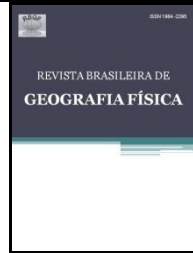




Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Monitoramento da Piscicultura em Reservatórios: Uma Abordagem Ecológica

Janaina Uchôa Medeiros Agra¹, Janine Michaela Klink², Gilberto Gonçalves Rodrigues³

¹Graduanda em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco - Recife-PE, Brasil. jana_uchoa@hotmail.com; ²Graduanda em Ciências Biológicas da Universidade de Ciências Aplicadas - Bremen, Alemanha. klink@vollbio.de; ³Professor adjunto da Universidade Federal de Pernambuco - Recife-PE, Brasil. gilberto.rodrigues@ufpe.br.

Artigo recebido em 09/09/2012 e aceito em 10/10/2012

RESUMO

O biomonitoramento utiliza ferramentas que avaliam os componentes estruturais e funcionais do ecossistema. O estudo da decomposição foliar, que se propõe a refletir a qualidade funcional do ecossistema aquático, aliado aos dados das variáveis físicas e químicas da água, amplia a sensibilidade e a robustez dos ensaios. A expansão da piscicultura em reservatórios do rio São Francisco demanda estudos que avaliem sua capacidade suporte, para garantir sua sustentabilidade. O presente estudo objetivou analisar dados físicos e químicos da água e a velocidade da decomposição foliar em áreas onde ocorrem atividades de piscicultura no município de Itacuruba-PE. Foi aplicada uma ANOVA (fator-único) para as análises estatísticas das variáveis físicas e químicas da água e uma análise de covariância para a decomposição foliar, em cada estação de coleta. Dados de temperatura e oxigênio dissolvido de fundo e superfície diferiram entre si, e apenas o oxigênio dissolvido da superfície diferiu entre as estações de coleta ($p < 0,05$). A taxa de decomposição foliar entre as duas estações de controle não diferiu. A estação onde a atividade de piscicultura iniciou dez dias antes das análises, não diferiu das estações de controle. As estações de controle diferiram significativamente entre as estações que possuíam tanques ativos há mais de três meses. Houve uma correlação direta entre a diminuição das taxas de decomposição e a interferência antrópica da piscicultura. No entanto, não foi possível relacionar tal efeito ao aumento das concentrações de nutrientes na água, de forma direta.

Palavras-chave: Biomonitoramento, decomposição foliar, piscicultura, rio São Francisco.

Monitoring of Aquaculture in Reservoirs: An Ecological Approach

ABSTRACT

The biomonitoring use tools to reveal structural and functional components of the ecosystem. Leaf breakdown studies propose to reflect the quality of aquatic ecosystems, and along with physical and chemical parameters, increase the sensibility and robustness of the essays. The expansion of pisciculture in São Francisco River reservoirs has demanded studies to evaluate its capacity of supporting, to guarantee the sustainability of this kind of business. The present study aims to analyze physical and chemical parameters as well as the speed of leaf breakdown rates, by litter bags, in an pisciculture area at Itacuruba-PE. The method proposes an ecological approach for pisciculture bioassessment in reservoirs. ANOVA (one-way) was applied for the statistic analysis of physical and chemical parameters. The leaf breakdown rates were compared by a covariance analysis. When comparing the same collect station, there were statistical differences between the water temperature and dissolved oxygen of bottom and surface. They also verified differences between dissolved oxygen from different collect stations, only on the surface ($p < 0,05$). The leaf breakdown rates between the two control points do not differ. On the other hand, control points differ significantly between the points where fishes are bred. It wasn't possible to identify a direct relationship between the increment of nutrients in the water and the decrease of breakdown rates. However, there is a great correlation between the slowdown of leaf breakdown, in pisciculture areas, when it is related to the control points.

Keywords: Biomonitoring, leaf breakdown, pisciculture.

*E-mail para correspondência: jana_uchoa@hotmail.com
(Agra, J. U. M.).

1. Introdução

1.1 Biomonitoramento

A análise da qualidade ambiental dos reservatórios para a utilização de suas águas em atividades diversas como o consumo humano e animal, irrigação e aquicultura tem sido relevante em um contexto mundial. As análises para avaliar o impacto de uma ação antrópica devem associar às análises físicas e químicas da água as análises biológicas, visto que estas são fundamentais para se conseguir uma maior confiabilidade dos resultados (Brandimarte et al., 2007).

Uma vez que a integridade do ecossistema pode ser avaliada por um componente estrutural (e.g. composição de espécies, abundância, densidade e índices de diversidade) e outro funcional (e.g. produção primária, consumo e decomposição) (Minshall, 1996), o biomonitoramento deve utilizar ferramentas que reflitam esses dois componentes. Os macroinvertebrados bentônicos têm sido amplamente utilizados para avaliar a integridade dos ecossistemas aquáticos e geralmente são utilizados como ferramentas que refletem o componente estrutural do ecossistema. Por viverem na interface sedimento-água e por possuírem pouca mobilidade, eles são efetivos para análises em nível de comunidades (Rosenberg & Resh, 1993; Goulart & Callisto, 2003; Rodrigues, 2006; Queiroz et al., 2008). Quanto às qualidades funcionais do ambiente, Gessner e Chauvet (2002) propõem que o biomonitoramento deve ser baseado em

processos ecológicos, sendo a decomposição foliar e a colonização por macroinvertebrados bentônicos um instrumento que possibilita diagnosticar a integridade funcional do ecossistema.

Aliar diferentes técnicas que propõem refletir a complexidade dos ecossistemas com dados obtidos em procedimentos padronizados e conhecidos (e.g. variáveis físicas e químicas) amplia a sensibilidade e a robustez dos ensaios, minimizando seus erros. Por isso, é importante a ampliação dos estudos para que seja possível obter conclusões mais seguras quanto às novas propostas metodológicas de biomonitoramento, em especial aquelas aplicadas em regiões tropicais, onde a diversidade específica é maior.

O presente trabalho objetivou a aplicação de uma metodologia que associa variáveis físicas, químicas e biológicas para o biomonitoramento da atividade de piscicultura em reservatórios. Para isto foi considerado a análise de dados físicos e químicos da água e a velocidade da decomposição foliar em áreas onde ocorrem atividades de piscicultura.

1.2 A piscicultura em reservatórios do Rio São Francisco

É indiscutível a importância que o rio São Francisco exerce sobre a vida daqueles que vivem às suas margens ou na área de sua influência. Seu histórico, muitas vezes contraditório, de desenvolvimento econômico

e social que se iniciou com a mineração do ouro, a expansão da pecuária e da monocultura, o desmatamento, o crescimento urbano e a construção das usinas hidrelétricas produziram um grande impacto ambiental e social (Queiroz, 2008). Sendo assim, o uso indevido de suas águas conduziu o colapso destes empreendimentos e isto tem sido uma das grandes preocupações da atualidade. Por isso, estudos relativos à qualidade ambiental deste ecossistema são imprescindíveis.

A produção hidrelétrica do rio São Francisco representa 17% da capacidade de todo país (ANEEL, 2012), mas a construção de barragens ao longo do rio exerceu forte impacto social àqueles que dependiam da pesca, direta ou indiretamente, visto que a oferta de pescado diminuiu consideravelmente. Assim, a piscicultura tornou-se uma alternativa para o restabelecimento do mercado pesqueiro nas áreas de reservatório do rio São Francisco (CODEVASF, 2011).

Atualmente, o rio São Francisco é referência em produção pesqueira, tanto para subsistência quanto para o comércio, devido ao seu vasto potencial. São onze represamentos, que equivalem a cerca de 20% da área ocupada por todas as represas do país (Soares et al., 2007), sendo o reservatório de Itaparica um dos que apresenta um grande potencial para o desenvolvimento da piscicultura (Barros, 2004).

A piscicultura, como qualquer outra atividade antrópica, exerce um impacto

ambiental específico, principalmente no tocante à água nas áreas onde estão instaladas. Os resultados desta atividade apresentam características distintas, de acordo com uma série de fatores, que incluem a quantidade e a qualidade da ração que é oferecida aos peixes como alimento e da água utilizada para o abastecimento, além da intensidade do cultivo e das características do organismo (Henry-Silva & Camargo, 2008). Apesar da atividade de piscicultura em tanques-rede ser considerada menos impactante do que outras formas de cultivo, a dependência dos peixes ao raçãoamento implica em um impacto ambiental, devido ao aumento de nutrientes (e.g. compostos nitrogenados e fósforo) no sedimento e água. Sendo assim, apesar do grande investimento e expansão da piscicultura em reservatórios ao longo do rio São Francisco, são necessários estudos mais aprofundados a respeito da capacidade de suporte dessas águas (Soares, 2007), na tentativa de garantir a sustentabilidade deste tipo de empreendimento.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O reservatório de Itaparica (Figura 1), localizado no sub-médio São Francisco, foi fundado em 1988 (Gunkel, 2007). Este reservatório está localizado entre a divisa dos Estados de Pernambuco e Bahia, em uma região de clima semi-árido, com temperaturas médias anuais de 27° C (Gunkel, 2007).

No município de Itacuruba-PE, que

possui áreas às margens do reservatório de Itaparica, a piscicultura vem sendo estimulada por uma série de projetos com apoio governamental e também de empresas privadas (CODEVASF, 2011). A piscicultura na região vem sendo a principal fonte de renda dos moradores da cidade e da região circunvizinha.

O estudo foi realizado neste reservatório

entre os meses de março e julho de 2012, na Fazenda Braspeixe (8°48'8.37"S, 38°44'36.28"O), que se localiza na zona rural da cidade de Itacuruba-PE. A fazenda tem produzido tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)) em 20 tanques-rede de 218m³, com uma produção média de 12 toneladas de tilápia por tanque-rede.

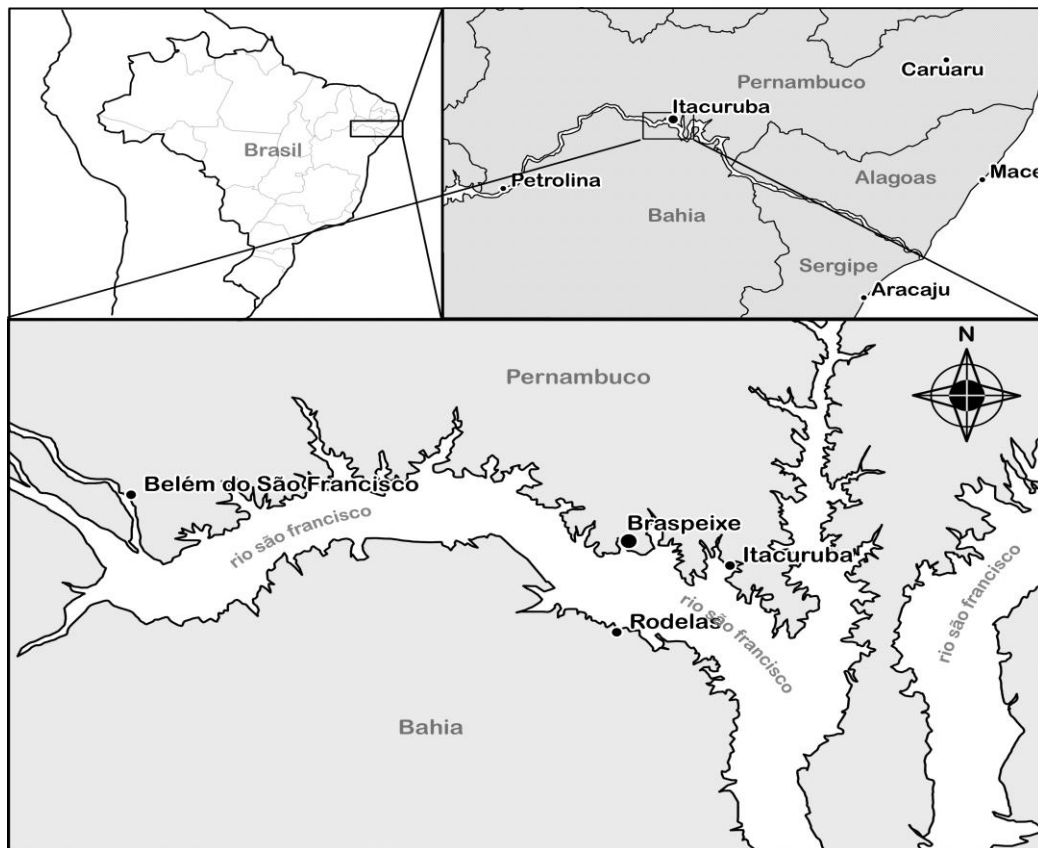


Figura 1. Mapa de localização do estudo no Reservatório Itaparica, rio São Francisco, entre os estados de Pernambuco e Bahia, Brasil (mapa editado por Juliana Agra). Fonte: Google Earth (2012).

2.2 Métodos

O levantamento dos dados baseou-se em uma análise do metabolismo do ecossistema, a partir da aplicação da técnica de *litter bags* (bolsas de folhedo) seguindo

Benfield, Paul & Webster (1979), para analisar a decomposição foliar.

As bolsas de decomposição foram confeccionadas com material tipo nylon com malha de abertura 10,0 X 2,0mm preenchidas

com $4,0 \pm 0,02g$ de folhas de craibeira (*Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. f ex S. Moore), previamente secas em temperatura ambiente e posteriormente levadas à estufa a $60^\circ C$ por 48h. Um total de 20 unidades amostrais foi instalado em cada estação de coleta. Três estações de coleta foram dispostas em tanques-rede pertencentes

à empresa de piscicultura BRASPEIXE e mais duas estações foram instaladas distante dos tanques-rede, como pontos controle. As estações de coleta foram escolhidas de acordo com as características físicas e geográficas da área de estudo, considerando a direção das correntes e do vento (Figura 2).

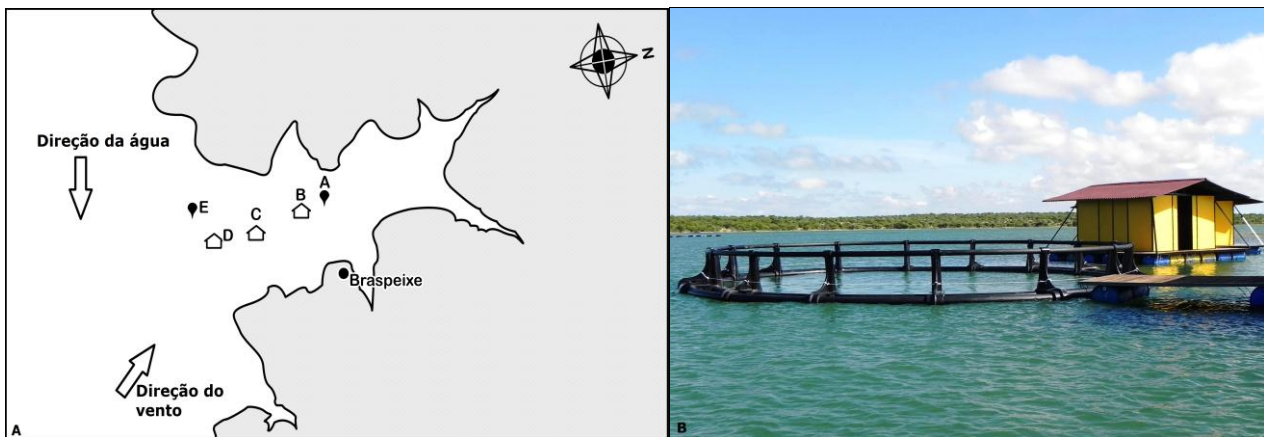


Figura 2. A. Mapa da distribuição das estações de coleta no reservatório de Itaparica e a estação de apoio da empresa Braspeixe localizada na margem terrestre. B. Foto de um tanque-rede associado a uma estação de coleta (casa de apoio flutuante).

As estações de coleta A e E correspondem às estações controle, onde não há tanques-rede instalados. As estações B, C e D possuem quatro tanques-rede conectados a

uma casa de apoio flutuante para cada tanque. As estações de coleta controle distam 100 metros das estações de criação de peixe mais próximas (Quadro 1).

Quadro 1. Descrição da localização geográfica das estações de coleta, tempo de atividade de piscicultura de cada conjunto de tanques-rede e profundidade em cada estação.

Estações de Coleta	Coordenadas	Tempo de atividade	Profundidade média (m)
A	8°48'9.00"S, 38°44'45.10"O	controle	6,54
B	8°48'12.20"S, 38°44'44.20"O	~300 dias	7,14
C	8°48'18.30"S, 38°44'43.00"O	~90 dias	7,65
D	8°48'23.70"S, 38°44'43.20"O	~10 dias	8,52
E	8°48'25.70"S, 38°44'47.20"O	controle	6,24

Apenas nas estações de coleta B e D foram acrescentadas quatro bolsas extras, que foram resgatadas após 24 horas de exposição, para mensurar a perda inicial da massa foliar (lixiviação) ocorrida por efeito de transporte e impactos físicos no início do experimento. Tal perda foi desprezada nos cálculos de decomposição foliar, sendo o peso inicial considerado apenas a partir de 24 horas. Para as estações de coleta A, C e E foi obtida a média entre as massas das folhas das bolsas de folheto de 24 horas das estações de coleta B e D.

Todas as bolsas de folheto coletadas ao longo do experimento foram embaladas, individualmente, em papel jornal e secas por 48h em estufa a 60° C. Três bolsas de folheto foram coletadas, por estação de coleta, após 15, 30, 60, 90 e 120 dias de exposição. Assim, foi possível calcular a velocidade da perda de massa foliar por estação de coleta através da aplicação do modelo exponencial onde a decomposição foliar segue a seguinte fórmula (Graça et al., 2005):

$$M_t = M_o \cdot e^{-kt}$$

M_t = massa foliar ao final do experimento

M_o = massa foliar após 24 horas de experimento

k = coeficiente de decomposição foliar

t = tempo

A decomposição foliar em cada estação de coleta foi comparada através de análise de covariância (ANCOVA), seguida pela aplicação de teste Tukey HSD, utilizando o

programa estatístico R, versão 2.11.0.

Paralelamente, foram mensurados, em campo, a temperatura e o oxigênio dissolvido (O.D.) da água de fundo e superfície com ajuda de uma sonda tipo AT-150/Microprocessado/Alfakit. Para medir os demais parâmetros físicos e químicos foram coletadas amostras de água de fundo e superfície com o auxílio de um coletor tipo Van Dorn. As amostras de água foram armazenadas em garrafas de 500 mL (tipo PET) em um recipiente de isopor com gelo até serem refrigeradas a 10° C constante. As amostras foram analisadas dentro de um período de 24 horas. As concentrações de fósforo total, amônia, nitrito, nitrato (Espectrofotômetro tipo Spektro Kit/AT 100P/Alfakit) e pH (pH-metro tipo SL110/Solar Instrumentação LTDA) foram medidas em laboratório, de acordo com o manual de procedimentos da Alfakit (2012).

Para as variáveis físicas e químicas da água foi realizada uma análise de variância (ANOVA) de fator-único, para avaliar se houve diferença significativa entre as estações de coleta e entre superfície e fundo ($p < 0,05$).

3. Resultados e Discussão

3.1 Parâmetros físicos e químicos da água

Na área estudada, a temperatura não variou, significativamente, tanto entre as estações de coleta como entre as amostras de fundo e superfície, oscilando em torno da média de $27,3^\circ \pm 1,0^\circ\text{C}$ na superfície e de $26,9^\circ \pm 0,6^\circ\text{C}$ no fundo. O pH apresentou

diferença significativa apenas entre fundo e superfície ($F=0,180$; $p=0,004$), com médias de

7.67 ± 0.29 e 7.91 ± 0.28 , respectivamente (Figura 3).

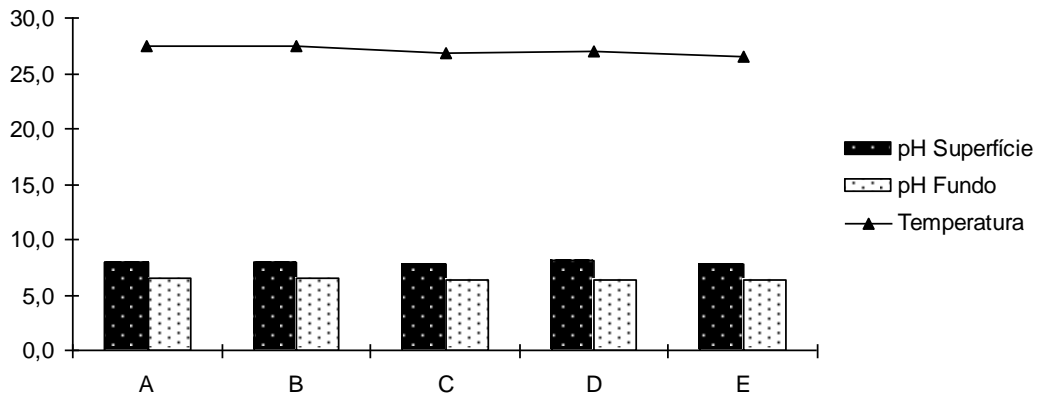


Figura 3. Valores médios de pH da água de superfície e fundo e temperatura média da água de superfície. Medições entre 12 de março e 8 de julho de 2012 nas estações de coleta A-E.

Os valores médios dos demais parâmetros físicos e químicos das áreas amostradas e respectivos enquadramentos seguindo Resolução N°357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional de Meio

Ambiente (CONAMA) para águas de Classe 2, como estão classificadas as águas do rio São Francisco, que são destinadas a diferentes usos, incluindo a piscicultura, apresentaram variação (Tabela 1).

Tabela 1. Valores médios dos parâmetros físicos e químicos da água nas estações de coleta A-E entre 12 de março e 8 de julho de 2012, no reservatório de Itaparica-PE, em áreas com piscicultura. S = Superfície, F = Fundo, O.D. = Oxigênio Dissolvido

	A		B		C		D		E		CONAMA classe 2
	S	F	S	F	S	F	S	F	S	F	
NO ₂	0,005	0,000	0,005	0,000	0,011	0,005	0,016	0,005	0,016	0,000	< 1,00 mg/L
NH ₃	0,000	0,004	0,002	0,000	0,000	0,008	0,000	0,002	0,000	0,000	< 3,70 mg/L
NO ₃	1,03	1,05	1,15	0,73	0,68	1,14	0,92	1,46	1,31	1,08	< 10,0 mg/L
P _{total}	0,148	0,057	0,228	0,183	0,206	0,143	0,188	0,189	0,166	0,107	< 0,05 mg/L
O.D.	7,05	5,34	5,16	5,29	7,14	5,35	7,05	4,89	8,05	5,94	> 5,00 mg/L

Assim como nas medidas de temperatura, não houve diferença significativa entre as concentrações de nitrito, nitrato, amônia e fósforo, tanto entre as estações de

coleta como entre as estações do fundo e da superfície. Tal homogeneidade mostra uma não estratificação térmica e química neste ambiente lântico, implicando em boas

condições para o cultivo de tilápias em tanque-rede, considerando padrões definidos pela CODEVASF (2010).

As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 4) apresentaram diferença significativa, tanto entre as estações de coleta do fundo e da superfície ($F=6,417$; $p=0,0146$) como entre as estações de coleta na superfície ($F= 8,912$; $p=0,0003$). Na estação B, a concentração de oxigênio dissolvido na superfície (5,16 mg/L) quase atingiu o limite

mínimo sugerido pelo CONAMA 2005. Tal distinção em relação às demais estações de coleta pode ter sido devido à instalação de tanques-rede em uma área com águas mais paradas. Baccarrin (2002) observou que, em criações de tilápia do Nilo, os teores de oxigênio dissolvido na água reduzem com o aumento da biomassa de peixes, devido ao raçãoamento e aos metabólitos dos peixes (Henry-Silva & Camargo, 2008).

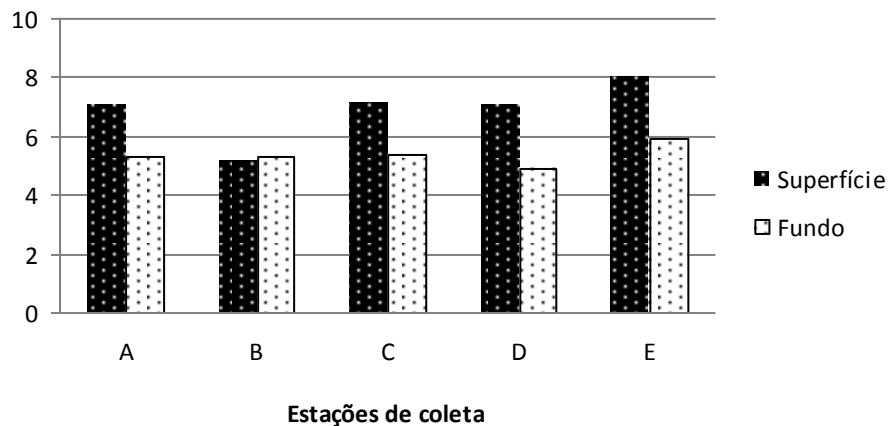


Figura 4. Média das concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L) nas estações de coleta A-E do fundo e da superfície. Medições realizadas entre 12 de março e 8 de julho de 2012, ao longo das estações de coleta.

As concentrações das diferentes formas de nitrogênio dissolvidas na água apresentaram valores bem inferiores aos limites máximos exigidos pelo CONAMA (2005). Níveis semelhantes de concentração também foram constatados por Gunkel (2007), em duas áreas de piscicultura em tanque-rede no reservatório Moxotó e, por Melo (2007), no reservatório Itaparica.

O contrário ocorreu com as

concentrações de fósforo total para todas as estações de coleta, que excederam os níveis aconselhados pelo CONAMA (2005), ($<0,05$ mg/L), variando, por exemplo, de 0,057 mg/L na estação de coleta A até 0,228 mg/L na estação B, onde existem tanques-rede instalados. Melo (2007) também constatou níveis elevados de fósforo total para este trecho do reservatório de Itaparica, em um período chuvoso. O mesmo não ocorreu à

montante do trecho em estudo para o mesmo período.

Estudos sobre conversão alimentar em tilápias cultivadas em tanques-rede e o impacto causado pela utilização de rações mostram que o peixe pode reter de 10 a 30% do fósforo disponível em sua dieta; tal porcentagem dependerá do tipo de ração (Kubtiza, 1999). Para salmonídeos criados em tanques-rede foi constatado um aproveitamento de apenas 1/4 do fósforo e do nitrogênio oferecido pelo racionamento, enquanto o restante permaneceu no ambiente

aquático, dissolvido na água (10% do fósforo; 65% do nitrogênio) ou no sedimento (65% do fósforo; 10% do nitrogênio) (Bergheim *apud* Henry-Silva & Camargo, 2008). Tais proporções estão muito abaixo dos 40% da retenção alimentar desejável (Kubtiza, 1999). Na área de estudo, apesar de não haver diferença significativa entre as estações de coleta para os valores de fósforo total, é possível observar uma tendência de aumento das suas concentrações em locais onde existem tanques-rede (Figura 5).

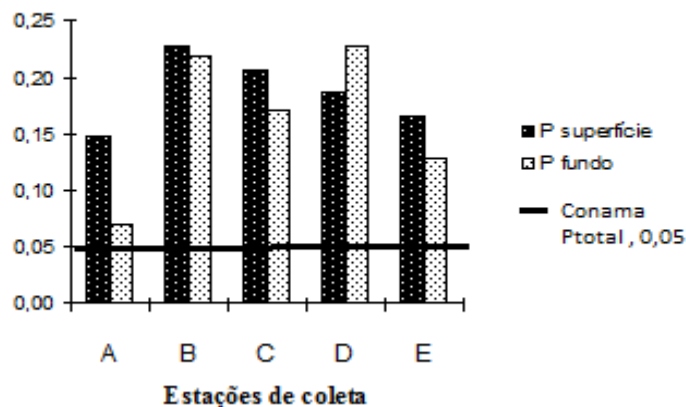


Figura 5. Média das concentrações de fósforo total (P_{total}) em mg/L em estações de coleta A-E de superfície e do fundo. Medições obtidas entre 12 de março e 8 de julho de 2012, ao longo das estações de coleta.

3.2 O processo de decomposição foliar em áreas de piscicultura

As bolsas de folheto foram expostas por um período máximo de 120 dias ou até enquanto as bolsas apresentavam material foliar. Nas estações de coleta controle (A e E) e na estação de coleta D o resgate foi feito até o período de 90 dias. Na estação E, as bolsas de decomposição do período T_{60} foram

acidentalmente perdidas, sendo assim, não existem dados de massa foliar para este período, restando os dados relativos aos períodos de T_{15} , T_{30} , e T_{90} dias.

A perda de massa foliar por lixiviação, ocorrida no período de 24 horas, foi de 16,42% (estação de coleta B) e de 17,42% (estação de coleta D). Geralmente, a perda de massa foliar por lixiviação ocorre entre 10 a

20% (Rodrigues, 2006).

As primeiras bolsas de folhedo a reterem apenas 10% da massa pertenciam à estação D, com apenas 60 dias de exposição. Com 90 dias de exposição, as bolsas das

estações A e E apresentaram taxas de 6,53 e 6,33%, respectivamente. Foram necessários 120 dias para que as bolsas nos pontos B (4,89%) e C (10,84%) atingissem baixo nível de perda de massa foliar (Figura 6).

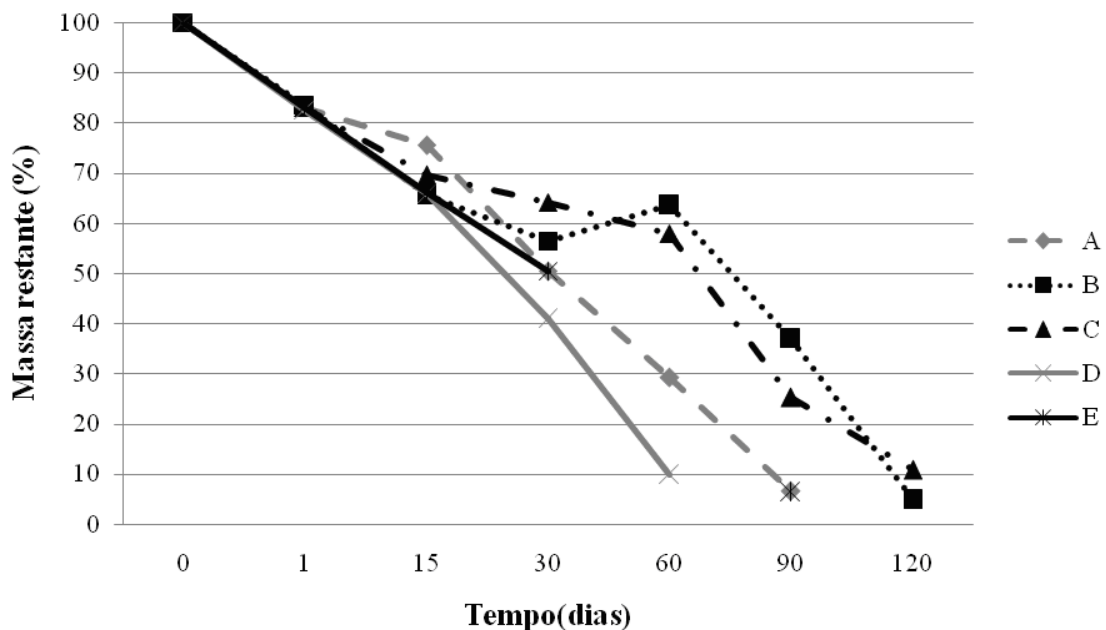


Figura 6. Remanescente de massa foliar de craibeira (*Tabebuia aurea*) ao longo do tempo de permanência na água (março a julho de 2012) nas estações de coleta A-E no reservatório de Itaparica (rio São Francisco).

Verificou-se, assim, que um período de 120 dias de exposição, usando bolsas de folhedo contendo folhas de craibeira, foi suficiente para a avaliação da taxa de decomposição da matéria vegetal. Estes experimentos, devido à facilidade de exposição e custos, podem ser realizados em diferentes períodos do ano (estação seca – estação chuvosa) e repetidos com acurácia. De acordo com Petersen e Cummins (1974), o processo de decomposição foliar está diretamente ligado às condições físicas, químicas e composição biológica do

ecossistema aquático. Sendo assim, a utilização desta metodologia para análise limnológica e biomonitoramento oferece a vantagem de fornecer um entendimento integrado dos fenômenos e eventos que ocorrem durante o tempo de exposição das bolsas contendo material vegetal.

A craibeira, planta nativa do bioma caatinga e frequentemente associada a córregos na região do semiárido (Cabral et al., 2003), mostrou-se adequada à aplicação do método, devido à sua consistência, tamanho e forma. As bolsas com folhedo de espécies

vegetais nativas da circunvizinhança de reservatórios favorecem a colonização da fauna de invertebrados bentônicos através dos recursos oriundos da degradação foliar (Rodrigues, 2006). Sendo assim, a partir da exposição destas bolsas de folheto é possível analisar, inclusive, a colonização destes organismos e, ao final, estimar sua densidade,

abundância, riqueza e diversidade, permitindo a caracterização da estrutura da comunidade macrobentônica.

A Tabela 2 apresenta os valores de k , aplicando a função exponencial de decaimento após o final do experimento para cada estação de coleta separadamente.

Tabela 2. Valores do coeficiente de decomposição diário ($-k$) de *Tabebuia aurea* para cada estação de coleta.

EC	k (dia ⁻¹)
A	$k_{90} = - 0,0303$
B	$k_{120} = - 0,0252$
C	$k_{120} = - 0,0185$
D	$k_{60} = - 0,0386$
E	$k_{90} = - 0,0307$

Segundo Petersen e Cummins (1974), os valores encontrados para $-k$ são considerados “rápidos”, sempre que $k > 0,01$. Tais valores podem estar relacionados à morfologia e composição química das folhas, características limnológicas locais (e.g., temperatura e pH), além da participação direta de organismos decompositores (fungos e bactérias) e invertebrados detritívoros. Contudo, os distintos valores do coeficiente

de decomposição foliar para cada estação de coleta também refletem as variações locais a que estão submetidas as unidades amostrais (Rodrigues, 2006).

As análises estatísticas relativas à perda de massa foliar apontaram diferença significativa entre os tratamentos, o tempo de decomposição e os tratamentos ao longo do tempo (trat:tempo) (Tabela 3).

Tabela 3. Valores da análise estatística de covariância (ANCOVA) referente à regressão da massa foliar ao longo do tempo em cinco tratamentos distintos (estações de coleta).

	gL	SQ	MSQ	F	Pr (>F)
Tratamento	4	2.121	0.5302	20.6453	2.712e-09 ***
Tempo	4	102.819	25.7048	1000.876	< 2.2e-16 ***
Trat:tempo	16	2.64	0.165	6.4243	9.020e-07 ***
Resíduos	40	1.027	0.0257		

Significância: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Os resultados das análises estatísticas entre as estações de coleta, que agrupam as estações de coleta que não apresentaram diferença significativa e mostram os valores

de “p” para as estações que diferem significativamente, são mostrados na Figura 7.

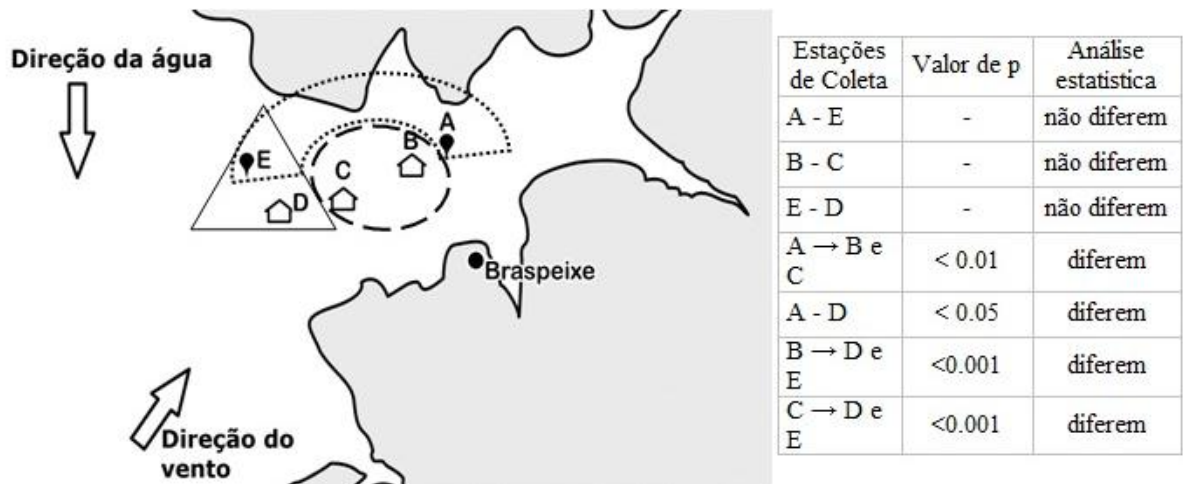


Figura 7. Mapa mostrando resultado da aplicação de testes estatísticos comparativos entre as estações de coleta A-E.

O fato da decomposição foliar na estação D não apresentar diferença significativa entre a estação de coleta controle E e, ao mesmo tempo, diferir significativamente ($p < 0.001$) da perda de massa foliar das estações onde haviam tanques-rede instalados (B e C) pode ser devido a dois fatores: (i) estação de coleta D localiza-se mais próxima do braço principal do rio, o que representa um maior fluxo e renovação da água; (ii) os tanques-rede da estação de coleta D foram instalados aproximadamente dez dias antes da implantação do experimento, enquanto que os tanques das estações de coleta B e C já estavam com cultivos de peixes a cerca de dez (~300 dias) e três (~90 dias) meses, respectivamente. Sendo assim, a estação de

coleta D, durante o experimento, pode ter apresentado condições ambientais semelhantes às estações controle, sob pouca influência direta da piscicultura no período monitorado e apresentando taxas de decomposição foliar semelhantes àquelas encontradas para a estação de coleta controle. Sendo assim, pode-se considerar que atividades de cultivo de tilápia em tanques-rede em condições ambientais (e.g. profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido, etc.) semelhantes àquelas que ocorreram na estação D não apresentam fator de impacto significativo para a qualidade da água em período inferior a dois meses. Para a estação de coleta C, em atividade por três meses, os resultados foram semelhantes àqueles obtidos na estação de coleta B, em

atividade por dez meses.

Estudos que avaliam a decomposição em áreas de interferência antrópica constataram um aumento ou diminuição das taxas de decaimento, de acordo com o impacto em questão. A poluição por mineradoras é amplamente conhecida, por reduzir as taxas de decomposição, assim como áreas sobre a influência de inseticidas aplicados à agricultura (Webster & Benfield, 1986; Gessner & Chauvet, 2002). Por outro lado, Pascoal et al. (2001; 2003) vêm observando que a adição de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, como consequência de atividades humanas tem acelerado esse processo.

Sob a influência direta da piscicultura na área de estudo, a decomposição foliar foi significativamente menor nas estações B ($k = -0,0252$) e C ($-0,0185$). Estes valores encontrados para tais estações de coleta podem estar relacionados ao tempo em que a atividade de cultivo vem sendo desenvolvida naqueles mesmos locais. Não somente o tempo da atividade em um mesmo local pode influenciar o processamento da taxa de decomposição, mas, também, a quantidade de peixes cultivados nos tanques-rede. As estações B e C foram aquelas que apresentaram o maior valor de biomassa do cultivo no período do estudo. A localização mais interna na baía também pode ter colaborado com o acúmulo dos nutrientes e metabólitos advindos da atividade de piscicultura, diferentemente do que ocorreu

com a estação D.

A diferença na decomposição foliar entre os pontos avaliados confirma a relação direta entre as unidades amostrais e a área de exposição (Royer & Minshall *apud* Barbosa, 2005), visto que áreas localizadas a 100 metros de distância de uma área com tanques-rede apresentam decaimento foliar significativamente maior do que nos pontos onde peixes são cultivados. No entanto, a mesma correlação de dados não pôde ser feita com as variáveis físicas e químicas analisadas, por elas não apresentarem diferença significativa entre as estações de coleta, com exceção dos níveis de oxigênio dissolvido na superfície.

O processo de decomposição foliar, por si só, é um ponto de partida para o desenvolvimento de técnicas que avaliem a integridade das funções de um corpo d'água (Gessner & Chauvet, 2002). Apesar de diversos estudos comprovarem que a entrada de nutrientes, em especial o nitrogênio, acelera a decomposição foliar (Webster & Benfield, 1986; Pascoal et al., 2001; Pascoal et al., 2003), destaca-se a necessidade de estudos mais aprofundados para investigar as causas que causam uma desaceleração da decomposição em áreas de piscicultura.

4. Conclusão

No presente estudo, a aplicação do método de decomposição foliar com a utilização de *litter bags*, aliado às análises físicas e químicas da água, se mostrou como

uma ferramenta eficaz para medir o componente funcional do ecossistema e avaliar a interferência da piscicultura de tilápias em tanque-rede, na área de influência da atividade no reservatório.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem a empresa Braspeixe por conceder sua área em atividade de piscicultura e o apoio logístico necessário para a realização deste estudo. Agradecemos ao consultor Engenheiro de Pesca, Cleiton Passos, pelas contribuições técnicas quanto ao cultivo de tilápia em tanques-rede. Aos pescadores da Braspeixe, por toda a ajuda nos trabalhos de campo. Agradecemos a Universidade Estadual da Bahia (UNEB) por permitir o uso das instalações físicas. Ao Prof. Dr. Ricardo Nogueira, por ceder os kits de análise de água e nos assessorar nas visitas mensais à UNEB, e ao servidor, Sr. Robério Lima, por garantir a realização de todas as análises em tempo hábil.

6. Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL. Disponível em: <http://www3.aneel.gov.br/atlas/atlas_1edicao/atlas/energia_hidraulica/3_5_capacidade.html> Acesso em: 18 Jul 2012.

Baccarin, A.E. (2002). Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) sob diferentes manejos alimentares. Jaboticabal.

56p. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal).

Barbosa, A.F. (2005). Desenvolvimento de Metodologia para Análise de Impacto e Monitoramento Ambiental a partir do Estudo do Metabolismo de Sistemas Aquáticos Utilizando os Processos de Decomposição e Colonização Foliar por Macroinvertebrados como Indicativo da Qualidade Ecológica da Água. Monografia (bacharelado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Barros, A.C. (2004). Evolução dos fatores hidrobiológicos no reservatório de Itaparica – Rio São Francisco (1987, 1989 e 2002). Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife - CTG. Gestão e Políticas ambientais.

Benfield, E. F; Paul, R. W. Jr. & Webster, J. R. (1979). Influence of exposure technique on leaf breakdown rates in streams. *OIKOS*. 33: 386-391.

Brandimarte, A.L; Shimizu, G.Y; Anaya, M.; Kuhlmann, M.L. (2007). Amostragem de Invertebrados Bentônicos. In: Bicudo, C.E. de M. & Bicudo, D. de C. (Org.) Amostragem em Limnologia. São Carlos: RiMa, 2d. p 213-228.

Cabral, E.L; Barbosa, D.C.A; Simabukuro, E.A. (2003). Armazenamento e germinação de sementes de *Tabebuia aurea* (Manso)

Benth. & Hook. F. Ex. S. Moore. Acta bot. bras. 17(4): 609-617.

CODEVASF - Companhia De Desenvolvimento Dos Vales Do São Francisco E Do Parnaíba (2010). Manual de criação de peixes em tanque-rede. Elaboração: Instituto Ambiental Brasil Sustentável (IABS). Brasília-DF.

CODEVASF - Companhia De Desenvolvimento Dos Vales Do São Francisco E Do Parnaíba – Disponível em: <http://www.codevasf.gov.br/programas_acoes/desenvolvimento-territorial/arranjos-produtivos-locais/arranjo-produtivo-de-aqueicultura-do-lago-de-itaparica> Acesso em: 23 Set 2011.

CONSELHO NACIONAL DE 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.

Diário Oficial da União. n. 53, de 18/03/2005, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 25 de Jun 2012

Goulart, M.D.C; Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, ano 2, nº 1.

Gessner, M. O; Chauvet, E. (2002). A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.*, 12: 498-510.

Graça, M.A.S., F. Bärlocher, M.O. Gessner. (2005). Methods to study litter decomposition, - a practical guide. Springer Verlag, Dordrecht, Netherlands. 329 p.

Gunkel, G. & Sobral, M. C. (2007). Reservoir and river basin management: – Exchange and experiences from Brazil, Portugal and Germany, 1st edition, Universitätsverlag TU Berlin, Berlin. 279 p.

Henry-Silva, G.G.; Camargo, A.F.M. (2008). Impacto das atividades de piscicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. B. Inst. Pesca, São Paulo, 34(1): 163-173.

Kubtiza, F. (1999). Tanques-rede, rações e impacto ambiental. Rev. Panorama da Piscicultura. Vol. 9, Nº 51. Janeiro/Fevereiro – 1999. p. 44-50.

Melo, G.L. (2007). Estudo da qualidade da água do reservatório de Itaparica localizado na bacia do rio São Francisco. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de pós-graduação em Engenharia Civil.

Minshall, G. W. (1996). Bringing biology back into water quality assessments. Pages 289–324 in Committee on inland aquatic ecosystems. Freshwater ecosystems:

revitalizing educational programs in limnology. Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources, National Research Council, USA.

Pascoal, C; Cássio, F; Gomes, P. (2001). Leaf breakdown rates: a measure of water quality? *International Review of Hydrobiology*, 86, 407-416.

Pascoal, C; Pinho, M; Cássio, F; Gomes, P. (2003). Assessing structural and functional ecosystem condition using leaf breakdown: studies on a polluted river. *Freshwater Biology* 48, 2033-2044.

Petersen, R.C. & Cummins K.W. (1974). Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biol.* 4: 343-368.

Queiroz, J.F.; Silva, M.S.G.M.; Trivinho-Strixino, S. (2008). Organismos bentônicos: Biomonitoramento da qualidade da água. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 91p. il.

Rodrigues, G.G. (2006). Decomposição foliar em sistemas ecológicos. In: MARIATH, J.E.A. & SANTOS, R.P. (Org.). Os avanços da botânica no início do século XX: morfologia, taxonomia, ecologia e genética: Conferências, plenárias e simpósios do 57º

Congresso Nacional de Botânica. Porto Alegre: p.732-736.

Rosenberg, D. M. & Resh, V.H. (1993). Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.* (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.

Royer T. V; Minshall G.W. (2003). Controls on leaf processing in streams from spatial-scaling and hierarchical perspectives. *Journal of the North American Benthological Society*: September 2003, Vol. 22, No. 3, pp. 352-358.

Soares, M.C.F.; Lopes, J.P.; Bellini, R.; Menezes, D.Q. (2007). A piscicultura no Rio São Francisco: É possível conciliar o uso múltiplo dos reservatórios? *Rev. Bras. Enga. Pesca* 2[2].

Soares, G. G. & Monteiro Camargo, A. F. (2008). Impacto das atividades de piscicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – Relato de caso, B. Instituto de Pesca, São Paulo, 34(1):163-173. 11 p.

Webster, J.R; Benfield, E.F. (1986). Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17:567-94.