



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



IMPACTOS AMBIENTAIS DA AQUICULTURA: REVISÃO E ESTRATÉGIAS PARA MINIMIZAR OS EFEITOS NA BIODIVERSIDADE AQUÁTICA: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

FERNANDEZ, Luana Picagevicz ¹
THOMÉ, Jamilli Pelegrefi ²
GERALDO, Laura Trevisan ³
CARNEIRO, William Franco ⁴
JUNIOR, Edvaldo Geraldo ⁵

RESUMO

Impulsionada por avanços tecnológicos e aumento do consumo, a aquicultura apresentando alto crescimento expressivo em escala global. O Brasil possui grande potencial para o desenvolvimento do setor, decorrente, da extensa área de disponibilidade de lâmina d'água e a diversidade de espécies aquáticas. No entanto, o sistema ainda enfrenta desafios estruturais, como a falta de assistência técnica, burocracias nos processos de licenciamento, falta de mão de obra qualificada, e os impactos ambientais, como a degradação da qualidade da água, e a introdução de espécies exóticas que ameaçam a biodiversidade local. A aquicultura moderna visa equilibrar a produção lucrativa com a conservação ambiental e desenvolvimento social, sendo essencial controlar a qualidade da água e minimizar os impactos dos efluentes ricos em nutrientes, que podem levar a eutrofização. Dentre as alternativas para reduzir os impactos, encontra-se o Sistema de tratamento de efluentes com plantas aquáticas (wetlands) e os Sistemas de recirculação de água (RAS), que auxiliam no controle de qualidade da água e reduzem o descarte de efluentes. Apesar disso, essas tecnologias enfrentam limitações, como o alto custo de implantação, a necessidade de maior fiscalização e incentivos públicos, sendo assim, integrar essas tecnologias com manejo adequado e políticas públicas eficientes, é de extrema relevância para o avanço sustentável da aquicultura no país.

PALAVRAS-CHAVE: Tratamento de efluentes. Piscicultura. Qualidade da água. Meio ambiente. Sustentabilidade.

1. INTRODUÇÃO

A aquicultura apresentou grande desenvolvimento, com aumento da oferta de produtos e ganhos de produtividade a partir dos anos 80, consolidando-se como atividade econômica. Essa nova posição, advinda de vários fatores que possibilitaram sua implantação, como exemplo, o desenvolvimento de tecnologia compatível com uma criação racional, o qual viabiliza diferentes processos de produção que permitem o escoamento da produção, tanto em larga como em pequena escala (MARTIN *et al.*, 1995).

O Brasil tem grande potencial para desenvolver a aquicultura, conta com uma extensa área oceânica (8.400 km), e uma área de 5.500.000 hectares de lâmina d'água, representada pelos

¹Graduanda do Curso de Medicina Veterinária do Centro Universitário FAG. E-mail: luanaapfernandez@hotmail.com

²Graduanda do Curso de Medicina Veterinária do Centro Universitário FAG. E-mail: jamilli.p.thome@gmail.com

³Graduada em Química pela UEPG. E-mail: lauratrevisan.qca@gmail.com

⁴Doutor em Zootecnia pela Universidade de Lavras - UFLA. E-mail: willfc14@gmail.com

⁵Doutor em Engenharia da Energia na Agricultura. E-mail: edvaldogeraldojr@gmail.com



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



reservatórios (SÃO JOSÉ *et al.*, 2022). Conforme Sidonio *et al.* (2012) a atividade encontra-se pouco estruturada, com dificuldades na obtenção de licenças, manejo inadequado, carência de assistência técnica qualificada, entre outros. Todavia, com políticas de pesquisa e desenvolvimento voltadas para espécies com potencial, além da profissionalização da atividade, a aquicultura no Brasil poderá alcançar níveis significativos de desenvolvimento.

Conforme dados da FAO (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura, 2022), no ano de 2020 a produção de peixes atingiu cerca de 214 milhões de toneladas, sendo o consumo per capita de 20,2 kg. O aumento do consumo se dá decorrente do aumento populacional e da renda, aliado a melhorias nos canais de abastecimento e distribuição, o que impulsionou o crescimento do comércio internacional e da aquicultura (FAO, 2018). Além disto, decorrente dos benefícios à saúde, ocasionados devido ao valor nutricional do pescado, nos últimos anos notou-se alto interesse da população sobre esta proteína (SARTORI e AMANCIO, 2012).

Segundo Brasil (2024), em 2023 a aquicultura contribui com cerca de R\$ 10,2 bilhões, demonstrando um aumento de 16,6% de 2022 para 2023, onde a produção dos peixes alcançou mais de 655 mil toneladas, registrando um novo recorde. A tilápia é considerada o peixe mais produzido no Brasil, no ano de 2023 foram produzidos cerca de 67,5%, sendo Morada Nova de Minas (MG) o município de maior produção, o qual corresponde 3,1% da fabricação nacional.

A aquicultura vem demonstrando um crescimento expressivo, a estimativa da produção em 2024 mostrou um aumento de 10,3%, representando cerca de 724,9 mil toneladas, gerando em torno de 7,7 bilhões de reais, demonstrando um aumento de 15,8% quando comparado ao ano anterior (IBGE, 2025).

A produção da tilápia em 2024 representou cerca de 68,9% da produção total de peixes. Em comparação com o ano anterior, houve um aumento de 12,8%, totalizando em 499,4 mil toneladas. Sendo assim, quase a metade (47,5%) é oriunda da Região Sul, principalmente do Paraná, que representa cerca de 38,2% da produção nacional, o que equivale a 190,5 milhões de quilos (IBGE, 2025).

Sendo assim, objetivou-se com este trabalho, abordar os aspectos gerais dos principais impactos causados pela aquicultura e as formas de mitigação desses impactos.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



Decorrente do crescimento acelerado da produção aquícola, alcançou-se diversos benefícios sociais e econômicos. No entanto, é de fundamental importância considerar que toda a atividade produtiva causa impactos ao meio ambiente, especialmente quando realizada de forma inadequada, sem respeitar os princípios básicos de alteridade sócios ambientais (ELER e MILLANI, 2007). A partir disto, surgiu o conceito de aquicultura moderna, que segundo Valenti (2002) está baseada em três pilares principais, que são a produção lucrativa, a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento social.

Thia-Eng (1997) afirma que a sustentabilidade em sistema de aquicultura está diretamente ligada a interação entre dois fatores, sendo os fatores intrínsecos e extrínsecos. Os fatores intrínsecos envolvem aspectos como a qualidade da água, as técnicas de cultivo, a localização e a operação dos cultivos, suprimento de formas jovens, características das espécies cultivadas e a disponibilidade de alimentação, tanto artificial quanto natural. Já os fatores extrínsecos, incluem elementos externos ao sistema de produção, como as políticas públicas, acidentes naturais, mudanças climáticas, poluição, dinâmica de mercado, introdução de espécies exóticas, condições socioculturais e cumprimento da legislação.

A aquicultura sustentável define-se como:

A produção lucrativa de organismos aquáticos, mantendo uma interação harmônica duradoura com os ecossistemas e as comunidades locais. Deve ser produtiva e lucrativa, gerando e distribuindo renda. Deve usar racionalmente os recursos naturais sem degradar os ecossistemas no qual se insere. Deve gerar empregos e/ou autoempregos para a comunidade local, elevando sua qualidade de vida e deve respeitar sua cultura (VALENTI, 2008).

2.1 QUALIDADE DE ÁGUA

Corpos de água são considerados sistemas dinâmicos e complexos, cuja principal fonte de abastecimento será a nascente. Decorrente disto, a dependência causa uma variação nos parâmetros físicos e químicos, em um período de 24 horas, afetando diretamente os fatores bióticos e abióticos do ambiente. Os viveiros utilizados na aquicultura comportam-se como sistemas intermediários entre sistemas lênticos (lentos) e lóticos (de correnteza), e com a constante entrada e saída de água tem efeito pronunciado na sua dinâmica, como também os fatores climáticos, e o arraçoamento diário (TAVARES, 1995).

Devido o aumento da produtividade na aquicultura, ocorre também o crescimento no fornecimento de rações, onde a principal matéria-prima, é a farinha de peixe e óleo de peixe, com



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



isso, ocorre um aumento da susceptibilidade dos animais a doenças, e consequentemente aumentando o uso de antibióticos e outros agentes terapêuticos (BOYD, 1982; KUBITZA, 2000). A qualidade da água nos viveiros de aquicultura está diretamente relacionada à fonte hídrica utilizada, ao manejo empregado (calagem, adubação e limpeza), as espécies cultivadas e a quantidade e composição do alimento fornecido (MACEDO e SIPAÚBA-TAVARES, 2010). A água que entra nos viveiros, apresenta características químicas próprias, que podem ser mantidas ou alteradas, sendo frequentemente modificadas devido a carga de matéria orgânica e nutrientes introduzidos no sistema (MERCANTE *et al.*, 2007).

Muitos cuidados devem ser adotados em relação aos efluentes provenientes dessa atividade, visto que, podem aumentar as concentrações de nutrientes e sedimentos na água. Além disso, a qualidade das águas é bastante afetada pela introdução de matéria orgânica, principalmente durante os períodos de despesca (SIMÕES *et al.*, 2007). Observa-se um aumento significativo na concentração de compostos como fósforo e nitrogênio, acompanhado da redução na concentração de oxigênio dissolvido, elemento essencial para a manutenção da vida aquática. Há relatos da inserção de cobre em corpos hídricos, através da adição de sulfato de cobre (CuSO_4) aos tanques de cultivo (WU *et al.*, 1994).

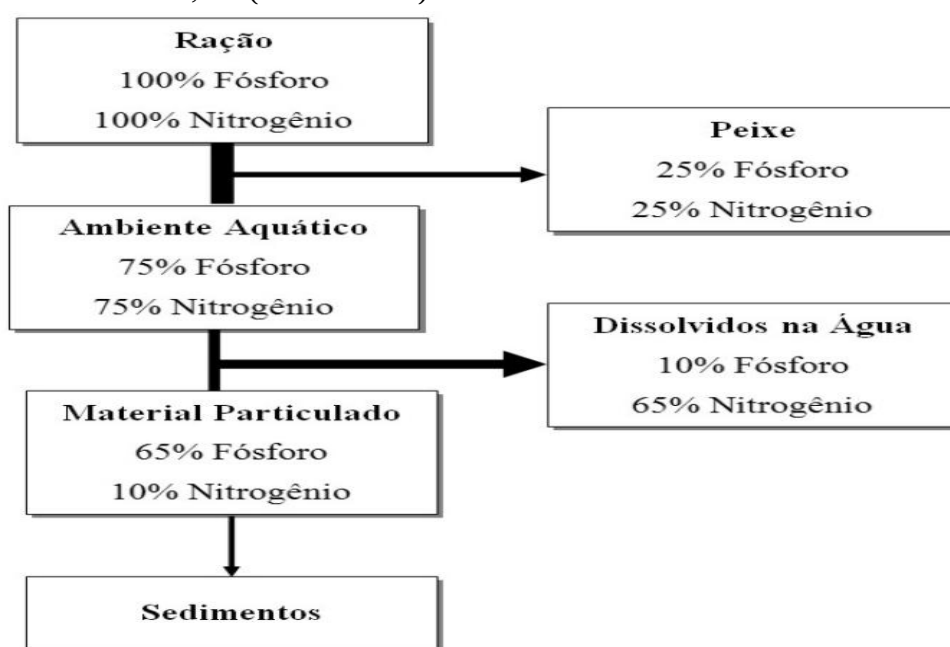
Segundo Kubitza (1998), esses nutrientes podem favorecer o crescimento de populações de fitoplâncton e bactérias, contribuindo para a eutrofização. O aumento da eutrofização artificial reduz os níveis de oxigênio dissolvido na água, eleva as taxas de compostos nitrogenados tóxicos e provocar alterações significativas nas condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos, resultando em alterações qualitativas e quantitativas em comunidades aquáticas e no incremento do nível de produção do ambiente aquático (PILARSKI *et al.*, 2004; HENRY-SILVA *et al.*, 2006; TUNDISI e TUNDISI, 2008). O aumento das concentrações de fósforo e nitrogênio na água está diretamente relacionado com a ração fornecida aos animais (figura 1). As características desses nutrientes variam de acordo com o manejo adotado, da tecnologia empregada, das espécies cultivadas e, principalmente, da intensidade de produção (CASTAGNOLLI, 1992; BOYD, 2003).

Conforme Boscolo *et al.* (2002) o conhecimento sobre a digestibilidade dos alimentos utilizados na fabricação de ração, são essenciais, pois alimentos de baixa digestibilidade podem acarretar maior produção de fezes e sobras de ração no ambiente, contribuindo para a deterioração da qualidade da água. O baixo aproveitamento dos nutrientes, pode ser ocasionado por diversos fatores, como o uso de ração de baixa qualidade e com alta porcentagem de farelo; o manejo

alimentar ser inadequado, com fornecimento excessivo ou insuficiente de ração; uso de dietas incompatíveis com a fase de desenvolvimento ou com os hábitos alimentares da espécie cultivada; além de formulações nutricionalmente desbalanceadas.

O nitrogênio presente nos resíduos, tem origem das proteínas das rações. Parte do nitrogênio é excretado pelas fezes na forma de amônia, enquanto o restante é eliminado pelas fezes na forma de nitrogênio orgânico. A figura 1, ilustra o fluxo de nitrogênio e fósforo, proveniente de rações nos diferentes compartimentos do ambiente aquático (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Figura 1 – Fluxo de Nitrogênio e Fósforo em tanques redes com salmonídeos. Dados baseados em uma taxa de conversão alimentar 1,5:1 (matéria seca).



Fonte: BERGHEIM *et al.* (1991), modificado por HENRY-SILVA e CAMARGO (2008).

2.2 INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES

Apesar da grande diversidade de espécies de peixes, mais da metade da produção brasileira é de espécies exóticas, sendo as principais a carpa e a tilápia (BRASIL, 2012). O principal fator que contribui para que esses animais estejam entre os mais produzidos está relacionado à disponibilidade de pacotes tecnológicos estrangeiros já consolidados e de fácil aplicação (VITULE, 2009).

De acordo com Vitule (2009), diversas espécies foram introduzidas no país por meio da aquicultura e, atualmente, já ocupam diferentes bacias hidrográficas, como as carpas (*Cyprinus*



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



carpio, *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys nobilis*, *H. molitrix*), a tilápia (*Oreochromis niloticus*), black bass (*Micropterus salmoides*) e a truta (*Oncorhynchus spp.*).

A quantidade de animais deslocados nas últimas três décadas duplicou, e, por isso, a invasão biológica vêm se configurando como um problema ambiental de grande relevância e interesse público. Por serem responsáveis pela redução da diversidade biológica, essas espécies são classificadas como poluentes biológicos. Atividades agrícolas podem ser consideradas as maiores responsáveis pela introdução de espécies no ambiente aquático. Existem várias formas em que as espécies podem alcançar os ambientes aquáticos, muitas provavelmente por meio de escapes, pela água efluente dos tanques; acidentes, por rompimento de taludes ou transbordamento de tanques; soltura deliberada de indivíduos remanescentes nos tanques durante seu esvaziamento; descartes resultantes das atividades de manejo dos tanques (AGOSTINHO *et al.*, 2007; GOZLAN, 2008; SOUZA *et. al.*, 2009).

Um conceito importante é o de espécie estabelecida, definido por Andersen *et al.* (2004) como àquela espécie não nativa que mantém uma população autossustentável em seu novo ambiente natural, sendo capaz de se reproduzir e não apresentando risco imediato de extinção da fauna e/ou flora local. Já Kolar e Lodge (2001) apresenta o conceito de espécie invasora, caracterizada como aquela que, após se estabelecer, passa a se dispersar para além do local de introdução, causando impactos ambientais e/ou afetando outras espécies.

Diversos efeitos podem ser provocados pela introdução de espécies exóticas, alguns deles de caráter devastador, o que faz com que as invasões biológicas sejam reconhecidas como uma das principais causas da perda de biodiversidade (AGOSTINHO *et al.*, 2007; MCGEOCH *et al.*, 2010). Os principais impactos ecológicos decorrentes da presença de espécies não nativas estão associados à modificação de habitats (MATSUZAKI *et al.*, 2009), à alteração dos ecossistemas (BRITTON *et al.*, 2010), à competição (CAIOLA e DE SOSTOA, 2005; TEIXEIRA e CORTES, 2006), à predação (GRATWICKE e MARSHALL, 2001), à transmissão de patógenos e/ou parasitas (PRENTER *et al.*, 2004) e à hibridização (RHYMER e SIMBERLOFF, 1996; STREELMAN *et al.*, 2004; HÄNFLING *et al.*, 2005). Além disso, tais espécies podem ocasionar mudanças ecológicas perceptíveis apenas em longo prazo, como o fenômeno da homogeneização biótica (VITULE *et al.*, 2012).

Para além dos impactos ecológicos, destacam-se também os efeitos econômicos. Nos Estados Unidos, estima-se uma perda anual de aproximadamente 5,4 bilhões de dólares decorrente da



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



introdução de espécies exóticas. Em escala global, esse valor pode alcançar 1,4 trilhões de dólares por ano, o que corresponde a cerca de 5% da economia mundial (PIMENTEL *et al.*, 2001; PIMENTEL *et al.*, 2005).

Uma espécie pode causar mudanças irreversíveis em comunidades ecológicas quando se torna invasora, podendo alterar todos os níveis de organização biológica, assim como, afetar espécies desde o nível genético até o ecossistema como um todo (VITULE *et al.*, 2012). Britton *et al.* (2011) propõe a criação de listas que podem ser utilizadas para classificar os danos ecológicos causados pelas espécies invasoras.

Vitule (2009) indicaram que a presença de tilápias está diretamente associada à diminuição das populações de zooplâncton e, conseqüentemente, ao aumento da biomassa de fitoplâncton, resultando em menor transparência da água. Outro exemplo relevante é o black bass (*Micropterus salmoides*), um predador de grande porte nativo da América do Norte. Durante a fase juvenil, alimenta-se de zooplâncton, insetos e outros invertebrados, enquanto na fase adulta consome crustáceos, peixes e pequenos vertebrados (GARCÍA-BERTHOU, 2002). Essa espécie foi introduzida no Brasil na década de 1920, com o objetivo de fomentar a pesca esportiva (GODOY, 1954). O *black bass* é apontado como responsável pela redução de espécies endêmicas de ciprinídeos do gênero *Barbus* no continente africano, além de causar extinções locais dessas espécies (GRATWICKE e MARSHALL, 2001). Estudos realizados no Canadá demonstraram que lagos habitados por *black bass* apresentavam comunidades de peixes nativos menos abundantes e com menor diversidade quando comparados àqueles onde a espécie não estava presente ou onde predominavam outros predadores não nativos (TRUMPICKAS *et al.*, 2011). No contexto brasileiro, as informações sobre a introdução dessa espécie ainda são escassas, havendo necessidade de novos estudos que avaliem os impactos causados pelo *black bass* nos ecossistemas aquáticos nacionais.

Uma alternativa para minimizar esses impactos seria o desenvolvimento de pacotes tecnológicos voltados às espécies nativas já utilizadas na piscicultura (CARVALHO e RAMOS, 2010). Dentre as espécies nativas tem destaque os pacus (*Piaractus mesopotamiscus*), tambaquis (*Colossoma macropomum*), os peixes de couro da família *Pimelodidae* (pintados, cacharás, do gênero *Pseudoplatystoma*) e os bagres (do gênero *Rhamdia*). Espécies estas que vem sendo alvo de discussões em eventos científicos nacionais, onde são propostos meios de viabilizá-los como base de aquicultura sustentável (ZANIBONI-FILHO *et al.*, 2009).



2.3 WETLANDS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

O fósforo é um elemento químico essencial à vida aquática e ao crescimento de microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Na forma de fosfatos dissolvidos constitui um nutriente fundamental para os produtores primários, podendo inclusive atuar como fator limitante da produtividade primária em ecossistemas aquáticos. O lançamento de despejos ricos em fosfatos num curso d'água pode estimular o crescimento excessivo de micro e macroorganismos fotossintetizadores, especialmente em ambientes com boa disponibilidade de compostos nitrogenados. Esse processo pode culminar em florações de algas indesejáveis e oportunistas, reduzindo a biodiversidade aquática, fenômeno conhecido como eutrofização (PEREIRA, 2004).

De acordo com Von Sperling (1995) os compostos nitrogenados são essenciais para o crescimento de vegetais e organismos em geral, pois são utilizados para síntese de aminoácidos. São utilizados em processos bioquímicos de oxidação do amônio e deste para nitrato e, posteriormente, a nitrato que consomem quantidades significativas de oxigênio dissolvido. Assim, quando a poluição for recente, o perigo para a saúde será maior, visto que, nesse caso o nitrogênio se apresenta na forma orgânica e amoniacal, que é mais tóxica.

Entre os principais poluentes gerados pela atividade aquícola destacam-se os compostos nitrogenados e o fósforo. Quando presentes em grandes concentrações, esses nutrientes favorecem a eutrofização dos corpos d'água. Com o elevado número de algas aumenta-se a competição por oxigênio dissolvido entre todas as espécies animais e vegetais ali existentes. Na maioria das vezes, no florescimento de algas, apenas algumas espécies dominam a comunidade do fitoplâncton, sendo estas algas geralmente pertencentes à divisão *Cyanophyta*. Algumas dessas apresentam toxicidade, como *Anabaena spiroides*, *Microcystis aeruginosa* e espécies do gênero *Cilindrospermopsis* (ELER e MILLANI, 2007). Muitos são os estudos para encontrar um método eficiente de tratamentos de efluentes, atualmente vem tendo destaque sistemas compostos por lagoas de decantação, com plantas, os chamados *wetland*.

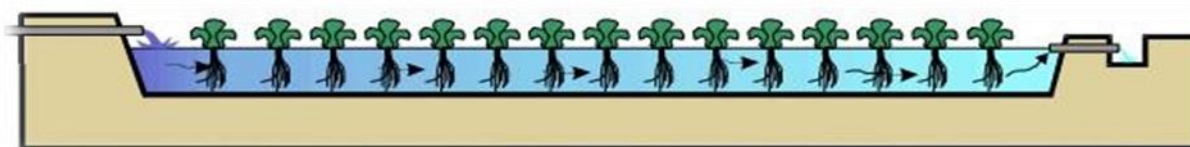
Segundo Salati (2006) o termo *wetlands* é utilizado para caracterizar diversos ecossistemas naturais que durante o ano ficam parcial ou totalmente inundados. Em contrapartida, as *wetlands* construídas são sistemas criados para remover poluentes de efluentes, utilizando de processos naturais. A remoção de nitrogênio e fósforo dos efluentes ocorre por meio da absorção direta desses

nutrientes pelas macrófitas, bem como por processos de mineralização microbológica e transformações biogeoquímicas, como a desnitrificação e a amonificação (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008). As técnicas de *wetlands* construídas vêm apresentando grandes avanços. Brix (1993), classificou *wetlands* em sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes e sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes.

Nos sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes (Figura 2), as macrófitas flutuantes constituem um grupo diversificado de plantas aquáticas que abrange numerosas espécies, são utilizadas em canais de baixa profundidade, que podem conter uma ou combinações de diferentes espécies de plantas. Dentre as espécies mais estudadas destaca-se a aguapé (*Eichornia crassipes*), originária da América central. À aguapé tem sido amplamente investigado em pesquisas voltadas ao tratamento de efluentes, com uso em lagoas de decantação, constitui não apenas uma alternativa ecologicamente viável, mas também uma solução economicamente eficiente para o tratamento de efluentes (KAWAL e GRIECO, 1983; SALATI *et al.*, 2009).

A utilização dessa planta deve-se à sua notável resistência a ambientes aquáticos altamente poluídos, mesmo sob condições de ampla variação na concentração de nutrientes, pH, presença de substâncias tóxicas, metais pesados e mudanças de temperatura. A aguapé se multiplica com rapidez em ambientes com excesso de nutrientes, motivo pelo qual é essencial o controle periódico da biomassa vegetal. Quando se atinge o limite da capacidade de suporte, ocorre uma diminuição da produção, e/ou perda de biomassa, o que pode causar o retorno de nutrientes para o efluente (SALATI *et al.*, 2009; HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

Figura 2 - Desenho de um canal com plantas aquáticas flutuantes. São construídos canais longos e estreitos com aproximadamente 0,70 m de profundidade.

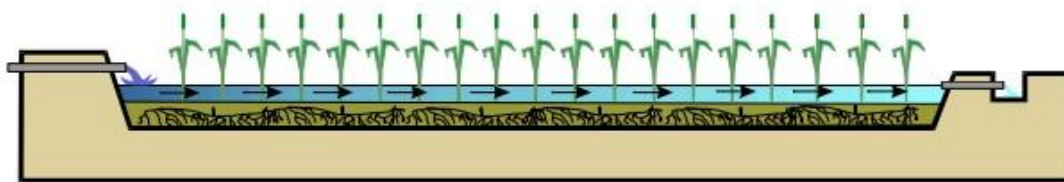


Fonte: SALATI *et al.* (2006).

Já nos sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes, utilizam-se de plantas com desenvolvimento do sistema radicular preso no sedimento, enquanto o caule e as folhas permanecem parcialmente submersas. Para o adequado estabelecimento das macrófitas emergentes,

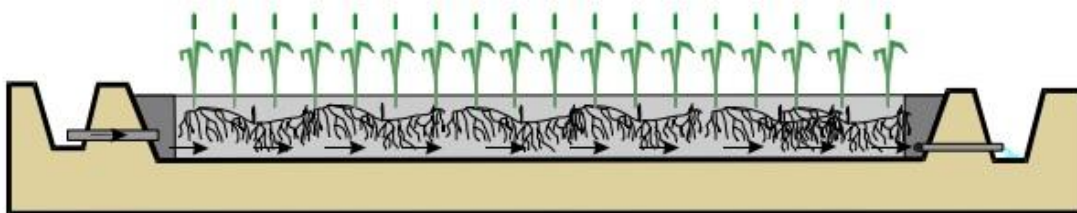
recomenda-se a utilização de areia ou terra no fundo do tanque, a fim de formar um substrato propício ao enraizamento. As plantas emergentes retiram nutrientes do substrato e as espécies mais comuns são conhecidas popularmente pelo nome de juncos (POTT e POTT, 2002; SALATI *et al.*, 2009). Sistemas com plantas emergentes apresentam 3 tipos de projeto, sendo eles: fluxo superficial (Figura 3), fluxo sub-superficial (Figura 4) e fluxo vertical (Figura 5).

Figura 3 - Desenho de um canal com plantas aquáticas emergentes, do tipo fluxo superficial. São construídos canais longos, à água escorre pela superfície do solo cultivado com as plantas.



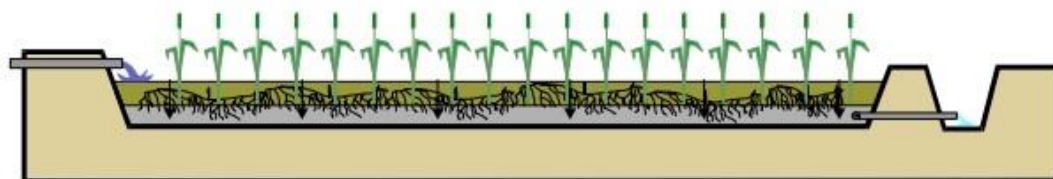
Fonte: SALATI *et al.* (2006).

Figura 4 - Desenho de um canal com plantas aquáticas emergentes, do tipo fluxo sub-superficial. A água corre por um canal em um fluxo horizontal, passando pelo substrato de pedras, onde são cultivadas as plantas.



Fonte: SALATI *et al.* (2006).

Figura 5 - Desenho de um canal com plantas aquáticas emergentes, do tipo fluxo vertical. A água segue por um canal de solos e pedra brita mantendo um fluxo vertical.



Fonte: SALATI *et al.* (2006).

Ainda são necessários estudos mais aprofundados sobre a construção de lagoas de tratamentos de efluentes com a utilização de plantas aquáticas (*wetland*). No Brasil, as pesquisas científicas foram iniciadas em 1981 no Centro de Engenharia Nuclear na Agricultura (CENA) / USP, campus de Piracicaba. Outro aspecto importante para o uso de *wetlands* em escala comercial é o crescente



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



rigor da legislação ambiental brasileira e o fortalecimento da fiscalização, que visam assegurar que os efluentes provenientes da aquicultura sejam devidamente tratados antes de seu lançamento em corpos hídricos, como rios e lagos (SALATI, 2006; HENRY-SILVA e CAMARGO, 2008).

3. METODOLOGIA

Este artigo foi elaborado a partir de uma revisão bibliográfica, fundamentada na leitura, seleção e análise crítica de diferentes artigos científicos, livros e demais materiais pertinentes ao tema. A metodologia adotada buscou reunir e sistematizar informações provenientes de diferentes fontes, possibilitando uma compreensão ampla e crítica sobre o objeto de estudo, assim como permitiu a sistematização das informações e a construção de uma base teórica consistente para a discussão proposta.

4. ANÁLISES E DISCUSSÕES

Com o crescimento acelerado da aquicultura, as repercussões dos impactos ambientais associados à atividade estão em evidência ultimamente. Diante disso, evidencia-se um crescente interesse em reduzir os impactos negativos, com o objetivo de promover uma aquicultura sustentável (ZELAYA, 2001).

4.1 SISTEMAS DE RECIRCULAÇÃO DE ÁGUA “RAS”

Uma das alternativas propostas para o tratamento de águas com elevada carga de contaminantes orgânicos é a biorremediação (MILANESE *et al.*, 2003). Nesse processo ocorre à eliminação, diminuição ou transformação de poluentes por meio de mecanismos biológicos (LYNCH & MOFFAT, 2005). Gutierrez-Wing & Malone (2006), propõem a utilização de Sistemas de Recirculação de Água (RAS), projetados para a remoção de substâncias contaminantes da água. O sistema de recirculação de água, surgiu como resposta às rigorosas regulamentações ambientais e a escassez de recursos hídricos em alguns países.

No RAS, embora eventualmente ocorram trocas parciais da água do sistema, é inevitável o acúmulo de resíduos orgânicos e metabólicos. Decorrente disto, são instaladas unidades de filtração



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



mecânica, biológica e química, além de sistemas de aeração, para que ocorra a remoção dos sólidos suspensos da água, promovendo assim uma redução microbiológica da amônia e do nitrito em nitratos. Como resultado, há a redução na quantidade de efluentes descartados para o meio ambiente, uma vez que, a água é previamente tratada, minimizando os impactos ambientais associados ao cultivo destes organismos (PIEDRAHITA, 2003).

Para o bom funcionamento do biofiltro, é essencial a formação de um biofilme composto por bactérias nitrificantes, que se fixam e se estabelecem na superfície submersa. Segundo Thompson *et al.* (2002), a taxa de concentração da amônia está correlacionada com a eficiência do sistema. A presença de nitrato, composto nitrogenado menos tóxico, nos tanques de cultivo, após a redução da amônia, confirma a atuação eficaz das bactérias nitrificantes presentes no sistema, evidenciando um papel fundamental na manutenção da qualidade da água de cultivo.

O RAS é composto por várias etapas de tratamento, sendo as mais utilizadas: bacia de sedimentação, filtro de areia, filtro com carvão ativado, filtro de tela/mecânico, filtro biológico, *skimmer* (fracionamento de proteínas, mais utilizados em sistemas com água marinha) e ozônio/ultravioleta. Para avaliar a eficiência desses filtros, o monitoramento da qualidade de água é essencial na aquicultura, torna-se indispensável (BRAZ FILHO, 2000; BADIOLA *et al.*, 2012).

A utilização do Sistema de Recirculação de Água (RAS), oferece diversas vantagens, se destacando: o maior controle de parâmetros físico-químicos da água, reduzindo o estresse dos organismos cultivados; melhores condições de higiene e tratamento de doenças (SUMMERFELT e VINCI, 2009; BADIOLA *et al.*, 2012); possibilidade de trabalhar com altas densidades de estocagem, evitando uma maior exploração de áreas para cultivo; controle mais eficiente dos níveis de fósforo e nitrogênio na água; menor quantidade de água gasta por ciclo produtivo (VERDEGEM *et al.*, 2006), diminuição da descarga dos efluentes provenientes da aquicultura, resultando em menor impacto ambiental. Entretanto, uma das maiores dificuldades encontradas na implantação do RAS é o elevado custo inicial de investimento, associado ao longo período para o retorno financeiro (estimado em torno de 8 anos), sendo assim, o RAS não é economicamente viável em curto prazo de tempo (BADIOLA *et al.*, 2012).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



Os sistemas de tratamento de efluentes com o uso de plantas aquáticas, conhecidos como *wetlands*, ainda demandam estudos mais aprofundados quanto à sua construção, funcionamento e eficiência. Algumas leis foram criadas para o controle de implantações de empreendimentos aquícolas, com diretrizes que tem o propósito de aumentar a produtividade preservando o meio ambiente. Contudo, mesmo com essas leis, muitos locais ainda se encontram na ilegalidade, devido à falta de fiscalização adequada, o que faz com que muitos produtores se recusem a utilizar novas tecnologias para produção sustentável.

Atualmente existem muitas tecnologias para a produção de organismos aquáticos e alguns desses sistemas já vem sendo utilizado em grande escala por diversos países, o que contribui para o aumento de informações disponíveis tanto na literatura científica como em manuais técnicos.

Esses sistemas possibilitam uma produtividade maior, embora os custos necessários para operação e instalação são maiores quando comparados aos sistemas convencionais de cultivo. Para que se alcance o desenvolvimento de forma sustentável, somente a utilização de tecnologias como o RAS ou *Wetlands*, não implica em uma produção sustentável, mas também é necessário que se torne indispensável à utilização de boas práticas de manejo a fim de garantir a credibilidade da atividade, e também garantir o uso de forma adequada e racional dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecology and management of fish resources in reservoirs in Brazil**. 1. ed. Maringá: Eduem, 2007, 501 p.

ANDERSEN, M. C.; ADAMS, H; HOPE, B.; POWELL, M. Risk assessment for invasive species. **Risk analysis**, v. 24, n. 4, p. 787- 793, 2004.

BADIOLA, M.; MENDIOLA, D.; BOSTOCK, J. Recirculating aquaculture systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. **Aquacultural Engineering**, vol. 51, p. 26-35, 2012.

BOSCOLO, W. R.; HAYASHI, C.; MEURER, F. Digestibilidade aparente da energia e nutrientes de alimentos convencionais e alternativos para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*, L.). **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 539-545, 2002.



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



BOYD, C. E.; LICHTKOPPLER, F. **Water quality management for pond fish culture**. 4. ed. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B. 317p. 1982.

BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v. 226, p. 101-112, 2003.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura**: Brasil 2010. Brasília, DF, p. 128, 2012.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. IBGE. **Produção aquícola aumenta 6,2% no Brasil e gera R\$ 10,2 bilhões em 2023**. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/mpa/pt-br/assuntos/noticias/producao-aquicola-aumenta-16-no-brasil-e-gera-r-10-2-bilhoes-em-2023>. Acesso em: 06 out 2025.

BRAZ FILHO, M. S. P. **Qualidade na produção de peixes em sistemas de recirculação de água**. 2000. 41 p. Dissertação (Pós-Graduação em Qualidade nas Empresas) – Centro Universitário Nove de Julho, São Paulo, São Paulo, 2000.

BRITTON, J. R.; DAVIES, G. D.; HARROD, C. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. **Biological Invasions**, v. 12, n. 6, p. 1533- 1542, 2010.

BRITTON, J. R.; COPP, G. H.; BRAZIER, M.; DAVIES, G. D. A modular assessment tool for managing introduced fishes according to risks of species and their populations, and impacts of management actions. **Biological Invasions**, v. 13, n. 12, p. 2847-2860, 2011.

BRIX, H. **Constructed wetlands for water quality improvement**. In: MOSHIRI, G. A. (Org.). Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. 1. ed. Boca Raton: CRC Press, p. 9-22, 1993.

CAIOLA, N.; SOSTOA, A. de. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 21, n. 4, p. 358-363, 2005.

CARVALHO, E. D.; RAMOS, I. P. A aquicultura em grandes represas brasileiras: interfaces ambientais, socioeconômicas e sustentabilidade. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n.1, p. 49-57, 2010.

CASTAGNOLLI, N. **Criação de peixes de água doce**. Jaboticabal: FUNEP, 1992, 189p.



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



ELER, M. N.; MILLANI, T. J. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a aquicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, p. 33-44, 2007.

FAO. **The State of Food Fisheries and Aquaculture: Meeting the sustainable development goals**. Rome: FAO, 2018. 227 p.

FAO. **The State of Food and Agriculture: Leveragging agricultural automation for transforming agrifood systems**. Rome: FAO, 2022. 182 p.

GARCÍA-BERTHOU, E. Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). **International Review of Hydrobiology**, v. 87, n. 4, p. 353-363, 2002.

GRATWICKE, B.; MARSHALL, B. E. The relationship between the exotic predators *Micropterus salmoides* and *Serranochromis robustus* and native stream fishes in Zimbabwe. **Journal of Fish Biology**, v. 58, n. 1, p. 68-75, 2001.

GODOY, M. P. Observações sobre a adaptação do “black bass” (*Micropterus salmoides*) em Pirassununga, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 14, n. 2, p. 32-38, 1954.

GOZLAN, R. E. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad?. **Fish and Fisheries**, v. 9, n. 1, p. 106-115, 2008.

GUTIERREZ-WING, M. T.; MALONE, R. F. Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 3, p. 163-171, 2006.

HÄNFLING, B.; BOLTON, P.; HARLEY, M.; CARVALHO, G. R. A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius* spp. and *Cyprinus carpio*). **Freshwater Biology**, v. 50, n. 3, p. 403-417, 2005.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, L. E. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 641-647, 2006.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas-relato de caso. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 163-173, 2008.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Valor da produção da pecuária e da aquicultura chega a R\$ 132,8 bilhões em 2024, com recorde nas produções de**



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



leite, ovos de galinha e mel (Pesquisa da Pecuária Municipal – PPM). Estatísticas econômicas, 2025. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/44534-valor-da-producao-da-pecuaria-e-da-aquicultura-chega-a-r-132-8-bilhoes-em-2024-com-recorde-nas-producoes-de-leite-ovos-de-galinha-e-mel>. Acesso em: 04 out. 2025.

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.

KAWAL, H.; GRIECO, V. M. Utilização do aguapé para tratamentos de esgoto doméstico. Estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. **Revista DAE**, São Paulo, v.43, n.135, p.79-90, 1983.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes – Parte I. **Revista Panorama da Aquicultura**, v. 8, n. 45 p. 36- 41, 1998.

KUBITZA, F. Tilápias: Qualidade da água, sistemas de cultivo, planejamento da produção, manejo nutricional e alimentar e sanidade – Parte I. **Revista Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 59, p.44- 53, 2000.

LYNCH, J. M.; MOFFAT, A. J. Bioremediation–prospects for the future application of innovative applied biological research. **Annals of applied biology**, v. 146, n. 2, p. 217-221, 2005.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Conseqüências e recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MARTIN, N. B.; FILHO, J. D. S.; SANCHES, E. G.; NOVATO, P. F. C.; AYROZA, L. M. S. Custos e Retornos na Piscicultura em São Paulo. **Informações Econômicas**, v. 25, n. 1, p. 9- 47, 1995.

MATSUZAKI, S. S.; USIO, N.; TAKAMURA, N.; WASHITANI, I. Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. **Oecologia**, v. 158, n. 4, p. 673-686, 2009.

MCGEOCH, M. A.; STUART, H. M.; BUTCHART, D. S.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E. J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFANN, M. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 1, p. 95-108, 2010.

MERCANTE, C. T. J.; MARTINS, Y. K.; CARMO, C. F.; OSTI, J. S.; PINTO, C. S. R, M.; TUCCI, A. Qualidade da água em viveiro de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas, São Paulo, Brasil. **Bioikos**, vol. 21, n. 2, 2007.



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



MILANESE, M.; CHELOSSI, E.; MANCONI, R.; SARÀ, A.; SIDRI, M.; PRONZATO, R. The marine sponge *Chondrilla nucula* Schmidt, 1862 as an elective candidate for bioremediation in integrated aquaculture. **Biomolecular engineering**, v. 20, n. 4, p. 363-368, 2003.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica De Recursos Hídricos**. IPH-UFRGS. v.1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PIEDRAHITA, R. H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture**, v. 226, n. 1, p. 35-44, 2003.

PILARSKI, F.; JÚNIOR, O. T.; CASACA, J. M.; GARCIA, F. R. M.; TOMAZELLI, I. B.; SANTOS, I. R. Consórcio suíno-peixe: aspectos ambientais e qualidade do pescado. **Revista Brasileira Zootecnia**, v. 33, n. 2, p. 267-276, 2004.

PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNEL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 84, n. 1, p. 1-20, 2001.

PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological economics**, v. 52, n. 3, p. 273-288, 2005.

POTT, V. J.; POTT, A. Potencial de uso de plantas aquáticas na despoluição da água. 1. ed. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2002. 25 p.

PRENTER, J.; MCNEIL, C.; DICK, J. T. A.; DUNN, A. M. Roles of parasites in animal invasions. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 7, p. 385-390, 2004.

RHYMER, J. M.; SIMBERLOFF, D. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 27, p. 83-109, 1996.

SALATI, E. Controle de qualidade de água através de sistemas de *wetlands* construídos. **Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável**, n. 2, 2006.

SALATI, E., SALATI FILHO, E., SALATI, E., Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. **Instituto Terramax LTDA**, 2009.



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



SÃO JOSÉ, F. F. de; NOVO, Y. C. de C.; FARIAS, A. R.; MAGALHÃES, L. A.; FONSECA, M. F. **Mapeamento de viveiros escavados para aquicultura no Brasil por sensoriamento remoto.** Campinas: Embrapa Territorial, p. 28, 2022.

SARTORI, A. G. O.; AMANCIO, R. D. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança alimentar e nutricional.** Campinas, vol. 19, n. 2, p. 83-93, 2012.

SIDONIO, L.; CAVALCANTI, I.; CAPANEMA, L.; MORCH, R.; MAGALHÃES, G.; LIMA, J.; BURNS, V.; JÚNIOR, A. J. A.; MUNGIOLI, R. Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial-Agroindústria**, n. 35, p. 421-463, 2012.

SIMÕES, F. S.; YABE, M. J. S.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Assessment of fish farming effects on aquatic systems in Assis and Candido Mota, São Paulo, by using a water quality index and multivariate statistical analysis. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1835-1841, 2007.

SOUZA, R. C. C. L.; CALAZANS, S. H.; SILVA, E. P. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 35-41, 2009.

STREELMAN, J.; GMYREK, S. L.; KIDD, M. R.; KIDD, C.; ROBINSON, R. L.; HERT, E.; AMBALI, A. J.; KOCHER, T. D. Hybridization and contemporary evolution in an introduced cichlid fish from Lake Malawi National Park. **Molecular Ecology**, v. 13, n. 8, p. 2471-2479, 2004.

SUMMERFELT, S. T.; VINCI, B. J. **Better Management Practices for Recirculating Aquaculture Systems.** In: TUCKER, C. S.; HARGREAVES, J. A (Org.). **Environmental Best Management Practices for Aquaculture.** 1. ed. EUA: Iowa, 2008, 594p.

TAVARES, L. H. S. **Limnologia aplicada à aquicultura.** 1. ed. Jaboticabal: Funep, 1995. 72 p.

TEIXEIRA, A.; CORTES, R. Diet of stocked and wild trout, *Salmo trutta*: Is there competition for resources?. **Folia Zool.**, v. 55, n. 1, p. 61-73, 2006.

THIA-ENG, C. H. U. A. Sustainable aquaculture and integrated coastal management. **Sustainable Aquaculture.** John Wiley & Sons, New York, USA, p. 177-200, 1997.

THOMPSON, F. L.; ABREU, P. C.; WASIELESKY, W. Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. **Aquaculture**, v. 203, n. 3, p. 263-278, 2002.

TRUMPICKAS, J.; MANDRAK, N. E.; RICCIARDI, A. Nearshore fish assemblages associated with introduced predatory fishes in lakes. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 21, n. 4, p. 338-347, 2011.



**12º SIMPÓSIO
DE SUSTENTABILIDADE**

**21 - 22 - 23
OUTUBRO - 2025**



TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. 1. ed. Editora Oficina de Textos: São Paulo, 2008. 632 p.

VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. **ANAIS do 12º Congresso de Zootecnia**, Vila Real – Portugal, p. 111-118, 2002.

VALENTI, W. C. A aquicultura Brasileira é sustentável. **Aqüicultura & Pesca**, v. 34, n. 4, p. 36-44, 2008.

VERDEGEM, M. C. J.; BOSMA, R. H.; VERRETH, J. A. J. Reducing Water Use for Animal Production through Aquaculture. **Water Resources Development**, S. L. v. 22, n. 1, p. 101-113, 2006.

VITULE, J. R. S. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 4, n. 2, p. 111-122, 2009.

VITULE, J. R. S.; SKÓRA, F.; ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 2, p. 111-120, 2012.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**, UFMG, v. 1, p. 240, 1995.

WU, R. S. S.; LAM, K. S.; MACKAY, D. W.; LAU, T. C.; YAM, V. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: A case study in the sub-tropical environment. **Marine Environmental Research**, v. 38, p. 115-145, 1994.

ZANIBONI-FILHO, E.; WEINGARTNER, M.; BEUX, L. F.; NUÑER, A.P. de O. Espécies nativas com potencial para regiões de clima frio. **Panorama da Aquicultura**, v. 19, n. 114, p. 24-29, 2009.

ZELAYA, O. Effects of water recirculation on water quality and bottom soil in shrimp ponds. **Aquaculture**, p. 711, 2001.