



Acta Scientiarum. Biological Sciences

ISSN: 1679-9283

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá
Brasil

Wolff Bueno, Guilherme; Garcia Marengoni, Nilton; Gonçalves Júnior, Affonso Celso; Rogério Boscolo,
Wilson; Teixeira, Rodrigo de Almeida

Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola
do reservatório de Itaipu

Acta Scientiarum. Biological Sciences, vol. 30, núm. 3, 2008, pp. 237-243
Universidade Estadual de Maringá
.png, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=187115876002>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu

Guilherme Wolff Bueno, Nilton Garcia Marengoni*, Affonso Celso Gonçalves Júnior, Wilson Rogério Boscolo e Rodrigo de Almeida Teixeira

*Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Rua Pernambuco, 1777, Cx. Postal 91, 85960-000, Marechal Cândido Rondon, Paraná, Brasil. *Autor para correspondência. E-mail: nmarengoni@hotmail.com*

RESUMO. A intensa produção de peixes e utilização dos recursos hídricos pode comprometer a qualidade e disponibilidade da água, além de afetar a capacidade de suporte do ambiente, causando eutrofização e, consequentemente, a poluição do mesmo. Realizou-se um estudo das variáveis físico-químicas da água e dos teores de fósforo total (P-total) no sedimento, rações e peixes cultivados em tanques-rede em uma área aquícola localizada no reservatório da Itaipu, no município de Santa Helena, Estado do Paraná, objetivando monitorar a qualidade da água e determinar o índice de eutrofização total da área de cultivo, além de analisar a bioacumulação de P-total nos peixes e sedimento. As variáveis físico-químicas da água mantiveram valores normais indicados pelo Conama. A concentração média de P-total na área aquícola foi de 28,41 IET e com transparência por disco de Secchi de 2,74 m, enquadrando o ambiente como oligotrófico. Houve correlação de 0,55 ($p < 0,01$) entre estas duas variáveis. A bioacumulação de P-total nos sedimentos foi diminuindo de 0,76 a 0,35 g kg⁻¹ ao longo do cultivo. Os peixes acumularam, em média, 0,30 a 2,82 g kg⁻¹. Esta atividade pode ser utilizada para biomanipulação do fósforo total em reservatórios similares.

Palavras-chave: aquicultura sustentável, área aquícola, efluentes, impacto ambiental, limnologia.

ABSTRACT. **Trophic level and bioaccumulation of total phosphorus in cage fish rearing in the aquaculture area at Itaipu reservoir.** The intense production of fishes and the use of water resources can compromise the quality and availability of water, in addition to its effects on environmental carrying capacity, causing eutrophication and consequently water pollution. Therefore, the objective of this study was to monitor the physical-chemical water variables and to measure the total phosphorus (total-P) in sediment, feed and fish in cage culture in an aquaculture area situated at the Itaipu reservoir in Santa Helena – Paraná State, observing water quality and determining the total eutrophic level on the aquaculture area, in addition to analyzing total-P bioaccumulation in fish and sediment. The physical-chemical water variables presented normal values as indicated by Conama. The mean concentration of total-P for the aquaculture area was 28.41 IET and Secchi disc transparency of 2.74 m, giving it an oligotrophic classification. There was a correlation of 0.55 ($p < 0.01$) between these two variables. The bioaccumulation of total-P in sediments decreased from 0.76 to 0.35 g kg⁻¹ during this period. Mean fish accumulation ranged from 0.30 to 2.82 g kg⁻¹. This activity can be used in the biomanipulation of total-P in similar reservoirs.

Key words: sustainable aquaculture, aquaculture area, effluent, environment impact, limnology.

Introdução

Cada vez mais o crescimento populacional tem gerado pressão sobre a demanda por alimentos de boa qualidade. Fornecer ao consumidor produtos de origem animal tornou-se uma das principais implicações no que se refere ao consumo de uma boa fonte protéica. Dentre estes alimentos, o pescado apresenta grande destaque, por ser considerado alimento facilmente digerível, altamente

protéico e de baixo valor calórico, excelente fonte de vitamina e minerais (Furuya, 2007). Segundo as perspectivas da FAO (2007), o consumo per capita de pescado de 2005 a 2030 tende a aumentar em 19%, com isso gera-se forte pressão sobre a pesca extrativa e estoques pesqueiros, que, por sua vez, não conseguem suprir o que é exigido e causam desequilíbrio em toda a cadeia produtiva. Uma das principais estratégias de suprir a demanda de mercado é o incremento na produção de pescado

cultivado. Entre as alternativas de criação de peixes, a utilização de gaiolas ou tanques-rede tornou-se uma alternativa de investimento de menor custo e maior rapidez de implantação, por utilizar ambientes aquáticos já existentes, como o mar, estuários, rios, grandes reservatórios e lagos naturais para produção intensiva de peixes, além de possibilitar melhor retorno zootécnico (Ono e Kubitza, 2003).

Neste contexto, o Brasil reúne condições extremamente favoráveis para a aquicultura, são mais de cinco milhões de hectares de água doce em reservatórios naturais e artificiais que poderão ser aproveitados na produção de organismos aquáticos. Se 1% dessa área fosse utilizada para produção intensiva de peixes com uma densidade média de 150 kg m⁻³ ano⁻¹ com dois ciclos anuais, seria possível produzir um total de 82,5 milhões de toneladas. Este valor colocaria o Brasil como segundo maior produtor aquícola do planeta (Leonhardt, 2007).

Embora este sistema produtivo seja altamente vantajoso, ele pode acarretar no incremento de alguns elementos poluentes como o nitrogênio (N) e fósforo (P), que são os nutrientes mais limitantes à produtividade primária em ambientes aquáticos naturais (Odum, 1983). Para Beveridge (1984) e Kubitza (1999), essa dinâmica das principais perdas de P-orgânico para o meio aquático está associada à criação intensiva de peixes em tanques-rede; neles a principal fonte de incorporação seria a partir do arraçoamento, pois as rações comerciais balanceadas utilizadas apresentam, em média, teor de fósforo orgânico de 0,50 a 1,0%, equivalente a 5,0 a 10,0 kg de fósforo por tonelada de ração.

Estudos indicam que somente 32% do fósforo são utilizados para o metabolismo do peixe e os 68% restantes são transferidos para o meio (Penczak *et al.*, 1982), sendo este capaz de induzir o processo de eutrofização (Esteves, 1998). Reforçando esta idéia, Alves e Baccarin (2005) informam que 66% do fósforo aportado pelo arraçoamento intensivo vão para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% são incorporados no peixe em cultivo. Pearson e Gowen (1990), também avaliando os impactos deste sistema produtivo em ambientes aquáticos, afirmaram haver perda de 20% do alimento antes de ser ingerido. Guo e Li (2003), ao realizarem um experimento no lago Niushanhu, na bacia do rio Yangtze na China, lago de pouca profundidade, verificaram que a taxa de utilização da dieta por peixes cultivados em sistemas intensivos é de 14,8% para o nitrogênio e de 11% para o fósforo.

Uma importante ferramenta que auxilia o controle dos índices de eutrofização do ambiente é o

teor de P-total pelo índice de estado trófico (IET), desenvolvido com a finalidade de classificar as águas de lagos e reservatórios. Este índice divide os sistemas tradicionais em três classes: oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Determinados sistemas incluem, ainda, classes, como ultra-oligotrófico, hipereutrófico, entre outras (Carlson, 1977). Outras variáveis abióticas, como a transparência e condutividade da água, e biótica, biomassa fitoplancônica, também trazem informações sobre o IET (Esteves, 1998; Tundisi, 2005).

Para o desenvolvimento da aquicultura sustentável e ecologicamente correta é importante ressaltar a necessidade da prática de um manejo específico das áreas aquícolas. O efetivo monitoramento e acompanhamento das condições do ambiente aquático e suas características e respostas em relação às funções naturais e influências antrópicas no sistema auxiliarão a validação para a regulamentação de empreendimentos aquícolas, de acordo com as leis em vigor (Ayrosa *et al.*, 2006).

O objetivo deste trabalho foi monitorar e analisar as variáveis físico-químicas da água e os teores de fósforo total na ração, nos peixes, no sedimento e na água da área aquícola para posterior classificação do índice de estado trófico e da bioacumulação durante o cultivo experimental de peixes nativos em tanques-rede no reservatório de Itaipu.

Material e métodos

O trabalho foi realizado em uma área aquícola para cultivo experimental e demonstrativo com tanques-rede, instalado no reservatório da Usina Hidrelétrica Itaipu Binacional, em parceria com o Grupo de Manejo em Aquicultura (GEMAq), no município de Santa Helena, área de refúgio Biológico na região oeste do Estado do Paraná, Brasil. A área do reservatório faz parte da zona de transição no rio Paraná, com as coordenadas geográficas W54°21'196", S24°51'105", W54°21'078", S24°51'192", e W54°21'224", S24°51'143", pertencentes à bacia do Paraná III.

A área aquícola onde estavam instalados os tanques-rede apresentava uma profundidade média de 8 m, com características normais de vazão do reservatório. A unidade de cultivo possuía seis linhas com doze tanques de 5 m³, com espaçamento entre linhas de aproximadamente 20 e 2 m entre os tanques-rede.

As variáveis do ambiente, como temperatura do ar, pluviosidade, velocidade do vento, umidade relativa do ar, pressão atmosférica, foram monitoradas pelo Instituto Climatológico do Simepar, base de Santa Helena, Estado do Paraná.

O experimento foi conduzido durante março a dezembro de 2006. Foram coletadas, mensalmente, para análises: 22 amostras superficiais (1,5 m) de água; destas, 18 pontos de coleta localizavam-se ao lado dos tanques-rede e quatro pontos em torno da área de cultivo, sendo eles: ponto 19 - canal de água oriundo da praia artificial de Santa Helena que desemboca na área de cultivo, pontos 22 e 20 localizados a 50 e 100 m dos tanques-rede e ponto 21 posicionado a 150 m das gaiolas, próximo à margem, local de pouca circulação da água, com profundidade média de 3 m. Todas as amostras foram acondicionadas em garrafas de polietileno e refrigeradas na ausência de luz para posteriores análises.

Para avaliar os teores de fósforo total na carcaça dos peixes inteiros (sem vísceras), foram feitas coletas no início (março), meio (julho) e final (dezembro) do experimento.

Também foram coletadas as rações utilizadas no arraçoamento e seis exemplares de peixes das espécies: pacu (*Piaractus mesopotamicus*), jundiá (*Rhamdia quelen*) e curimbatá (*Prochilodus lineatus*), sempre nos mesmos tanques da unidade de cultivo. Nessas mesmas épocas, utilizando uma draga tipo *Ekman*, coletaram-se três amostras de sedimentos entre as linhas e três amostras ao redor (50 e 100 m) dos tanques de cultivo em direção ao fluxo de água.

Nos 22 pontos demarcados para coleta e monitoramento da água, mediram-se as variáveis de temperatura da água com um termômetro digital. O potencial hidrogeniônico (pH) foi mensurado por meio do potenciômetro de campo modelo pH-Master, fabricado pela empresa Gulton do Brasil Ltda. A transparência da água foi medida pelo disco de Secchi e a condutividade e o oxigênio dissolvido, com aparelhos digitais portáteis da Alfakit®, modelos AT-110 e AT-130, respectivamente.

As rações utilizadas durante o experimento foram elaboradas com três níveis de proteína bruta (PB), 25, 30 e 35%, e dois níveis de energia digestível, 3.250 e 3.500 kcal kg⁻¹, ambas isocálcicas e isofosfóricas com 100% de flutuabilidade e com teor de 1% para o fósforo total em todas as formulações. Realizou-se o arraçoamento quatro vezes ao dia. O total de ração utilizada no experimento foi de aproximadamente 15.760 kg.

A determinação da alcalinidade foi realizada pela titulação com ácido sulfúrico e do CO₂, pela titulação com carbonato de sódio, de acordo com o proposto pelo manual da Cetesb (1992). As rações, os sedimentos e os peixes foram secos em estufa de circulação de ar forçada (sedimentos e ração 60°C e peixes a 105°C) e, posteriormente, moídos e pré-

preparados para a análise. Para análise do fósforo total na água, na ração, nos sedimentos e nos peixes, seguiu-se o proposto por Tedesco *et al.* (1995), pelo método de leitura em ultravioleta visível (UV-vis).

A partir dos resultados obtidos para as concentrações de P-total, determinou-se o índice de eutrofização total (IET), de acordo com a equação de transformação linear dos valores de Carlson (1977) modificada por Kratzer e Brezonik (1981), representada pelo cálculo: IET (Pt) = 10X [6 - ln (48/Pt) / ln 2], sendo Pt a concentração de fósforo total na superfície (µg L⁻¹).

Os valores de IET obtidos podem ser classificados, de acordo com esse índice, em ultra-oligotrófico < 20, oligotrófico 21-40, mesotrófico 41-50, eutrófico 51-60 e hiper-eutrófico > 61. Posteriormente, os valores de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e fósforo total foram comparados com os valores preconizados pela Resolução nº 357 do Conama (Brasil, 2005) que estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes em águas classe 2 destinadas à aquicultura.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado e os valores médios de cada variável físico-química da água foram submetidos à análise de variância (Anova). Em caso de diferenças significativas, aplicou-se o teste de Tukey a 1%. Para avaliar se houve correlações entre as variáveis de fósforo total (IET) e transparência, realizou-se a correlação entre todos os pontos de coleta; como *Grupo A*, consideraram-se os pontos ao redor da área aquícola (pontos de 1 a 18) e, como *Grupo B*, aqueles ao redor dos tanques-rede (pontos 20 a 22). Aplicou-se o teste de Scheffé, por meio do programa computacional Statistical Analysis System (SAS, 1997).

Resultados e discussão

Analizando a média das variáveis físico-químicas da água durante o período experimental (Tabela 1), verifica-se que apenas para o IET não houve diferenças estatísticas significativas a 1%.

O valor da temperatura da água, nesta área de cultivo, mostrou uma sazonalidade na distribuição de maneira bem clara. O aumento da média, a partir de outubro, e as temperaturas mais amenas, nos meses de maio a julho, estão representados pela média 21,99 e 22,79°C para temperatura da água e do ar, respectivamente. A variação dos valores relativos de temperatura da água, neste braço de reservatório, mostrou-se similar aos encontrados por Ribeiro Filho (2006), que obteve média de 24,3°C para a zona fluvial, de transição e lacustre do reservatório de Itaipu, de 1999 a 2004.

Tabela 1. Valores médios de temperatura (TP), oxigênio dissolvido (OD), transparência (TS), pH, condutividade (CE), alcalinidade (AL), dióxido de carbono (CO_2) e índice de eutrofização total (IET*) na área aquícola do reservatório de Itaipu em Santa Helena, Estado do Paraná, durante março a dezembro de 2006.

Época	TP (°C)	OD (mg L ⁻¹)	TS (m)	pH	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	AL (mg L ⁻¹ de CaCO_3)	CO_2 (mg L ⁻¹)	IET*
Março	25,04 ^b	8,40 ^e	2,04 ^d	7,27 ^k	48,18 ^c	27,77 ^b	3,23 ^b	28,74 ^c
Abri	22,82 ^d	6,27 ^f	1,99 ^e	7,20 ^j	46,95 ^c	27,52 ^b	3,32 ^b	27,93 ^c
Maio	19,60 ^e	8,73 ^{cd}	1,89 ^f	7,47 ^{ad}	47,54 ^a	20,38 ^e	2,25 ^d	27,36 ^c
Junho	19,09 ^h	7,90 ^{gk}	2,42 ^k	7,37 ^{lk}	45,04 ^g	19,57 ^f	2,31 ^d	28,47 ^c
Julho	19,24 ^h	8,23 ^{kg}	2,54 ^{gk}	7,40 ^{ak}	45,82 ^f	21,69 ^g	3,16 ^b	28,21 ^c
Agosto	20,60 ^g	9,09 ^g	3,49 ^g	7,84 ^g	50,41 ^a	23,74 ^c	4,29 ^a	29,00 ^c
Setembro	20,00 ^f	7,70 ^f	3,23 ^{jk}	7,61 ^{lk}	48,86 ^g	21,30 ^d	2,43 ^{cd}	28,47 ^c
Outubro	23,63 ^c	7,38 ^g	2,80 ^{ad}	7,43 ^{ak}	48,14 ^c	23,61 ^c	2,45 ^{cd}	28,74 ^c
Novembro	23,00 ^d	9,94 ^a	2,86 ^{ad}	8,07 ^{ab}	46,54 ^g	21,93 ^d	2,68 ^{cd}	28,21 ^c
Dezembro	26,90 ^a	9,62 ^b	4,09 ^g	7,56 ^g	45,64 ^f	31,64 ^a	1,77 ^e	29,00 ^c
Média	21,99	8,33	2,74	7,52	47,31	23,92	2,79	28,41
CV(%)	1,13	6,65	1,76	3,39	1,18	3,63	12,58	4,32

Letras iguais em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey (1%). *IET - Determinado de acordo com a equação de transformação linear dos valores de fósforo total por Kratzer e Brezonik (1981).

Quanto ao tipo de circulação existente na região de estudo, é difícil classificá-lo por ser um lago de profundidade intermediária. Entretanto, o padrão que melhor descreve o ambiente, segundo Esteves (1998), seria o monomítico quente (lagos com circulação somente no inverno, com temperatura da superfície nunca menor que 4°C e localizados em regiões subtropicais). Este padrão confirma o que foi descrito por Agostinho *et al.* (1999), Wosiack (2005) e Ribeiro Filho (2006) para o reservatório de Itaipu.

Não foram encontradas grandes oscilações de alcalinidade, com valores de 19,57 a 31,64 mg L⁻¹ de CaCO_3 (Tabela 1). De acordo com Boyd e Tucker (1998), quanto mais íons carbonato e bicarbonato presentes na água, maior será o teor de alcalinidade e mais difícil será fazer o seu pH alterar-se. A média do pH durante o estudo foi de 7,20 a 8,07, sem apresentar maiores variações. Boyd *et al.* (2003) comenta que uma alcalinidade igual ou superior a 20 mg L⁻¹ de CaCO_3 manterá o pH da água variando entre 6,0-9,5, valores que contribuem para o bom desenvolvimento no cultivo de peixes e não comprometem a qualidade da água do ecossistema em questão.

A resolução do Conama de 2005 que utiliza em sua classificação de águas, entre outros fatores, os valores de oxigênio dissolvido e pH, estabelece padrões máximos de emissão destes elementos. Analisando a Tabela 1, pode-se constatar que, neste estudo, não foram encontrados valores de oxigênio dissolvido inferiores a 6 mg L⁻¹ e que o valor de CO_2 máximo foi de 4,29 mg L⁻¹. Além disso, os valores de pH se mantiveram alcalinos, não ultrapassando 8,07. Portanto, a água da área de estudo classifica-se como água doce de classe 1, podendo ser utilizada para aquicultura.

Em relação à condutividade, os valores encontrados apresentaram variação, máximo de 50,41 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em agosto e o mínimo de 45,04 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em junho (Tabela 1), valores próximos aos encontrados por Henry (2004), de 47,4-61,6 $\mu\text{S cm}^{-1}$, na represa de Jurumirim, e por Wosiack (2005), que obteve média de 48 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em Entre Rios do Oeste, no reservatório de Itaipu.

Para Boyd *et al.* (2003), altos índices de condutividade são ocasionados por fontes não-pontuais, como efluentes de áreas residenciais ou urbanas, águas de drenagem de sistemas de irrigação e escoamento superficial de áreas agrícolas. Mudanças significativas podem ser indicadores que processos de poluição estão ocorrendo com a descarga de material na água.

Pelo disco de Secchi, obtiveram-se valores máximos de transparência em dezembro e mínimos de março a maio (Tabela 1). Estes valores mais elevados podem ser explicados por eventuais períodos de chuvas anteriores e durante a coleta, pois, na mesma época, as médias de pluviosidade passaram de 38,50 mm, em fevereiro, para 198,30 e 106,40 mm, em março e abril (Simepar, 2006). Tundisi (2005) salienta que este fator climático desempenha importante papel em relação à variável da transparência, atuando também nas concentrações de outros nutrientes primários. Souza Filho e Stevaux (1997) ressaltam que a descarga de sólidos no rio Paraná é em torno de 30 milhões de toneladas por ano, das quais 10% se referem à carga de fundo. A carga suspensa varia de acordo com os picos de cheias. Schmittou (1993) afirma que ambientes que apresentam nível de transparência pelo disco de Secchi superior a 2 m são oligotróficos, ou seja, há pouco enriquecimento em nutrientes, podendo ser utilizados para cultivos de peixes em tanques-rede com alta densidade de animais.

A concentração de P-total, ao redor e em torno dos tanques-rede, obteve valor médio de 28,41 IET (Tabela 1) pela equação de transformação linear dos valores de Kratzer e Brezonik (1981), enquadrando o ambiente como oligotrófico. Contudo, observa-se que os índices de eutrofização encontrados mantiveram-se linearmente durante todo o experimento, porém não se descarta a hipótese de que a biomassa desse sistema, ao longo do tempo, contribua com o aumento do nível trófico pelo constante aporte de matéria orgânica depositada no ambiente, resultante do metabolismo dos peixes e do excedente de ração não-digerida. Sabe-se que nem toda ração oferecida será consumida, com uma percentagem considerável lançada no ambiente aquático.

Quando analisada a Tabela 2, os pontos externos da área de cultivo e os internos não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,01$). O ponto 19, coletado no canal de água oriundo da praia artificial de Santa Helena que desemboca na área de cultivo, estabeleceu correlação negativa. Assim sendo, fez-se sua correlação com os demais pontos de coleta (Tabela 3). A partir disso verificaram-se diferenças entre os pontos externos, os ao lado dos tanques-rede e os pontos a 50 e 100 m da área aquícola. Foram encontradas diferenças ($p < 0,01$) entre todos os pontos em relação ao canal. Esta diferença pode estar relacionada aos menores valores de transparência do local, que recebe grande quantidade de efluentes da praia, além de possuir menor volume de água. Portanto, este ponto pode representar a entrada de nutrientes no ecossistema estudado. Como a relação de P-total manteve-se em $28,51 \pm 0,34$, é provável que a biocenose local esteja absorvendo e depurando o aporte deste nutriente.

Tabela 2. Médias anuais (\bar{x}), desvio-padrão (SD), correlação (CR) e nível de significância ($p <$) do fósforo total (P-total) e do Disco de Secchi (D. Secchi) da água coletada na superfície do reservatório na área aquícola.

Ponto	Local de Coleta	\bar{x} P-total ± SD	\bar{x} D. Secchi ± SD	CR	$p <$
1	1ª linha de tanques	$28,46 \pm 0,41$	$2,86 \pm 0,78$	0,67	0,05
2	1ª linha de tanques	$28,47 \pm 0,34$	$2,86 \pm 0,78$	0,67	0,05
3	1ª linha de tanques	$28,56 \pm 0,36$	$2,84 \pm 0,79$	0,71	0,05
4	1ª linha de tanques	$28,47 \pm 0,71$	$2,87 \pm 0,76$	0,77	0,01
5	1ª linha de tanques	$28,59 \pm 0,32$	$2,84 \pm 0,78$	0,61	0,10
6	1ª linha de tanques	$28,49 \pm 0,35$	$2,74 \pm 1,01$	0,78	0,01
7	2ª linha de tanques	$28,34 \pm 0,66$	$2,85 \pm 0,80$	0,72	0,05
8	2ª linha de tanques	$28,47 \pm 0,40$	$2,87 \pm 0,77$	0,81	0,01
9	2ª linha de tanques	$28,61 \pm 0,35$	$2,88 \pm 0,77$	0,68	0,05
10	2ª linha de tanques	$28,38 \pm 0,57$	$2,87 \pm 0,78$	0,80	0,01
11	2ª linha de tanques	$28,41 \pm 0,45$	$2,86 \pm 0,77$	0,86	0,01
12	2ª linha de tanques	$28,40 \pm 0,53$	$2,86 \pm 0,78$	0,86	0,01
13	3ª linha de tanques	$28,35 \pm 0,54$	$2,87 \pm 0,78$	0,80	0,01
14	3ª linha de tanques	$28,40 \pm 0,50$	$2,87 \pm 0,76$	0,78	0,01
15	3ª linha de tanques	$28,36 \pm 0,56$	$2,86 \pm 0,75$	0,83	0,01
16	3ª linha de tanques	$28,57 \pm 0,32$	$2,87 \pm 0,76$	0,65	0,05
17	3ª linha de tanques	$28,43 \pm 0,48$	$2,85 \pm 0,78$	0,74	0,05
18	3ª linha de tanques	$28,40 \pm 0,52$	$2,82 \pm 0,83$	0,60	0,10
19	Canal da praia artificial	$28,51 \pm 0,34$	$1,26 \pm 0,34$	-0,31	NS
20	100 m dos tanques	$28,40 \pm 0,42$	$2,91 \pm 0,63$	0,78	0,01
21	150 m dos tanques	$28,66 \pm 0,31$	$1,60 \pm 0,29$	0,40	NS
22	50 m dos tanques	$28,40 \pm 0,53$	$2,85 \pm 0,74$	0,64	0,05

Tabela 3. Correlação entre todos os pontos dentro da área de cultivo (pontos 1 a 18 = Grupo A) e entre o ponto 19 (canal que desemboca água na área aquícola) como os demais pontos e em torno da área de cultivo (pontos 20, 21 e 22 = Grupo B).

Correlações	19	20	21	22	Grupo B
19	-	0,98*	0,32**	0,92*	0,80*
Grupo A	-	-	-	-	0,48**

*Houve diferenças significativas a 1%; **Não houve diferenças significativas.

Os peixes desempenham importante papel na biota do reservatório, se analisados em relação à qualidade da água. A presença ou ausência de

determinadas espécies, aliada à quantidade de peixes existentes no sistema, ajuda a determinar a composição e a quantidade de nutrientes, zooplâncton e fitoplâncton presentes nos reservatórios. Meijer *et al.* (1999) revisaram trabalhos de biomanipulação em 18 lagos holandeses e os resultados demonstram que este método aumentou a transparência da água em 90% dos casos. Isto demonstra que o cultivo de populações de peixes capazes de filtrar ou utilizar estes nutrientes pode contribuir para o controle da produtividade primária (Straskraba e Tundisi, 2000).

Ao analisar a Tabela 3, verifica-se não haver diferenças em relação aos pontos internos e externos. Este efeito pode estar associado ao ambiente de estudo, pois não há grande mobilidade de fósforo na área estudada. Ao se comparar o mesmo elemento em diferentes pontos de coletas, as concentrações apresentaram-se iguais, o que é explicado pela água do ambiente em questão ser classificada como lento, ou seja, de pouca movimentação.

Na Figura 1, verifica-se que houve variação na bioacumulação de fósforo nos peixes ao longo do cultivo. No pacu, os valores médios mantiveram-se constantes em $2,87 \text{ g kg}^{-1}$, no entanto, as outras duas espécies obtiveram maiores oscilações, de 0,30 a 1,00 e 0,98 a $2,82 \text{ g kg}^{-1}$ para o jundiá e curimbatá, respectivamente. Durante o cultivo, foram utilizados aproximadamente 15.760 kg de ração que continham 1% de P-total para o arraçoamento dos peixes, o que representa 157,60 kg fósforo acrescentado ao sistema de cultivo. Considerando-se que 32% do fósforo são utilizados para o metabolismo do peixe e que os 68% restantes são transferidos para o meio (Penczak *et al.*, 1982), deve-se ter lançado ao ambiente 107,17 kg deste nutriente. Alves e Baccarin (2005) informam que 66% do fósforo aportado pelo arraçoamento intensivo vão para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% são incorporados no peixe em cultivo. Neste panorama, ter-se-ia um aporte de 17,34 kg de P-total na água e 104,02 kg de P-total no sedimento.

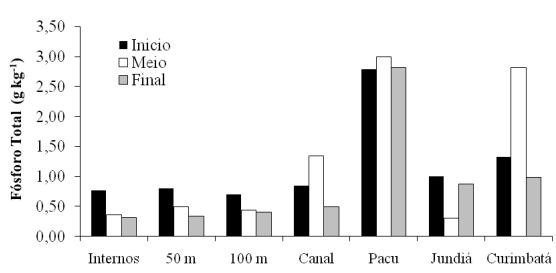


Figura 1. Teores de fósforo total em amostras de peixes e sedimentos nos pontos internos e externos da área de cultivo no reservatório.

Estas projeções da entrada de fósforo pelo cultivo de peixes não podem ser avaliadas apenas por estas fontes. Sabe-se que outros fatores bióticos e abióticos estão envolvidos na dinâmica do fósforo no ecossistema aquático. Além disso, a estratégia alimentar, em criações comerciais de peixes, possui importante impacto sobre a qualidade da água e, consequentemente, sobre o crescimento, saúde e sobrevivência dos animais, assim como a eficiência de utilização dos nutrientes da dieta. Bechara *et al.* (2005), estudando a digestibilidade e o aproveitamento de nutrientes, vêm demonstrando que alimentos de alta qualidade apresentam menor potencial poluente e possibilitam aumento na produção por unidade de área, em geral, superior ao aumento de custo de produção. Furuya (2007) salienta que o uso de pró-nutrientes como a fitase melhora a utilização dos nutrientes e favorece a redução das perdas de nutrientes que compõem os efluentes, pois a utilização desta enzima em ração possibilita aumentar o desempenho, a retenção de minerais nos ossos, a digestibilidade da proteína e a disponibilidade de cálcio e fósforo, contribuindo com menor excreção destes nutrientes no ambiente aquático.

Outra forma de controlar e gerenciar a capacidade suporte do ambiente é pelo monitoramento e análise dos sedimentos, pois este pode ser considerado como resultado da integração de todo processo que ocorre em um ecossistema aquático, onde há uma dinâmica entre os processos biológicos, físicos e químicos, que influenciam o metabolismo do sistema (Esteves, 1998).

Os valores médios de nutrientes dos sedimentos foram retirados da área de cultivo em três pontos ao redor dos tanques-rede e três ao redor da área aquícola, de forma a avaliar a deposição dos nutrientes provenientes do cultivo de peixes em relação ao sentido do fluxo da água e à posição dos tanques-rede (Figura 1).

Ao analisar a trajetória média dos teores de fósforo no sedimento (Figura 1), observam-se valores decrescentes em todos os pontos de coleta ao longo do cultivo, indicando declínio na acumulação deste no sedimento. Os valores mais elevados foram de 0,49 a 1,34 g kg⁻¹, referente ao ponto 19, coletado no canal que recebe água oriunda da praia artificial e desemboca na área de cultivo. Na medida em que a água entra na área aquícola, ocorre diminuição nos teores de fósforo do sedimento nos pontos mais afastados (50 e 100 m) dos tanque-rede. Isto pode ter influenciado a sedimentação e decantação deste elemento no ambiente em questão, pois a área de cultivo totalizava 360 m² povoados

com espécies onívoras, herbívoras e iliófugas. Segundo Starling e Lazzaro (2001), os peixes são capazes de influenciar a dinâmica dos nutrientes, quer diretamente pela excreção líquida e ingestão de fósforo e nitrogênio, quer indiretamente pelas alterações nas taxas de reciclagem dos nutrientes de outros componentes da cadeia alimentar. De acordo com isso, vários estudos vêm sendo realizados para a redução da eutrofização de lagos, por meio da biomanipulação, que é uma estratégia ecotecnológica complementar ao controle dos aportes externos em nutrientes na água e nos sedimentos.

As análises destas áreas servem como ferramenta para a quantificação da influência que estes sistemas de cultivo possam ou não exercer sobre o ecossistema aquático, auxiliando a definição dos limites de capacidade de suporte e o gerenciamento e manutenção dos reservatórios.

Conclusão

A área aquícola classifica-se como oligotrófica. No sedimento, os valores de fósforo total diminuíram ao longo do tempo de estudo. O cultivo de peixe contribuiu para a bioacumulação de fósforo total do ambiente. Esta atividade pode ser utilizada para biomanipulação deste nutriente em reservatórios.

Agradecimentos

Ao Grupo de Estudos de Manejo em Aquicultura-GEMAq, pelo apoio para condução do experimento, e ao convênio SEAP/Itaipu/Funiversitária, pela estrutura fornecida para realização do estudo.

Referências

- AGOSTINHO, A.A. *et al.* A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos socioeconômicos e impactos de represamento. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fundebio/Fapesp, 1999. p. 281-319.
- ALVES, R.C.P.; BACCARIN, A.L. Efeitos da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no Córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava), baixo rio Tietê In: NOGUEIRA, M.G. *et al.* (Org.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 2005. p. 329-347.
- AYROSA, D.M.M.R. *et al.* *Regularização dos projetos de tanques-rede em águas públicas continentais de domínio da união no Estado de São Paulo*. São Paulo: Instituto de Pesca, 2006. (Boletim técnico, n. 36).
- BECHARA, J.A. *et al.* The effect of dietary protein level on pond water quality and feed utilization efficiency of pacu, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887). *Aquat. Res.*, Oxford, v. 36, n. 6, p. 546-553, 2005.

- BEVERIDGE, M.C.M. *Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environmental impact*. Rome: FAO, 1984. (FAO, fisheries technical paper, 255).
- BOYD, C.E.; TUCKER, C.S. *Pond aquaculture water quality management*. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1998.
- BOYD, C.E. et al. *Best management practices for channel catfish farming in Alabama*. Alabama: Alabama Catfish Producers, 2003. (Special report, n. 1).
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 15 out. 2007.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, Baltimore, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- CETESB-Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes a organismos aquáticos*. São Paulo: Cetesb, 1992.
- ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FURUYA, W.M. Redução do impacto ambiental por meio de ração. In: SEMINÁRIO DE AVES E SUÍNOS, 7., 2007, Belo Horizonte; SEMINÁRIO DE AQUICULTURA, MARICULTURA E PESCA, 3., 2007, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: Avesui, 2007. p. 121-139.
- FAO-Food and Agriculture Organization. *The state of world fisheries and aquaculture, 2006*. Rome: FAO Fisheries and Aquaculture Department, 2007.
- 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*, Amsterdam, v. 226, n. 1-4, p. 201-212, 2003.
- HENRY, R.A. Variabilidade de alguns fatores físicos e químicos da água e implicações para amostragem: Estudos de caso em quatro represas do Estado de São Paulo. In: BICUDO, M.; BICUDO, D.C. (Ed.). *Amostragem em limnologia*. São Carlos: Rima, 2004. p. 245-261.
- KUBITZA, F. Tanques-rede, rações e impacto ambiental. *Rev. Pan. Aquicult.*, Botafogo, v. 51, n. 9, p. 44-50, 1999.
- KRATZER, C.R.; BREZONIK, P.L.A. Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. *Water Resour. Bull.*, Baton Rouge, v. 17, n. 4, p. 713-715, 1981.
- LEONHARDT, J.H. Sustentabilidade da produção agroecológica de peixes. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECNIA, 4., 2007. Londrina. Anais... Londrina: UEL, 2007. p. 99-103.
- MEIJER, M.L. et al. Biomanipulation in shallow lakes in the Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Hydrobiologia*, Brussels, v. 408-409, p. 13-30, 1999.
- ODUM, E.P. *Basic ecology*. Georgia: Saunders College Pub, 1983.
- ONO, E.A.; KUBITZA, F. *Cultivo de peixes em tanques-rede*. Jundiaí: E. A. Ono, 2003.
- PEARSON, T.H.; GOWEN, R.J. Impact of caged farming on the marine environment. In: OLIVER, P.; COLLERAN, E. (Ed.). *Interaction between aquaculture and environment*. Dublin: The National Trust for Ireland, 1990. p. 13.
- PENCZAK, T. et al. The enrichment of a mesotrophic lake by carbon, phosphorus and nitrogen from the cage aquaculture of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Appl. Ecol.*, Oxford, v. 19, n. 2, p. 371-393, 1982.
- RIBEIRO FILHO, R.A. *Relações tróficas e limnologia no reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas*. 2006. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental)-Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
- SAS-Statistical Analysis System Institute. *SAS/STAT software: changes and enhancements through release 6.12*. Cary: SAS, 1997.
- SCHMITTOU, H.R. *High density fish culture in low volume cages*. Singapore: American Soybean Association, 1993.
- SIMEPAR-Tecnologia e Informações Ambientais. *Boletim de previsão das variáveis climáticas da base climática de Santa Helena*. Curitiba: Simepar, 2006.
- SOUZA FILHO, E.E.; STEVAUX, J.C. Geologia e geomorfologia do complexo do rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: VAZZOLER, A.E.A.M. et al. (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem, 1997. p. 179-208.
- STARLING, F.L.R.M.; LAZZARO, X.T. Controle da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais por biomanipulação: estudo de caso: lago Paranoá (Brasília, Brasil). In: DE BERNARDI, R.; GIUSSANI, G. (Ed.). *Biomanipulação para o gerenciamento de lagos e reservatórios: diretrizes para o gerenciamento de lagos*. São Carlos: ILEC/IIE, 2001. v. 7, p. 203-221.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos: ILEC/IIE, 2000.
- TEDESCO, J.M. et al. *Análise de solos, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. (Boletim técnico, n. 5).
- TUNDISI, J.G. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: estudos de caso e perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G. et al. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 2005. v. 1, p. 1-21.
- WOSIACK, A.C. *Dinâmica da comunidade de cianobactérias da praia artificial de Entre Rios do Oeste, reservatório de Itaipu, PR*. 2005. Dissertação (Mestrado em Botânica)-Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

Received on December 04, 2007.

Accepted on May 07, 2008.