246-249, 1991.
- MEDEIROS, F. das C. Tanque-rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura. Cuiabá, 2002.p.110.
- MERCANTE, C.T.J; CABIANCA, M.A; SILVA, V; COSTA, S.V.; ESTEVES, K.E. Water quality in fee-fishing ponds located in the São Paulo metropolitan region, Brazil: analysis of the eutrophication process. *Acta Limnologica Brasiliensia*, Botucatu, 16(1): 95-102, 2004.

- MERCANTE, C. T. J.; COSTA, S. V.; SILVA, D.; CABIANCA, M. A.; ESTEVES, K. E. Qualidade da água em pesque-pague da região metropolitana de São Paulo (Brasil): avaliação através de fatores abióticos (período seco e chuvoso). *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, v. 27, n. 1, p. 1-7, 2005.
- MERCANTE, C.T.J.; MARTINS, Y.K.; CARMO, C.F.; OSTI, J.S.; MAINARDES PINTO, C.S.R.; TUCCI, A. Qualidade de água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas, São Paulo, Brasil. *Bioikos*, Campinas, 21(2): 79-88, 2007.
- MEROLA, N.; SOUZA, J.H. Preliminary studies on the culture of the pacu *Colossoma mitrei* in floating cages: effects of stocking density and feeding rate on growth performance. *Aquaculture*, v.68, p.243-248, 1988.
- MILLS, D. Peixes de aquário. Rio de Janeiro: Ediouro, 304 p. 1998.
- Ministério da Saúde. Portaria nº518 de 25 de março de 2004.
- MITCHELL, A.J. Blue-green algae. *Aquaculture Magazine*, Asheville, 2: 79-83, 1996.
- MOREIRA, Heden Luis Marques; VARGAS, Lauro. Fundamentos da moderna aquicultura. Canoas: Ed. ULBRA, 200p. 2001.
- NASCIMENTO, F.L; OLIVEIRA, M.D. de. Noções básicas sobre piscicultura e cultivo em tanques-rede no Pantanal. Corumbá : Embrapa Pantanal, 28p. 2010.
- NEWTON, W.E; BURGESS, B.K. Nitrogen fixation. New York: Muller A.; Newton, W.E. Plenum, p. 1-19: Nitrogen fixation: its is scope and importance, 1983.
- NOGUEIRA, M.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (Represa do Monjolinho – São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*. V. 8, pp. 149-168. 1996.
- OLIVEIRA, A. S. Caracterização Socioambiental da Piscicultura em tanques-rede no município de Guapé, MG, BRASIL. Alfenas. p. 74. (Dissertação de mestrado. Universidade José do Rosário Vellano, Unifenas), 2012.
- ONO, E. A. e KUBITZA, F. Cultivo de Peixes em Tanques-rede. 3 ed. Jundiaí. 112p., 2003.
- OSTRENSKY, Antônio; BORGHETTI, José Roberto; SOTO, Doris. Aquicultura no Brasil: O desafio é crescer. SEAP/FAO, Brasília, DF, 276p. 2008
- OSTRENSKY. A; BOEGER, W. Piscicultura: fundamentos e técnicas de manejo. Guaíba: Livraria e Ed. Agropecuária, 211p. 1998.
- PÁDUA, H.B. de. Principais variáveis físicas e químicas da água na aquicultura. In: WORKSHOP SOBRE QUALIDADE DE ÁGUA NA AQUICULTURA, 1., Pirassununga, 28-30/ago./2000. Anais... v.1, p. 17-23, 2000.
- PÁDUA, H.B. Impacto ambiental: um impactona aquicultura. *Revista Brasileira de Agropecuária*,1(12): 1-66. 2001.
- PAERL, H.W. e TUCKER, C.S. Ecology of bluegreen algae in aquaculture ponds. *Journal of the Aquaculture Society*, Baton Rouge, 26(2): 109-131, 1995.
- PAERL, H. W., DYBLE, J., MOISANDER, P. H., NOBLE, R. T., PIEHLER, M. F., PINCKNEY, J. L., STEPPE, T. F., TWOMEY, L. & VALDES, L. M. Microbial indicators of aquatic ecosystem change: current applications to eutrophication studies. *FEMS Microbiol. Ecol.*, v.46, pp. 233-246. 2003.
- PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água – uma revisão. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 31, n. 1, p. 81-88, 2005.
- PEREIRA, R.; SOARES, A. M. V. M.; RIBEIRO, R.; GONÇALVES, F. Assessing the trophic state of Linhos Lake: a first step towards ecological rehabilitation. *Journal of Environmental Management*, v. 64, p. 285-297, 2004.
- PERSCHBACHER, P.W.; MILLER, D.; CONTE, E.D. Algal off-flavors in reservoirs. *American Fisheries Society Symposium*, USA, 16: 67-72, 1996.
- PEREZ, M.T., ROBLEDILLO, J.M.M. Piscicultura en jaulas flotantes. Madrid: Hojas Divulgadoras, 24p. 1989.
- PINTO-COELHO, R.M. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4- year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*, London, 40: 159-173, 1998.
- PLOEG, M. e BOYD, C.E. Geosmin production by cyanobacteria (Blue-green Algae) in fish ponds at Auburn, Alabama. *Journal of the World Aquaculture Society*, Baton Rouge, 22(4): 207-215, 1991.
- PROCHMANN. A. M. e MICHELS I. L., Estudo das Cadeias Produtivas de Mato Grosso do Sul: Piscicultura. Fundação Cândido Rondon. Campo Grande, 2003.

- REBOLÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 2 ed. São Paulo: Escrituras Editora, 703 p., 2002.
- REYNOLDS, C.S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status. *Hydrobiologia*, 369/370: 11-26. 1998.
- REYNOLDS, C. S. The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Swiss journal of hydrology*, v. 49, p. 220-236, 1987.
- ROLLAND A., BIRD D., GIANI A. Effects of environmental factors and composition of cyanobacterial communities on the occurrence of hepatotoxic blooms in the Eastern Townships, Quebec. *Journal of Plankton Research*. v.27 pp. 683-694. 2005.
- ROTTA, M. A.; QUEIROZ, J. F. Boas práticas de manejo (BPMs) para a produção de peixes em tanques-redes. Corumbá: Embrapa Pantanal, 27p. 2003.
- ROUND, F.E.; R.M. CRAWFORD, AND D.G. MANN. *The Diatoms Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge, Cambridge University Press. pp.747. 1990.
- SANT'ANNA, C.L.; GENTIL, R.C.; SILVA, D. Comunidade Fitoplanctônica de Pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In: ESTEVES, K.E. e SANT'ANNA, C.L. *Pesqueiros sob uma Visão Integrada de Meio Ambiente, Saúde Pública e Manejo*. São Carlos: Rima. p.49-62, 2006.
- SANT'ANNA, C.L. e AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, Stuttgart, 71: 359-385, 2000.
- SCHIEWER, U. 30 years' eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia*, Netherlands, 363: 73-79, 1998.
- SCHMITTOU, H.R. *Produção de peixes em alta densidade em tanques-rede de pequeno volume*. Campinas: Mogiana Alimentos e Associação Americana de Soja, 78p. 1997.
- SCHMITTOU, H.R. *High density fish culture in low volume cages*. Singapore: American Soybean Association, 78p, 1993.
- SCORVO FILHO, J.D. - *Panorama da Aquicultura Nacional* – Instituto de Pesca de São Paulo. - <http://www.pesca.sp.gov.br/> - Acessado em 08/09/2007.
- SEBRAE. *Criação comercial de peixes em viveiros ou açudes*. (Série Oportunidades de Negócios). Roraima: SEBRAE, 42p, 2001.
- SHILO, M. e SARIG, S. *Fish culture in warm water systems: Problems and trends*. CRC press, Florida. 259 p. 1989.
- SILVA, D. *Dinâmica de populações de Microcystis (Cyanobacteria) em pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Brasil*. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, 146 p., 2005.
- SILVA N. J. R., *Dinâmicas de Desenvolvimento da Piscicultura e Políticas Públicas no Vale do Ribeira, SP e Alto Vale do Itajaí, SC – Brasil*. São Paulo. 2005. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 27 (1): 77 - 84, 2001.
- SILVA, A. L. N.; SIQUEIRA, A. T. *Piscicultura em tanques-rede: princípios básicos*. Recife: UFRPE, 1997. 72 p.
- SKULBERG, O.M.. Cyanobacteria / cyanotoxin research – 100 years back for the future. *J. Environmental Toxicology*, 20:220 – 228, 1995.
- SMITH, V.H., *Cultural eutrophication of inland, estuarine and coastal waters*. In: Pace, M.L. 1998.
- SMITH, J.L.; BOYER, G. L.; ZIMBA, P. V. A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: Impacts and management alternatives in aquaculture. *Aquaculture*. v. 280 pp. 5–20, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Aspectos limnológicos de um viveiro utilizado como abastecimento de água para sistemas de aquicultura. *Boletim Técnico do CEPTA*, Pirassununga, 19: 59-64, 2006.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ALVARES, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1949). *Brazilian Journal Biology*, v.68, n.1, p. 77-86, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; DURIGAN, J.G.; LIGEIRO, S.R. Caracterização de algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura em dois períodos do dia. *Revista Unimar*, Maringá, 16 (Suplemento 3): 217-227, 1994.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. *Uso racional da água: limnologia e plâncton*. 217p. Tese de livre-docência na disciplina Manejo Ecológico em Aquicultura: Qualidade de Água. Centro de Aquicultura da UNESP, 2005.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; FÁVERO, E.C.; BRAGA, F.M. de S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I Floating Plant. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, 62(3): 1-11, 2002.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. e BRAGA, F.M. de S. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fish ponds with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fertilizer. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, 67(3): 459-466, 2007.

STEPHENS, W. W.; FARRIS, J. L. A Biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. *Aquaculture*, v. 241, p. 319-330, 2004.

SONODA, D. Y. Análise econômica de sistemas alternativos de produção de tilápias em tanques-rede para diferentes mercados. Tese, Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002.

SOUZA, M. F. L; et al. Avaliação da concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila- a na plataforma continental adjacente a Baía de Camamu, BA. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 7, 2005, Anais... Caxambu-MG, 2004.

STRASRABA, M & TUNDISI, J.G. Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Vol 9, 2000.

TALAMONI, J.L.B. e OKANO, W.Y. Limnological characterization and plankton community structure in aquatic systems of different trophic state. *Verh International Verein Limnology*, Stuttgart, 26: 629-636, 1997.

TALBOT, C. e HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, Germany, 10: 258-270, 1994.

TAVARES-DIAS, M.; TENANI, R.A.; GIOLI, L.D.; FAUSTINO, D.C. Características Hematológicas de Teleósteos Brasileiros. Parâmetros Sangüíneos do *Piaractus mesopotamicus* Holmberg (Osteichthyes, Characidae) em Policultivo Intensivo. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, 16(2): 423-431, 1999.

TAYLOR, W.D.; BENTZEN, E. The importance of dissolved organic phosphorus to phosphorus uptake by limnetic plankton. *Limnology and Oceanography*, v.37, n.2, p.217-231, 1992.

TENCALLA, F.G., DIETRICH, D.R.; SCHLATTER, C. Toxicity of *Microcystis aeruginosa* peptide toxin to yearling rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*. v .30, pp. 215-224. 1994.

THOMAZ, S.M. e BINI, L.M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na Represa de Itaipu. In: HENRY, R. *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. FUNDIBIO: FAPESP. São Paulo. p.597-626, 1999.

THONTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley e Sons, New York. 256p, 1990.

TUCCI, A. Sucessão da Comunidade Fitoplanctônica de um Reservatório Urbano e Eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. Rio Claro, SP. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho), 2002.

TUCCI, A. e SANT'ANNA, C.L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosynska) Elenyia e Subba Rajju (Cyanobacteria): Variação Semanal e Relações com Fatores Ambientais em um Reservatório Eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, 26(1): 97-112, 2003.

TUNDISI, J.G. A crise da água: eutrofização e suas consequências. In. TUNDISI, J.G. *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. Rima, IIE, São Carlos. 247p, 2003.

TUNDISI, J. G. *Água no século XXI: enfrentando a escassez*. São Carlos: Rima, 2003. 248 p.

TUNDISI, J.G. *O futuro dos Recursos*. Ed. Multi Ciência, 691 pp. 2003.

VIEIRA, L. F. Agricultura e agroindústria familiar. *Revista de Política Agrícola*. Brasília: v.1, 1998, p. 7 e 8.

VINATEA-ARANA, L. Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura. Florianópolis: Editora da UFSC. 166 p. 1997.

WETZEL, R.G. *Limnology*. EUA: W. B. Saunders Company. 743p. 1983.

WETZEL, R.G.. *Limnology: lake and river ecosystems*. San Diego, Academic Press, 1006p. Artigos diversos, 2001.

ZANIBONI-FILHO, E. O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade da água. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, 57(1): 3-9, 1997.

ZANIBONI, E. F.; NUNER, A.P. O.; GUERESCHI, R.M.; SILVA, S.H. Cultivo de peixes em tanques-rede e impactos ambientais. Anais: Cultivo de Peixes em tanques-rede: desafios e oportunidades para um desenvolvimento sustentável. Belo Horizonte: EPAMIG, p.104, 2005.

YOO, K.H.; MASSER, M.P.; HAWCROFT, B.A. An in pond raceway system incorporating removal of fish wastes. *Aquacultural Engineering*, London, 14: 175-187, 1995.

1 – Larissa Paula Jardim de Lima Barbosa, Bióloga
– Microbiologista, Programa de Pós-Graduação em
Ciências da Saúde, Universidade Federal do Amapá
– UNIFAP, larissapjardim@gmail.com.

2 – Dr. Flávio Henrique Ferreira Barbosa, Professor
Doutor Adjunto II / Biólogo – Microbiologista,
Colegiado de Farmácia, PPG Ciências da Saúde e
Ciências Farmacêuticas, Laboratório de
Bromatologia e Microbiologia de Alimentos,
Fundação Universidade Federal do Amapá –
UNIFAP, flavio.barbosa@unifap.br

2 – Dra. Silvia Maria Mathes Faustino, Professora
Doutora Adjunto II / Bióloga, Colegiado de
Farmácia, PPG Ciências da Saúde e Ciências
Farmacêuticas, Fundação Universidade Federal do
Amapá – UNIFAP, fitomathes@yahoo.com