



**AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES EM  
COMUNIDADES DE PEIXES E NA PESCA DO  
BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO  
(BRASIL) EM FUNÇÃO DE BARRAMENTOS**

**MARÍLIA LOURENÇO DOS SANTOS**

**2009**

**MARÍLIA LOURENÇO DOS SANTOS**

**AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES EM COMUNIDADES DE PEIXES E  
NA PESCA DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO (BRASIL)  
EM FUNÇÃO DE BARRAMENTOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para obtenção do título de “Mestre”.

Orientador  
Prof. Paulo dos Santos Pompeu

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL  
2009

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da  
Biblioteca Central da UFLA**

Santos, Marília Lourenço dos.

Avaliação de alterações em comunidades de peixes e na pesca do  
baixo curso do Rio São Francisco (Brasil) em função de barramentos  
/ Marília Lourenço dos Santos. – Lavras : UFLA, 2009.

165 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2009.

Orientador: Paulo dos Santos Pompeu.

Bibliografia.

1. Bacia do São Francisco. 2. Regularização de vazão. 3.  
Alteração ambiental. 4. Ictiofauna. 5. Lagoas marginais. I.  
Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.5263

**MARÍLIA LOURENÇO DOS SANTOS**

**AVALIAÇÃO DE ALTERAÇÕES EM COMUNIDADES DE PEIXES E  
NA PESCA DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO (BRASIL)  
EM FUNÇÃO DE BARRAMENTOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 25 de setembro de 2009

Prof. Hugo Pereira Godinho	PUC Minas
Prof. Marcelo Passamani	UFLA
Me. Carlos Bernardo M. Alves	Projeto Manuelzão - UFMG

Prof. Paulo dos Santos Pompeu  
UFLA  
(Orientador)

LAVRAS  
MINAS GERAIS – BRASIL

## **DEDICATÓRIA**

Às meninas Manacá, sempre do meu lado em todos os momentos.

Ao Dani, pelo companheirismo durante toda essa fase.

À minha família toda, pilares essenciais na minha formação.

À minha mãe e avós, as pessoas mais especiais que eu poderia ter.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar ao “cara lá de cima”, seja qual for o seu nome, pela proteção e força em todos os momentos da minha vida. Obrigada pelas oportunidades que tenho tido.

Ao meu orientador Paulo, pela confiança depositada em mim, comprovada não somente pelos muitos cheques em branco assinados que tive em mãos ou chaves do carro zero para resolver coisas do projeto, mas também pelas palavras sinceras de histórias de vida e de amizade que pude ganhar. Obrigada pelas aulas, conversas amineiradas e risadas. Agradeço também a autonomia que me deu, que com certeza foi ferramenta necessária para eu ir atrás de ideias e soluções que me fizeram perceber que sou capaz de mais coisas do que imaginava... Obrigada pela oportunidade de fazer parte desse projeto, que desde o início me encantou e pelo aprendizado constante - profissional e de vida - que é estar perto de você!

Ao Cacá, mais que um co-orientador, pessoa que tive o privilégio de conhecer e que se tornou um querido amigo. Obrigada pela ajuda, orientação, dicas de todos os tipos e todas as boas risadas que sempre dou ao seu lado. Obrigada pela atenção sempre e carinho!

Aos membros da banca, Prof. Marcelo Passamani e Prof. Hugo Godinho, pelas críticas e sugestões que fizeram para enriquecer este trabalho e por fomentar ricas discussões.

Ao pessoal da UFMG, Débora, “Vitinho”, “Josy” e “Jú”, pelas ótimas viagens de campo que tivemos e ao grupo de bentos pela colaboração logística. Ao Seu Toinho, sábio do São Francisco pelo apoio, dicas para realizar as entrevistas e conhecimentos compartilhados.

Ao CNPq e CT-HIDRO, pelo financiamento do projeto e bolsa.

Ao povo da “Eco” agradeço pela amizade, risadas, auxílios em análises estatísticas, artigos xerocados, companhia em cafés e bolos na cozinha e outros momentos de confraternização!

Ao pessoal da minha “pseudo-turma” de mestrado (da fase de aluna especial), queridos Andrea, Artur, Ciça, Elton, Gra, Lelê, Mariana e da minha turma verdadeira, Amandinha, Carla, Chese, Clever, Fábio, Giu, Grazi, Lud, Mariana, Robson e Thais, pelo conhecimento compartilhado, incentivo, apoio e amizade cultivados durante minha fase de mestrado os quais pretendo levar para toda a vida! Adoro todos vocês!

Aos amigos do laboratório! Pessoas queridas sempre dispostas a ajudar e dividir histórias, confissões, risadas e apoio! A amizade de todos foi essencial!

Aos professores do programa de pós-graduação em Ecologia Aplicada, pela amizade e ensinamentos que vou levar comigo sempre!

Minhas queridas irmãs, Anoca, Ciça, Fefê, Liana, Maria e Mayesse amigas de verdade, em qualquer circunstância. Obrigada pela amizade, risos e alegrias constantes que me proporcionam, de perto ou de longe! Obrigada especial para a Ana, que confeccionou os mapas com o maior carinho e disposição e para a Ana e “Lilica”, pelo empréstimo sem restrições dos carros que salvaram minha pele em muitos momentos!!!

Ao Daniel, pelo amor e carinho que me deram força para superar momentos de desânimo e obstáculos. Sua presença na minha vida vem sendo cada dia mais enriquecedora. Obrigada pela enorme paciência nos últimos tempos!

Aos muitos amigos que me fizeram sorrir sempre que preciso.

Minha família toda, base e razão de tudo o que hoje sou.

Caio, obrigada pelo apoio, pelas muitas ajudas nas mais diversas situações.

À minha irmã, pessoinha maravilhosa, sempre carinhosa e disposta a me fazer sorrir.

À minha mãe, mulher inspiradora, pela garra e superação de limites. Obrigada pelo apoio, cumplicidade e incentivo que sempre me deu em minhas escolhas.

Aos meus avós, pessoas mais que especiais na minha vida, obrigada pelo incentivo e confiança depositados em mim sempre.

A todos que estiveram ao meu lado desde o início ou que passaram pela minha vida ensinando algo e contribuindo com o meu crescimento.

À todos que de alguma forma me ajudaram nesse trabalho.

**OBRIGADA!**



## SUMÁRIO

	<b>Página</b>
RESUMO.....	I
ABSTRACT .....	III
CAPÍTULO 1.....	1
1 Introdução Geral .....	2
2 Objetivo Geral .....	9
3 Referências Bibliográficas.....	10
CAPÍTULO 2.....	15
Estudo da comunidade de peixes de lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco (Brasil) afetadas pela regularização da vazão por barramentos .....	15
1 Resumo .....	16
2 Abstract.....	17
3. Introdução .....	18
4 Materiais e Métodos.....	21
4.1 Área de estudo .....	21
4.2 Coleta de dados .....	23
4.3 Análise de dados .....	26
5 Resultados.....	27
6 Discussão .....	44
7 Referências Bibliográficas.....	54
8 Anexos .....	63
CAPÍTULO 3.....	68
Avaliação de alterações na ictiofauna de lagoas marginais da bacia do rio São Francisco (Brasil) devido à regularização de vazões .....	68
1 Resumo .....	69
2 Abstract.....	70
3 Introdução .....	71
4 Materiais e Métodos.....	75
4.1 Área de estudo .....	75
4.1.1 Sistema de lagoas do rio das Velhas .....	76
4.1.2 Sistema de lagoas do médio curso do rio São Francisco .....	77
4.1.3 Sistema de lagoas do baixo curso do rio São Francisco .....	79
4.2 Coleta de dados.....	80
4.3 Análise de dados .....	84

5 Resultados .....	86
6 Discussão .....	102
7 Referências Bibliográficas .....	112
<b>CAPÍTULO 4.....</b>	<b>126</b>
Avaliação das alterações na pesca ribeirinha do baixo rio São Francisco (Brasil) em decorrência de barramentos .....	126
1 Resumo .....	127
2 Abstract.....	129
3 Introdução .....	131
4 Materiais e Métodos.....	134
4.1 Área de estudo .....	134
4.2 Coleta de dados.....	136
4.3 Análise de dados.....	138
5 Resultados.....	139
6 Discussão .....	146
7 Referências Bibliográficas.....	154
8 Anexos .....	160

## RESUMO

SANTOS, Marília Lourenço dos. **Avaliação de alterações em comunidades de peixes e na pesca do baixo curso do rio São Francisco (Brasil) em função de barramentos**. 2009. 165 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.\*<sup>1</sup>

Muitos rios tropicais apresentam pulsos de inundação, e planícies são formadas com o extravasamento de suas águas. Nas planícies estão as lagoas marginais, com ciclo de nutrientes e produtividade primária, mais intensos do que no rio, fornecendo abundância de recursos para muitas espécies de peixes, que as utilizam para alimentação, reprodução e refúgio. As espécies migradoras, muito importantes para a pesca, utilizam as lagoas em suas fases iniciais de desenvolvimento, sendo o recrutamento de suas populações e a consequente subsistência das populações ribeirinhas, intimamente ligados ao funcionamento desses sistemas e dos pulsos de inundação. A bacia do rio São Francisco tem grande importância no Brasil e os ciclos de vida e produtividade de suas lagoas são também dependentes de tais pulsos. Porém, seu baixo curso (BSF) é altamente impactado por forte regularização de vazão (oito barramentos) quando comparado com o médio São Francisco (MSF) (sob influência da Usina de Três Marias) e baixo rio das Velhas (VEL), mais próximo do natural. Amostragens em lagoas marginais dessas três porções da bacia visaram à caracterização da comunidade do BSF e sua comparação com os dois outros sistemas. No total foram capturadas 78 espécies de peixes, sendo uma das seis exóticas à bacia, *Hoplosternum littorale*, a com maior CPUE<sub>n</sub> (ind/m<sup>2</sup>.h) no BSF. Foram detectadas diferenças significativas em abundância (MDS:  $p = 0,01$ ) e biomassa (KW:  $p = 0,03$ ) entre os três sistemas, com diminuições à medida que a regularização de vazões é aumentada. A presença de espécies migradoras e exóticas também foram distintas entre sistemas, sendo que comparando o VEL com o BSF, a perda em porcentagem de espécies migratórias chega a 45,77% (KW:  $p=0,04$ ) e o aumento em exóticas é de 157,58% (KW:  $p=0,03$ ). Diferenças na captura (CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub>) foram significativas entre sistemas na estação cheia, o que demonstra que a conexão do rio com as lagoas através dos pulsos interfere na comunidade de peixes no que diz respeito à abundância (KW CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub>:  $p = 0,34$ ) e composição. Conhecer a fauna é fundamental para avaliação dos impactos nesses ambientes e guildas ecológicas podem ser utilizadas como valores a serem comparados entre sistemas semelhantes. Dentre elas podemos citar as espécies migradoras, que respondem de maneira parecida à

---

<sup>1</sup> Comitê Orientador: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Orientador), Carlos Bernardo Mascarenhas Alves – Projeto Manuelzão UFMG.

regularização de vazões, além das exóticas, que oferecem pistas sobre o grau de degradação a que está submetida uma comunidade de peixes. A mitigação através de cheias artificiais para restauração das condições naturais da planície de inundação pode auxiliar na manutenção dos berçários de inúmeras espécies de peixes e da pesca na região.

## ABSTRACT

SANTOS, Marília Lourenço dos. **Evaluation of changes in fish communities and fisheries of the lower course of the São Francisco river (Brazil) in reason of dams.** 2009. 165 p. Thesis (Master Program on Applied Ecology) – Federal University of Lavras, Lavras, MG.\*<sup>2</sup>

Many tropical rivers have flood pulses, and floodplains are formed with the overflow of its waters. In these floodplains we found lagoons, with nutrient cycling and primary productivity more intense than in the river, providing plenty of resources for many species of fish, which use them for feeding, reproduction and refuge. Migratory species, very important in the fishery, use the lagoons in their early stages of development, and recruitment of their populations and the consequent livelihood of riverine communities, are closely linked to the operation of these systems and flood pulses. The basin of São Francisco has great importance in Brazil and the cycles of life and productivity of their marginal lagoons are also dependent of these pulses. However, its lower reaches (BSF) is highly impacted by a strong flow adjustment (eight dams) when compared to the middle São Francisco (MSF) (under the influence of the Três Marias dam) and the lower Rio das Velhas (VEL) closer to natural. Samples made in lagoons of these three portions of the basin aimed to characterize the community of BSF and made comparisons with the other two systems. Were captured 78 fish species, being one of the six exotic to the basin, *Hoplosternum littorale*, with the bigger CPUE<sub>n</sub> (ind/m<sup>2</sup>.h) in BSF. There were significant differences in abundance (MDS:  $p = 0.01$ ) and biomass (Kruskal-Wallis:  $p = 0.03$ ) between the three systems, with decreases as the regularization of flow is increased. The presence of exotic species and migratory one were also different between systems, and comparing the VEL with BSF, the loss in percentage of migratory species reaches 45.77% (Kruskal-Wallis:  $p = 0.04$ ) and the increase in exotic is 157.58% (Kruskal-Wallis:  $p = 0.03$ ). Differences in catches (CPUE<sub>n</sub> and CPUE<sub>b</sub>) were significant between systems on the wet season, which shows that the the connection of the river with the lakes through the pulses interfere in the fish community in relation to the abundance (Kruskal-Wallis CPUE<sub>n</sub> and CPUE<sub>b</sub>:  $p = 0.34$ ) and composition. Meet the fauna is essential for assessing the impacts on these environments and ecological guilds can be used as values to be compared among similar systems. Among them we can mention the migratory species, which respond similarly to regulate streamflow, and the exotic, offering clues about the degree of degradation that is subject to a fish. Mitigation through artificial floods for restoring the natural

---

<sup>2</sup> Guidance Committee: Paulo dos Santos Pompeu - UFLA (Major Professor), Carlos Bernardo Mascarenhas Alves –Manuelzão Project UFMG

conditions of the floodplain can assist in the maintenance of nurseries for many species of fish and fisheries in the region.

## **CAPÍTULO 1**

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Grande parte dos rios tropicais apresenta como característica a ocorrência de pulsos de inundação, com a elevação do nível da água em determinadas épocas do ano. Normalmente acontecem nas estações chuvosas, seja pelo aporte de água da chuva local ou consequência de pluviosidade elevada em trechos à montante. Tais pulsos formam as planícies de inundação, que constituem áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios e lagos (Goulding, 1980; Junk et al., 1989; Junk & Welcomme, 1990), sendo zonas de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres (Junk, 1982, 1993; Mitsch & Gosselink, 1993; Mitsch, 1994; Roggeri, 1995).

Dentre as áreas alagadas adjacentes ao rio, podem ser citadas as lagoas marginais, que recebem suas águas periodicamente durante as fases de inundação, mas mantêm águas com características físico-químicas distintas. Nesses ambientes, o ciclo de nutrientes e a produtividade primária são mais intensos, disponibilizando em abundância recursos alimentares para toda a biota, principalmente para muitas espécies de peixes em suas fases iniciais de desenvolvimento (Mitsch & Gosselink, 1993; Agostinho et al., 2007). Em função disso, em muitos rios tropicais, grande fração das comunidades de peixes utiliza as lagoas marginais como habitat de alimentação, reprodução e refúgio (Lowe-McConnell, 1975, 1987; Welcomme, 1979).

Na região Neotropical, vários estudos abordaram aspectos da estrutura das comunidades de peixes em planícies de inundação, no Pantanal (Catella, 1992), no rio Paraná (Bonetto et al., 1969; Cordiviola de Yuan, 1992; Agostinho & Zalewski, 1995), na Amazônia (Knöpel, 1970; Junk, 1985; Goulding et al., 1988) e no Mogi-Guaçu (Meschiatti, 1992).



As fases do ciclo de vida da ictiofauna estão ligadas ao regime de inundação dessas áreas, seja relacionado como gatilho para a desova (Vazzoler et al., 1997) ou possibilitando o acesso dos novos indivíduos junto à planícies de inundação (Agostinho et al., 2007). O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas, permite a colonização das mesmas por ovos e larvas das espécies de peixes de piracema, bem como a saída para o rio de alevinos e jovens provenientes da reprodução do ano anterior (Pompeu, 1997).

A piracema é o nome dado ao movimento de migração sazonal que compreende a movimentação dos indivíduos adultos dos sítios de alimentação aos sítios de reprodução localizados geralmente à montante. Movimentos migratórios incluem também o carreamento dos novos indivíduos (ovos e larvas) pela correnteza, em direção às lagoas marginais e várzeas. Posteriormente há o retorno dos adultos para os sítios de alimentação e a movimentação de indivíduos jovens, provenientes de reproduções anteriores, saindo das lagoas em direção ao rio ou pequenos tributários (Pompeu & Godinho, 2003).

Tem-se observado em todo o mundo a destruição de inúmeras áreas inundáveis, através de empreendimentos como barramentos, canalizações, drenagens e desmatamento (Cowx, 2002). Características de um sistema aquático como a hidrologia e geomorfologia podem ser influenciadas direta e indiretamente por alterações nos regimes de vazão resultantes de tais empreendimentos. Mudanças nessas características podem interferir na dinâmica natural do rio com a planície de inundação, ocasionando até no desaparecimento desta através da deposição permanente de sedimentos e crescimento da vegetação (Welcomme et al., 2006).

Inúmeras atividades humanas exercem influência negativa nas comunidades de peixes de água doce, desde nos menores córregos aos maiores rios (Araújo, 1998). Inúmeras são elas, mas um dos processos mais

impactantes à comunidade de peixes dessas áreas é a mudança na hidrologia da bacia devido aos barramentos (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998). Com a alteração do nível de flutuação da água dos rios há a modificação do ciclo sazonal de inundações que conectam as lagoas marginais ao corpo d'água principal (Pompeu, 1997) fazendo com que períodos de seca prolongada sejam mais freqüentes.

Espécies de piracema, por dependerem fortemente das lagoas marginais para completar seu ciclo reprodutivo, são as mais afetadas por barramentos. Por serem de grande importância para a pesca, a diminuição de suas populações em função de barragens afeta a comunidade de peixes, assim como toda a população ribeirinha que sobrevive da pesca (Godinho & Godinho, 2003). Isso é fato, pois há relação direta entre a área alagada e a produção pesqueira (Welcomme, 1976; Welcomme & Hagborg, 1977; Petrere Júnior, 1983, Mitsch & Gosselink, 1993).

Em função das adaptações fisiológicas, estratégias reprodutivas e alimentares - sincronizadas com os pulsos de inundação - desenvolvidas pelos peixes com o passar do tempo evolutivo (Lowe-McConnell, 1975) as diferentes espécies respondem às alterações nas vazões de formas diferentes, o que ocasiona em alterações na abundância e composição de espécies da comunidade de peixes (Welcomme & Halls, 2004).

A bacia do São Francisco é uma das mais importantes do Brasil, drena seis estados (mais o Distrito Federal) e corta três biomas: Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (Godinho & Godinho, 2003), sendo a segunda maior bacia brasileira e com características climáticas bastante variadas (Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco - CODEVASF, 1991; Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999; Godinho & Godinho, 2003; Organization of American States - OAS, 2005). O rio São Francisco apresenta o padrão dos rios tropicais, com pulsos de inundação (Goulding, 1980) e todo o ciclo de

vida e produtividade dos organismos afetados por esse pulso (Junk et al., 1989; Soares et al., 1999). O regime hidrológico caracteriza-se por apresentar cheias no verão e estiagem no inverno (Planvasf, 1986).

A abundância de jovens da maioria das espécies de piracema em suas lagoas marginais assim como a comparação da estrutura etária da ictiofauna entre os sistemas lacustre e lótico comprovam a função de berçários para tais espécies (Pompeu & Godinho, 2003).

As águas do rio São Francisco são usadas atualmente em geração de energia, irrigação, abastecimentos industrial e urbano, navegação e pesca (Diegues, 1994). Os grandes barramentos e seus reservatórios ocupam uma extensa área na bacia (cerca de 6.500 km<sup>2</sup>), sendo que a grande maioria foi construída com finalidade hidrelétrica.

A região do baixo curso do rio São Francisco é a que apresenta maiores níveis de manipulação de vazão quando comparada com as outras porções da bacia. Isso ocorre em decorrência das barragens em cascata localizadas à montante (Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso (barragens I, II e III), Moxotó e Xingó) que estabilizaram fortemente sua vazão. Esses empreendimentos não permitem que o funcionamento natural das lagoas marginais da região ocorra, causando grande impacto na ictiofauna local.

Nas planícies de inundação da bacia do São Francisco alguns estudos se destacam, como o realizado em cinco lagoas marginais localizadas no baixo rio das Velhas (Alves & Pompeu, 2006), importante tributário que mantém seu regime hidrológico natural, com ocorrência comprovada de eventos de cheias frequentes em função da ausência de barramentos à montante. No médio curso do rio, Pompeu & Godinho (2003) estudaram três lagoas marginais onde há influência da regularização de vazões, em função da usina de Três Marias, o que provoca esporadicamente o isolamento das lagoas por alguns anos. Estes

trabalhos abordaram aspectos da alimentação, reprodução e composição da ictiofauna. Reforçaram também a importância das lagoas marginais como berçário para as espécies de peixes, principalmente os de piracema.

Monitorar e conhecer a fauna é fundamental para avaliação dos impactos ambientais em ambientes aquáticos, tanto para determinar seu status de conservação, dar sustento a planos de manejo e definir até condições de referência para outros locais (Barbour et al., 1999; Parsons et al., 2002; Ramos et al., 2004). Inúmeros programas de monitoramento são desenvolvidos em todo o mundo para avaliar as condições dos rios (Welcomme et al., 2006).

São muitas as vantagens em utilizar a ictiofauna como bioindicador, dentre elas está a possibilidade de se obter informações sobre o ciclo de vida de inúmeras espécies, o fato de apresentarem grande variedade de níveis tróficos passíveis de estudo e pelo fato de que por estarem no topo da cadeia alimentar, podem fornecer uma visão integrada da organização do ambiente aquático. Outra razão é a fácil identificação de grande parte das espécies além de surtirem um forte efeito na população em geral, quando da ocorrência de mortandade ou falta de pescado (Araújo, 1998; Parsons et al., 2002).

Para a determinação da qualidade de um ambiente é importante a utilização de atributos que indiquem a alteração ocorrida, podendo eles compreender desde o nível de indivíduo até todo o ecossistema. Composição e riqueza de espécies, composição trófica, além da abundância e fator de condição são alguns dos atributos analisados na comunidade (Karr et al., 1986) assim como guildas e espécies indicadoras (Fausch et al., 1990). A tolerância das espécies é também fator importante, pois o seu desaparecimento pode indicar algum tipo de influência antrópica (Araújo, 1998). Análises do ambiente físico de rios também fazem parte de muitos protocolos de avaliação ambiental, sendo que comparações entre características hidrológicas, como

regime de vazões, também fazem parte da determinação de índices que se referem às condições de um sistema aquático (Ladson & White, 1999).

Muitas das metodologias desenvolvidas para a avaliação de ambientes aquáticos são aplicadas praticamente em pequenos rios e riachos localizados nas porções de cabeceira de bacias das regiões temperadas, onde poucas espécies são encontradas. Isso demonstra uma falha nas metodologias, que muitas vezes não são aplicáveis em grandes rios e em planícies de inundação, particularmente nos trópicos (Welcomme & Halls, 2004; Welcomme et al., 2006).

Muitos estudos comprovam a grande influência das várias características dos regimes de inundação em toda a comunidade de peixes, mas mesmo em regiões temperadas, onde a riqueza é menor, espécies indicadoras estão sendo utilizadas para responder aos impactos ocasionados ao grupo todo (Welcomme & Halls, 2004). Isso acontece em função de ser extremamente difícil averiguar os impactos causados nos muitos tipos de habitats ocupados por diversas espécies (Welcomme, 1979). Todavia, é reconhecido que algumas espécies comportam-se de maneira extremamente similar de tal modo que podem ser classificadas em um grupo que responde de maneira parecida a alterações ambientais (Welcomme et al., 2006). Guildas ecológicas seriam utilizadas então como fatores de determinação dos índices de integridade biótica ou mesmo como valores a serem comparados entre sistemas semelhantes. Dentre elas podemos citar as espécies migradoras, que respondem de maneira parecida à regularização de vazões, além das exóticas, que oferecem pistas sobre o grau de degradação a que está submetida uma comunidade de peixes.

A mitigação através de cheias artificiais, ou vazões ecológicas, para manutenção da ictiofauna e pesca já foi proposta inúmeras vezes e é de grande interesse de inúmeras revisões, sendo que maiores estudos a respeito vêm

sendo desenvolvidos na América do Norte, Europa e Austrália, que apresentam rios fortemente afetados por ações antrópicas. Contudo, a preocupação com o estado dos rios de planícies tropicais vem aumentando e incentivando o desenvolvimento de novas metodologias adaptadas às necessidades dessas regiões (Welcomme et al., 2006).

Alternativas mitigadoras à regularização de vazão já foram propostas para a bacia do São Francisco, como por exemplo, com aumento da vazão liberada pela usina de Três Marias durante o período chuvoso (Godinho et al., 2003). Tais estratégias têm como objetivo atenuar o declínio da ictiofauna e da pesca, precisando para isso o melhor entendimento da ictiofauna e suas alterações em decorrência de ações antrópicas.

## **2 OBJETIVO GERAL**

Este trabalho, dividido em quatro capítulos, teve como introdução geral o primeiro deles e nos outros três teve como objetivos:

Caracterizar a fauna de peixes das lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco no que diz respeito à composição e captura por unidade de esforço (Capítulo II).

Averiguar comparativamente o grau de impacto a que a comunidade de peixes das lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco está submetida através da comparação com comunidades de peixes de lagoas de sistemas semelhantes (médio curso do São Francisco e do baixo rio das Velhas) (Capítulo III).

Averiguar o grau de impacto a que a comunidade de peixes do rio São Francisco no seu baixo curso está submetida através de comparação temporal, segundo entrevistas que descrevem a fauna de peixes local no passado (Capítulo IV).

Este trabalho faz parte da rede intitulada “Estudo do regime de vazões ecológicas para o baixo curso do rio São Francisco: uma abordagem multicriterial” através do projeto “Avaliação da perda da biodiversidade aquática devido à regularização das vazões do baixo curso do rio São Francisco: Componente Ictiofauna”. Tal projeto tem como objetivos a comparação de dados da ictiofauna de três sistemas de lagoas (resultado dessa dissertação) e posteriormente correlacionar tais aspectos da comunidade de peixes com as variáveis hidrológicas levantadas. Como resultado buscará auxiliar na estimativa de uma vazão mínima de cheia a ser liberada pelos reservatórios a montante da região do baixo curso do rio São Francisco, tendo em vista os impactos da regularização das vazões sobre a fauna de peixes.

### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501 p.

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Importância das lagoas marginais e várzeas do Rio das Velhas para a manutenção da pesca e de espécies de peixes migradoras e de importância comercial da Bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais**. Belo Horizonte: FAPEMIG, 2006. 52 p.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558, nov. 1998.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2. ed. Washington: Environmental Protection Agency, 1999.

BONETTO, A. A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E.; PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. **Physis**, Buenos Aires, v. 29, n. 78, p. 213-223, 1969.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.

CATELLA, A. C. **Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía do Onça, uma lagoa do Pantanal do rio Aquidauana, MS**. 1992. 215 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.



COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação**. 2. ed. Brasília, 1991. 166 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Plano Diretor para o Desenvolvimento do Vale do São Francisco**. Brasília, 1986. 80 p.

CORDIVIOLA DE YUAN, E. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 237, n. 3, p. 159-173, Aug. 1992.

COWX, I. G. Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In: COLLARES-PEREIRA, M. J.; COWX, I. G.; COELHO, M. M. (Ed.). **Conservation of freshwater fish: options of the future**. Oxford: Blackwell, 2002. p. 201-220.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994. 224 p.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicator of environmental degradation. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 8, p. 123-144, 1990.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Cheia induzida: manejando a água para manejar a pesca. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 307-326.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003.

GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in the Amazonian natural history**. Berkeley: University of California, 1980. 280 p.

GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. **Rio Negro: rich life in poor water**. The Hague: SBC, 1988. 200 p.

JIMÉNEZ-SEGURA, L. F.; GODINHO, A. L.; PETRERE JÚNIOR, M. As desovas de peixes no alto-médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 373-387.

JUNK, W. J. Amazonian floodplains: their ecology, present and potential use. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 15, n. 4, p. 283-301, 1982.

JUNK, W. J. Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environmental changes of the Amazon river. **Amazoniana**, Manaus, v. 9, n. 3, p. 315-351, dez. 1985.

JUNK, W. J. Wetlands of tropical South America. In: WHINGHAM, D. F.; HEJNY, S.; DYKYJOVA, D. (Ed.). **Wetlands of the world**. London: Kluwer Academic, 1993. p. 679-739.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. Floodplains. In: PATTEN, B. C. **Wetlands and shallow continental waters bodies**. The Netherlands: SPB Academic, 1990. v. 1, p. 491-524.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P.; SCHLOSSER, I. J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Illinois Natural History Survey Special Publication**, Champaign, v. 5. p. 1-28, Sept. 1986.

KNOPEL, H. A. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. **Amazoniana**, Manaus, v. 2, n. 3, p. 257-352, jan. 1970.

LADSON, A. R.; WHITE, L. J. **An index of stream condition**: reference manual. Melbourne: Department of Natural Resources and Environment, 1999.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Ecological studies in tropical fish communities**. London: Cambridge University, 1987. 382 p.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

MESCHIATTI, A. J. **Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, SP**. 1992. 120 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

MITSCH, W. J. **Global wetlands: old world and new**. Amsterdam: Elsevier, 1994. 967 p.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 721 p.

ORGANIZATION OF AMERICAN STATES. **São Francisco river basin**. [S.l.], 2005. 6 p. Disponível em: <[http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE\\_4SaoFrancisco.pdf](http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE_4SaoFrancisco.pdf)>. Acesso em: 20 mar. 2009.

PARSONS, M.; THOMS, M.; NORRIS, R. **Australian river assessment system: review of physical river assessment methods: a biological perspective**. Canberra: Environment Australia, 2002.

PETREIRE JÚNIOR, M. Relationships among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazonas State (Brazil), during 1976-1978. **Amazoniana**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 281-296, dez. 1983.

POMPEU, P. S. **Efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de inundações nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco**. 1997. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: \_\_\_\_\_. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas. 2003. p. 167-181.

RAMOS, T. B.; CAEIRO, S.; MELO, J. J. de. Environmental indicator frameworks to design and assess environmental monitoring programs. **Impact Assessment and Project Appraisal**, Guildford, v. 22, n. 1, p. 47-62, Mar. 2004.

ROGGERI, H. **Tropical freshwater wetlands: a guide to current knowledge and sustainable management**. London: Kluwer Academic, 1995. 349 p.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 401-413.

SOARES, M. G. M.; PIEDADE, M. T. F.; MAIA, L. A.; DARWICH, A.; OLIVEIRA, A. C. B. Influência do pulso de cheia e vazantes na dinâmica ecológica de áreas inundáveis. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa piloto para proteção das florestas tropicais do Brasil - resultados (fase emergencial e fase I)**. Brasília: Dupli, 1999. p. 425-445.

VAZZOLER, A. E. A. M.; LIZAMA, M. A. P.; INADA, P. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 267-280.

VIEIRA, F. **Estrutura de comunidades e aspectos da alimentação e reprodução dos peixes em dois lagos do médio rio Doce, MG**. 1994. 76 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L. Some general and theoretical considerations on the fish yield of African rivers. **Journal of Fish Biology**, London, v. 8, n. 5, p. 351-364, May 1976.

WELCOMME, R. L.; HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 2, n. 1, p. 7-24, May 1977.

WELCOMME, R. L.; HALLS, A. S. Dependence of tropical river fisheries on flow. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., 2004, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: FAO, 2004. v. 2, p. 267-283.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, Chichester, v. 22, n. 3, p. 377-396, Mar. 2006.

## **CAPÍTULO 2**

**Estudo da comunidade de peixes de lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco (Brasil) afetadas pela regularização da vazão por barramentos**

## RESUMO

As lagoas marginais do rio São Francisco são de grande importância para a fauna de peixes da bacia. São importantes habitats no desenvolvimento inicial de inúmeras espécies, principalmente as de piracema, que as utilizam como local de alimentação, reprodução e refúgio. Barramentos causam grandes impactos nesses sistemas, ao regularizar o pulso de inundação, alterando o aporte de novos indivíduos e recursos. O sistema de lagoas do baixo São Francisco encontra-se regularizado pela influência de oito barramentos localizados a montante. Este trabalho teve como objetivo caracterizar a fauna de peixes do sistema de lagoas marginais do baixo São Francisco, avaliando os efeitos da alteração do regime hidrológico natural. As coletas foram realizadas em quatro lagoas em novembro de 2007 (seca) e junho de 2008 (cheia) com redes de emalhar, arrastos e peneiras. Foram capturadas 48 espécies, dentre elas, apenas cinco das quatorze migradoras da bacia, além de seis exóticas. Maiores densidade e biomassa foram encontradas durante a estação chuvosa. Mas, apesar de a variação total ter sido de 100,07 g/m<sup>2</sup>.h para 49,84 g/m<sup>2</sup>.h de uma estação para a outra, estas diferenças não foram significativas. A espécie mais representativa foi *Hoplosternum littorale*, exótica à bacia, que representou 15,44% do total de indivíduos e 28,27% da biomassa capturada. Espécies migradoras representaram apenas 2,28% do número e 4,46% da biomassa capturada, e foram representadas por *Leporinus obtusidens*, *L. reinhardti*, *L. taeniatus*, *Prochilodus argenteus* e *P. costatus*. Estas são, geralmente, as mais afetadas por barramentos e devido à sua grande importância para a pesca, a diminuição de suas populações afeta não somente a comunidade de peixes, mas toda a população ribeirinha que sobrevive do pescado. Vazões ecológicas liberadas pelas barragens a montante são propostas como medida para restaurar as condições naturais da planície de inundação, mantendo-as como berçário natural das espécies de peixes, e auxiliando na manutenção da pesca na região.

*Palavras-chave:* Lagoas marginais; rio São Francisco; comunidade de peixes.

## ABSTRACT

The São Francisco floodplains lagoons are of great importance to the fish fauna of the basin. They are important habitats for the initial development of many species, especially for the migratory ones, using them as a place of feeding, reproduction and refuge. Dams are one of the major impacts on these systems, because regulate the flood pulse, changing the input of new individuals and resources. The lagoons system in the lower course of the São Francisco River is to be settled by the influence of eighth dams located upstream. This study aimed to characterize the fish fauna of this system, assessing the effects of changes in the natural hydrologic regime. Samples were made in four lagoons in 2007 november (dry season) and 2008 June (rainy season) with gill nets, trawls and sieves. 51 species were captured, only five of the twelve migratory species of the basin, and six exotic. High density and biomass were found during the rainy season, in spite of the variation by  $100.07 \text{ g/m}^2$  to  $49,84 \text{ g/m}^2$ , the differences was not significative. The most representative specie was *Hoplosternum littorale*, a non native specie, which represented 28.20% of individuals and 15.36% of the biomass caught. Migratory species represented only 2.27% of the number and 4.45% of the biomass captured, and were represented by *Leporinus obtusidens*, *L. reinhardti*, *L. taeniatus*, *Prochilodus argenteus* and *P. costatus*. Because of its great importance for fisheries, the decline of their populations not only affects the fish community, but all the local human population that survives on the fish. Ecological flows released from upstream dams are proposed as a measure to restore the natural floodplain, keeping them as natural nursery for the fish species, and helping maintain fisheries in the region.

*Key-words:* marginal lagoons; São Francisco river; fish communities.

## 1 INTRODUÇÃO

Planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios e lagos (Goulding, 1980; Junk et al., 1989; Junk & Welcomme, 1990). São zonas de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres (Junk, 1982, 1993; Mitsch & Gosselink, 1993; Mitsch, 1994; Roggeri, 1995) e constituem ambientes utilizados para alimentação, reprodução e refúgio por grande fração das comunidades de peixes (Lowe-McConnell, 1975; 1987; Welcomme, 1979).

As lagoas marginais recebem água periodicamente durante as fases de inundação e possuem águas com características físicas e químicas distintas em relação ao rio. O ciclo de nutrientes e a produtividade primária são mais intensos nesse ambiente, o que disponibiliza recursos alimentares em abundância para as fases iniciais de desenvolvimento de inúmeras espécies de peixes (Mitsch & Gosselink, 1993; Agostinho et al., 2007).

O São Francisco naturalmente apresentaria o padrão dos rios tropicais, com pulsos de inundação (Goulding, 1980) e todo o ciclo de vida e produtividade dos organismos afetados por esse pulso (Junk et al., 1989; Soares et al., 1999). O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas, permite a colonização das mesmas por ovos e larvas, o que lhes confere a função de berçários para algumas espécies de peixes, principalmente das migradoras, conhecidas popularmente como de piracema. A abundância de jovens da maioria dessas espécies nas lagoas, e a comparação da estrutura etária da ictiofauna dos sistemas lacustre e lótico comprovam essa função (Pompeu & Godinho, 2003). Desta maneira, o recrutamento das populações de peixes está intimamente associado ao ciclo de inundações (Lowe-McConnell, 1999) e às lagoas marginais.



Por influência dos diferentes tipos de flutuação dos rios, os peixes desenvolveram, através do tempo evolutivo, adaptações fisiológicas, estratégias reprodutivas e alimentares que estão sincronizadas com tais pulsos (Lowe-McConnell, 1999). Em função dessas adaptações, as diferentes espécies respondem às alterações nas vazões de diferentes formas, o que ocasiona em alterações na abundância e composição de espécies da comunidade de peixes (Welcomme & Halls, 2004). A composição da fauna de lagoas marginais reflete a integridade do rio adjacente (Welcomme, 1985; Agostinho et al., 2004; Pompeu & Godinho, 2006), sendo importante o conhecimento dessa fauna.

O regime de inundação está ligado à diferentes fases do ciclo de vida das espécies, seja relacionado como gatilho para a desova (Vazzoler et al., 1997), seja possibilitando o acesso de ovos e larvas junto à planícies de inundação (Agostinho et al., 2007). A piracema é o movimento de migração que compreende a movimentação sazonal dos indivíduos adultos que se deslocam de sítios de alimentação e seguem para locais de reprodução, normalmente à montante no rio. Movimentos migratórios incluem ainda carregamento dos ovos e larvas também, que seguem rio abaixo em direção às lagoas marginais e várzeas. Ao longo do caminho, os juvenis crescem, iniciando o desenvolvendo das estruturas do corpo que irão auxiliar na sobrevivência posteriormente, como nadadeiras, olhos com pigmentação, boca com maior abertura e o começo da alimentação exógena (Jiménez-Segura et al., 2003). Posteriormente há o retorno dos adultos para os sítios de alimentação e a movimentação de indivíduos jovens, provenientes de reproduções anteriores, das lagoas em direção ao rio ou a pequenos tributários (Godinho & Pompeu, 2003) (FIGURA 1).

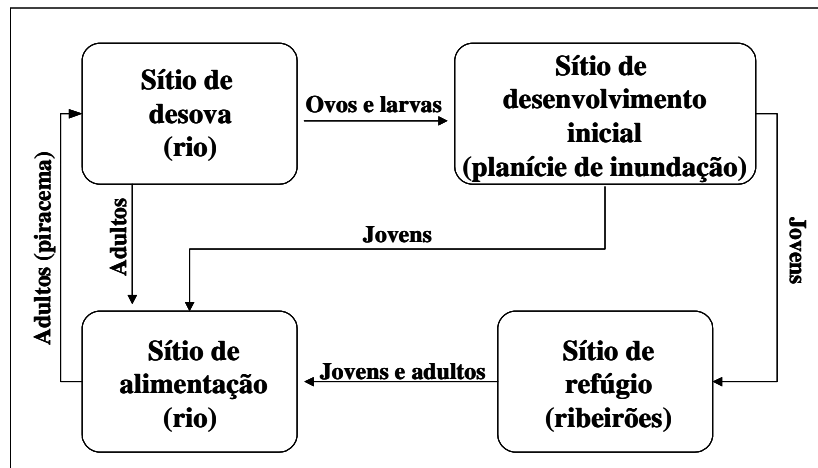


FIGURA 1 Modelo geral dos movimentos dos peixes migradores da bacia dos rios Paraná e São Francisco (Fonte: Godinho & Pompeu, 2003).

No rio São Francisco, a região do baixo curso é, sem dúvida, a mais impactada no que se refere à regularização de vazão por possuir barragens em cascata (Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso (barragens I, II, III), Moxotó e Xingó) que estabilizaram quase que totalmente sua vazão. Tais empreendimentos impedem o funcionamento natural das lagoas marginais da região.

O objetivo do presente trabalho é caracterizar a composição e abundância da ictiofauna presente nas lagoas marginais da porção baixa do curso do rio São Francisco, avaliando as diferenças entre lagoas no que diz respeito à riqueza, abundância, biomassa, diversidade.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A bacia do rio São Francisco (latitudes 7° 00' e 21° 00' S e longitudes 35° 00' e 47° 40' W) com área de 631.133 Km<sup>2</sup> corresponde a 7,4% do território brasileiro e tem grande importância no país, drenando seis estados e cortando os biomas de Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (Codevasf, 1991; Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999, Godinho & Godinho, 2003; OAS, 2005)

As grandes barragens ocupam uma extensa área na bacia (cerca de 6.500 Km<sup>2</sup>), sendo que de todos os reservatórios contabilizados, 21 foram construídos para obtenção de energia. O reservatório que mais se destaca pelo tamanho é o de Sobradinho, com 4.200 km<sup>2</sup>, o maior reservatório artificial brasileiro (Agostinho et al., 2007).

O baixo curso do rio consiste no trecho mais curto (274 km), com 500 m de desnível, partindo do complexo de usinas de Paulo Afonso, no município de Paulo Afonso (BA) até a desembocadura no oceano Atlântico, localizada entre os municípios de Piaçabuçu/AL e Brejo Grande/SE (Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999, 2004). Sua área de drenagem é de aproximadamente 30.377 Km<sup>2</sup>, abrangendo os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (Codevasf, 1991). A precipitação média anual é de 400 a 1.300 mm e as vazões médias de longa duração são de 2.000 a 2.700 m<sup>3</sup>/s. Os valores médios das vazões máximas anuais no baixo São Francisco são de 7.000 a 7.800 m<sup>3</sup>/s (Pereira et al., 2003).

O baixo curso do rio São Francisco sofre influência de todos os barramentos localizados à montante (Sobradinho, Itaparica, Moxotó, o complexo de Paulo Afonso e Xingó, que se localizam no terço inferior do rio, além de Três Marias, implantada no médio curso) (Sato & Godinho, 1999;

Godinho & Godinho, 2003), sendo que o regime hidrológico natural caracterizava-se por apresentar cheias no verão e estiagem no inverno (Lowe-McConnel, 1999). As usinas citadas foram construídas a partir da década de 1960 (Três Marias, a primeira delas) até 1994 (data da construção de Xingó) sendo grande parte construída após a década de 70 (Agostinho et al., 2007; Companhia Hidro Elétrica do São Francisco - CHESF, 2009).

Através da análise de imagens de satélites (Embrapa, Google Earth e outras fontes de acesso livre) e de cartas topográficas do IBGE, foram definidas quatro lagoas para a realização de amostragens de ictiofauna (nas cidades de Propriá-SE e Penedo-AL). Na cidade de Propriá (SE), na margem direita do rio São Francisco localizam-se as lagoas Morro Chaves (coordenadas UTM 101334.6 e 364923.8), várzea Matias de Souza (101559.3 e 363727.5) e Pindoba (101622.0 e 364250.5) e na margem esquerda a várzea da Marituba do Peixe (101929.7 e 362906.5) (FIGURA 2).

Características limnológicas de cada uma destas lagoas são apresentadas na TABELA 1.



FIGURA 2 Mapa da região do estuário do rio São Francisco, indicando as lagoas marginais amostradas.

TABELA 1 Dados abióticos obtidos nas áreas de coleta das lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco nas duas campanhas de coleta.

	<u>Morro Chaves</u>		<u>Pindoba</u>		<u>Matias de Souza</u>		<u>Marituba do Peixe</u>	
	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia	Seca	Cheia
Temperatura (°C)	29,3	28	28	25,2	31	27,8	31	27,9
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	3,6	8,4	4,2	1,5	4,4	1,9	3,5	3,8
pH	7,19	7,23	6,49	5,89	6,24	6,05	6,66	5,45
Condutividade (µS/cm)	1.061	919	83,8	89	586	475	227	157
Alcalinidade Total (µEq/L CO <sub>2</sub> )	957,5	1.387	320	637	321,9	609,9	126,3	109,1
Turbidez (UTN)	524	439	5,8	304	109	10,4	255	3,5
Fósforo Total (mg/L)	0,178	0,13	0,032	0,063	0,032	0,012	0,032	0,069
Nitrogênio Total (mg/L)	0,392	0,294	0,077	0,217	0,084	0,154	0,119	0,203

## 2.2 Coleta de dados

Cada lagoa foi amostrada quantitativamente e qualitativamente. Utilizou-se um conjunto de redes de emalhar (malhas 3 a 16 cm entre nós opostos, com 10 metros de comprimento cada) para as análises quantitativas, sendo elas armadas ao entardecer de um dia, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo na água por aproximadamente 14 horas (FIGURAS 3A, 3B).

Adicionalmente, amostragens qualitativas (redes de arrasto, peneiras e tarrafas) foram realizadas, por aproximadamente duas horas (FIGURAS 4A,).



FIGURA 3 Coletas quantitativas realizadas com redes de espera nas lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco. a) e b) lagoa Morro Chaves e c) e d) várzea Matias de Souza.



FIGURA 4 Coletas qualitativas realizadas com redes de arrasto (a), (b) e (c) e peneira (c) nas lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco. (a) e (b) lagoa Morro Chaves e (c) e (d) lagoa Pindoba.

Em cada lagoa selecionada, foram realizadas duas campanhas de campo, uma no final da estação seca (no período de 28 de outubro a dois de novembro de 2007), chamada de “estação seca” e outra no período pós-cheia (no período de nove a 13 de junho de 2008), chamada “estação cheia”. As lagoas amostradas não receberam água extravazada do rio São Francisco de

uma estação para a outra, sendo o seu volume mantido praticamente estável em decorrência de aporte de água da chuva. A lagoa Pindoba foi impossibilitada de ser amostrada com redes de emalhar na segunda campanha por estar com o espelho d'água totalmente coberto de macrófitas. Foi amostrada apenas qualitativamente no período e retirada das análises comparativas dos dados quantitativos com as outras três lagoas.

Os peixes capturados foram etiquetados, separados por local de coleta e petrecho de pesca e fixados em solução de formol 10%. A identificação até o menor nível taxonômico possível foi realizado (Britski et al., 1988) assim como a biometria com posterior armazenamento em álcool 70% (FIGURAS 5a, 5b e 5c). As informações transcritas para planilhas eletrônicas formaram um banco de dados utilizado posteriormente para as análises.



FIGURA 5 Triagem do material coletado nas redes de espera: (a) e (b) Retirada dos peixes das redes; (c) Marcação dos indivíduos para posterior biometria em laboratório.

### **2.3 Análise de dados**

O número de indivíduos e a riqueza, capturados por lagoa e estação, foram obtidos. O estimador de riqueza JackKnife 1 foi utilizado para averiguar se o número de espécies observadas aproximou-se do esperado.

Foram calculadas a captura por unidade de esforço (CPUE) em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub> - indivíduos/m<sup>2</sup> de rede x horas de exposição) e em biomassa (CPUE<sub>b</sub> - peso em gramas/m<sup>2</sup> de rede x horas de exposição) por espécie, lagoa e estação.

O ranking de abundância foi construído para cada lagoa com espécies exóticas e migradoras consideradas, sendo também constatadas as porcentagens de participação dessas espécies na riqueza e CPUE em cada lagoa e no sistema como um todo.

O comprimento padrão (CP, cm) foi considerado para averiguação dos tamanhos máximos capturados nas lagoas e diferentes malhas das redes de espera.

Para avaliar a estrutura das comunidades de peixes de cada lagoa o cluster de similaridade de Bray-Curtis foi construído com dados de riqueza das lagoas por estação. Foi também calculado para cada uma delas em cada estação o índice de diversidade de Shannon (Magurram, 1991).

Para avaliação, se havia diferença entre os valores de CPUE's e índices entre as lagoas e estações foi utilizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA & Median Test (Estatística for Windows 5.1). O nível de significância de 0,05 foi estabelecido para todos os tratamentos estatísticos citados.



### 3 RESULTADOS

Foram capturados 3.202 indivíduos, pertencentes a 51 espécies, 17 famílias e sete ordens. A ordem com maior número de espécies foi a dos Characiformes, com 32, seguida de Siluriformes e Perciformes, com quatro e cinco espécies cada. A família mais rica foi Characidae, com 17 espécies (Anexo A).

A riqueza total observada foi maior no período de seca (44, com 13 espécies exclusivas) quando comparada à cheia (37, com cinco exclusivas). O estimador de riqueza JackKnife 1 obteve como riqueza esperada  $65,5 \pm 3,97$  espécies, número maior do que o observado.

A várzea da Marituba do Peixe apresentou o maior número de espécies capturadas, seguida da lagoa Morro Chaves, várzea Matias de Souza e lagoa Pindoba (FIGURA 6). A várzea da Marituba do Peixe apresentou o maior número de espécies exclusivas (sete nativas e uma exótica) em comparação com as outras. A lagoa Morro Chaves também teve um número grande de exclusivas (9), mas duas delas eram espécies exóticas. A várzea Matias de Souza apresentou três exclusivas (*Callichthys callichthys*, *Synbrnchus marmoratus* e *Prochilodus costatus*), todas nativas, sendo uma delas migradora (Anexo B).

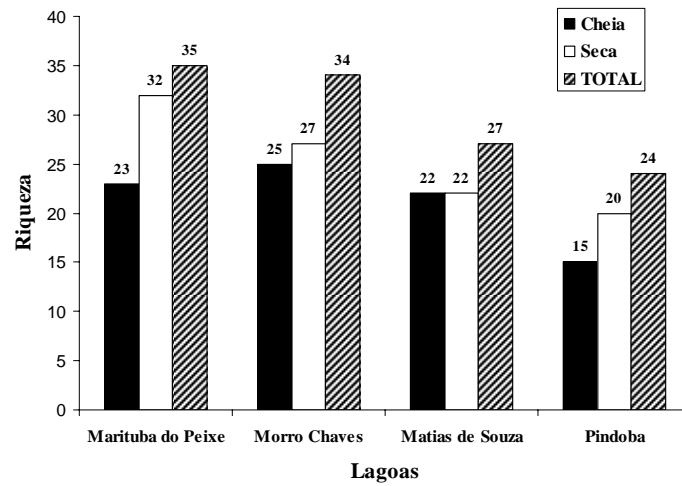


FIGURA 6 Riqueza total e por estação, capturadas nas lagoas marginais.

Das 27 espécies capturadas em redes de emalhar nas três lagoas, a mais abundante em CPUE<sub>n</sub> foi a exótica *H. littorale*, seguida de *Hoplias malabaricus* e da também exótica *Cichla kelberi* (FIGURA 7). A dominância em CPUE<sub>b</sub> foi também de *H. littorale*, seguida de *Triporthesus guentheri* e *Crenicichla lepidura* (FIGURA 8).

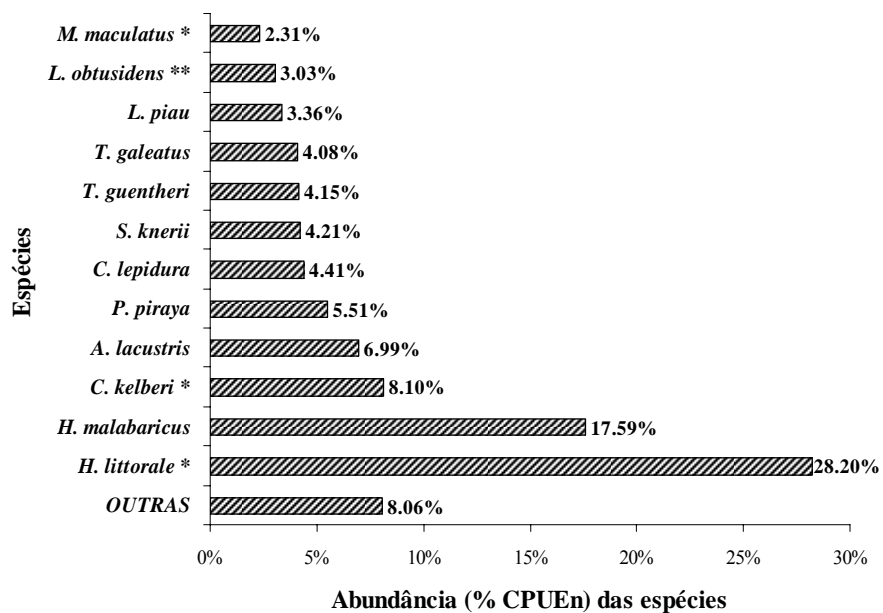


FIGURA 7 Dominância das espécies em CPUE (indivíduos/m<sup>2</sup>.horas de exposição das redes) nas lagoas marginais do rio São Francisco durante o período de coleta.\*

\* Espécie exótica à bacia do São Francisco;

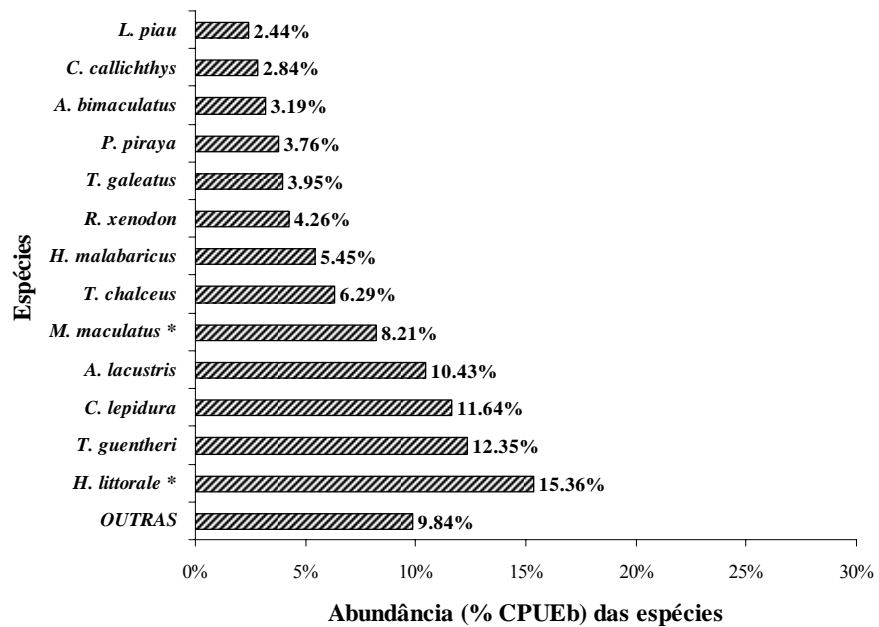


FIGURA 8 Dominância das espécies em CPUEb (g/m<sup>2</sup>.horas de exposição das redes) nas lagoas marginais do rio São Francisco durante o período de coleta.\*\*

As capturas por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa (CPUE<sub>b</sub>) não apresentaram diferença significativa entre estações (CPUE<sub>n</sub> KW:  $p = 0,27$ ; CPUE<sub>b</sub> KW:  $p = 0,12$ ) (FIGURA 9a e 9b), apesar de a variação total ter sido de 99,70 g/m<sup>2</sup>.h para 49,84 g/m<sup>2</sup>.h de uma estação para a outra.

\*\* Espécies migradoras segundo Sato *et al.*, 2003; Sato & Godinho, 2004.

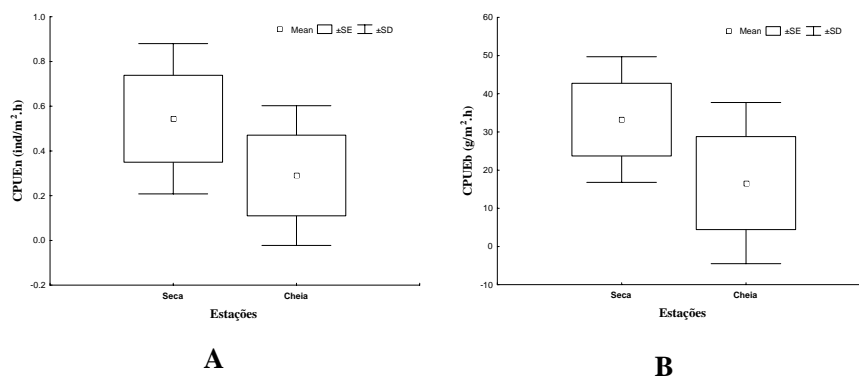


FIGURA 9 Boxplot da captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa (CPUE<sub>b</sub>) das estações (campanhas de campo) amostradas quantitativamente.

Das 27 espécies das capturas quantitativas, 11 foram exclusivas da estação seca, quando foram capturadas 26 espécies. Apenas uma espécie presente na estação cheia (com 16 espécies no total) foi exclusiva. Considerando as duas metodologias de coleta, seis espécies foram comuns às três lagoas nas duas estações: *Hemigrammus marginatus*, *H. malabaricus*, *H. littorale*, *Moenkhausia costae*, *Pamphorichthys hollandi* e *Serrapinus piaba*.

As abundâncias relativas das espécies em CPUE<sub>n</sub> diferiram entre as estações. *Triportheus guentheri*, que na estação seca não passou de 1,05%, na cheia foi a espécie mais abundante (33,71%). *Metynnis maculatus* também passou de 1,98% para 11,50% na segunda campanha. As espécies que mantiveram proporções semelhantes nas duas estações foram *A. lacustris*, *Curimatella lepidura*, *Leporinus piau*, *Pygocentrus piraya*, e *Serrasalmus brandti*, com médias de 10,56%, 11,89%, 2,34%, 3,83% e 0,96% do total, respectivamente (FIGURA 10).

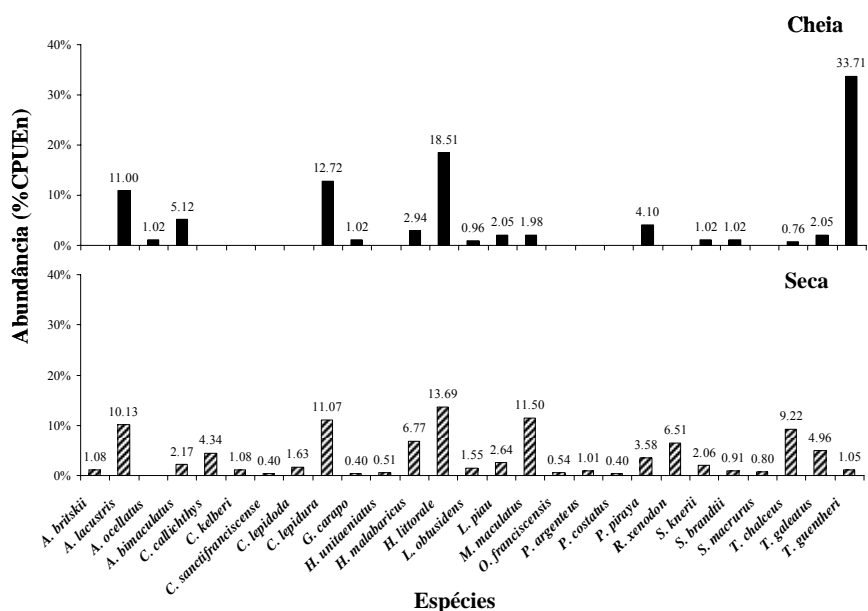


FIGURA 10 Abundância relativa da captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub> = ind/m<sup>2</sup>.h) das espécies amostradas quantitativamente nas diferentes estações.

As alterações na composição e biomassa relativa das espécies entre estações também foram evidentes, com diminuição do número de espécies na cheia e uma concentração da biomassa em poucas delas, como *H. littorale*, que se manteve com os maiores valores de CPUE<sub>n</sub>, mas apresentou alteração de 22,04% para 40,56% do total da estação seca para a cheia (FIGURA 11). A lagoa Morro Chaves pode ter contribuído com a maior biomassa de *H. littorale*, pois 46,65% do CPUE<sub>n</sub> total da lagoa era dessa espécie.

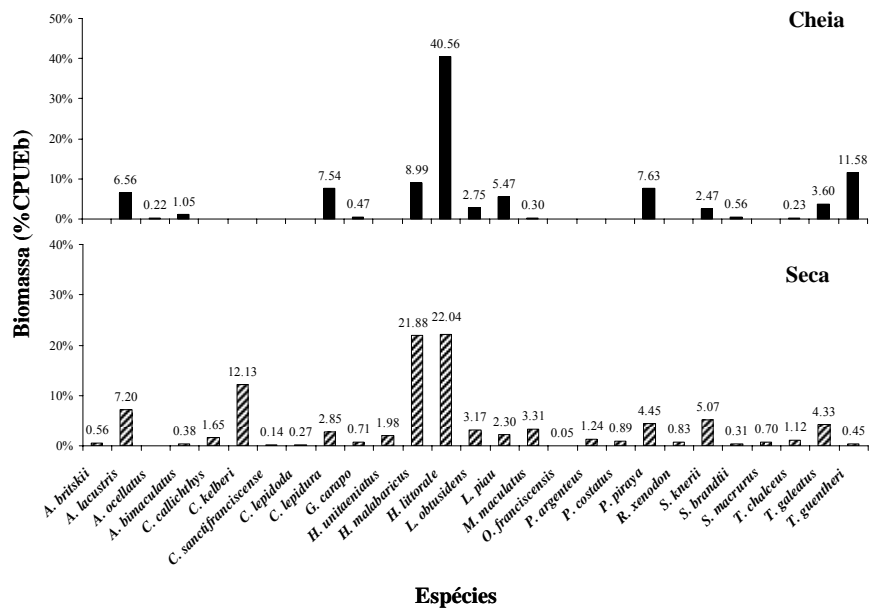


FIGURA 11 Captura por unidade de esforço em biomassa (CPUEb =  $\text{g/m}^2\cdot\text{h}$ ) das espécies amostradas quantitativamente nas diferentes estações.

As CPUEs não apresentaram diferença significativa entre lagoas (CPUE<sub>n</sub> KW:  $p = 0,56$ ; CPUE<sub>b</sub> KW:  $p = 0,56$ ) (FIGURA 12a e 12b).

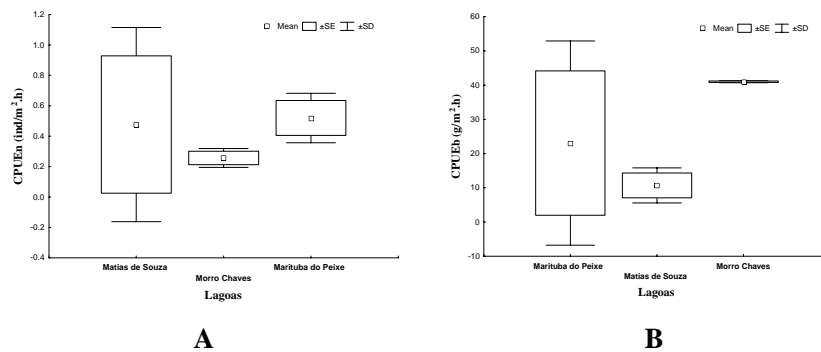


FIGURA 12 Boxplot da captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa (CPUE<sub>b</sub>) das lagoas amostradas quantitativamente nas duas campanhas de campo.

A ordenação da abundância das espécies demonstra que a lagoa Morro Chaves apresentou grande dominância de uma espécie exótica (*Hoplosternum littorale*), assim como a Marituba do Peixe, que teve como espécie mais abundante o pacu exótico *Metynnis maculatus* (FIGURAS 13a, 13b e 13c).



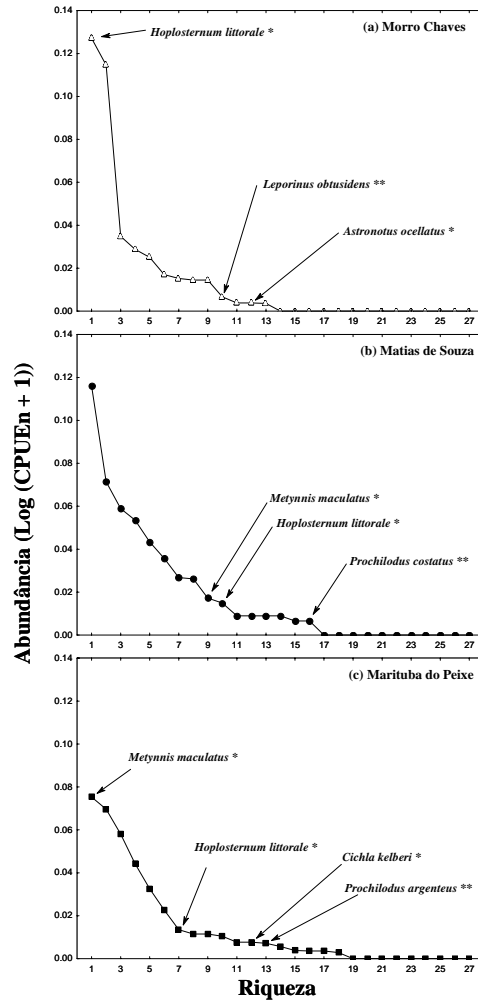


FIGURA 13 Ranking de abundância das espécies das lagoas marginais do baixo curso São Francisco: Morro Chaves (a), Matias de Souza (b) e Marituba do Peixe (c)\*\*\*

\* Espécies exóticas à bacia do São Francisco

Apesar de não haver diferenças nos valores de CPUE entre as lagoas, elas apresentaram diferenças no que diz respeito à composição de espécies, sendo as várzeas Matias de Souza e Marituba do Peixe as com maior similaridade (FIGURA 14).

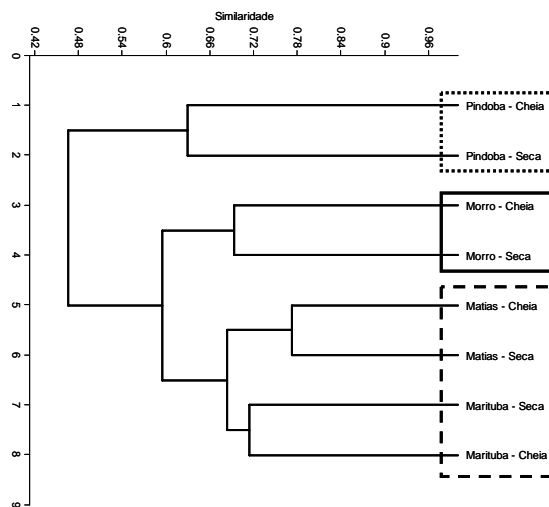


FIGURA 14 Cluster de similaridade de Bray-Curtis com as lagoas amostradas em cada campanha de campo.

Os índices de diversidade de Shannon das lagoas não diferiram significativamente entre elas (KW:  $p = 0,56$ ) nem entre estações (KW:  $p = 0,12$ ). No entanto, em todas as lagoas, o padrão de maiores valores dos índices na estação seca e menores na cheia foi observado (FIGURA 15).

---

\*\* Espécies com hábito migrador

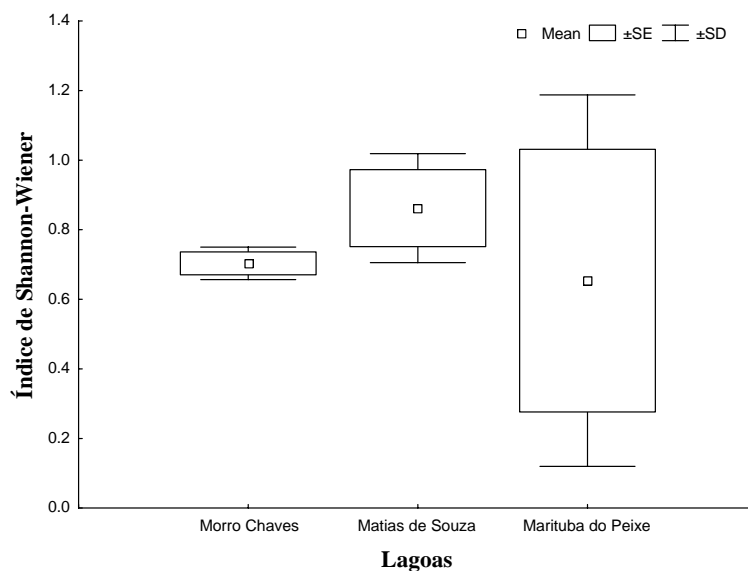


FIGURA 15 Boxplot dos valores do índice de Shannon-Wiener calculados por lagoa em cada estação.

As lagoas tiveram faunas distintas entre si e entre estações, com substituições da CPUEn das espécies. A lagoa Morro Chaves que teve a espécie *Acestrorhynchus lacustris* na seca com apenas 2,06% dos indivíduos, na cheia a mesma espécie foi a mais abundante, com 46,30% (FIGURA 16).

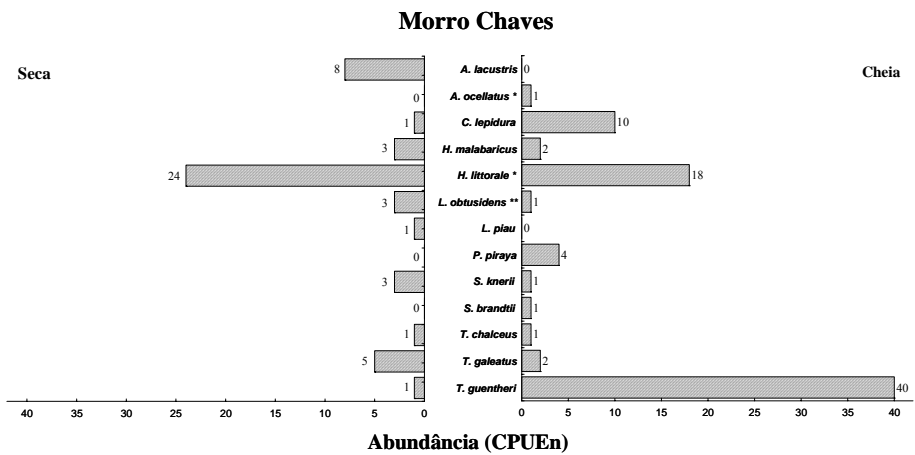


FIGURA 16 Abundância em número de indivíduos das espécies amostradas quantitativamente nas diferentes estações da lagoa Morro Chaves.

Na várzea Matias de Souza *A. lacustris* representou 11,88% dos indivíduos na estação seca e na coleta realizada na cheia foi a mais abundante, com 37,82% (FIGURA 17).

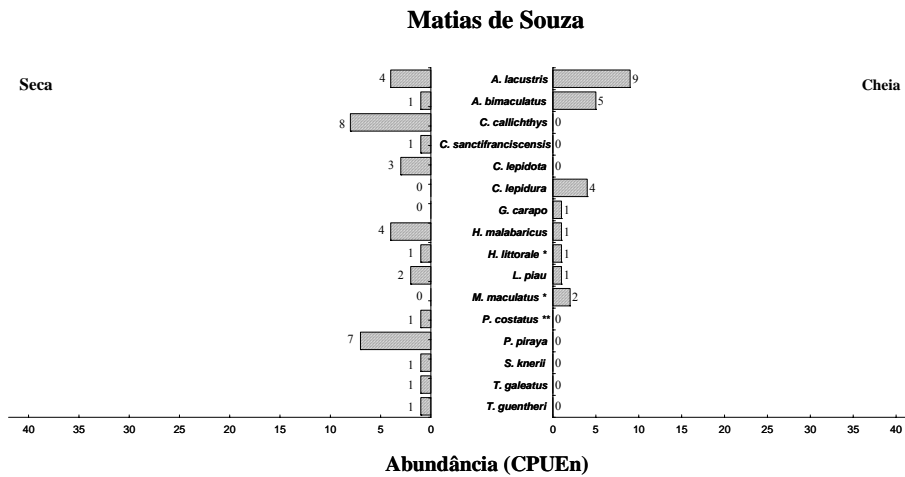


FIGURA 17 Abundância em número de indivíduos das espécies amostradas quantitativamente nas diferentes estações da lagoa Matias de Souza.

A várzea da Marituba do Peixe foi a que sofreu a maior substituição de espécies, com a redução de 18 espécies capturadas em redes de emalhar na seca para apenas duas durante a estação cheia (*T. chalceus* e *H. littorale*), sendo que com isso suas abundâncias relativas foram aumentadas de 6,74% e 1,92% para 63,46% e 36,54%, respectivamente. Na estação seca, a traíra (*H. malabaricus*) foi a espécie com maior número de indivíduos, com 20,41% do total (FIGURA 18).

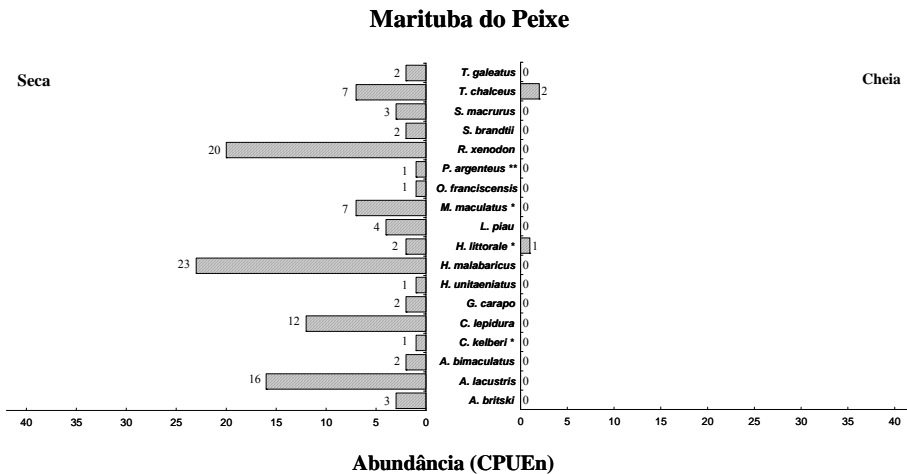


FIGURA 18 Abundância em número de indivíduos das espécies amostradas quantitativamente nas diferentes estações da várzea Marituba do Peixe.

Cinco espécies migradoras foram capturadas nas lagoas do baixo São Francisco. Apesar de cerca de 60 indivíduos de espécies migradoras terem sido capturados, o número de indivíduos nas coletas com redes de emalhar foi bastante reduzido, apenas sete, sendo eles de *L. obtusidens* (4), *P. argenteus* (2) e *P. costatus* (1). As coletas qualitativas capturaram os piaus *L. reinhardti* e *L. taeniatus*, sendo o primeiro deles o migrador com maior número de indivíduos (48), com maioria capturada nas lagoas Pindoba (25) na seca e Morro Chaves (19) na estação cheia. As outras migradoras não passaram de quatro indivíduos, sendo que *L. taeniatus* e *P. costatus* foram representados por apenas um indivíduo, capturados na lagoa Morro Chaves na estação cheia e na várzea Matias de Souza na estação seca (FIGURA 19).

As migradoras capturadas com redes (três espécies) representaram 2,27% da captura em número de indivíduos (CPUE) e 4,45% da biomassa

(CPUEb) totais das lagoas. Na lagoa Morro Chaves a CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> de migradoras foi de 3,27% e 5,54%, respectivamente. Na várzea da Matias de Souza tais espécies compreenderam 1,28% e 4,14% das CPUEs. Já na várzea Marituba do Peixe os valores foram de 1,75% e 2,69%, respectivamente (FIGURA 20).

Foram capturadas seis espécies exóticas à bacia, o cará-boi *Astronotus ocellatus*, o tucunaré *Cichla kelberi*, a caboja *Hoplosternum littorale*, a piaba *Hyphessobrycon eques*, o pacu *Metynnis maculatus* e a tilápia *Oreochromis niloticus*. Das cinco espécies, apenas a tilápia *Oreochromis niloticus* não foi amostrada por redes de emalhar e compreendeu um indivíduo.

As três lagoas apresentaram espécies exóticas, sendo que a lagoa com maiores valores de CPUE dessas espécies foi a Morro Chaves, com 33,60% de CPUE<sub>n</sub> e 46,78% de CPUE<sub>b</sub>. *H. littorale* foi nessa lagoa a espécie com maiores capturas, com cerca de um terço dos indivíduos. A várzea Matias de Souza foi a lagoa que teve menor expressividade de exóticas, com apenas duas delas (*M. maculatus* e *H. littorale*) e densidade e biomassa somadas de 6,27% e 3,96% dessas espécies. Na várzea da Marituba do Peixe, *Metynnis maculatus* foi a mais abundante (19,89% dos indivíduos) e *Cichla kelberi* a com maior biomassa (26,32% do total da CPUE<sub>b</sub>) (FIGURA 19). A densidade em CPUE<sub>n</sub> (indivíduos/m<sup>2</sup>.h) das espécies exóticas capturadas na análise quantitativa foi de 24,76% e a biomassa de 38,78%.

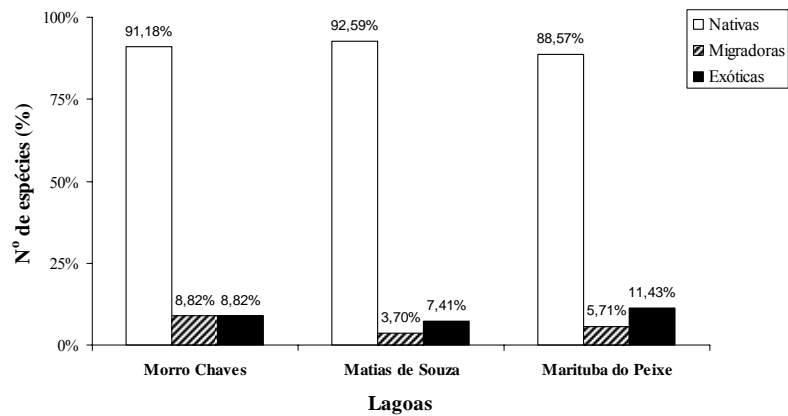


FIGURA 19 Proporção de espécies nativas, exóticas e migradoras nas lagoas marginais do baixo São Francisco.

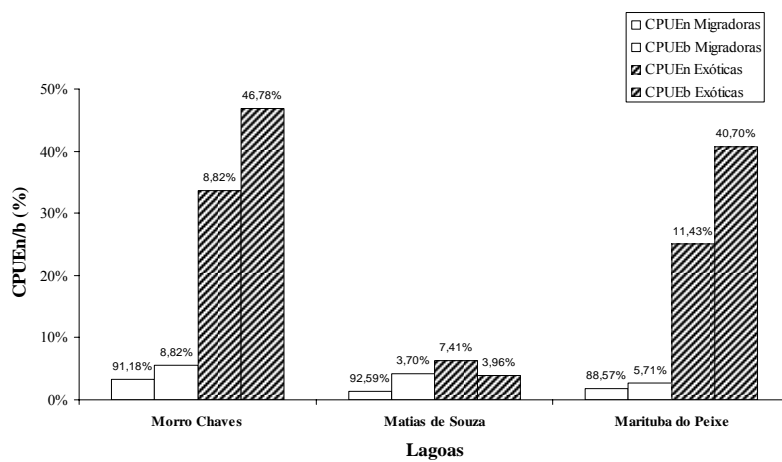


FIGURA 20 Captura por unidade de esforço em número de indivíduos ( $CPUE_{en} = \text{ind}/\text{m}^2.\text{h}$ ) e em biomassa ( $CPUE_{b} = \text{g}/\text{m}^2.\text{h}$ ) das espécies migradoras e exóticas amostradas quantitativamente nas lagoas marginais do baixo São Francisco.



Grande parte das espécies e todas as migradoras coletadas nas lagoas apresentaram indivíduos com pequeno tamanho (comprimento padrão (CP)). Das espécies amostradas com redes de emalhar aproximadamente 47% dos indivíduos foram capturados pela malha de número 3 e 37,5% com as malhas 4 e 5, sendo a grande maioria dos indivíduos capturados de pequeno porte. O maior CP das malhas 3, 4 e 5 foi de 28,5 cm e de todos os indivíduos capturados nesse trabalho de apenas 28,9 cm (FIGURA 21).

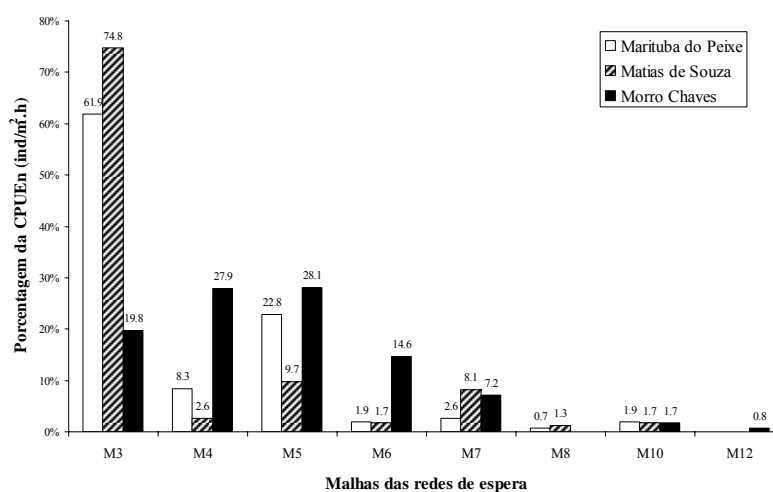


FIGURA 21 Porcentagem das capturas por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUEn) em cada tamanho de malha das redes de espera em cada lagoa amostrada.

## 4 DISCUSSÃO

Excluídas as espécies exóticas, foi registrada cerca de 30% da riqueza descrita para a bacia do rio São Francisco (Britski et al., 1988; Sato & Godinho, 1999; Alves & Pompeu, 2001), o que correspondeu à média encontrada em outros estudos em lagoas marginais da bacia (Sato et al., 1987; Pompeu & Godinho, 2003). A ordem Characiformes foi a mais abundante de todas, compreendendo 63% das espécies amostradas, padrão semelhante ao encontrado em lagoas marginais do Paraná (Delariva et al., 1994) e do São Francisco (Pompeu & Godinho, 2003), mas um pouco acima do que detectado em outros trabalhos na mesma bacia (Britski et al., 1984).

No período de coletas, observou-se uma diminuição da riqueza nas lagoas. Isso poderia ter ocorrido em função da segunda coleta ter sido realizada durante a estação cheia, período em que o nível da água em lagoas marginais é mais elevado, o que influencia na eficiência das redes de emalhar pela menor densidade em que os peixes se encontram. Considerando que o regime de vazões do baixo curso do São Francisco não é natural - em função da grande influência dos barramentos à montante - e as lagoas estudadas não receberam água do rio, o aporte de novos indivíduos através das cheias não ocorreu. Sabe-se que a riqueza em lagoas marginais é fortemente influenciada pelo tempo de isolamento com o rio (Súarez et al., 2001), sendo essa uma razão plausível também pelo número reduzido de espécies detectadas por lagoa quando comparadas com outros trabalhos na bacia (Pompeu & Godinho, 2003).

As capturas por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e em biomassa (CPUE<sub>b</sub>) não diferiram entre estações. A manutenção de valores semelhantes entre estações pode estar ligada ao fato de que as lagoas não tiveram seu volume de água reduzido na estação seca. Menor nível d'água

resultaria no aumento da predação e redução na disponibilidade de alimento e oxigênio do ambiente, o que poderia influenciar na CPUE da estação (Lowe-McConnel, 1999; Bonneto et al., 1969). Apesar disso, a várzea Marituba do Peixe apresentou grande discrepância na CPUE das duas campanhas, com uma amplitude de valores muito elevada. Dentre as lagoas, foi também a que apresentou maiores modificações na sua área. A menor captura na estação cheia nessa lagoa pode estar vinculada à maior quantidade de água, resultante tanto da chuva quanto dos tributários que nela desaguam como o rio Marituba.

Apesar de a captura se assemelhar em número, algumas espécies apresentaram padrões distintos em cada estação, aumentando grandemente sua CPUE, como ocorreu com *T. guentheri* e *M. maculatus*. A primeira espécie é considerada insetívora ou invertívora de superfície, se alimentando principalmente de insetos aquáticos e terrestres (Alvim, 1999; Gomes & Verani, 2003; Pompeu & Godinho, 2003). Apesar disso a diversidade de itens alimentares já catalogados para ela indica que a amplitude das táticas alimentares empregadas é grande e que a tomada de alimento ocorre principalmente na superfície e junto da vegetação marginal, apesar de também poder ocorrer junto ao fundo (Gomes & Verani, 2003). Tais características podem ter sido responsáveis pela manutenção e considerável aumento do número de indivíduos dessa espécie nas capturas entre estações, haja vista que na estação das chuvas há uma grande produção de microorganismos e dentre eles insetos e suas larvas ocasionando numa maior disponibilidade dos recursos alimentares passíveis de utilização pela espécie (Machado-Allison, 1990, Lowe-McConnel, 1999). Outra espécie que apresentou elevação considerável foi a exótica *Metynnis maculatus*. Essa espécie alimenta-se preferencialmente de vegetais (Resende et al., 1998), item também abundante com a produtividade conseqüente das cheias. Apesar destas inferências, mais coletas são necessárias para averiguar se as alterações na distribuição das

espécies realmente têm relação com a elevação do nível da água ou consistem em meros acasos.

A CPUE também não foi diferente estatisticamente entre as lagoas amostradas, mas apresentou um padrão de gradação entre elas que pode estar relacionada com as distintas formas de intervenção humana sob a qual se encontram. A lagoa com maiores capturas foi a Morro Chaves, que apesar de apresentar CPUEs elevadas, compreendeu a lagoa com menos vegetação no entorno, menor heterogeneidade de habitats, manejo antrópico do fluxo de água proveniente do rio. No entanto cerca de 50% da sua biomassa foram de espécies exóticas, considerando que os moradores da lagoa afirmaram realizar peixamentos, muitas vezes com espécies não-nativas. Posteriormente, as várzeas Marituba do Peixe e Matias de Souza apresentaram, em sequência, os maiores valores de CPUE. A primeira consiste em uma área de preservação ambiental (APA) conhecida como Pantanal Alagoano, devido à ocorrência de enchentes anuais provocadas pelos rios Piauí, Perucaba, Marituba e Camondongo, que abrangem as várzeas, cordões arenosos e demais ambientes naturais nos territórios dos municípios de Penedo, Piaçabuçu e Feliz Deserto (Menezes et al., 2004). Esses rios, principalmente o Marituba, mantêm o nível de água elevado mesmo em períodos mais secos. Foi a lagoa mais rica e diversa segundo o índice de Shannon. A várzea Matias de Souza, dentre as três, é a mais impactada por ações antrópicas. Teve seu corpo escavado em uma área de várzea para formação de um canal de irrigação. Ela apresentou os menores valores de CPUE, que pode estar também relacionada com seu maior distanciamento da calha do rio São Francisco. Mesmo as lagoas apresentando tamanhos e características físicas distintas, esses fatores não foram suficientes para influenciar nas capturas de peixes com relação à quantidade. Segundo Lowe-McConnel (1999), nas áreas inundadas por rios tropicais, a interrupção das alterações cíclicas do ambiente pode consistir de catástrofes para a

manutenção da vida no local, com diminuições da riqueza e diversidade. Outros trabalhos em lagoas marginais do São Francisco detectaram diminuição da captura com o passar das amostragens em função da diminuição drástica da quantidade de água de uma estação à outra e assim, de condições satisfatórias de sobrevivência para maiores números de indivíduos (Pompeu & Godinho, 2003). No entanto, os valores de captura no médio São Francisco foram sempre superiores aos registrados no presente trabalho, demonstrando que o sistema de lagoas do baixo curso do São Francisco e a interrupção do ciclo anual de inundação já por um longo período pode estar influenciando negativamente a comunidade de peixes local.

As CPUEs não diferiram entre lagoas, mas a composição de espécies foi diferente. Ocorreu clara substituição de espécies nas lagoas nas diferentes estações.

A lagoa Morro Chaves apresentou aumento expressivo de *A. lacustris* e grande redução de duas outras espécies, *S. knerii* e *T. guentheri*. A diminuição de espécies herbívoras e insetívoras e aumento de outra piscívora (Lowe-McConnel, 1975; Pompeu & Godinho, 2003; Gomes & Verani, 2003) provavelmente ocorre em função da pressão de predação desta sobre as outras (Hahn et al., 2000).

Na várzea Matias de Souza, o mesmo padrão foi encontrado, aumento de *A. lacustris* e diminuição de outras espécies não piscívoras. O diferencial nesse caso foi o aumento da CPUE de *M. maculatus* conjuntamente, exótica que provavelmente atuou como oportunista. Pequenos Characiformes possuem a capacidade de utilizar o oxigênio das camadas superiores da coluna de água, o que os torna abundantes em todas as comunidades presentes nas planícies alagáveis que possuem hipóxia acentuada (Siqueira-Souza & Freitas, 2004). A várzea Matias de Souza teve uma redução do oxigênio dissolvido de 4,4 para 1,9 (mg/L) entre as estações, o que pode ter sido uma vantagem para o

estabelecimento dessa espécie, que é adaptada à ambientes com alterações sazonais como essa e como outros characiformes possuem adaptações à hipóxia (Siqueira-Souza & Freitas, 2004).

A várzea Marituba do Peixe sofreu forte redução do número de espécies, passando de 18 para apenas duas, considerando que na segunda campanha de campo foram capturados muito poucos indivíduos. As espécies predominantes na segunda coleta foram *T. chalceus* e a exótica *H. littorale*, que na primeira coleta não apresentaram valores expressivos. A primeira espécie consiste em indivíduos de pequeno porte (aproximadamente 12 cm) e que vivem numa grande variedade de ambientes (Britski et al., 1988; Reis et al., 2003). É considerada uma onívora oportunista (Gomes & Verani, 2003), mas segundo estudo com a espécie em lagoas marginais da mesma bacia, insetos aquáticos foram o alimento predominante em sua dieta (Pompeu & Godinho, 1997). Possivelmente explora com mais intensidade a coluna d'água, junto às margens, ocasionando na ingestão de itens associados à vegetação (Gomes & Verani, 2003) o que durante a estação cheia estaria com grande disponibilidade, com maior produção da lagoa e presença de macrófitas aquáticas que muito abrigam essa fauna (Crampton, 1999). Isso pode ter contribuído para a manutenção da espécie na lagoa em detrimento das outras. Outra razão possível é que a espécie não depende de pulsos de inundação para sua reprodução, pois ela acontece em ambientes lênticos (Sato et al., 2003). Já *H. littorale* é uma espécie amazônica com hábito onívoro (Winemiller, 1987; Mol, 1995; Pompeu & Godinho, 1997), que facilmente se adaptaria às condições de disponibilidade de alimento na estação cheia, atuando como oportunista, por utilizar ambientes tanto de fundo arenoso, de macrófitas flutuantes assim como fixas (Machado-Allison, 1990), além de apresentar adaptações à hipóxia acentuada (Jucá-Chagas & Boccardo, 2006). Outros

estudos também observaram maior abundância dessa espécie em lagoas que se mantiveram permanentes (Mago-Leccia, 1970).

As espécies exóticas foram muito abundantes, com altos valores de CPUE. Em compilação de dados na bacia do São Francisco em Minas Gerais, Alves et al. (2007) encontraram um índice de contaminação (IC) por espécies exóticas de 8%. O índice quando comparado com de outras bacias mineiras pode ser considerado baixo, o que ocorre mais em virtude da elevada riqueza de nativas que a bacia do São Francisco apresenta, o que acaba reduzindo o índice. O IC calculado para as lagoas deste trabalho foi de 11,5%, valor que está próximo do padrão da bacia. Não só o índice ligeiramente elevado, mas a grande proporção do número de indivíduos e biomassa dessas espécies demonstra que o baixo curso do São Francisco está com considerável contaminação por exóticas.

Um importante problema causado pela construção de barramentos é que, visando minimizar o empobrecimento da ictiofauna local e da pesca, há o fomento de projetos de peixamento e piscicultura, que muitas vezes são feitos com espécies não nativas (Souza et al., 2008). No Brasil as exóticas são utilizadas dessa maneira desde a década de 80, apesar das recomendações contrárias de diversas entidades responsáveis pela conservação de recursos hídricos (Agostinho et al., 2005).

É sabido que a introdução de espécies exóticas ocasiona na diminuição da fauna local (Miller et al., 1989; Lowe-McConnell, 1999; Machado et al., 2005; Jackson & Marmulla, 2001) ou mesmo pode ser consequência de degradação da mesma. Algumas razões para o estabelecimento de exóticas seriam que os habitats sejam adequados para o sucesso reprodutivo das invasoras, as interações com espécies nativas não sejam impactantes e o número de indivíduos introduzidos tenha sido elevado (Baltz & Moyle, 1993; Crivelli, 1995; Gido & Brown, 1999). O estabelecimento dessas espécies é

possível também desde que a comunidade original esteja sofrendo pressões de outros agentes impactantes, pois a ausência de algumas espécies nativas faz com que nichos deixem de ser ocupados e tornam-se disponíveis para o estabelecimento de novas espécies (Gido & Brown, 1999). Além do impacto da competição, a introdução de espécies exóticas pode ocasionar na contaminação da comunidade de peixes por doenças, perturbação ou alteração do habitat físico, hibridização com as nativas (com possibilidades de piora gênica) e até afetar a economia local, com alterações na pesca (Welcomme, 1988; Trexler et al., 2000; Tapia & Zambrano, 2003).

O tucunaré (*Cichla kelberi*) é um voraz predador amazônico (Lowe-McConnel, 1975; Kullander & Ferreira, 2006; Rocha et al., 2008; Carvalho et al., 2009) que apresentou indivíduos em diferentes fases de desenvolvimento, o que indica que provavelmente sua população está estabelecida na região. Foi encontrado apenas na várzea Marituba do Peixe, onde outras quatro exóticas também foram capturadas. Segundo Agostinho et al. (2005), levantamentos realizados na bacia do rio Paraná revelaram que piscívoros da Amazônia alcançam grande sucesso nessas introduções. A várzea Matias de Souza foi a lagoa que apresentou menores riqueza e CPUE de espécies exóticas possivelmente pelo fato de já estar isolada de outros corpos d'água há mais tempo, devido sua grande distância com o rio. Já a lagoa Morro Chaves foi a que apresentou maiores valores de CPUE de exóticas, com biomassa chegando à quase 50% do total da lagoa e 25% do número de indivíduos.

Outros estudos demonstraram que as introduções de exóticas em lagoas foram as possíveis razões para a diminuição do número de espécies e alterações na teia trófica da comunidade de peixes (Godinho et al., 1994; Sunaga & Verani, 1991; Pompeu & Godinho, 2001). Segundo Welcomme (1985) o estabelecimento de populações exóticas é mais comum em locais com barramentos, onde a perda das espécies migratórias ocorre em função da



regularização da vazão. Considerando a porcentagem da CPUE total das espécies migradoras muito pouco expressiva com relação ao restante das espécies, essa pode ser a razão de no baixo São Francisco as exóticas estarem em tão grande número. Também a riqueza de migradoras foi bastante reduzida, considerando as 14 espécies de piracema da bacia (Vieira, 1994; Sato et al., 2003; Sato & Godinho, 2004; Carolsfeld et al., 2004).

Os processos reprodutivos de peixes são controlados por fatores hormonais conjuntamente com fatores ambientais (Bazzoli, 2003). Esses fatores ambientais podem ter efeito sobre a fisiologia do ciclo reprodutivo, determinando o período de maturação e de desova das espécies. Tais fatores ocasionam numa forte dependência das espécies migradoras com os pulsos de inundação e consequente enchimento das lagoas marginais, como estímulo para a reprodução (Welcomme, 1979, 1985; Lowe-McConnell, 1999; Soares et al., 1999; Junk et al., 1989; Alves & Pompeu, 2006; Pompeu & Godinho, 2003). Essas espécies são fortemente influenciadas pela elevação de temperatura e vazão que ocorrem comumente no verão e que, em condições ambientais adequadas, além de tornar o ambiente propício para a desova tem consequências sobre a sobrevivência da prole (Bazzoli, 2003). As lagoas marginais são consideradas berçários naturais para diversas espécies de peixes, principalmente para as espécies de piracema, pois recebem juntamente com a água das cheias, nutrientes que enriquecem o ambiente, além dos ovos e alevinos dessas espécies, que têm ali o seu desenvolvimento inicial (Welcomme, 1985; Pompeu & Godinho, 2003). Considerando que as migradoras são cerca de 50% das espécies de interesse comercial na bacia (Sato et al., 2003) há relação direta entre a área alagada e a produção da pesca (Welcomme, 1976; Welcomme & Hagborg, 1977; Petrere Júnior, 1983; Mitsch & Gosselink, 1993) e muitos aspectos das vazões podem impactar o sucesso

reprodutivo e a sobrevivência dos indivíduos jovens, atuando, portanto na manutenção dos estoques pesqueiros (Godinho & Godinho, 2003).

Os indivíduos capturados eram, em sua maioria, de pequeno porte, possivelmente juvenis. Apresentaram em praticamente 100% das espécies tamanhos máximos de captura menores do que os esperados para os seus adultos (Reis et al., 2003). Esse padrão condiz com os estudos realizados em lagoas marginais de outras regiões e da bacia, que também encontraram em sua maioria peixes nessa fase de desenvolvimento (Sato et al., 1987; Sabo & Kelso, 1991; Cordiviola de Yuan, 1992; Machado-Alisson, 1994; Pompeu & Godinho, 2003). Tal fato é uma indicação de que as lagoas marginais do baixo curso atuariam como área de suporte das pescarias do rio, mas talvez estejam perdendo sua eficiência, haja vista que foram capturadas apenas 31% das espécies consideradas de interesse comercial na bacia (Sato et al., 2003). Das com alto potencial comercial, as com menores capturas nesse trabalho (6% do total de indivíduos) são aquelas cuja reprodução em cativeiro é bastante difícil (Sato et al., 2003).

Algumas das principais causas da perda direta da biodiversidade em ecossistemas aquáticos no Brasil incluem poluição, assoreamento, construção de barragens, pesca e introdução de espécies (Agostinho et al., 2005). A hidrologia e geomorfologia de um sistema aquático podem ser influenciadas direta e indiretamente por mudanças nos regimes de vazão, e tais mudanças na bacia em virtude de barragens consistem em um dos processos mais impactantes nos rios (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998). O baixo São Francisco apresenta de maneira intensa várias das fontes de impactos citadas, sendo que possivelmente a regularização das vazões naturais do rio é razão de outros fatores impactantes como o assoreamento, a introdução de exóticas, isolamento das planícies inundadas, retenção de nutrientes e alteração de habitats (Agostinho et al., 2004b). A

interrupção da dinâmica natural do rio com a planície de inundação adjacente pode levar ao desaparecimento permanente dessas áreas, com a deposição de sedimentos e crescimento da vegetação (Welcomme et al., 2006). Essas atividades vêm exercendo influência negativa nas comunidades de peixes de água doce, desde os menores córregos aos maiores rios (Araújo, 1998). Outros trabalhos também discutem a influência negativa que barramentos exercem nos habitats naturais tanto à jusante quanto à montante (Welcomme, 1985; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998; Jackson & Marmulla, 2001; Larinier, 2001; Miranda, 2001; Godinho & Godinho, 2003; Agostinho et al., 2007) o que deve fomentar cada vez mais estudos de inventário, ecologia e manejo de planícies alagáveis e outras áreas de influência de barragens, ambientes considerados áreas prioritárias para conservação dos recursos pesqueiros e de biodiversidade aquática.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501 p.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná river: effects of hydrological regulation by dams. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, v. 4, n. 3, p. 255-268, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Importância das lagoas marginais e várzeas do Rio das Velhas para a manutenção da pesca e de espécies de peixes migradoras e de importância comercial da Bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais**. Belo Horizonte: FAPEMIG, 2006. 52 p.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Peixes do Rio das Velhas: passado e presente**. Belo Horizonte: Segrac, 2001. 194 p.

ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; MAGALHALHÃES, A. L. B.; BRITO, M. F.G. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In: BERT, T. M. (Ed.). **Ecological and genetic implications of aquaculture activities**. Dordrecht: Springer, 2007. p. 291-314.

ALVIM, M. C. C. **Caracterização alimentar da ictiofauna em um trecho do alto rio São Francisco, município de Três Marias – MG**. 1999. 82 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, São Carlos.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558, nov. 1998.

BALTZ, D. M.; MOYLE, P. B. Invasions resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, n. 2, p. 246-255, May 1993.

BAZZOLI, N. Parâmetros reprodutivos dos peixes de interesse comercial na região de Pirapora. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 291-306.

BONETTO, A. A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E.; PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. **Physis**, Buenos Aires, v. 29, n. 78, p. 213-223, 1969.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Codevasf, 1984. 143 p.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B. Executive summary. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004. p. 45-61.

CARVALHO, D. C.; OLIVEIRA, D. A. A.; SANTOS, J. E.; TESKE, P.; BEHEREGARAY, L. B.; SCHNEIDER, H.; SAMPAIO, I. Genetic characterization of native and introduced populations of the neotropical cichlid genus *Cichla* in Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 32, n. 3, p. 601-607, jul. 2009.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação**. 2. ed. Brasília, 1991. 166 p.

COMPANHIA HIDRO ELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO. **Energia**: parque de geração. Disponível em: <[http://www.chesf.gov.br/energia\\_parquedegeracao.shtml](http://www.chesf.gov.br/energia_parquedegeracao.shtml)>. Acesso em: 10 mar. 2009.

CORDIVIOLA DE YUAN, E. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 237, n. 3, p. 159-173, Aug. 1992.

CRAMPTON, W. G. R. Os peixes da reserva Mamirauá: diversidade e história natural na planície alagável da Amazônia. In: QUEIROZ, H.; CRAMPTON, W. G. R. **Estratégias para manejo de recursos pesqueiros em Mamirauá**. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá, 1999. cap. 2, p. 10-36.

CRIVELLI, A. J. Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region? **Biological Conservation**, Essex, v. 72, n. 2, p. 311-319, 1995.

DELARIVA, R. L.; AGOSTINHO, A. A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana river floodplain. **Revista Unimar**, Maringá, v. 16, n. 3, p. 41-60, 1994. Suplemento.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994. 224 p.

GIDO, K. B.; BROWN, J. H. Invasions of north American drainages by alien fish species. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 42, n. 2, p. 387-399, Sept. 1999.

GODINHO, A. L.; FONSECA, M. T.; ARAÚJO, L. M. The ecology of predator fish introductions: the case of RioDoce valley lakes. In: PINTO-COELHO, R. M.; GIANI, A.; SPERLING, E. von. (Ed.). **Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies**. Belo Horizonte: SEGRAC, 1994. p. 77-83.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. Breve visão do São Francisco. In: \_\_\_\_\_. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.

GOMES, J. H. C.; VERANI, J. R. Alimentação de espécies de peixes do reservatório de Três Marias. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 195-227.

GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. Berkeley: University of California, 1980. 280 p.

- HAHN, N. S.; DELARIVA, R. L.; LOUREIRO, V. E. Feeding of *Acestrorhyncus lacustris* (Characidae): a post impoundment studies on Itaipu reservoir, upper Paraná river, PR. Brazilian. **Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 207-213, jun. 2000.
- JACKSON, D. C.; MARMULLA, G. The influence of dams on river fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 1-44.
- JIMÉNEZ-SEGURA, L. F.; GODINHO, A. L.; PETRERE JÚNIOR, M. As desovas de peixes no alto-médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 373-387.
- JUCA-CHAGAS, R.; BOCCARDO, L. The air-breathing cycle of *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) (Siluriformes: Callichthyidae). **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 3, p. 371-373, jul./set. 2006.
- JUNK, W. J. Amazonian floodplains: their ecology, present and potential use. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 15, n. 4, p. 283-301, 1982.
- JUNK, W. J. Wetlands of tropical South America. In: WHINGHAM, D. F.; HEJNY, S.; DYKYJOVA, D. (Ed.). **Wetlands of the world**. London: Kluwer Academic, 1993. p. 679-739.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.
- JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. Floodplains. In: PATTEN, B. C. **Wetlands and shallow continental waters bodies**. The Netherlands: SPB Academic, 1990. v. 1, p. 491-524.
- KULLANDER, S. O.; FERREIRA, E. J. G. A review of the south american cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, Munchen, v. 17, n. 4, p. 289-398, Dec. 2006.
- LARINIER, M. Environmental issues, dams and fish migration. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 45-90.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Some factors affecting fish populations in Amazonian waters. In: ATAS DO SIMPÓSIO SOBRE A BIOTA AMAZÔNICA, 1967, Belém. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Pesquisas, 1967. v. 7, p. 177-186.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes de dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

MACHADO-ALLISON, A. Ecologia de los peces de las areas inundables de los llanos de Venezuela. **Interciência**, Caracas, v. 15, n. 6, p. 411-423, dic. 1990.

MAGO-LECCIA, F. Estudios preliminares sobre la ecologia de los peces de los llanos de Venezuela. **Acta Biologica Venezuelica**, Caracas, v. 7, n. 1, p. 71-102, 1970.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Chapman & Hall, 1991.

MENEZES, A. F.; CALVACANTE, A. T.; AUTO, P. C. C. **A reserva da biosfera da Mata Atlântica no Estado de Alagoas**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2004. 56 p.

MILLER, R. R.; WILLIAMS, J. D.; WILLIAMS, J. E. Extinctions of north American fishes during the past century. **Fisheries**, Bethesda, v. 14, n. 6, p. 22-37, Nov. 1989.

MIRANDA, L. E. A review of guidance and criteria for managing reservoirs and associated riverine environments to benefit fish and fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries**: opportunities, challenges and conflict resolution. Rome: FAO, 2001. p. 93-141.



MITSCH, W. J. **Global wetlands**: old world and new. Amsterdam: Elsevier, 1994. 967 p.

MITSCH, W. J.; GOSELINK, J. G. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 721 p.

MOL, J. H. Ontogenetic diet shifts and diet overlap among three closely related neotropical armoured catfishes. **Journal of Fish Biology**, London, v. 47, n. 5, p. 788-807, Nov. 1995.

ORGANIZATION OF AMERICAN STATES. **São Francisco river basin**. [S.l.], 2005. 6 p. Disponível em: <[http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE\\_4SaoFrancisco.pdf](http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE_4SaoFrancisco.pdf)>. Acesso em: 20 mar. 2009.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; NOVAES, L. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Distribuição espacial das variáveis hidrológicas na Bacia do Rio São Francisco. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 11, n. 1/4, p. 32-42, jan./dez. 2003.

PETREIRE JÚNIOR, M. Relationships among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazonas State (Brazil), during 1976-1978. **Amazoniana**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 281-296, dez. 1983.

POMPEU, P. S.; GODINHO, A. L. Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do Rio Doce devido á introdução de peixes piscívoros. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 18, n. 4, p. 1219-1225, dez. 2001.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. **Efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de inundações nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco**. 1997. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, out./dez. 2006.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas. 2003. p. 167-181.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central América**. Porto Alegre: EDPUCRS, 2003. 729 p.

RESENDE, E. K.; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. **Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Corumbá: EMBRAPA/CPAP, 1998. 24 p. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 10).

ROCHA, R. R.; SAMPAIO, I.; FRAGA, E.; BARROS, M. C. Origem do peixe amazônico tucunaré introduzido nos açudes do Piauí: uma abordagem genética. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 54., 2008, Salvador. **Resumos...** Salvador: SBG, 2008. p. 00-00.

ROGGERI, H. **Tropical freshwater wetlands: a guide to current knowledge and sustainable management**. London: Kluwer Academic, 1995. 349 p.

SABO, M. J.; KELSO, W. E. Relationship between morphometry of excavated floodplain ponds along the Mississippi River and their use as fish nurseries. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 120, n. 5, p. 552-561, Sept. 1991.

SATO, Y.; CARDOSO, E. L.; AMORIM, J. C. C. **Peixes das lagoas marginais do São Francisco a montante da represa de Três Marias (Minas Gerais)**. Brasília: Codevasf, 1987. 42 p.

SATO, Y.; FENERICH-VERANI, N.; GODINHO, H. P. Reprodução induzida de peixes da Bacia do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 274-290.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004. p. 195-232.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 401-413.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. C. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 64, n. 3A, p. 501-510, jul. 2004.

SOARES, M. G. M.; PIEDADE, M. T. F.; MAIA, L. A.; DARWICH, A.; OLIVEIRA, A. C. B. Influência do pulso de cheia e vazantes na dinâmica ecológica de áreas inundáveis. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa piloto para proteção das florestas tropicais do Brasil - resultados (fase emergencial e fase I)**. Brasília: Dupli, 1999. p. 425-445.

SOUZA, J. E.; FRAGOSO-MOURA, E. N.; FENERICH-VERANI, N.; ROCHA, O. VERANI, J. R. Population structure and reproductive biology of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in Lobo Reservoir, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 6, n. 2, p. 201-210, 2008.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JÚNIOR, M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). **Fisheries Management and Ecology**, Oxford, v. 8, n. 2, p. 173-186, Apr. 2001.

SUNAGA, T.; VERANI, J. R. The fish communities of the lakes of Rio Doce valley, northeast Brazil. **Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 24, p. 2563-2566, Sept. 1991.

TAPIA, M.; ZAMBRANO, J. R. From aquaculture goals to real social and ecological impacts: carp introduction in rural central Mexico. **Ambio**, Stockholm, v. 32, n. 4, p. 252-257, June 2003.

TREXLER, J. C.; LOFTUS, W. F.; JORDAN, F.; LORENZ, J. J.; CHICK, J. H.; KOBZA, R. M. Empirical assessment of fish introductions in a subtropical wetland: an evaluation of contrasting views. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 2, n. 4, p. 265-277, Dec. 2000.

VAZZOLER, A. E. A. M.; LIZAMA, M. A. P.; INADA, P. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. In: VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (Ed.). **A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 267-280.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L. **International introductions of inland aquatic species**. Rome: FAO, 1988. 318 p.

WELCOMME, R. L. **River fisheries**. Rome: FAO, 1985. 330 p.

WELCOMME, R. L. Some general and theoretical considerations on the fish yield of African rivers. **Journal of Fish Biology**, London, v. 8, n. 5, p. 351-364, May 1976.

WELCOMME, R. L.; HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 2, n. 1, p. 7-24, May 1977.

WELCOMME, R. L.; HALLS, A. S. Dependence of tropical river fisheries on flow. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., 2004, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: FAO, 2004. v. 2, p. 267-283.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, Chichester, v. 22, n. 3, p. 377-396, Mar. 2006.

WINEMILLER, K. O. Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale* in the Venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 20, n. 3, p. 219-227, Nov. 1987.

## 6 ANEXOS

### ANEXO A

### Página

TABELA 1A Lista de espécies capturadas nas lagoas Morro Chaves, Matias de Souza, Pindoba e Marituba do Peixe com os respectivos nomes vulgares (quando disponíveis). Espécies de acordo com Reis et al.

(2003).....62

TABELA 2A Espécies capturadas por campanha de campo nas lagoas Morro Chaves, Matias de Souza, Pindoba e Marituba do Peixe.....6

4

TABELA 1A Lista de espécies capturadas nas lagoas Morro Chaves, Matias de Souza, Pindoba e Marituba do Peixe com os respectivos nomes vulgares (quando disponíveis). Espécies de acordo com Reis et al. (2003).

<b>ORDEM CHARACIFORMES</b>	
<i>Família Acestrorhynchidae</i>	
<i>Acestrorhynchus britskii</i> Menezes (1969)	Bocarra
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Reinhardt, 1874)	Bocarra
<i>Família Anostomidae</i>	
<i>Leporinus obtusidens</i> **	-
<i>Leporinus piau</i> Fowler (1941)	Piau-gordura
<i>Leporinus reinhardti</i> Lütken (1875) **	Piau-três-pintas
<i>Leporinus taeniatus</i> Lütken (1874) **	Timburé
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner, 1875)	Piau-branco
<i>Família Characidae</i>	
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Reinhardt, 1874)	Lambari-do-rabo-amarelo
<i>Astyanax</i> sp.	Lambari
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis (1911)	Piaba
<i>Hyphessobrycon</i> aff. <i>Santae</i>	Piaba
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882) *	Piaba
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	Piaba
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	Piaba
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz (1829)	Piaba-rapadura
<i>Triportheus guentheri</i> (Garman, 1890)	Piaba-facão
<i>Subfamília Characinae</i>	
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> Eigenmann (1911)	
<i>Roeboides xenodon</i> (Reinhardt, 1849)	Piaba
<i>Subfamília Cheirodontinae</i>	
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	
<i>Subfamília Serrasalminae</i>	
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) *	Pacu
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1820)	Piranha
<i>Serrasalmus brandtii</i> Reinhardt (1874)	Pirambeba
<i>Subfamília Stethaprioninae</i>	
<i>Orthospinus franciscensis</i> (Eigenmann, 1929)	Piaba
<i>Família Crenuchidae</i>	
<i>Subfamília Characidiinae</i>	
<i>Characidium</i> sp.	Canivete
<i>Characidium lagosantense</i> Travassos, 1947	-
<i>Família Curimatidae</i>	
<i>Curimatella lepidura</i> Eig & Eigenmann (1889)	Manjuba
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1875)	
<i>Família Erythrinidae</i>	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix in Eigenmann, 1829)	Jeju
<i>Hoplias malabaricus</i> (Block, 1794)	Traíra
<i>Família Prochilodontidae</i>	
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes (1850) **	Xira

...Continua...

TABELA 1A, Cont.

<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz (1829) **	Xira
<b>ORDEM CLUPEIFORMES</b>	
Subordem Clupeoidei	
Família Engraulidae	
<i>Anchoviella vaillanti</i> (Steindachner, 1908)	Pilombêta
<b>ORDEM CYPRINIDONTIFORMES</b>	
Família Poeciliidae	
Subfamília Poeciliinae	
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn, 1916)	Barrigudinho
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider (1801)	
Família Rivulidae	
<i>Rivulus punctatus</i> Boulenger (1895)	
<b>ORDEM GYMNOTIFORMES</b>	
Subordem Gymnotoidei	
Família Gymnotidae	
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus (1758)	Sarapó
Família Sternopygidae	
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1887)	Tuvira
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Sarapó
<b>ORDEM PERCIFORMES</b>	
Família Cichlidae	
Subfamília Astronotinae	
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831) *	-
Subfamília Cichlasomatinae	
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> Kullander (1983)	Cará
Subfamília Cichlinae	
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira (2006) *	Tucunaré
<i>Crenicichla lepidoda</i> Heckel (1840)	João-bobo
Subfamília Pseudocrenilabrinae	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) *	Tilápia
<b>ORDEM SILURIFORMES</b>	
Família Auchenipteridae	
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Cangati
Família Callichthyidae	
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	-
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) *	Cumbá
Família Heptapteridae	
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	Mandizinho
Família Loricariidae	
Subfamília Hypostominae	
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i> (Agassiz, 1829)	Cascudo
<b>ORDEM SYNBRANCHIFORMES</b>	
Família Synbranchidae	
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch (1795)	Mussum

\* Espécie exótica à bacia do São Francisco.

\*\* Espécies migradoras segundo (Sato et al., 2003; Sato &amp; Godinho, 2004).

TABELA 2A Espécies capturadas por campanha de campo nas lagoas Morro Chaves, Matias de Souza, Pindoba e Marituba do Peixe.

Espécie	Morro Chaves		Matias de Souza		Marituba do Peixe		Pindoba	
	11/07	06/08	11/07	06/08	11/07	06/08	11/07	06/08
<i>A. britskii</i>	x	-	-	-	x	-	-	-
<i>A. lacustris</i>	x	-	x	x	x	x	-	-
<i>A. vaillanti</i>	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>A. ocellatus</i>	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>A. bimaculatus</i>	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>Astyanax</i> sp.	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>C. callichthys</i>	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>C. lagoasantense</i>	-	-	-	-	-	x	-	x
<i>Characidium</i> sp.	-	-	-	-	x	-	x	-
<i>C. kelberi</i>	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>C. sanctifranciscense</i>	x	-	x	x	x	x	x	x
<i>C. lepidoda</i>	x	-	x	x	x	-	x	-
<i>C. lepidura</i>	x	x	x	x	x	-	-	-
<i>E. virescens</i>	-	-	-	-	x	x	x	x
<i>G. carapo</i>	-	-	-	x	x	-	-	-
<i>H. marginatus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>H. unitaeniatus</i>	-	-	-	-	x	x	-	-
<i>H. malabaricus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>H. littorale</i>	x	x	x	x	x	x	-	-
<i>H. af. Santae</i>	-	x	x	x	x	-	x	x
<i>H. eques</i>	-	-	-	-	x	-	x	x
<i>H. micropterus</i>	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>L. obtusidens</i>	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>L. piau</i>	x	-	x	x	x	x	-	-
<i>L. reinhardti</i>	-	x	-	-	x	x	x	x
<i>L. taeniatus</i>	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>M. maculatus</i>	-	-	-	x	x	x	-	x
<i>M. costae</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>O. niloticus</i>	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>O. franciscensis</i>	-	-	x	x	x	x	-	-
<i>P. holandi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>P. franciscoensis</i>	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. lateristriga</i>	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>P. vivipara</i>	-	x	-	-	-	-	x	-
<i>P. argenteus</i>	-	-	-	-	x	x	-	-
<i>P. costatus</i>	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>P. kennedyi</i>	-	x	x	x	x	x	-	-
<i>P. etentaculatus</i>	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>P. piraya</i>	-	x	x	x	-	x	-	-

...Continua...



TABELA 2A, Cont.

<i>R. punctatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>R. xenodon</i>	X	X	-	-	X	-	X	-
<i>S. knerii</i>	X	X	X	-	-	-	-	-
<i>S. heterodon</i>	X	-	-	X	X	-	-	-
<i>S. piaba</i>	X	X	X	X	X	X	X	-
<i>S. brandtii</i>	X	X	-	X	X	X	X	X
<i>S. elegans</i>	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>S. macrurus</i>	X	-	-	-	X	-	-	X
<i>S. marmoratus</i>	-	-	X	-	-	-	X	X
<i>T. chalceus</i>	X	X	-	X	X	X	X	-
<i>T. galeatus</i>	X	X	X	-	X	X	X	-
<i>T. guentheri</i>	X	X	X	X	-	X	-	-

x = presença;

- = ausência.

### **CAPÍTULO 3**

**Avaliação de alterações na ictiofauna de lagoas marginais da bacia do rio  
São Francisco (Brasil) devido à regularização de vazões**

## RESUMO

A bacia do rio São Francisco é uma das mais importantes do Brasil. Suas planícies de inundação constituem importante habitat de berçário utilizado pela fauna de peixes, incluindo as espécies migratórias. Estes habitats apresentam condições singulares, e dependem do regime de vazão natural do rio para manter seu funcionamento. Um dos maiores impactos causados contra essas áreas é a regularização de um rio por barragens, já que evita ligação sazonal entre elas e os rios. Com base em amostras realizadas em estações distintas (seca e cheia), foram comparadas a riqueza, biomassa e densidade de peixes de três sistemas de lagoas marginais na bacia do São Francisco: rio das Velhas, Médio Rio São Francisco e Baixo São Francisco. Estes sistemas são submetidos a diferentes níveis de regularização da vazão devido à operação de barragens. O baixo rio São Francisco pode ser considerado o mais regularizado, com oito barramentos em cascata, e o rio das Velhas, o sistema que mantém as condições mais semelhantes às do regime de escoamento natural. Um total de 78 espécies de peixes foi capturado nos três sistemas, sendo seis exóticas à bacia. Valores de biomassa, riqueza e número de espécies migratórias apresentaram relação com o grau de regularização. A perda no número de espécies migratórias chega a 45,77% e o aumento em exóticas é de 157,58% na medida em que a regularização é aumentada. O conhecimento da ictiofauna é uma importante ferramenta para a avaliação dos impactos em ambientes aquáticos como as lagoas marginais. A presença e abundância de espécies indicadoras podem ser valores de referência a serem comparados entre sistemas semelhantes. A mitigação através de cheias artificiais seria necessária para restabelecer as condições naturais locais que lhe permitiriam reparar suas funções ecológicas originais.

## ABSTRACT

The basin of the São Francisco is one of the most important in Brazil. Its floodplains are an important nursery habitat used by fish fauna, including migratory species. These habitats have natural conditions and depend on the natural flow regime of the river to maintain its operation. One of the greatest impacts from these areas is the settlement of a river by dams, since it prevents seasonal connection between them and the rivers. Based on samples taken in different seasons (dry and wet), we compared the richness, biomass and fish density of three systems of floodplain lagoons in the São Francisco: the Velhas River, Middle São Francisco River and Lower São Francisco. These systems are subject to different levels of regularization of the flow due to dam operation. The low São Francisco River can be considered the most regulated with eight dams upstream, and the Velhas River, the system that maintains conditions more similar to the natural flow regime. An amount of 78 fish species were captured in the three systems, including six exotic. Values of biomass, richness and number of migratory species were associated with the degree of regularization. The loss in number of species migratdoras reaches 45.77% and the increase in exotic is 157.58% to the extent of flood control is increased. The perception of the fish fauna is an important tool for the assessment of impacts on aquatic environments such as marginal lagoons. The presence and abundance of indicator species can be reference values comparable between similar systems. Mitigation through artificial floods would be needed to restore the local natural conditions that would allow to repair their original ecological functions.

## 1 INTRODUÇÃO

Áreas que recebem periodicamente água de rios e lagos que transbordam lateralmente são chamadas de planícies de inundação (Goulding, 1980; Junk et al., 1989; Junk & Welcomme, 1990) e constituem zonas de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres (Junk, 1982, 1993; Mitsch, 1994; Roggeri, 1995).

Dentre as áreas adjacentes ao rio que recebem água periodicamente podem ser citadas as lagoas marginais, que possuem características físico-químicas distintas das do rio que margeiam. O ciclo de nutrientes e a produtividade primária são considerados mais intensos em ambientes alagáveis (Mitsch & Gosselink, 1993), o que disponibiliza em abundância diversos recursos alimentares para a fauna.

Na região Neotropical, alguns estudos em planícies de inundação abordaram aspectos da estrutura das comunidades de peixes no Pantanal (Catella, 1992), no rio Paraná (Bonetto et al., 1969; Cordiviola de Yuan, 1992; Agostinho & Zalewski, 1995), na Amazônia (Knöpel, 1970; Junk, 1985; Goulding et al., 1988) e no rio Mogi-Guaçu (Meschiatti, 1992). Foi constatado que, nos rios tropicais, uma grande fração das comunidades de peixes utiliza as lagoas marginais como habitat de alimentação, reprodução e refúgio (Lowe-McConnell, 1999; Welcomme, 1979). O contato periódico do rio com as lagoas e várzeas, permite o movimento de sedimentos e da fauna (principalmente ovos e alevinos) entre os distintos ambientes aquáticos. Desta forma, a ciclagem de nutrientes e o recrutamento das populações de peixes, principalmente de espécies migradoras, estão intimamente associados a esse ciclo.

Espécies migradoras são aquelas que apresentam movimento de migração conhecido como piracema. A piracema pode ser descrita como a migração sazonal de indivíduos adultos partindo de sítios de alimentação em direção aos locais de reprodução, normalmente à montante. No entanto, o ciclo de vida das espécies de piracema também inclui outros movimentos migratórios, como o carreamento dos ovos e larvas em direção às lagoas marginais e várzeas. Além disso, há o retorno dos adultos para os sítios de alimentação e a movimentação de indivíduos jovens (resultado de reproduções anteriores) em direção ao rio ou a pequenos tributários (Pompeu & Godinho, 2003).

As atividades antrópicas vêm exercendo influência negativa nas comunidades de peixes de água doce atingindo desde os menores córregos aos maiores rios (Araújo, 1998). Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente destruição das planícies de inundação através de barramentos, canalizações, drenagens e desmatamento (Cowx, 2002). Inúmeros são os fatores impactantes, mas a mudança no regime hidrológico da bacia em virtude de barramentos consiste em um dos processos mais impactantes desses ambientes (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998, Agostinho et al., 2005).

Por influência da flutuação dos rios, muitas espécies de peixes desenvolveram, ao longo de sua evolução, adaptações fisiológicas, estratégias reprodutivas e alimentares que estão sincronizadas com tais pulsos (Lowe-McConnell, 1975), e em função dessas adaptações, cada espécie responde de forma diferente às alterações nas vazões (Welcomme & Halls, 2004).

Para a determinação da integridade biótica de um sistema é importante a utilização de atributos que indiquem a alteração ambiental, que podem compreender desde o nível de indivíduo até todo o ecossistema. Composição e riqueza de espécies, composição trófica, abundância (Welcomme & Halls,

2004), fator de condição e tolerância das espécies são alguns dos atributos analisados em comunidades (Karr et al., 1986, Araújo, 1998) assim como guildas e espécies indicadoras (Fausch et al., 1990).

É reconhecido que algumas espécies comportam-se de maneira extremamente similar, de tal modo que podem então ser classificadas em um grupo que responde de maneira similar a alterações ambientais (Welcomme et al., 2006). Guildas ecológicas seriam utilizadas então como fatores de determinação dos índices de integridade biótica ou mesmo como valores a serem comparados entre sistemas semelhantes.

As espécies de piracema são as mais afetadas por barramentos (Carolsfeld et al., 2004) e por isso podem ser consideradas como potenciais indicadoras do grau de seus impactos (Agostinho et al., 2005). Assim como alterações nas populações de espécies migradoras, o aparecimento e estabelecimento de outras espécies oportunistas pode ser um importante indicador da qualidade do habitat.

A região do baixo curso do rio São Francisco é a mais impactada no que se refere à regularização de vazão comparada com as outras porções da bacia, o que acontece pela presença das barragens em cascata (Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso (barragens I, II e III), Moxotó e Xingó) que estabilizaram fortemente sua vazão. Esses empreendimentos não permitem que o funcionamento natural das lagoas marginais da região ocorra, causando grande impacto na ictiofauna local.

O estudo das características de comunidades de peixes de lagoas marginais influenciadas por diferentes níveis de regularização de vazão por barramentos consiste em uma ferramenta para a averiguação do grau de impacto à que estão submetidas assim como o ambiente lótico adjacente, considerando que a condição de lagoas marginais reflete a integridade do rio

adjacente (Welcomme, 1985; Agostinho et al., 2004b; Pompeu & Godinho, 2006).

Este trabalho tem como objetivo comparar as comunidades de peixes de três sistemas de lagoas marginais da bacia do rio São Francisco influenciados em diferentes graus por controle de vazão. Foram comparadas riqueza, composição de espécies, abundância, biomassa, diversidade, assim como as guildas ecológicas de espécies com potencial indicador de integridade.

Juntamente com os estudos de hidrologia desenvolvidos pela equipe a qual este projeto faz parte, é esperada a descoberta de componentes para auxiliar no estabelecimento das vazões ecológicas e a melhora quantitativa e qualitativa da ictiofauna a serem alcançadas com a adoção das cheias artificiais.



## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A bacia do rio São Francisco está localizada entre as latitudes 7° 00' e 21° 00' S e longitudes 35° 00' e 47° 40' W, com área de 631.133 km<sup>2</sup>, o que corresponde a 7,4% do território brasileiro. A grande extensão em latitude lhe confere características climáticas bastante variadas, abrangendo os biomas de Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga e drenando seis estados, o que a torna de suma importância no país (Codevasf, 1991; Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999, Godinho & Godinho, 2003; OAS, 2005). As precipitações vão de 350 mm a 1900 mm em anos normais e o regime hidrológico caracteriza-se por apresentar cheias no verão e estiagem no inverno. A descarga média anual do rio é de 100x10<sup>9</sup> m<sup>3</sup>, com vazão média de 3.150 m<sup>3</sup>/s (Planvasf, 1986).

As águas do rio São Francisco são usadas atualmente em geração de energia, irrigação, abastecimentos industrial e urbano, navegação e pesca (Diegues, 1994). Os grandes barramentos e seus reservatórios ocupam uma extensa área na bacia (cerca de 6.500 km<sup>2</sup>), sendo que de todos os presentes na bacia, 21 foram construídos com finalidade hidrelétrica. Dentre todos, o maior é o de Sobradinho, com 4.200 km<sup>2</sup>, considerado o maior reservatório artificial brasileiro (Agostinho et al., 2007).

Lagoas marginais foram escolhidas em três diferentes regiões de planícies de inundação da bacia do São Francisco, sendo cada conjunto de lagoas chamado de “sistema de lagoas”. Foram contempladas as planícies do baixo curso do rio das Velhas (Velhas), do médio curso do rio São Francisco (Médio SF) e do baixo curso do rio (Baixo SF) (FIGURA 1). Estes sistemas apresentam diferentes níveis de regularização da vazão.

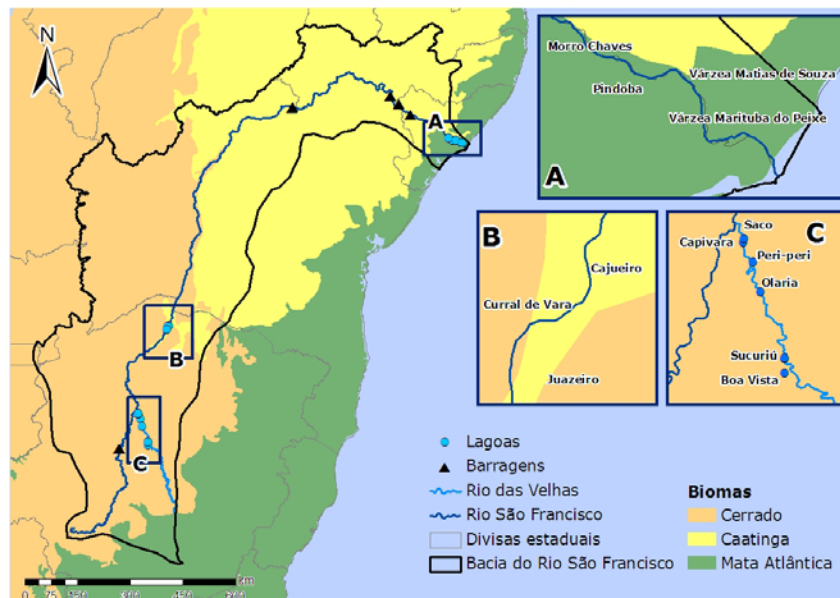


FIGURA 1 Bacia do rio São Francisco com os três sistemas de lagoas selecionados e as lagoas a eles pertencentes: A = Baixo São Francisco; B = Médio São Francisco; C = Velhas.

### 2.1.1 Sistema de lagoas do rio das Velhas

O trecho do rio das Velhas foi selecionado como sistema controle por ser um dos principais afluentes do rio São Francisco em volume e extensão (761 km). O rio não possui barramentos à montante, não tendo, portanto, regulada a sua vazão, que tem média anual de 300 m<sup>3</sup>/s estimada em sua foz ((Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais - CETEC, 1983). Suas lagoas marginais recebem periodicamente água do leito do rio.

Foram amostradas seis lagoas entre os municípios de Corinto e Pirapora, em trabalho conduzido pelo *Projeto Manuelzão para Revitalização do Rio das Velhas* (FIGURA 2), (TABELA 1).



FIGURA 2 Lagoas marginais do baixo curso do rio das Velhas.

### 2.1.2 Sistema de lagoas do médio curso do rio São Francisco

A segunda área de estudo compreendeu a planície de inundação do médio curso do rio São Francisco. O trecho de cerca de 600 km, fica à jusante de Três Marias, entre Pirapora (MG) e a represa de Sobradinho (BA) e tem a planície de inundação com cerca de 2.000 km<sup>2</sup> (Welcomme, 1990). Esse trecho recebe os maiores afluentes do São Francisco (rio das Velhas, Paracatu e Urucuia) e ainda está livre de grandes barramentos hidrelétricos, sendo particularmente rico em lagoas marginais. A única barragem localizada à montante é a represa de Três Marias. A usina exerce efeito regulador sobre o

nível da água do rio, que provoca esporadicamente o isolamento das lagoas por alguns anos. Apesar disso, os maiores tributários são os responsáveis pela formação de cheias à jusante da usina, sendo que só o Paracatu é responsável, em média, por 25% dos deflúvios das cheias do rio São Francisco nessa região (BRASIL, 1980).

Os dados utilizados são resultantes do estudo desenvolvido na dissertação de mestrado do orientador deste trabalho, Paulo dos Santos Pompeu. As três lagoas selecionadas para o estudo situam-se nos municípios de Jaíba e Itacarambi (MG) (FIGURA 3), sendo elas as lagoas Juazeiro, Cajueiro e Curral de Vara (TABELA 1).



FIGURA 3 Localização das lagoas marginais estudadas no médio curso do rio São Francisco.

### **2.1.3 Sistema de lagoas do baixo curso do rio São Francisco**

O terceiro sistema de lagoas estudado está situado no baixo curso São Francisco, que consiste no trecho mais curto do rio, com 274 km. O trecho apresenta 500 m de desnível, partindo do complexo de usinas de Paulo Afonso, no município de Paulo Afonso (BA) até a desembocadura no oceano Atlântico, localizada entre os municípios de Piaçabuçu/AL e Brejo Grande/SE (Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999, 2004). Sua área de drenagem é de aproximadamente 30.377 Km<sup>2</sup>, sendo que abrange os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (Codevasf, 1991). A precipitação média anual tem amplitude de 400 a 1.300 mm e as vazões médias de longa duração são de 2.000 a 2.700 m<sup>3</sup>/s. Os valores médios das vazões máximas anuais no baixo São Francisco são de 7.000 a 7.800 m<sup>3</sup>/s (Pereira et al., 2003).

O baixo curso do rio São Francisco sofre influência de todos os barramentos localizados à montante: Sobradinho, Itaparica, Moxotó, o complexo de Paulo Afonso (I, II, III) e Xingó, que se localizam no terço inferior do rio, além da barragem de Três Marias, implantada no médio curso (Sato & Godinho, 1999; Godinho & Godinho, 2003). O regime hidrológico natural apresentava “cheias” no verão e estiagem no inverno, assim como nos outros trechos do rio (Lowe-McConnel, 1999). As usinas citadas foram construídas a partir da década de 60 (Três Marias, a primeira delas) até 1994 (data da construção de Xingó) sendo grande parte implantada após a década de 70 (Agostinho et al., 2007; Chesf, 2009).

Através da análise de imagens de satélites (Embrapa, Google Earth e outras fontes de acesso livre) e de cartas topográficas do IBGE, foram definidas quatro lagoas para representar o sistema, localizadas nas cidades de Própria-SE e Penedo-AL (FIGURA 4) (TABELA 1).



FIGURA 4 Localização das lagoas marginais estudadas no baixo curso do rio São Francisco.

## 2.2 Coleta de dados

As lagoas de cada sistema tiveram coletas realizadas em duas campanhas de campo, que compreenderam o período logo após as chuvas, quando naturalmente as lagoas deveriam ter recebido água do rio (estação cheia) e ao final da estação seca (TABELA 1). Os dados das coletas quantitativas das lagoas selecionadas foram utilizados para as análises de comparações de abundância e similaridade entre os sistemas. Já para os dados de riqueza, incrementados pelas amostragens qualitativas, foram utilizadas todas as coletas das 13 lagoas.

TABELA 1 Sistemas de lagoas, lagoas amostradas, coordenadas e respectivos períodos de amostragem em diferentes estações\*.

<i>Lagoas</i>	<i>Coordenadas (Graus decimais)</i>	<i>Período de coleta (Estações)</i>	
		<i>Seca</i>	<i>Cheia</i>
<b><i>Sistema VELHAS</i></b>			
Boa Vista	-44.533189, -18.122779	Ago/2005	Abr/2005
Sucuriú	-44.535544, -18.025252	Ago/2005	Abr/2005
<b>Olaria*</b>	-44.675888, -17.615805	<b>Ago/2005*</b> e Ago/2007	<b>Abr/2005*</b> e Abr/2007
<b>Peri-peri*</b>	-44.728082, -17.437256	<b>Ago/2005*</b> e Ago/2007	<b>Abr/2005*</b> e Abr/2007
<b>Saco*</b>	-44.785601, -17.289653	<b>Ago/2005*</b> e Ago/2007	<b>Abr/2005*</b> e Abr/2007
<b>Capivara*</b>	-44.789045, -17.314632	<b>Ago/2007*</b>	<b>Abr/2007*</b>
<b><i>Sistema MÉDIO SF</i></b>			
<b>Curral de Vara*</b>	-44.033056, -15.053056	<b>Set/1994*</b> e Set/1995	<b>Mar/1995*</b> e Mar/1996
<b>Cajueiro*</b>	-44.000278, -15.041389	<b>Set/1994*</b> e Set/1995	<b>Mar/1995*</b> e Mar/1996
<b>Juazeiro*</b>	-44.057778, -15.117778	<b>Set/1994*</b> e Set/1995	<b>Mar/1995*</b> e Mar/1996
<b><i>Sistema BAIXO SF</i></b>			
<b>Morro Chaves*</b>	-36.823333, -10.226389	<b>Nov/2007*</b>	<b>Jun/2008*</b>
<b>Matias de Souza*</b>	-36.624167, -10.266389	<b>Nov/2007*</b>	<b>Jun/2008*</b>
Pindoba	-36.713889, -10.272778	Nov/2007	Jun/2008
<b>Marituba do Peixe*</b>	-36.485000, -10.325000	<b>Nov/2007*</b>	<b>Jun/2008*</b>

Cada lagoa recebeu um conjunto de redes de emalhar (malhas 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm entre nós opostos e 10 metros de comprimento cada) para as análises quantitativas. As redes foram armadas ao entardecer de um dia, e retiradas na manhã seguinte, permanecendo na água por aproximadamente 14 horas (FIGURA 5), à exceção das lagoas do médio São Francisco, armadas das 18 às 22 horas.

\* Em negrito: lagoas e períodos selecionados para análises comparativas



FIGURA 5 Coletas quantitativas realizadas com redes de espera nas lagoas marginais dos três sistemas de lagoas estudados: Várzea Matias de Souza (a) e (b).

Amostragens qualitativas com redes de arrasto (malha 1 mm), peneiras e tarrafas foram realizadas adicionalmente buscando fazer o mais amplo levantamento das espécies de peixes presentes nesses ambientes (FIGURA 6).



FIGURA 6 Coletas qualitativas realizadas com redes de arrasto (a) e peneira (b) nas lagoas marginais do baixo curso do rio São Francisco, na lagoa Morro Chaves (a) e lagoa Pindoba (b).



Os peixes capturados foram etiquetados de acordo com os locais de coleta e petrecho de pesca além de fixados em solução de formol 10%. Foi feita a identificação até o menor nível taxonômico possível (Britski et al., 1988) assim como a pesagem e medição do comprimento padrão dos indivíduos, com posterior armazenamento em álcool 70% (FIGURA 7). Os dados transcritos para planilhas eletrônicas formaram o banco de dados utilizado posteriormente para as análises.



FIGURA 7 Triagem do material coletado nas redes de espera: Retirada dos peixes das redes (a) e (b); Marcação dos indivíduos para posterior biometria em laboratório (c).

Todas as lagoas tiveram em cada campanha de campo obtidos dados abióticos, sendo mensurados: temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg/L}$ ), pH e condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ) (TABELA 2).

TABELA 2 Dados abióticos das lagoas marginais amostradas nos três sistemas do rio São Francisco com valores de pH, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido

<i>Sistemas e Lagoas</i>	<i>pH</i>	<i>Conduti (micS/cm)</i>	<i>Temperatura °C</i>	<i>O2 diss. (mg/l)</i>
<b>VELHAS</b>				
Capivara	5,36 - 6,47	54,3 - 62,6	26,1 - 28	7,24 - 4,57
Olaria	8,33 - 6,78	109,1 - 227	25,7 - 30,2	6,8 - 5,3
Saco	6,95 - 6,95	46 - 69,4	22,9 - 31,3	6,8 - 7,5
Peri-peri	7,4 - 7,1	29,8 - 60,2	23,3 - 33,5	7,4 - 7,1
<b>MÉDIO SF</b>				
Cajueiro	7,9 - 8,15	140 - 178	28,0 - 25	7,2 - 6,5
Curral de Vara	7,8 8,28	183 - 360	28 - 24	7,2 - 6,6
Juazeiro	6,7 - 7,7	117 - 95	28 - 26	5,0 - 6,9
<b>BAIXO SF</b>				
Morro Chaves	7,19 - 7,23	1061 - 919	29,3 - 28	3,6 - 8,4
Matias de Souza	6,24 - 6,05	586 - 475	31 - 27,8	4,4 - 1,9
Marituba do Peixe	6,66 - 5,45	227 - 157	31 - 27,9	3,5 - 3,8

### 2.3 Análise de dados

O número de indivíduos por estação, capturados por meio quantitativo, em cada sistema de lagoas foi obtido.

A riqueza e proporção de espécies nativas, exóticas e migradoras foram obtidas para cada lagoa e comparadas entre sistemas.

Para explicar a distribuição das espécies durante as estações e lagoas de cada sistema, foi construído um agrupamento e uma ordenação de escalonamento multidimensional não métrica (MDS). Para averiguação das diferenças entre os sistemas foi realizada a análise de similaridades (ANOSIM – um critério). Posteriormente foi realizada a análise de SIMPER, que tem a função de identificar as espécies que tiveram contribuição substancial com a similaridade média dentro de cada sistema de lagoas (Clarke & Warwick, 1994) apresentando a contribuição cumulativa em até 90%.

A captura por unidade de esforço (CPUE) em número (CPUE<sub>n</sub>: indivíduos/m<sup>2</sup> de rede por hora de exposição) e em biomassa (CPUE<sub>b</sub>: g/ m<sup>2</sup> de rede por hora de exposição) foram utilizados para expressar os dados em abundância numérica de cada lagoa, por estação e espécie. Os mesmos valores foram considerados apenas para as espécies migradoras e exóticas, consideradas como potenciais indicadores da integridade e funcionamento do habitat. Todos esses valores foram testados entre sistemas e comparados.

A ordenação de abundância (Ranking) das espécies foi construída para cada sistema, indicando quais espécies apresentaram dominância.

O cluster de similaridade de Bray-Curtis foi construído com a riqueza de todas as lagoas amostradas, para observar a separação de acordo com a composição de espécies. A mesma análise foi utilizada para verificar a similaridade entre os sistemas.

A análise de correlação canônica foi utilizada para averiguar a influência dos dados ambientais (pH, condutividade, oxigênio dissolvido e temperatura) sobre a distribuição das espécies entre as lagoas e estações.

Para avaliação de alterações ou diferenças nos valores de CPUE's totais e de grupos ecológicos de espécies entre as lagoas e estações o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA & Median Test (Estatística for Windows 5.1) foi utilizado. O nível de significância de 0,05 foi estabelecido para todos os tratamentos estatísticos.

### 3 RESULTADOS

O número de indivíduos capturados por redes de emalhar nas lagoas marginais selecionadas de cada sistema (Velhas, Médio SF e Baixo SF) foi de 1307, 1310 e 304, respectivamente, podendo notar reduzido número no baixo curso do rio São Francisco (FIGURA 8).

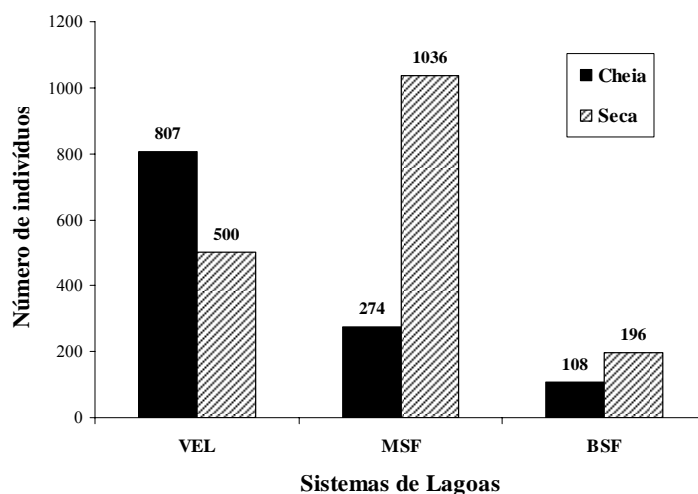


FIGURA 8 Número de indivíduos coletados na análise quantitativa por campanha de campo nos diferentes sistemas de lagoas da bacia do rio São Francisco.

A riqueza obtida na amostragem dos três sistemas de lagoas compreendeu 78 espécies, sendo seis delas exóticas à bacia (Anexos - TABELA 3). A riqueza encontrada somente no sistema de lagoas do rio das Velhas foi de 62 espécies, 50 no médio São Francisco e 51 no baixo curso do

rio, sendo 3, 2 e 6 o número de espécies exóticas, respectivamente. As lagoas apresentaram diferenças de riqueza entre os sistemas, mas não significativa quando consideradas todas as espécies (KW:  $p = 0,32$ ) nem quando só consideradas as espécies nativas (KW:  $p = 0,07$ ) (FIGURA 9). As coletas quantitativas das 13 lagoas capturaram no total 43 espécies, sendo 36 no sistema Velhas, 25 no Médio SF e 27 no Baixo SF.

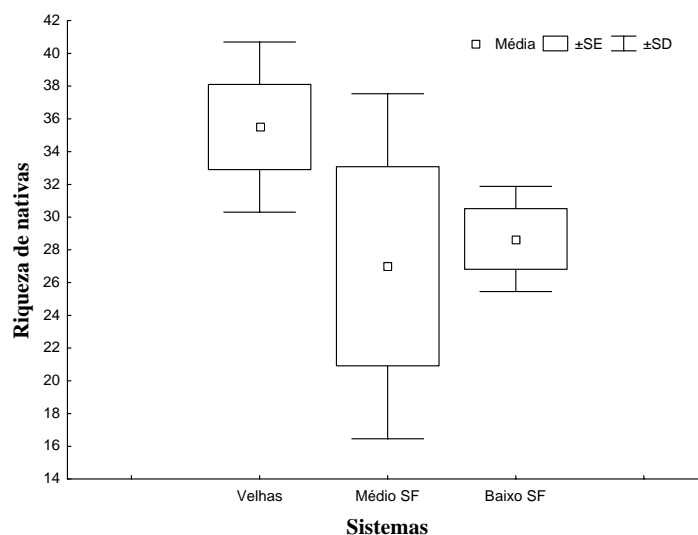


FIGURA 9 Riqueza de espécies nativas nos diferentes sistemas de lagoas da bacia do rio São Francisco.

Das 23 espécies consideradas de importância comercial para a bacia do São Francisco, 16 foram registradas nas lagoas estudadas – os characídeos *Brycon orthotaenia* (matrinchã), *Salminus franciscanus* (dourado), *S. hilarii* (dourado-branco ou tabarana), *Pygocentrus piraya* (piranha) e *Myleus micans* (pacu), o erithrynídeo *Hoplias malabaricus* (traíra), os anostomídeos *Leporinus obtusidens* (piauí-verdadeiro), *L. piau* (piauí-gordura), *L. reinhardti*

(piauí-três-pintas), *L. taeniatus* (piauí-jeju) e *Schizodon knerii* (piauí-branco), os prochilodontídeos *Prochilodus costatus* (curimatã-pioa) e *P. argenteus* (curimatã-pacu) e os pimelodídeos *Pimelodus maculatus* (mandi-amarelo) e *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim), além da espécie exótica *Cichla* spp. (tucunaré). Todas elas são utilizadas na alimentação e comércio pelas comunidades ribeirinhas (Bazzoli, 2003; Valêncio et al., 2003; Sato et al., 2003). É importante salientar que o número de espécies de importância comercial acompanhou o grau de regularização dos sistemas, com redução de 14 no Velhas para 10 espécies no baixo São Francisco.

As análises multivariadas MDS e ANOSIM demonstraram que os três sistemas diferiram significativamente uns dos outros de maneira geral ( $p = 0,01$ ;  $R = 0,52$ ) (FIGURA 10) e também quando comparados separadamente, sendo que o menor valor de similaridade foi encontrado entre os sistemas do rio das Velhas e o Baixo São Francisco (TABELA 4).

TABELA 4 Resultados da análise de similaridade ANOSIM com agrupamentos dos sistemas comparados separadamente em pares, a força da relação (R) e o nível de significância da análise.

<i>Agrupamentos</i>	<i>R estatístico</i>	<i>Nível de significância (%)</i>
Médio SF, Velhas	0,623	0,1
Médio SF, Baixo SF	0,613	0,2
Velhas, Baixo SF	0,476	0,1

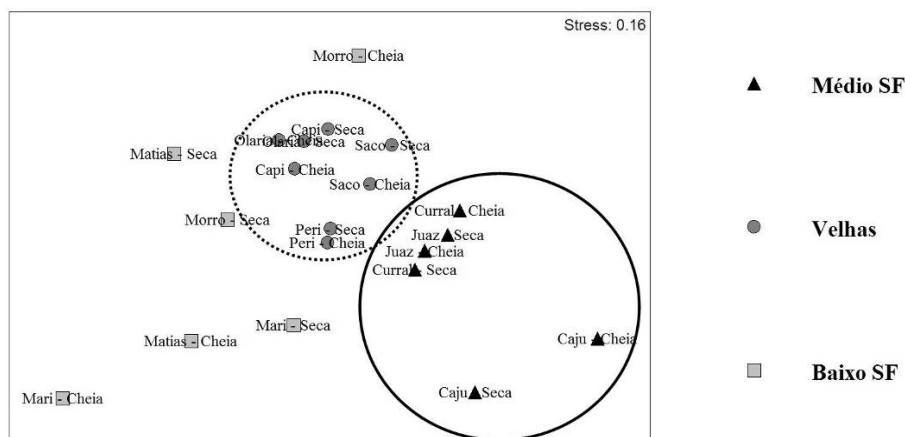


FIGURA 10 Escalonamento multidimensional (MDS) dos sistemas amostrados baseado na raiz quadrada da CPUE das espécies em cada lagoa e estação amostradas.

A análise de SIMPER indicou as espécies que mais contribuíram para a separação dos grupos (TABELA 5) e incluiu algumas das mais representativas nos sistemas, com corte em 90% da abundância total. Três espécies apareceram nos três sistemas (*A. lacustris*, *C. lepidura* e *T. guentheri*), mas entre elas a que demonstrou contribuições bastante diferentes foi a espécie cachorra *A. lacustris*, pois mesmo ela estando entre as mais representativas do sistema do Velhas e do Baixo SF ela provavelmente contribuiu para a separação dos sistemas apresentando contribuições distintas em cada um deles. No sistema de lagoas do Velhas ela e a pirambeba *Serrasalmus brandtii* contribuíram com cerca de 30% na dissimilaridade desse sistema em relação aos outros. No médio SF as espécies com maiores contribuições foram *Schizodon knerii*, *Curimatella lepidura* e *Serrasalmus brandtii*. Já no Baixo SF as espécies mais representativas foram *A. lacustris*, a exótica *H. littorale* e a traíra *Hoplias malabaricus*, que juntas acumularam mais de 50% da

representatividade do sistema. Esse sistema diferiu mais dos demais, com similaridade média ligeiramente inferior.

As espécies migradoras só estiveram entre as espécies mais representativas no Velhas e no Médio São Francisco.

A ordenação de abundância das espécies demonstra que houve padrões distintos e que espécies diferentes foram dominantes em cada sistema (FIGURA 11). Mesmo não havendo diferença significativa da presença de exóticas entre os sistemas, a caboja *Hoplosternum littorale* teve grande representatividade no sistema do baixo curso do rio, sendo a mais abundante das espécies e apresentando como valores de CPUEn e CPUEb 15,36% e 28,20% do total das capturas, respectivamente. Notou-se também que de 90% da abundância capturada no sistema foi representada por duas espécies exóticas, e nenhuma espécie com hábito migrador.



TABELA 5 Análise de SIMPER: similaridade média das espécies mais representativas dos sistemas, contribuição individual e cumulativa de até 90% da similaridade total\*.

<i>Espécies</i>	<i>Similaridade Média</i>	<i>Contribuição (%)</i>	<i>Cumulativo (%)</i>
<b>Velhas</b>	<b>57,66</b>		
<i>Serrasalmus brandtii</i>	9,63	16,71	16,71
<b><i>Acestrorhynchus lacustris</i></b>	<b>9,14</b>	<b>15,85</b>	<b>32,56</b>
<i>Pygocentrus piraya</i>	5,72	9,93	42,49
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	5,67	9,83	52,31
<b><i>Triporthus guentheri</i></b>	<b>5,37</b>	<b>9,32</b>	<b>61,63</b>
<b><i>Curimatella lepidura</i></b>	<b>4,57</b>	<b>7,93</b>	<b>69,56</b>
<i>Hoplias malabaricus</i>	3,3	5,73	75,29
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	2,22	3,85	79,14
<i>Prochilodus costatus</i> **	1,78	3,1	82,24
<i>Salminus franciscanus</i> **	1,33	2,3	84,54
<i>Leporinus piau</i>	1,2	2,09	86,62
<i>Astyanax bimaculatus</i>	1,15	1,99	88,61
<i>Eigenmannia virescens</i>	0,82	1,42	90,03
<b>Médio SF</b>	<b>51,71</b>		
<i>Schizodon knerii</i>	8,43	16,3	16,3
<b><i>Curimatella lepidura</i></b>	<b>7,32</b>	<b>14,15</b>	<b>30,45</b>
<i>Serrasalmus brandtii</i>	6,68	12,93	43,38
<i>Leporinus reinhardti</i> **	5,92	11,44	54,82
<i>Tetragonopterus chalceus</i>	5,78	11,18	66
<b><i>Acestrorhynchus lacustris</i></b>	<b>4,47</b>	<b>8,64</b>	<b>74,64</b>
<i>Eigenmannia virescens</i>	2,7	5,22	79,86
<i>Prochilodus argenteus</i> **	2,21	4,27	84,13
<i>Pimelodus maculatus</i> **	2,13	4,12	88,25
<b><i>Triporthus guentheri</i></b>	<b>1,73</b>	<b>3,34</b>	<b>91,59</b>
<b>Baixo SF</b>	<b>33,79</b>		
<b><i>Acestrorhynchus lacustris</i></b>	<b>9,23</b>	<b>27,3</b>	<b>27,3</b>
<i>Hoplosternum littorale</i> *	4,66	13,8	41,1
<i>Hoplias malabaricus</i>	4,4	13,01	54,11
<i>Leporinus piau</i>	4,19	12,41	66,52
<b><i>Curimatella lepidura</i></b>	<b>3,49</b>	<b>10,33</b>	<b>76,85</b>
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	2,16	6,4	83,25
<i>Astyanax bimaculatus</i>	1,08	3,2	86,45
<b><i>Triporthus guentheri</i></b>	<b>1,06</b>	<b>3,14</b>	<b>89,58</b>

\* Espécies que apresentaram representatividade nos três sistemas, salientadas em negrito.

No Médio SF a espécie mais abundante e que se sobressaiu de todas as outras e das dominantes dos outros sistemas foi *Curimatella lepidura*, que apresentou valor de CPUEn de 45,27% das capturas totais no sistema.

No sistema do Velhas a espécie que se sobressaiu foi *Acestrorhynchus lacustris*, com 17,69% do total de CPUEn.

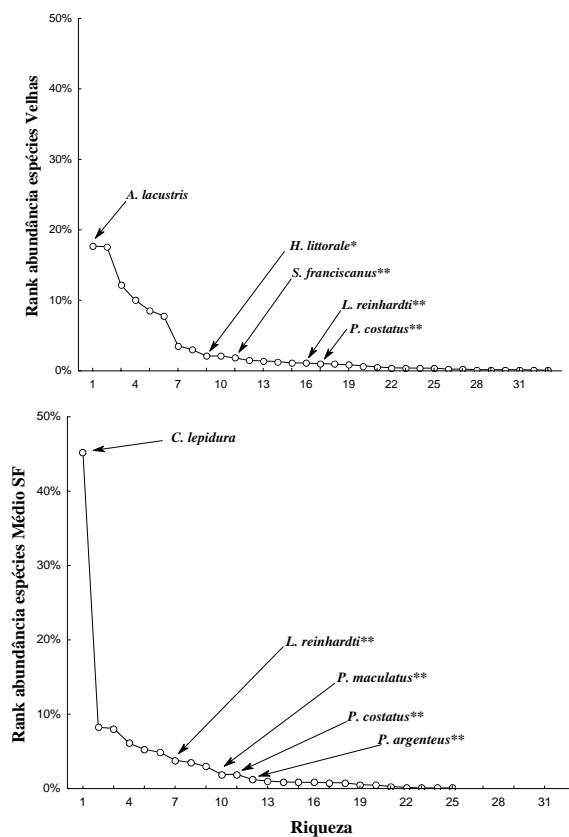
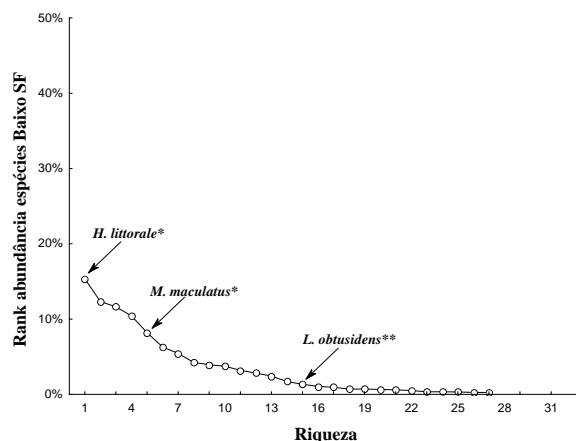


FIGURA 11 Ranking da abundância total relativa das espécies de peixes capturadas em cada sistema de lagoas marginais<sup>3</sup> (...continua...)

FIGURA 11, Cont.

<sup>3</sup> Espécies com mais de 1% do número de indivíduos dominantes salientadas, sendo exóticas\* e migradoras\*\*



Quando consideradas as espécies migradoras, houve diferença na riqueza entre os sistemas e sua diminuição à medida que a influência por barramentos é aumentada, das lagoas do rio das Velhas em direção ao baixo São Francisco (KW:  $p = 0,04$ ) (FIGURA 12).

Das 14 espécies com comportamento migrador da bacia, 12 foram capturadas nos três sistemas amostrados, com exceção de *Conorhynchus conirostris* e *Rhineleps aspera*. Nas lagoas do baixo curso do rio das Velhas, foram registradas 11 delas, incluindo *Brycon orthotaenia*, *Cyphocharax gilberti*, os piaus *Leporinus elongatus*, *L. obtusidens*, *L. reinhardti* e *L. taeniatus*, o mandi *Pimelodus maculatus*, os curimatãs *Prochilodus argenteus* e *P. costatus*, o dourado *Salminus franciscanus* e a tabarana *S. hilarii*. No médio curso do rio São Francisco foram encontradas nove migradoras, que compreendeu oito espécies presentes no sistema do Velhas (menos *C. gilberti*, *L. obtusidens* e *S. hilarii*) e incluiu o surubim *Pseudoplatystoma coruscans*. Já no baixo curso do rio São Francisco apenas cinco espécies com comportamento migrador da bacia foram capturadas, sendo elas os piaus *L.*

*obtusidens*, *L. reinhardti* e *L. taeniatus* e os dois curimatãs *P. argenteus* e *P. costatus*.

Foram capturadas sete espécies consideradas exóticas à bacia do São Francisco: *Astronotus ocellatus*, *Cichla kelberi*, *C. temensis*, *Hoplosternum littorale*, *Hyphessobrycon eques*, *Metynnis maculatus* e *Oreochromis niloticus*. Considerando os valores de riqueza encontrados nas lagoas amostradas neste trabalho nota-se aumento de espécies exóticas das lagoas do baixo São Francisco em relação aos outros sistemas (KW:  $p = 0,03$ ) (FIGURA 12).

Nas lagoas do rio das Velhas, apenas a caboja *H. littorale*, o pacu *M. maculatus* e o pequeno characídeo *H. eques* foram as espécies exóticas capturadas.

No médio curso o tucunaré *C. kelberi* e a caboja (*H. littorale*) foram as espécies exóticas presentes.

O baixo São Francisco foi o sistema de lagoas que apresentou o maior número de espécies exóticas (6), com o cará-açú *A. ocellatus*, o tucunaré *C. kelberi*, a caboja (*H. littorale*), a piaba *H. eques*, o pacu (*M. maculatus*) além da tilápia *O. niloticus*.

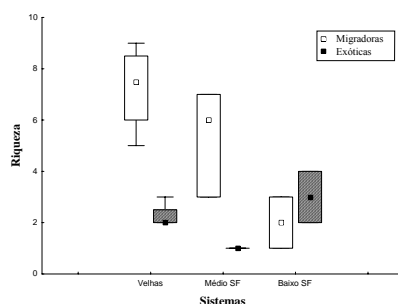


FIGURA 12 Riqueza de espécies migradoras e exóticas encontradas nos diferentes sistemas de lagoas da bacia do rio São Francisco.

Quando consideradas as espécies migradoras e exóticas, houve variações na riqueza entre as lagoas de cada sistema (FIGURAS 13a, b e c).

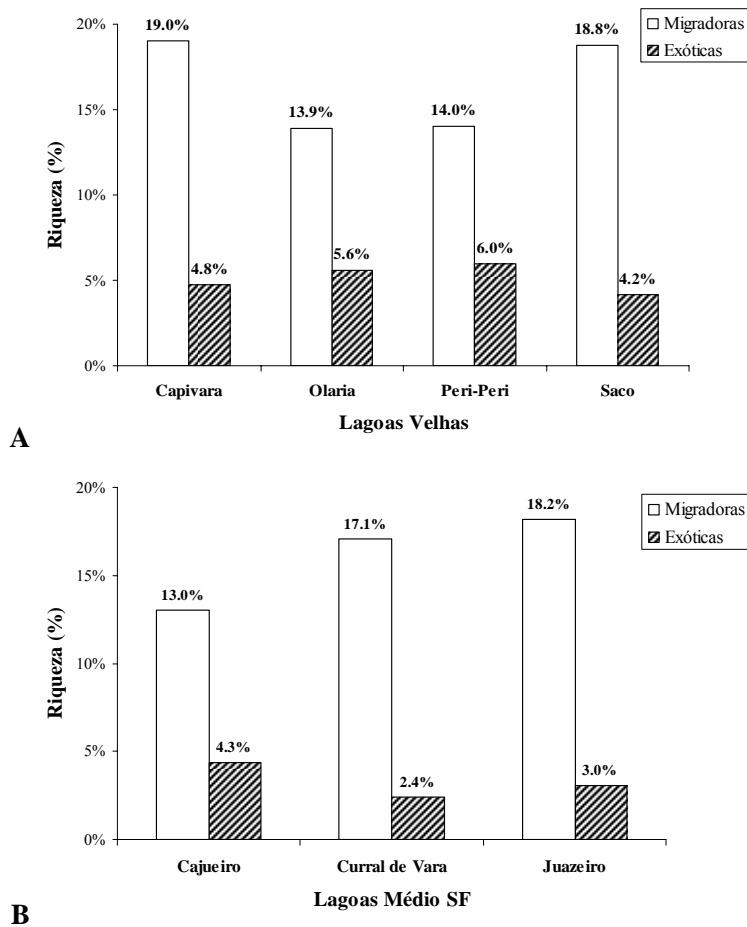
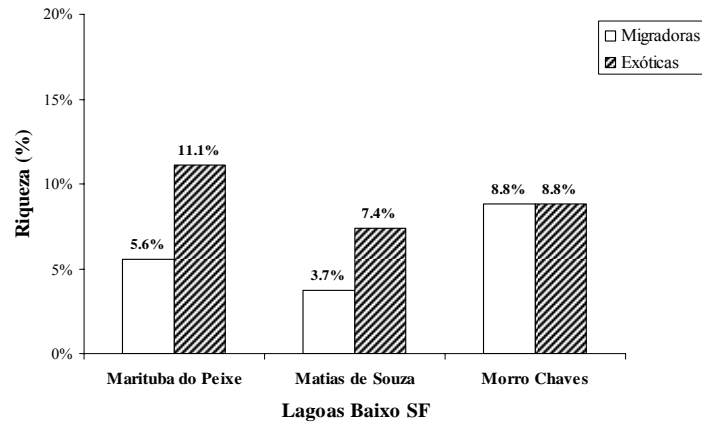


FIGURA 13 Porcentagem da riqueza de espécies migradoras e exóticas à bacia do rio São Francisco por lagoa amostrada no baixo rio das Velhas (a), médio curso do São Francisco (b) e baixo curso deste rio (c).(...continua...).

FIGURA 13, Cont.



Comparando o sistema mais próximo do natural em relação aos aspectos hidrológicos (Velhas) com o mais impactado (baixo São Francisco), a perda em porcentagem de espécies migratórias chega a 45,77% e o aumento em exóticas é de 157,58% (TABELA 6).

TABELA 6 Porcentagem da riqueza de espécies migradoras e exóticas à bacia do rio São Francisco por sistema de lagoas.

<i>Espécies</i>	<i>Sistemas</i>		
	<i>Velhas</i>	<i>Médio SF</i>	<i>Baixo SF</i>
<b>Migradoras</b>	17,74%	18,00%	9,62%
<b>Exóticas</b>	4,84%	4,0%	11,54%

A redução nos valores de captura por unidade de esforço total em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e em biomassa (CPUE<sub>b</sub>) foi notada nos

sistemas com aumento da regulação de vazões (FIGURA 14). A análise não-paramétrica de Kruskal-Wallis demonstrou, no entanto, significância na diferença entre os sistemas apenas quanto à CPUEb total, que foi menor no Baixo SF ( $p = 0,03$ ).

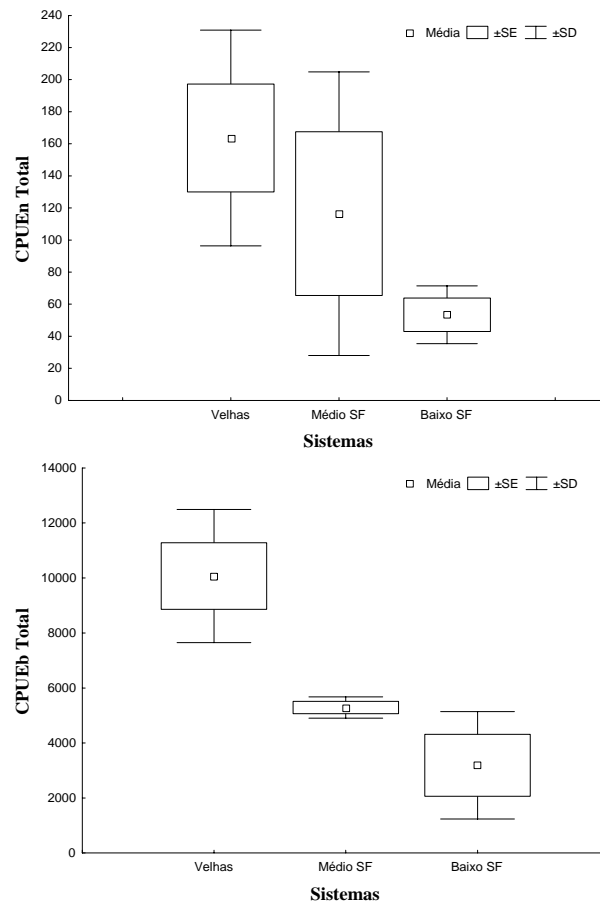


FIGURA 14 Boxplot da captura por unidade de esforço em número de indivíduos ( $CPUE_n = \text{ind}/\text{m}^2.\text{h}$ ) e biomassa ( $CPUE_b = \text{g}/\text{m}^2.\text{h}$ ) das lagoas amostradas nos diferentes sistemas da bacia do rio São Francisco.

Quando comparadas as mesmas variáveis entre estações, a CPUE diferiu significativamente apenas na estação cheia (KW: CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub>:  $p = 0,34$ ), demonstrando que o sistema do Velhas apresenta os maiores valores (FIGURA 15).

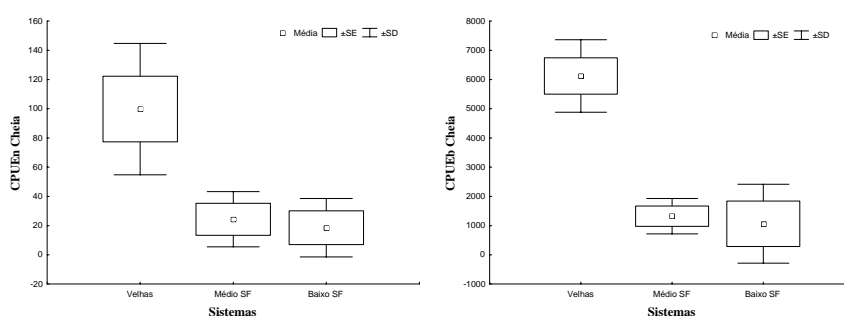


FIGURA 15 Boxplot da captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) e biomassa (CPUE<sub>b</sub>) das lagoas amostradas na estação cheia nos diferentes sistemas da bacia do rio São Francisco.

A captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) das espécies migradoras não foi diferente entre os sistemas no seu total, mas apresentou diferenças entre os sistemas segundo a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis quando considerada a estação cheia ( $p = 0,03$ ), com uma diminuição à medida em que a regularização de vazões é aumentada (FIGURA 16a). A CPUE<sub>b</sub> total apresentou a mesma tendência, com grande proximidade do nível de significância na diferença entre sistemas (KW:  $p = 0,055$ ), mas apresentou diferença expressiva na estação cheia (KW:  $p = 0,03$ ) (FIGURA 16b).

A captura por unidade de esforço (CPUE<sub>n</sub>) das espécies exóticas, assim como a biomassa das mesmas, não diferiram significativamente entre os



sistemas com seus valores totais (KW: CPUEn:  $p = 0,14$ ; CPUEb:  $p = 0,16$ ) e nas estações (KW: CPUEn seca:  $p = 0,16$ ; CPUEn cheia:  $p = 0,18$ ) (KW: CPUEb seca:  $p = 0,11$ ; CPUEb cheia:  $p = 0,43$ ).

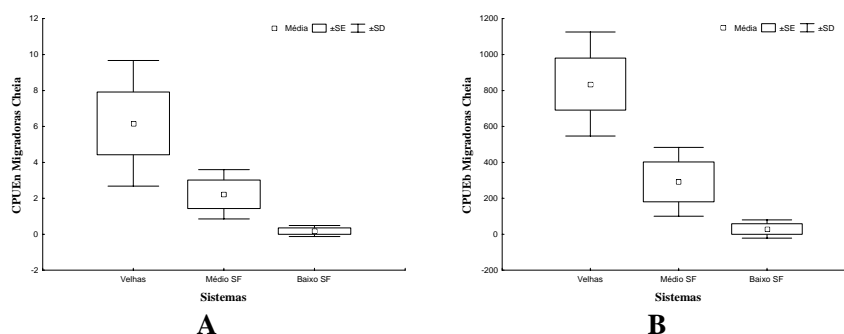


FIGURA 16 Captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUEn) (a) e biomassa (CPUEb) (b) das espécies migradoras nas diferentes estações amostradas na estação cheia nos sistemas de lagoas da bacia do São Francisco.

A análise de similaridade evidenciou dois grandes grupos: o primeiro formado pelas lagoas do rio das Velhas (Cativara, Peri-peri e Saco) e as lagoas do Médio São Francisco (Curral de Vara e Juazeiro). O segundo formado pelas lagoas do Baixo São Francisco (Matias de Souza, Marituba e Morro Chaves) e a lagoa da Olaria, do rio das Velhas. A lagoa Cajueiro (Médio SF) e Pindoba (Baixo SF) não se encaixaram em nenhum dos grupos (FIGURA 17).

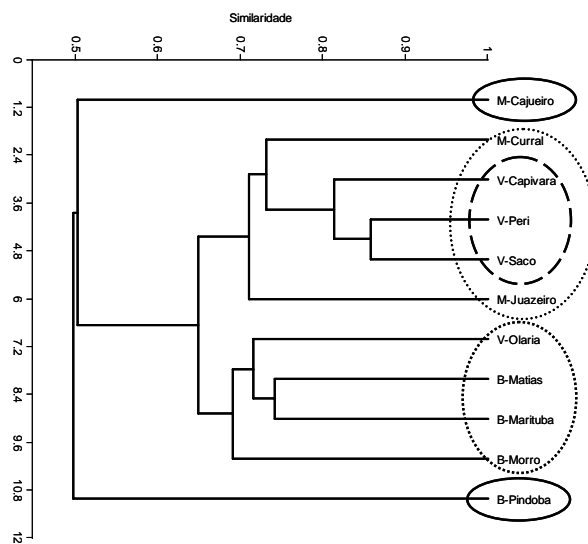


FIGURA 17 Agrupamento Cluster de similaridade Bray-Curtis das espécies nas lagoas coletadas nos diferentes sistemas.

Quando realizado o cluster de similaridade considerando os sistemas como um todo é notável a separação do baixo curso do São Francisco, com aproximadamente 75% de corte segundo o Bray-Curtis (FIGURA 18).

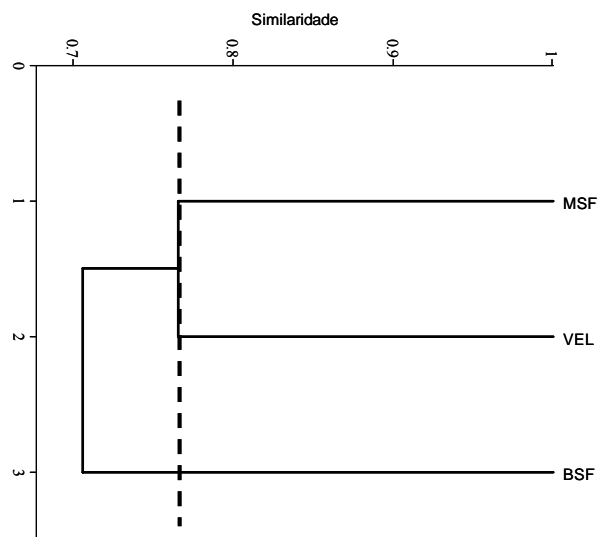


FIGURA 18 Agrupamento Cluster de similaridade Bray-Curtis das espécies dos diferentes sistemas de lagoas da bacia do São Francisco.

A análise de correlação canônica (CCA) apresentou um autovalor baixo (0,15), o que indica que os dados ambientais apresentaram gradiente pequeno entre as lagoas dos sistemas, explicando apenas 9,1% da distribuição das espécies.

## 4 DISCUSSÃO

A riqueza registrada neste estudo representa 39% de todas as espécies descritas para a bacia (Alves et al., 2007), evidenciando o elevado papel das planícies de inundação para a manutenção da biodiversidade da bacia.

Todas as ordens esperadas para a bacia foram compreendidas nas amostragens, sendo Characiformes, Siluriformes e Gymnotiformes as mais diversas, compreendendo 63,75%, 15% e 3,75% das espécies registradas, respectivamente. No entanto, foram observadas diferenças entre sistemas, com maior riqueza de Characiformes, por exemplo, nas lagoas do rio das Velhas e menor riqueza de Siluriformes no baixo curso do São Francisco.

As espécies de piracema, ou com hábito migrador, são as mais importantes para a pesca comercial na bacia (Bazzoli, 2003; Valêncio et al., 2003; Sato et al., 2003). Neste trabalho foi notado que houve discrepância em riqueza e captura (CPUE<sub>n</sub>) dessas espécies entre os três sistemas estudados. As lagoas do baixo curso do São Francisco foram as que apresentaram as menores capturas de migradoras, sendo que, em decorrência disso a pesca artesanal na região é baseada em espécies com menor valor comercial (obs. pess.). A diminuição da biomassa de espécies dependentes do pulso de inundação por influência de barramentos já foi descrita em diversos trabalhos (Welcomme, 1985; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998; Jackson & Marmulla, 2001; Larinier, 2001; Miranda, 2001; Godinho & Godinho, 2003; Agostinho et al., 2007), e pode ser apontada como fator explicativo do padrão encontrado.

É sabido que os processos reprodutivos de peixes são controlados por fatores endógenos, mas também por fatores ambientais. Tais fatores podem ter efeito sobre a fisiologia do ciclo reprodutivo, determinando o período de

maturação e de desova (Isaac-Nahum & Vazzoler, 1983). O aumento da vazão de um rio é considerado como um fator de estímulo para a desova de espécies migradoras, haja vista que o período reprodutivo, em condições ambientais adequadas, tem óbvias conseqüências sobre a sobrevivência da prole. Durante os picos de vazão, que naturalmente acontecem na época mais quente e chuvosa do ano, a água se torna mais turva (reduzindo a predação de ovos e larvas), com maior disponibilidade de nutrientes (o que aumenta a oferta de alimento) e conecta o rio às lagoas marginais, o que permite o acesso de ovos e larvas a um ambiente com condições físico-químicas mais propícias para o desenvolvimento inicial dos indivíduos juvenis dos peixes (Jackson & Marmulla, 2001; Craig, 2000) e também a saída de peixes da reprodução do ano anterior.

Com a redução dos picos de vazão e a alteração dos padrões temporais destes picos que ocorrem em conseqüência de barramentos, possivelmente o recrutamento das espécies dependentes das lagoas marginais está sendo ou já foi interrompido no baixo curso do São Francisco.

O aumento do nível de regularização, além de ser relacionado com a diminuição das espécies migradoras, pode ser relacionado com o acréscimo na riqueza e CPUE de espécies exóticas, sendo que o grau de alteração do regime hidrológico natural tem sido apontado como um dos principais fatores responsáveis pelo sucesso de introduções de peixes (Moyle & Light, 1996). Foram capturadas seis espécies não pertencentes à bacia nas lagoas do baixo SF, quatro delas de origem amazônica: *A. ocellatus*, *C. kelberi*, *H. littorale* e *M. maculatus*. Em estudos com controle biológico de insetos transmissores de doenças, *A. ocellatus* foi bastante indicado, por ser voraz predador de larvas (Consoli et al., 1991). Já o tucunaré *C. kelberi* e o pacu *M. maculatus* são creditadas como espécies potenciais para incremento da pesca, visando tanto alimentação quanto pesca esportiva, tendo incentivo para a introdução em

reservatórios e em pisciculturas (Gomiero & Braga, 2003; Oliveira et al., 2006). A tilápia africana *O. niloticus* também foi altamente disseminada no país e na região, visando o incremento na pesca ribeirinha e pisciculturas (Vitule et al., 2009). *H. littorale* é uma espécie que possivelmente foi introduzida com a cultura de iscas vivas (Alves, com. pess.; Oliveira & Moraes Júnior, 1997). É uma espécie que se alimenta de invertebrados bentônicos e detritos (Winemiller, 1987; Mol, 1995; Pompeu & Godinho, 1997) e por isso pode estar causando mudanças significativas na cadeia alimentar (Nico & Fuller, 2009). Além disso, apresenta adaptações à hipóxia acentuada, fato que somado às outras características favorece o estabelecimento da espécie, que independe de pulsos de inundação para reproduzir-se. Pela grande adaptabilidade e potencial impacto na teia alimentar, a grande biomassa encontrada nas lagoas do baixo curso do São Francisco deveria gerar preocupação da mesma maneira que as exóticas predadoras, mais salientadas nas discussões, geram.

Os outros sistemas (Médio SF e Velhas) não apresentaram grande número nem expressiva captura de exóticas, o que enfatiza que o baixo curso provavelmente está com padrões de impacto mais elevado com relação às outras áreas da bacia nesse quesito. Apesar disto, é provável que a simples presença do tucunaré tenha sido a responsável pela separação da lagoa Cajueiro das demais lagoas do médio São Francisco, nas análises de MDS e de similaridade. É sabido que a introdução de espécies é altamente arriscada, por melhor que sejam as intenções e que quando elas tornam-se fortes competidoras no ambiente em que foram inseridas, ou são favorecidas pela diminuição das outras, a extinção das nativas ocorre como consequência (Welcomme, 1988; Miller et al., 1989; Baltz & Moyle, 1993; Crivelli, 1995; Gido & Brown, 1999; Lowe-McConnell, 1999; Trexler et al., 2000; Jackson &

Marmulla, 2001; Pompeu & Alves, 2003; Tapia & Zambrano, 2003; Machado et al., 2005).

A CPUE total foi discrepante entre sistemas também, com maiores valores no sistema do Velhas e decaindo em direção às lagoas da foz. A diferença foi mais notável na estação cheia, o que mais uma vez corrobora com a idéia do pulso como facilitador do aporte de novos indivíduos e nutrientes, proporcionando a manutenção do ciclo de vida e alta biodiversidade nas lagoas marginais de rios tropicais (Junk et al., 1989; Agostinho et al., 2005; Winemiller, 2004).

O Cluster de similaridade realizado demonstrou que também a composição de espécies das lagoas diferiu, sendo formados dois agrupamentos distintos, englobando lagoas com diferentes níveis de conexão com o rio.

O primeiro grupo foi formado por lagoas com pouco ou nenhum grau de regularização, incluindo algumas do rio das Velhas e outras duas do Médio SF.

O segundo grupo foi formado por três lagoas do Baixo SF e a lagoa Olaria, pertencente ao sistema do rio das Velhas. Essa lagoa em especial apresenta baixa conectividade com o rio das Velhas, recebendo água com maior espaçamento de tempo. A junção dessa lagoa com as lagoas do baixo curso demonstra que provavelmente a pequena conectividade das lagoas com o rio interfere na composição de espécies.

Cajueiro e Pindoba, lagoas que não se agruparam às demais, foram as que apresentaram menores riquezas, possivelmente em função da presença da exótica piscívora *C.kelberi* na primeira (Pompeu, 1997) e da grande quantidade de macrófitas presentes no espelho d'água da segunda, totalmente tomada por vegetação na segunda campanha de campo, o que inviabilizou a coleta com redes de emalhar e diminuiu o esforço de captura.

Os resultados obtidos através da análise de correlação canônica indicam que as lagoas não diferiram significativamente com relação aos parâmetros abióticos a ponto destes interferirem na diminuição da ictiofauna, podendo as diferenças em composição e estrutura das comunidades serem mais fortemente influenciadas pelo regime de inundação, o que parece mais provável.

De acordo com as discrepâncias observadas entre as comunidades de peixes dos diferentes sistemas, deve-se considerar que os distintos padrões de regularização de vazão observados em cada um deles podem ser as mais importantes influências, haja vista que este é um dos grandes fatores que diferenciam os três sistemas. A região do baixo curso do rio São Francisco apresenta poucas lagoas íntegras no que diz respeito à antropização e, além disso, a conexão destas com o rio praticamente não acontece em função dos barramentos à montante. Os outros dois sistemas ainda possuem pulsos de inundação mais próximos do natural, sendo o rio das Velhas o mais íntegro com relação a esse fator.

Em outros trabalhos que compararam regiões distintas da bacia, diferentes densidades foram detectadas em trechos com padrões de regularização de vazão distintos, com valores reduzidos em trechos com menor vazão (Jiménez–Segura et al., 2003). Variações consideráveis na produção pesqueira são detectadas entre regiões distintas do rio, sendo esperado que em sistemas naturais a diversidade e quantidade sejam aumentadas no contínuo do rio (Vannote et al., 1980). Maiores valores são encontrados em rios com pulsos de inundação e várzeas em comparação com rios onde os pulsos de inundação são reduzidos ou ausentes (Junk et al., 1989; Jackson & Marmulla, 2001). Apesar disso, de maneira semelhante, várias revisões sobre sistemas de rios tropicais (Lowe-McConnell, 1975, 1987, Welcomme, 1979, 1985; Goulding et



al., 1988) não foram capazes de demonstrar relações claras entre as características de lagos de várzea e estrutura das assembléias de seus peixes.

Alterações na hidrologia e geomorfologia de um sistema aquático podem ser influenciadas direta e indiretamente por mudanças nos regimes de vazão ocasionados pela implantação de barramentos. A modificação do ciclo sazonal de inundações, responsável pela conexão entre corpos d'água adjacentes pode fazer com que ocorram períodos de seca prolongada (ausência de inundações) mais frequentes (Pompeu, 1997). Essas alterações interferem na dinâmica natural do rio com a planície de inundação, sendo esta suscetível a desaparecer com a deposição de sedimentos e crescimento da vegetação (Welcomme et al., 2006). O pulso de inundação é muito importante, pois desempenha papel na dinâmica dos fatores abióticos entre lagoas e rio, como nutrientes em geral e dos organismos que vivem ou usam a planície de inundação em pelo menos uma fase do ciclo de vida (Agostinho et al., 2008; Carolsfeld et al., 2003).

Diversos trabalhos discutem os impactos negativos que barramentos causam em comunidades de peixes (Welcomme & Halls, 2004; Agostinho et al., 2008; Petry et al., 2003; Agostinho et al., 2004; Marmulla, 2001; Thoms, 2003; Welcomme, 1985; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998; Jackson & Marmulla, 2001; Larinier, 2001; Miranda, 2001; Godinho & Godinho, 2003; Agostinho et al., 2007), sendo eles responsáveis por alterações nos habitats à montante no rio, com a formação de reservatórios e à jusante desestabilizando exatamente as áreas de planícies alagáveis (McCartney et al., 2001).

O interessante trabalho realizado por Froese & Torres (1999) averiguou que as espécies classificadas como mais ameaçadas são basicamente aquelas que dependem de deslocamentos para alimentação ou reprodução, que não apresentam cuidado parental, são as de maior porte e que normalmente

estão em locais com grandes adensamentos humanos. Não encontrou relação entre a probabilidade de ameaça e classificação filogenética, zona climática, ou o uso humano das espécies. A descrição acima é correspondente às características típicas das espécies migradoras da bacia do São Francisco, sendo os barramentos responsáveis pela interrupção de seus deslocamentos para reprodução. Eles interferem nos pulsos naturais de inundação diminuindo o sucesso reprodutivo dos indivíduos e o recrutamento das populações (Carolsfeld et al., 2003).

Impactos sobre as espécies migradoras são bastante preocupantes, pois pelo fato de serem de grande importância para a pesca, a diminuição de suas populações afeta não somente a comunidade de peixes, mas toda a população ribeirinha que sobrevive do pescado (Jackson & Marmulla, 2001; Godinho & Godinho, 2003; Carolsfeld et al., 2003).

Em 1971 foi assinada a Convenção de Ramsar, primeiro tratado intergovernamental que visa a conservação e uso sustentável dos recursos naturais das zonas úmidas no mundo. No Brasil ela foi assinada em 1993, considerando as “funções ecológicas fundamentais das zonas úmidas enquanto reguladoras dos regimes de água e enquanto habitats de uma flora e fauna características” valorizando-as nos âmbitos econômico, cultural, científico e recreativo. Porém, das oito áreas consideradas como sítios do Ramsar no país nenhuma inclui regiões alagadas das bacias mais utilizadas e com maiores adensamentos populacionais, onde se inclui a do São Francisco (Ramsar, 2009).

Em Minas Gerais o rio São Francisco, seus grandes afluentes e várzeas do médio curso são considerados como áreas prioritárias para a conservação, sendo criadas leis voltadas para a preservação de trechos dos cursos d’água em condições naturais ou pouco alterados (Lei nº 15.082 de 27/04/2004). No trecho do rio São Francisco imediatamente a jusante da barragem hidrelétrica

de Três Marias até o ponto logo a jusante da cachoeira de Pirapora foram proibidas modificações do leito e das margens e o exercício de atividades que ameacem extinguir espécies da fauna aquática ou que coloque em risco o equilíbrio dos ecossistemas no rio. Essa é possivelmente uma das regiões em que a fauna ainda consegue concluir seus ciclos de vida de maneira mais íntegra quando comparada com outros trechos da bacia.

Já a região do baixo curso é bastante carente de iniciativas preservacionistas, apesar de ser considerada como área prioritária para manter os processos ecológicos que asseguram a sobrevivência de inúmeras espécies da ictiofauna. Segundo o Programa Zoneamento Ecológico-Econômico das áreas importantes para a conservação da biodiversidade na bacia do São Francisco, nenhum ponto amostral de peixes nos estudos de áreas prioritárias foi realizado nessa porção do rio (Brasil, 2007). É uma região com inúmeros projetos de irrigação e forte desmatamento nas margens do rio. Possui uma APA, conhecida como Pantanal Alagoano, que abrange uma das lagoas amostradas, a várzea da Marituba do Peixe, o que já consiste em uma iniciativa importante, mas no que se refere à preservação da ictiofauna local, não é muito significativa, pois a área não se conecta com o rio São Francisco periodicamente e apenas recebe água dos rios Piauí, Perucaba, Marituba e Camundongo (Codevasf, 2008).

O manejo das águas liberadas pelos barramentos à montante do baixo curso do São Francisco pode ser uma ferramenta eficaz para a melhoria das condições das planícies inundadas adjacentes se considerados os componentes do regime de escoamento natural do rio como magnitude, frequência, duração, periodicidade e taxa de variação (Poff et al., 1997). Manejos desse tipo poderiam trazer grandes melhorias para a região no que diz respeito ao funcionamento natural do ambiente. O retorno de vazões mínimas e em épocas sincronizadas com os ritmos biológicos das espécies dependentes do pulso de

inundação favoreceria a reprodução destas e incrementaria a diversidade local. A própria calha do rio, bastante assoreada no trecho, poderia estar sujeita a um processo de recuperação, devido ao carreamento do material depositado no fundo pelas águas abundantes do período de cheia. É importante ressaltar que conjuntamente ao manejo da vazão haveria a necessidade da recuperação das margens, o que evitaria processos erosivos e consequente aumento do assoreamento.

O grande entrave para a conservação de rios no país é a demanda por energia elétrica, basicamente produzida através de barramentos (Agostinho et al., 2007). Apesar de iniciado o processo de conscientização do setor elétrico com relação aos impactos ocasionados por esses empreendimentos, havendo fomento de pesquisas e estudos limnológicos e ictiológicos, ainda há certo descaso com as necessidades do ambiente, não sendo considerados os usos da água que possibilitam a manutenção do ecossistema aquático à jusante de barramentos e apenas a geração de energia (Agostinho et al., 2007; Suassuna, 2009; Machado, 2009). É importante também citar a retirada indiscriminada de água para irrigação bem como para criação animal. Através de projetos credenciados pelos órgãos de fomento ou não essa retirada contribui e muito para a diminuição do volume de água que chega à foz do Rio São Francisco (Damásio....), sendo que mesmo nessas condições o projeto que visa a transposição do rio comandado pelo governo brasileiro continua em vigor e pode piorar futuramente ainda mais a situação da vazão reduzida.

Estudos como esse tem importância para o entendimento do funcionamento de lagoas marginais e sua dependência com pulsos de inundação, assim como o início de ações e propostas concretas que visem sua recuperação. A criação de parques ao longo dos rios e proteção dos berçários naturais das espécies de peixes com manutenção de pulsos de inundação

mínimos também são importantes ferramentas para a conservação das populações afetadas e conseqüente incremento da pesca no rio São Francisco.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501 p.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, nov. 2008. Supplement.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 70-78, jul. 2005.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Threats for biodiversity in the floodplain of the upper Paraná river: effects of hydrological regulation by dams. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, Warsaw, v. 4, n. 3, p. 255-268, 2004.

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Peixes do Rio das Velhas**: passado e presente. Belo Horizonte: Segrac, 2001. 194 p.

ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; POMPEU, P. S. Ictiofauna da bacia hidrográfica do São Francisco. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Zoneamento Ecológico-Econômico**: caderno temático: biodiversidade. Brasília: MMA/SEDR/SBF, 2007. p. 110-130.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558, nov. 1998.

BALTZ, D. M.; MOYLE, P. B. Invasions resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, n. 2, p. 246-255, May 1993.

BAZZOLI, N. Parâmetros reprodutivos dos peixes de interesse comercial na região de Pirapora. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 291-306.

BONETTO, A. A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E. PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en las cuencas temporarias de su valle de inundación. **Physis**, Buenos Aires, v. 29, n. 78, p. 213-223, 1969.

BRASIL. Comissão Interministerial de Estudos para Controle das Enchentes do Rio São Francisco, Brazil. **Relatório da Comissão Interministerial de Estudos para Controle das Enchentes do Rio São Francisco**. Brasília: Departamento Nacional de Obras de Saneamento, 1980. 171 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Zoneamento Ecológico-Econômico**: caderno temático: biodiversidade. Brasília: MMA/SEDR/MA/SBF, 2007. 240 p.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Codevasf, 1984. 143 p.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B. Executive summary. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004. p. 45-61.

CATELLA, A. C. **Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía do Onça, uma lagoa do Pantanal do rio Aquidauana, MS**. 1992. 215 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation.** Plymouth: Natural Environment Research Council, 1994. 144 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação.** 2. ed. Brasília, 1991. 166 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO. **Plano Diretor para o Desenvolvimento do Vale do São Francisco.** Brasília, 1989. 80 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO SÃO FRANCISCO. **Preservação ambiental em Alagoas.** 2008. Disponível em: <<http://www.codevasf.gov.br/noticias/2008/preservacao-ambiental-em-alagoas/?searchterm=preservacao>>. Acesso em: 15 mar. 2009.

COMPANHIA HIDRO ELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO. **Energia:** parque de geração. Disponível em: <[http://www.chesf.gov.br/energia\\_parquedeageracao.shtml](http://www.chesf.gov.br/energia_parquedeageracao.shtml)>. Acesso em: 10 mar. 2009.

CONSOLI, R. A. G. B.; GUIMARÃES, C. T.; CARMO, J. A.; SOARES, D. M.; SANTOS, J. S. *Astronotus ocellatus* (Cichlidae: Pisces) and *Macropodus opercularis* (Anabatidae: Pisces) as predators of immature *Aedes fluviatilis* (Diptera: Culicidae) and *Biomphalaria glabrata* (Mollusca: Planorbidae). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 86, n. 4, p. 419-424, dez. 1991.

CORDIVIOLA DE YUAN, E. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 237, n. 3, p. 159-173, Aug. 1992.

COWX, I. G. Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In: COLLARES-PEREIRA, M. J.; COWX, I. G.; COELHO, M. M. (Ed.). **Conservation of freshwater fish: options of the future.** Oxford: Blackwell, 2002. p. 201-220.

CRAIG, J. F. **Large dams and freshwater fish biodiversity. contributing paper prepared for thematic review II, 1: dams, ecosystem functions and environmental restoration.** World Commission on Dams, 2000. 59 p. Disponível em: <[www.dams.org](http://www.dams.org)>. Acesso em: 17 mar. 2009.



CRIVELLI, A. J. Are fish introductions a threat to endemic freshwater fishes in the northern Mediterranean region? **Biological Conservation**, Essex, v. 72, n. 2, p. 311-319, 1995.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994. 224 p.

FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, J. R.; ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicator of environmental degradation. **Transactions of the American Fisheries Society**, Bethesda, v. 8, p. 123-144, 1990.

FROESE, R.; TORRES, A. Fishes under threat: an analysis of the fishes in the 1996 IUCN red list. In: PULLIN, R. S. V.; BAITLEY, D. M.; KOOIMAN, J. (Ed.). **Towards policies for conservation and sustainable use of aquatic genetic resources**. Philippines: ICLARM/FAO, 1999. p. 131-144.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE MINAS GERAIS. **Diagnóstico ambiental do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: CETEC, 1983. 158 p.

GIDO, K. B.; BROWN, J. H. Invasions of north American drainages by alien fish species. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 42, n. 2, p. 387-399, Sept. 1999.

GODINHO, A. L.; POMPEU, P. S. A importância dos ribeirões para os peixes de piracema. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 361-372.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. Breve visão do São Francisco. In:           . **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Pesca experimental do Tucunaré, gênero *Cichla* (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório da UHE de Volta Grande, Rio Grande (48º 25' – 47º 35' w, 19º 57' – 20º 10' s). **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 29-37, jun. 2003.

GOULDING, M. **The fishes and the forest**: explorations in the Amazonian natural history. Berkeley: University of California, 1980. 280 p.

GOULDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. **Rio Negro**: rich life in poor water. The Hague: SBC Academic, 1988. 200 p.

ISAAC-NAHUM, V. J.; VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia reprodutiva de micropogonias furnieri (Desmaust, 1829) (Teleostei, Sciaenidae). I: fator de condição como indicador do período de desova. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 63-69, fev. 1983.

JACKSON, D. C.; MARMULLA, G. The influence of dams on river fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 1-44.

JIMÉNEZ-SEGURA, L. F.; GODINHO, A. L.; PETRERE JÚNIOR, M. As desovas de peixes no alto-médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 373-387.

JUNK, W. J. Amazonian floodplains: their ecology, present and potential use. **Revue d'Hydrobiologie Tropicale**, Paris, v. 15, n. 4, p. 283-301, 1982.

JUNK, W. J. Temporary fat storage, an adaptation of some fish species to the waterlevel fluctuations and related environmental changes of the Amazon river. **Amazoniana**, Manaus, v. 9, n. 3, p. 315-351, dez. 1985.

JUNK, W. J. Wetlands of tropical South America. In: WHINGHAM, D. F.; HEJNY, S.; DYKYJOVA, D. (Ed.). **Wetlands of the world**. London: Kluwer Academic, 1993. p. 679-739.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

JUNK, W. J.; WELCOMME, R. L. Floodplains. In: PATTEN, B. C. **Wetlands and shallow continental waters bodies**. The Netherlands: SPB Academic, 1990. v. 1, p. 491-524.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P.; SCHLOSSER, I. J. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. **Illinois Natural History Survey Special Publication**, Champaign, v. 5. p. 1-28, Sept. 1986.

KNOPEL, H. A. Food of Central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. **Amazoniana**, Manaus, v. 2, n. 3, p. 257-352, jan. 1970.

LARINIER, M. Environmental issues, dams and fish migration. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 45-90.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536 p.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Some factors affecting fish populations in Amazonian waters. In: ATAS DO SIMPÓSIO SOBRE A BIOTA AMAZÔNICA, 1967, Belém. **Proceedings...** Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Pesquisas, 1967. v. 7, p. 177-186.

LOWE-MCCONNELL, R. L. **Fish communities in tropical freshwaters**. London: Longman, 1975. 337 p.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes de dados**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

MACHADO, T. M. **Presidente do CBHSF comenta sobre a diminuição da vazão mínima do Rio São Francisco**. 2009. Disponível em: <<http://cbn.globoradio.globo.com/editorias/pais/2009/07/30/AUTORIDADES-DEBATEM-PROS-E-CONTRAS-DE-DIMINUIR-VAZAO-DA-BARRAGEM-DE-SOBRADINHO.htm>>. Acesso em: 21 mar. 2009.

MARMULLA, G. **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. 166 p.

MCCARTNEY, M. P.; SULLIVAN, C.; ACREMAN, M. C. **Ecosystem impacts of large dams**. Local: IUCN/UNEP/WCD, 2001.

MESCHIATTI, A. J. **Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, SP**. 1992. 120 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

MILLER, R. R.; WILLIAMS, J. D.; WILLIAMS, J. E. Extinctions of north American fishes during the past century. **Fisheries**, Bethesda, v. 14, n. 6, p. 22-37, Nov. 1989.

MIRANDA, L. E. A review of guidance and criteria for managing reservoirs and associated riverine environments to benefit fish and fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 93-141.

MITSCH, W. J. **Global wetlands: old world and new**. Amsterdam: Elsevier, 1994. 967 p.

MITSCH, W. J.; GOSSELINK, J. G. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 721 p.

MOL, J. H. Ontogenetic diet shifts and diet overlap among three closely related neotropical armoured catfishes. **Journal of Fish Biology**, London, v. 47, n. 5, p. 788-807, Nov. 1995.

MOYLE, P. B.; LIGHT, T. Fish invasions in california: do abiotic factors determine success? **Ecology**, Tempe, v. 77, n. 6, p. 1666-1670, Sept. 1996.

NICO, L.; FULLER, P. **Hoplosternum littorale**. Gainesville: USGS Nonindigenous Aquatic Species Database, 2009. Disponível em: <<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=338>>. Acesso em: 18 mar. 2009.

OLIVEIRA, A. V.; PRIOLI, A. J.; PRIOLI, S. M. A. P.; BIGNOTTO, T. S.; JÚLIO JÚNIOR, H. F.; CARRER, H.; AGOSTINHO, C. S.; PRIOLI, L. M. Genetic diversity of invasive and native *Cichla* (Pisces: Perciformes) populations in Brazil with evidence of interspecific hybridization. **Journal of Fish Biology**, London, v. 69, p. 260-277, 2006. Supplement B.

OLIVEIRA, J. C.; MORAES JÚNIOR, D. F. Presença de *Hoplosternum* (Teleostei, Siluriformes, Callichthyidae) nas bacias dos rios São Francisco, Paraíba do Sul e alto Paraná. **Boletim do Museu Nacional**, Rio de Janeiro, n. 383, p. 1-8, dez. 1997.

ORGANIZATION OF AMERICAN STATES. **São Francisco river basin**. [S.l.], 2005. 6 p. Disponível em: <[http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE\\_4SaoFrancisco.pdf](http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE_4SaoFrancisco.pdf)>. Acesso em: 20 mar. 2009.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; NOVAES, L. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Distribuição espacial das variáveis hidrológicas na Bacia do Rio São Francisco. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 11, n. 1/4, p. 32-42, jan./dez. 2003.

PETRY, A. C.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 1, n. 2, p. 111-119, 2003.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B.; SPARKS, R.; STROMBERG, J. The natural flow regime: a new paradigm for riverine conservation and restoration. **BioScience**, Washington, v. 47, n. 11, p. 769-784, Dec. 1997.

POMPEU, P. S. **Efeitos das estações seca e chuvosa e da ausência de inundações nas comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco**. 1997. 72 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, out./dez. 2006.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas. 2003. p. 167-181.

RAMSAR SITES INFORMATION SERVICE. **The Ramsar sites database: search for sites**. 2009. Disponível em: <<http://ramsar.wetlands.org/>>. Acesso em: 20 ago. 2009.

ROGGERI, H. **Tropical freshwater wetlands: a guide to current knowledge and sustainable management**. London: Kluwer Academic, 1995. 349 p.

SATO, Y.; FENERICH-VERANI, N.; GODINHO, H. P. Reprodução induzida de peixes da Bacia do São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 274-290.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004. p. 195-232.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 401-413.

SUASSUNA, J. **Comitê quer reduzir vazão mínima do rio São Francisco**. São Paulo: [s.n.], 2009. Disponível em: <<http://www.valoronline.com.br/?impresso/especial/195/5735092/1/comite-quer-reduzir-vazao-minima-do-rio-s.-francisco>>. Acesso em: 20 ago. 2009.

TAPIA, M.; ZAMBRANO, J. R. From aquaculture goals to real social and ecological impacts: carp introduction in rural central Mexico. **Ambio**, Stockholm, v. 32, n. 4, p. 252-257, June 2003.

THOMS, M. C. Floodplain–river ecosystems: lateral connections and the implications of human interference. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 56, n. 3/4, p. 335-349, Dec. 2003.

TREXLER, J. C.; LOFTUS, W. F.; JORDAN, F.; LORENZ, J. J.; CHICK, J. H.; KOBZA, R. M. Empirical assessment of fish introductions in a subtropical wetland: an evaluation of contrasting views. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 2, n. 4, p. 265-277, Dec. 2000.

VALENCIO, N. F. L. S.; LEME, A. A.; MARTINS, R. C.; MENDONÇA, S. A. T.; GONÇALVES, J. C.; MANCUSO, M. I. R.; MENDONÇA, I.; FELIX, S. A. A precarização do trabalho no território das águas: limitações atuais ao exercício da pesca profissional no alto-médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 423-446.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. M.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 37, p. 130-137, 1980.

VIEIRA, F. **Estrutura de comunidades e aspectos da alimentação e reprodução dos peixes em dois lagos do médio rio Doce, MG**. 1994. 76 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries**, Oxford, v. 10, n. 1, p. 98-108, Mar. 2009.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L. **International introductions of inland aquatic species**. Rome: FAO, 1988. 318 p.

WELCOMME, R. L. **River fisheries**. Rome: FAO, 1985. 330 p.

WELCOMME, R. L. Status of fisheries in South American rivers. **Interciencia**, Caracas, v. 15, n. 6, p. 337-345, Dec. 1990.

WELCOMME, R. L.; HALLS, A. S. Dependence of tropical river fisheries on flow. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., 2004, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: FAO, 2004. v. 2, p. 267-283.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, Chichester, v. 22, n. 3, p. 377-396, Mar. 2006.

WINEMILLER, K. O. Feeding and reproductive biology of the currito, *Hoplosternum littorale* in the Venezuelan llanos with comments on the possible function of the enlarged male pectoral spines. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 20, n. 3, p. 219-227, Nov. 1987.

WINEMILLER, K. O. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES: SUSTAINING LIVELIHOODS AND BIODIVERSITY IN THE NEW MILLENIUM, 2., 2004, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: FAO, 2004. v. 1, p. 285-309.

## 6 ANEXOS

ANEXO A	Página
TABELA 1A Espécies capturadas em cada sistema de lagoas da bacia do rio São Francisco.....	119



TABELA 1A Espécies capturadas em cada sistema de lagoas da bacia do rio São Francisco.

Espécie	Velhas	Médio SF	Baixo SF
<i>Acestrorhynchus britskii</i> (Menezes, 1969)	X	x	x
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	X	x	x
<i>Anchoviella vaillanti</i> (Steindachner, 1908)	X	x	x
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	X	-	-
<i>Apareiodon</i> sp.	X	-	-
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831) *	-	-	x
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	X	x	x
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)	-	x	-
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	X	x	-
<i>Astyanax</i> sp.	-	-	x
<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	X	-	-
<i>Australoheros cf. facetus</i> (Jenyns, 1842)	X	-	-
<i>Brycon orthotaenia</i> (Günther, 1864) **	X	x	-
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 190	-	x	-
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	x
<i>Characidium fasciatum</i> (Reinhardt, 1867)	X	-	-
<i>Characidium lagosantense</i> (Travassos, 1947)	-	-	x
<i>Characidium</i> sp.	X	x	x
<i>Characidium zebra</i> (Eigenmann, 1909)	X	-	-
<i>Cichla kelberi</i> (Kullander & Ferreira, 2006) *	-	x	x
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i> (Kullander, 1983)	X	x	x
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	X	-	-
<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)	X	x	X
<i>Curimatella lepidura</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	X	x	X
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard, 1824) **	X	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	X	x	X
<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	X	x	X
<i>Hasemanina nana</i> (Lütken, 1875)	X	-	-
<i>Hemigrammus marginatus</i> (Ellis, 1911)	X	x	X
<i>Parodontidae</i> sp.	X	-	-
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	x	X
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	X	x	X
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) *	X	x	X
<i>Hyphessobrycon af. santae</i>	X	-	X
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882) *	X	-	X
<i>Hyphessobrycon micropterus</i> (Eigenmann, 1915)	X	x	X
<i>Hyphessobrycon santae</i> (Eigenmann, 1907)	X	x	-
<i>Imparfinis minutus</i> (Lütken, 1874)	X	-	-

...Continua...

TABELA 1A, Cont.

<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	X	-	-
<i>Leporinus elongatus</i> (Valenciennes, 1850)	X	x	-
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837) **	X	-	X
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	X	x	X
<i>Leporinus reinhardti</i> (Lütken, 1875) **	X	x	X
<i>Leporinus taeniatus</i> (Lütken, 1875) **	X	x	X
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858) *	X	-	X
<i>Moenkhausia costae</i> (Steindachner, 1907)	X	x	X
<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)	-	x	-
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) *	-	-	X
<i>Orthospinus franciscensis</i> (Eigenmann, 1914)	X	x	X
<i>Pamphorichthys hollandi</i> (Henn, 1916)	X	x	X
<i>Phenacogaster franciscoensis</i> (Eigenmann, 1911)	-	x	X
<i>Pimelodella vittata</i>	-	x	-
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein, 1823)	-	-	X
<i>Pimelodus fur</i> (Lütken, 1874)	X	x	-
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)**	X	x	-
<i>Pimelodus pohli</i> (Ribeiro & Lucena, 2006)	X	-	-
<i>Pimelodus</i> sp.	X	x	-
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	x
<i>Prochilodus argenteus</i> (Spix & Agassiz, 1829) **	X	x	x
<i>Prochilodus costatus</i> (Valenciennes, 1850)**	X	x	x
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	X	x	x
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829) **	-	x	-
<i>Pterygoplichthys etentaculatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	x	x
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1819)	X	x	x
<i>Rivulus punctatus</i> (Boulenger, 1895)	-	-	x
<i>Roeboides xenodon</i> (Reinhardt, 1851)	X	x	x
<i>Salminus franciscanus</i> (Lima & Britski, 2007) **	X	x	-
<i>Salminus hilarii</i> (Valenciennes, 1850) **	X	-	-
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner, 1875)	X	x	x
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann, 1915)	X	x	x
<i>Serrapinnus piaba</i> (Lütken, 1875)	X	x	x
<i>Serrasalmus brandtii</i> (Lütken, 1875)	X	x	x
<i>Steindachnerina elegans</i> (Steindachner, 1875)	X	-	x
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	-	-	x
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	X	x	x
<i>Tetragonopterus chalceus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	x	x
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	X	x	X

...Continua...

TABELA 1A, Cont.

<i>Triportheus guentheri</i> (Garman, 1890)	X	x	x
---	---	---	---

X = presença; - = ausência.

\* Espécie exótica à bacia do São Francisco; \*\* Espécies migradoras à bacia segundo (Vieira, 1994; Sato et al., 2003; Sato & Godinho, 2004; Carolsfeld et al., 2003).

## **CAPÍTULO 4**

### **Avaliação das alterações na pesca ribeirinha do baixo rio São Francisco (Brasil) em decorrência de barramentos**

## RESUMO

A pesca é importante fonte de alimento e renda para a sociedade. A bacia do rio São Francisco é uma das principais fontes de pescado, sendo a pesca uma das principais atividades desenvolvidas no rio, gerando recursos para a população e exclusiva fonte de proteína para muitos. Gera receita de milhões ao ano, porém, vem diminuindo em diversas bacias devido à sobre-exploração dos estoques. No São Francisco, a pesca vem declinando em quantidade e qualidade, podendo ocorrer em função de outros impactos, como barramentos. Informações sobre a pesca pretérita na bacia são escassas, mas podem ser resgatadas com os pescadores veteranos, que vivenciaram as mudanças no rio. Dados históricos da pesca, assim como pressões ecológicas e sociais sobre as comunidades, são importantes para entender os motivos do colapso da pesca. Têve-se como objetivo averiguar as condições do pescado anteriormente e posteriormente à construção dos últimos barramentos no rio, detectando, sob a percepção dos pescadores, alterações no rio e arredores e suas possíveis razões. As entrevistas foram realizadas em oito comunidades na divisa de Sergipe e Alagoas em um trecho sob influência da regularização de Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Moxotó, o complexo de Paulo Afonso e Xingó. 89% dos entrevistados pescam a mais de 20 anos. As alterações observadas no rio foram classificadas e variaram pouco nas entrevistas, sendo que para 54%, elas ocorreram a menos de 15 anos, condizendo com a época de construção de Xingó. A média pescada por pescador obtida no período anterior à Xingó comparada com o período atual foi reduzida nos máximos (Kruskal-Wallis =  $p < 0,01$ ) e mínimos valores (Kruskal-Wallis =  $p < 0,01$ ) em quilogramas/dia.pescador. Citaram 52 espécies de peixes. A riqueza capturada em média também sofreu redução com diferença significativa (Kruskal-Wallis =  $p < 0,01$ ), comparando os dois períodos. As espécies mais comuns previamente eram: *Prochilodus argenteus*, *Pseudoplatystoma coruscans*, *Leporinus obtusidens* e *Salminus hilarii*. O tempo de pesca dos pescadores selecionados os permitiu avaliar alterações ambientais ocorridas no rio. Os efeitos cumulativos de barragens em bacias podem bloquear significativamente o fluxo de nutrientes no ecossistema, afetando a produção pesqueira à jusante dos barramentos. A mitigação através de vazões ecológicas para manutenção da ictiofauna e pesca é proposta em função da região do estudo ser uma das mais impactadas pela regularização de vazão em quantidade e em padrão temporal. Dados históricos sobre a pesca no rio São Francisco são extremamente necessários para diagnosticar sua condição no que diz respeito à conservação e podem ser resgatados apenas através dos pescadores antigos, dados que estão sendo perdidos com o passar do tempo. Estudos que detectem a reprodução e recrutamento das espécies importantes

para a pesca, assim como o acompanhamento do pescado são passos iniciais para a valoração do rio saudável. Com dados complementares sobre a hidrologia histórica, propostas de vazões a serem liberadas pelas barragens à montante podem consistir em planos de manejo passíveis de acontecer para a recuperação da pesca e da integridade do rio na região.

## ABSTRACT

Fishery is an important source of food and income for the society. The São Francisco River basin is a major source of fish, fisheries being one of the main activities developed in the river, generating resources for the population and the exclusive source of protein for many. Generates revenue of millions per year, however, has decreased in several basins due to over-exploitation of stocks. In San Francisco, the fishing has been declining in quantity and quality, which may occur due to other impacts, such as dams. Information about the historical fishing in the basin are scarce, but can be redeemed with the fishermen veterans, who have experienced changes in river. Historical fisheries data, as well as ecological and social pressures on communities, are important to understand the reasons for the collapse in fisheries. The objective was to investigate the fish before and after the construction of the last dams on the river, detecting by fishermen perception, changes in the river area and the possible reasons. Interviews were conducted in eight communities on the border of Sergipe and Alagoas in a stretch under the regularization influence of Três Marias, Sobradinho, Itaparica, Moxotó, the complex of Paulo Afonso and Xingó. 89% of interviewed fishing for over 20 years. The changes observed in the river were classified and changed little in interviews, and to 54%, they occurred less than 15 years, matching the time of construction of Xingó dam. The average caught by fisherman obtained in the period before Xingó compared with the current period was reduced in maximum (Kruskal-Wallis =  $p < 0.01$ ) and minimum values (Kruskal-Wallis =  $p < 0.01$ ) kg/day.fisherman. They cited 52 species of fish. The average rich captured also decreased with significant difference (Kruskal-Wallis =  $p < 0.01$ ), comparing the two periods. The most common species previously were: *Prochilodus argenteus*, *Pseudoplatystoma coruscans*, *Leporinus obtusidens* and *Salminus hilarii*. The time of fishermen fishing selected allowed them to assess environmental changes occurring in the River. The cumulative effects of dams on river basins can significantly block the nutrients flow in the ecosystem, affecting fish caught downstream of the dams. The mitigation through ecological flows to maintenance of the fish fauna and fisheries is proposal to the region of study, one of the most impacted by the flow regularization in quantity and temporal pattern. Historical data on fisheries in the São Francisco are extremely needed to diagnose your condition with regard to conservation and can be redeemed only by the old fishermen, data being lost over time. Studies to detect the reproduction and recruitment of important species for fisheries, as well as the monitoring of fish are initial steps for the evaluation of the healthy river. With details on historical hydrology, streamflow proposals to be released from

upstream dams may consist of management plans that could happen for the recovery of fisheries and the integrity of the river in the region.



## 1 INTRODUÇÃO

A pesca foi e continuará a ser uma importante fonte de alimento e renda para a sociedade (Cowx, 2002). Dentre as bacias brasileiras, a do rio São Francisco é historicamente uma das principais fontes de pescado no país, sendo sua importância comentada por diversos trabalhos compilados por Sato & Godinho (1999).

A pesca é uma das principais atividades desenvolvidas às margens do rio São Francisco, sendo que no seu baixo curso, trecho relativamente pequeno quando comparado aos outros, ela é desenvolvida em inúmeras comunidades dos municípios que beiram o rio (Planvasf, 1989; Godinho & Godinho, 2003; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, 2007). Na bacia do rio São Francisco o pescado é fonte de alimento e gerador de recursos para a população ribeirinha, sendo exclusiva fonte de proteína para muitos. Atende mercados de outras regiões, gera empregos nas cidades ao longo do rio e renda dos inúmeros estabelecimentos comerciais que dependem da pesca desportiva. Com isso a atividade gera uma receita de milhões ao ano para as cidades que dela vivem (Godinho & Godinho, 2003).

Há mais de uma década a captura pesqueira vem diminuindo em diversas bacias devido inúmeros fatores, inclusive à sobre-exploração dos estoques (Castello, 2008). No São Francisco, a produção pesqueira vem declinando em quantidade e qualidade, mas acredita-se que isso ocorra principalmente em função de outros fatores impactantes, como os barramentos (Godinho et al., 1997). Na cidade de Pirapora – MG, como exemplo, ocorreram nos últimos 12 anos reduções no pescado de aproximadamente 73,5% (em kg.pescador/dia) (Godinho et al., 1997; Godinho, 2000).

Em rios de todo o mundo, grandes nações passaram muito tempo acreditando que a solução para problemas com variações de vazão seria a contenção da água, utilizado-a também como fonte energética e irrigação, visando o desenvolvimento econômico (Gore & Petts, 1989). O Brasil apresenta uma elevada disponibilidade hídrica, que aliada ao desenvolvimento econômico do país no início do século XX incentivou a construção de barramentos em seus rios (Agostinho et al., 2007). Mas foi a partir da década de 60 que grandes reservatórios foram formados e a área alagada no país sofreu elevado acréscimo. Devido ao grande potencial hidro-energético do rio São Francisco, nesse período foi iniciada a construção dos barramentos presentes em sua calha (Agostinho et al., 2007).

A problemática para a averiguação real da diminuição do pescado é que a pesca nunca foi regularmente quantificada, e inexistem séries históricas de estatísticas pesqueiras para a bacia do rio São Francisco (Sato & Godinho, 1999; Godinho & Godinho, 2003). Isso impede a comprovação numérica de que a diminuição das populações de peixes ocorreu, o que conseqüentemente não permite que se evidenciem tais alterações.

Informações sobre a pesca pretérita na bacia são escassas, mas parte delas ainda pode ser resgatada com os pescadores veteranos, que vivenciaram as mudanças e alterações mais recentes no rio e guardam informações valiosas sobre o passado da pesca. Dados históricos da pesca, assim como pressões ecológicas e sociais sobre as comunidades, são importantes para entender os motivos de seu colapso.

Esse trabalho tem como objetivo averiguar as condições do pescado em quantidade e qualidade anteriormente e posteriormente à construção dos últimos barramentos na calha do rio São Francisco e detectar, sob a percepção dos pescadores, as alterações hidrológicas, físicas e ecológicas no rio e arredores, assim como suas possíveis razões. Pesquisas como essa podem

nortear estudos a respeito da ictiofauna, estrutura de suas populações, pesca, assim como estratégias de conservação para as espécies em perigo.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

A bacia do São Francisco está compreendida entre as latitudes 7° 00' e 21° 00' S e longitudes 35° 00' e 47° 40' W e é uma das mais importantes do Brasil. Compreende uma área de cerca de 635.000 km<sup>2</sup> (7,4% do território brasileiro), drena seis estados e corta regiões com diferentes características climáticas e físicas (biomas Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga) diversificadas tanto quanto ao ambiente quanto nos aspectos sociais (Codevasf, 1991; Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999; Godinho & Godinho, 2003; OAS, 2005).

A área ocupada pelas barragens maiores na bacia é bastante expressiva, cerca de 6.500 km<sup>2</sup>. Parte dos 21 grandes reservatórios contabilizados foi construída para obtenção de energia. Dentre os reservatórios que mais se destacam pelo tamanho está Sobradinho, com 4.200 km<sup>2</sup>, o maior reservatório artificial brasileiro, localizado na calha do rio São Francisco (Agostinho et al., 2007).

O baixo curso do rio compreende os últimos 274 km, com 500 m de desnível. Parte do complexo de usinas de Paulo Afonso até a desembocadura no oceano Atlântico, entre os municípios de Piaçabuçu/AL e Brejo Grande/SE (Diegues, 1994; Sato & Godinho, 1999, 2004). Ocupa uma área de 30.377 Km<sup>2</sup>, drenando os estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (Codevasf, 1991). A precipitação média anual é de 400 a 1.300 mm. As vazões médias de longa duração são de 2.000 a 2.700 m<sup>3</sup>/s e os valores médios das vazões máximas anuais no baixo São Francisco são de 7.000 a 7.800 m<sup>3</sup>/s (Pereira et al., 2003).

A região de estudo consiste na divisa dos estados de Sergipe (na sua margem direita) e Alagoas (à esquerda do rio). É um trecho que sofre

influência da regularização dos vários barramentos localizados à montante: Sobradinho, Itaparica, Moxotó, o complexo de Paulo Afonso (I, II, III e IV) e Xingó, que se localizam no terço inferior do rio, além de Três Marias, implantada no médio curso (Sato & Godinho, 1999; Godinho & Godinho, 2003). As usinas citadas foram construídas entre o ano de 1960 (Três Marias) e 1994 (Xingó), sendo grande parte construída após a década de 70 (Agostinho et al., 2007; Chesf, 2009).

De acordo com o Censo Demográfico 2000, cerca de 1,4 milhões de pessoas habitam o baixo São Francisco, sendo que as principais atividades desenvolvidas na região são agricultura, pecuária, pesca e aquicultura (Ibama, 2007).

Quatro cidades foram visitadas na porção baixa do rio São Francisco, perfazendo oito localidades ribeirinhas. As localidades visitadas em Alagoas foram as comunidades “Serrão” e “Ponta Mufina” (no município de Penedo), a cidade de Piaçabuçu e a comunidade Mandim (pertencente à Piaçabuçu). Em Sergipe foram visitadas a cidade de Propriá, as comunidades “Crioulo” e “Pontal” (localizadas nos arredores de Propriá) e a cidade de Neópolis (FIGURA 1).



FIGURA 1 Área de estudo com as cidades em que foram realizadas as entrevistas (Dados IBGE).

No estado de Alagoas, as cidades de Penedo e Piaçabuçu foram as escolhidas para a realização das entrevistas. Aproximadamente 61% dos pescadores cadastrados no estado residem nesses dois municípios. Em Sergipe as cidades escolhidas foram Propriá e Neópolis, que possuem aproximadamente 20% das embarcações registradas para o estado e muitas outras sem registro, sendo assim alto o número de pescadores na região. Essas quatro cidades foram selecionadas por constarem como as de maior importância no desembarque pesqueiro dos estados, apesar de a agricultura ser considerada a principal atividade desenvolvida nas cidades alagoanas. Isso é reflexo do fato de que nas quatro cidades, o pescado é destinado em sua maioria para consumo da própria comunidade (mais de 50%), sendo somente o restante vendido nos mercados municipais (IBAMA, 2007).

## 2.2 Coleta de Dados

Grupos de pescadores foram convocados para, numa conversa coletiva, exporem a situação geral da pesca na comunidade, caracterizando a quantidade

do pescado (em quilos por dia por pescador), a qualidade (citando os tipos/espécies de peixes capturados), alterações observadas no rio e no uso das terras de entorno, artes de pesca, presença de pesca predatória, fiscalização, medidas de mitigação (como peixamentos) e mudanças na forma de subsistência da população (FIGURA 2).



FIGURA 2 Colônia de pescadores de Ponta Mufina, comunidade pertencente à cidade de Penedo/AL.

A partir da percepção da situação geral da comunidade, os pescadores mais antigos foram selecionados e entrevistados individualmente (FIGURA 3a, 3b e 3c), através de um questionário (Anexo B). As perguntas tiveram a função de nortear a conversa estabelecida, visando obter principalmente informações sobre quais espécies eram pescadas previamente à implantação dos últimos barramentos assim como a quantidade (em quilos por dia por pescador) e o que é pescado atualmente. Marcos temporais de alterações notadas no rio e no pescado também foram determinados através de perguntas da entrevista.



FIGURA 3 Alguns dos pescadores mais antigos selecionados para a entrevista individual. a) Comunidade de Ponta Mufina (Penedo/AL); b) Município de Piaçabuçu/AL e c) Comunidade Serrão (Penedo/AL).

Os nomes comuns dos peixes citados pelos pescadores foram confrontados com o pescado presente nas embarcações próximas ou no mercado de peixe local para a identificação da espécie de que se tratava (ANEXO C). Quando essa metodologia não pôde ser aplicada, foram utilizados trabalhos de pesquisa realizados na bacia como referência, assim como o conhecimento prévio da nomenclatura de algumas espécies.

### **2.3 Análise de Dados**

Com os dados das entrevistas compilados em planilhas eletrônicas, o tempo de pesca, alterações notadas no rio pelos pescadores e o tempo citado para o aparecimento de tais mudanças foram obtidos, assim como a lista de espécies presentes no passado e atualmente no rio. O teste não paramétrico Kruskal-Wallis foi realizado para averiguar se houve diferença temporal significativa na quantidade (Kg/dia.pescador) e número de espécies capturadas no pescado previamente aos barramentos e no período atual.



### 3 RESULTADOS

Foram entrevistados 48 pescadores veteranos nos dois estados, completando 12,6% dos pescadores profissionais da cidade de Própria e cerca de 3% dos pescadores das cidades alagoanas visitadas.

Os pescadores selecionados para a entrevista já realizam a pesca há mais de 10 anos, sendo que 89% deles pescam há mais de 20 anos (FIGURA 4).

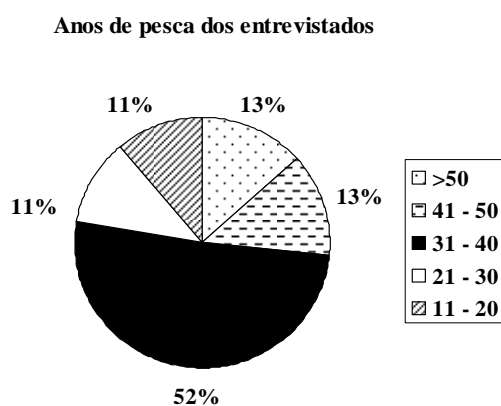


FIGURA 4 Distribuição dos anos de pesca em porcentagem do número de pescadores entrevistados.

Com relação às alterações observadas no rio, a vazão alterada com consequente falta de cheias e o assoreamento acarretando em menores profundidades (citado por 43,7%) foram os itens mais citados e considerados mais graves (FIGURA 5) como determinantes do decréscimo da quantidade de pescado.

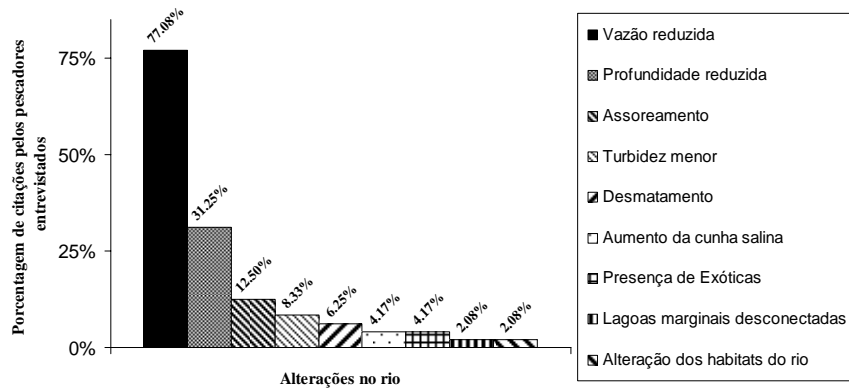


FIGURA 5 Porcentagens de citações das alterações notadas no rio pelos pescadores entrevistados.

As alterações no rio citadas pelos pescadores variaram muito pouco temporalmente entre os entrevistados, pois, para aproximadamente 54% deles, elas ocorreram a menos de 15 anos. A barragem de Xingó foi também citada por mais de um terço dos pescadores como um marco temporal na história de mudanças ocorridas no rio (FIGURA 6).

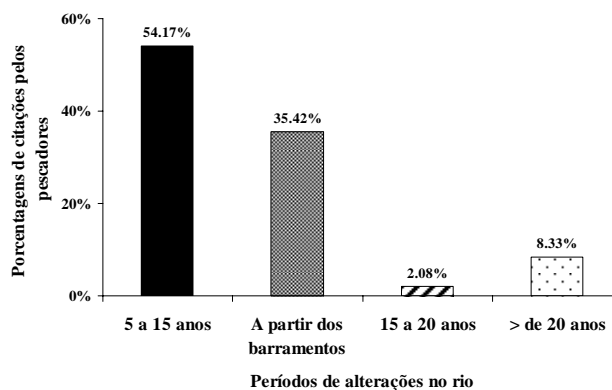


FIGURA 6 Períodos em que ocorreram alterações no rio São Francisco segundo os pescadores.

A média pescada por pescador obtida, considerando o período anterior à implantação do barramento de Xingó, chegou a 66,2 kg/dia, sendo atualmente de 2,8 kg/dia, 95,8% menos. A quantidade de peixe pescada diariamente foi reduzida em seus máximos (Kruskal-Wallis:  $p < 0,01$ ) e mínimos valores (Kruskal-Wallis:  $p < 0,01$ ) em quilogramas/dia por pescador temporalmente (FIGURA 7).

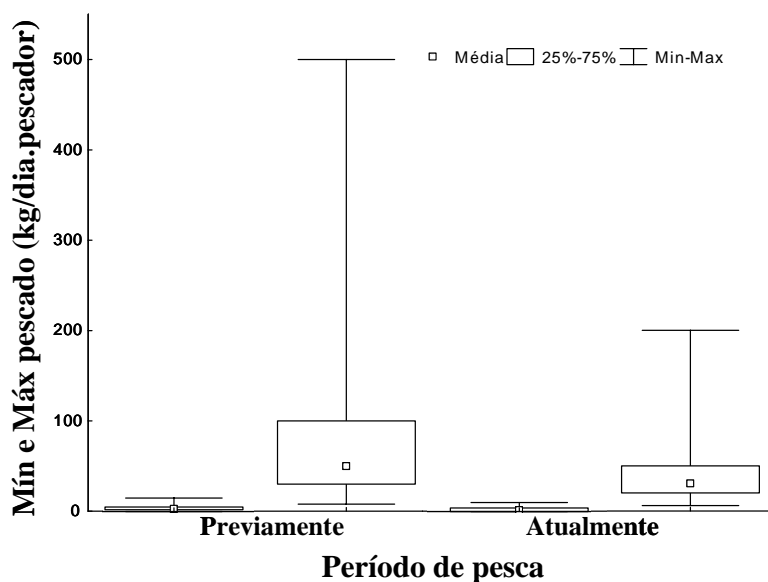


FIGURA 7 Mínimo (a) e máximo (b) de peixes pescados em Kg por pescador diariamente antes da implantação de Xingó e atualmente.

Somadas todas as espécies citadas pelos pescadores, incluídas as nativas de água doce, marinhas e exóticas, 52 morfoespécies de peixes constituíram o pescado nas oito comunidades visitadas (Anexos - TABELA 1)

além de outras sete que incluem crustáceos, moluscos e quelônios, dulcícolas ou marinhos.

A riqueza total citada como pescado previamente aos barramentos atingiu o valor de 45 espécies e hoje chega a 30. O número de espécies capturadas em média por pescador sofreu redução com diferença significativa (KW:  $H = 46.09$ ;  $p < 0,01$ ) de nove para quatro espécies, comparando os dois períodos (FIGURA 8).

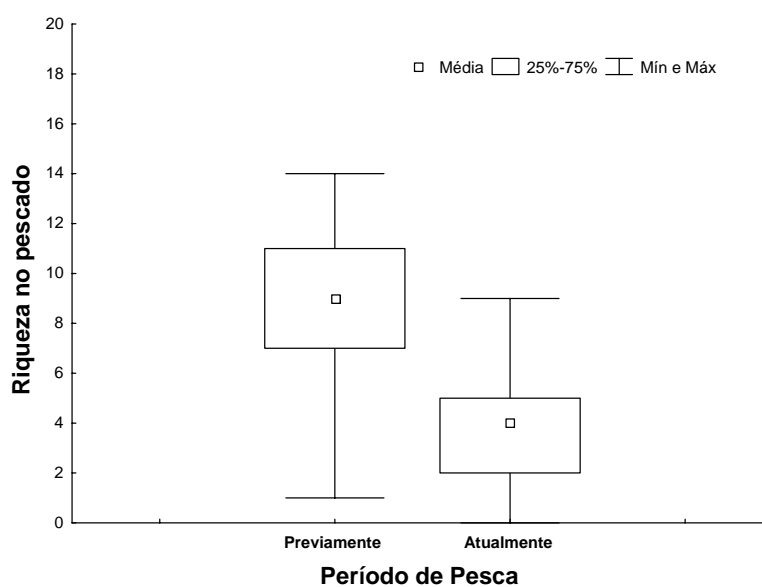


FIGURA 8 Riqueza de espécies pescadas por pescador previamente à construção dos últimos barramentos e atualmente.

O número de espécies nativas chegou a 31. As espécies marinhas (15) capturadas na pesca contribuíram com 28,8% do número de espécies citadas. O aumento de algumas espécies marinhas, como o Xaréu (*Carans hippos*) pôde

ser notado pelos pescadores a partir da implantação dos últimos barramentos (FIGURAS 9 e 10).

Uma das exóticas catalogadas foi o cará-boi ou apaiari (*Astronotus ocellatus*), que foi citado por apenas um pescador como presente nos dois períodos. A caboja (*Hoplosternum littorale*) também foi citada, mas não costuma mais ser capturada na calha do rio. O tambaqui (*Colosoma macropomum*), a tilápia (*Oreochromis niloticus*), e o tucunaré (*Cichla* spp.), são espécies exóticas que nunca tinham sido capturadas anteriormente e agora constituem 2,08%, 8,33% e até 39,58% do pescado dos entrevistados, respectivamente.

Dentre as espécies mais presentes no pescado previamente estavam as migradoras *Prochilodus argenteus* (Xira), *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim), *Leporinus obtusidens* (piaucotia) e a tabarana (*Salminus hilarii*) (FIGURA 9).

A principal espécie citada para o pescado atual é a Xira (*Prochilodus argenteus*), sendo que um terço dos pescadores costuma pescar indivíduos jovens, chamados de “bambá”. Os anostomídeos piaubranco (*Schizodon knerii*), piaupreto (*Leporinus piau*) e piaucotia (*Leporinus obtusidens*) (este último migrador), também se encontram entre as mais capturadas, seguidas da espécie marinha *Centropomus* spp. (robalo) e da exótica *Cichla* spp. (tucunaré) (FIGURA 10).

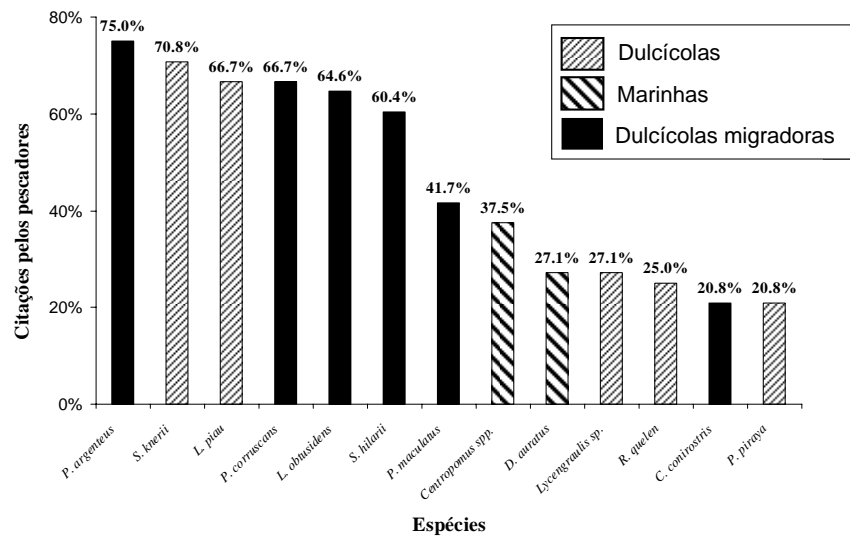


FIGURA 9 Espécies citadas como mais abundantes no pescado no período anterior à implantação dos últimos barramentos no baixo curso do rio São Francisco.

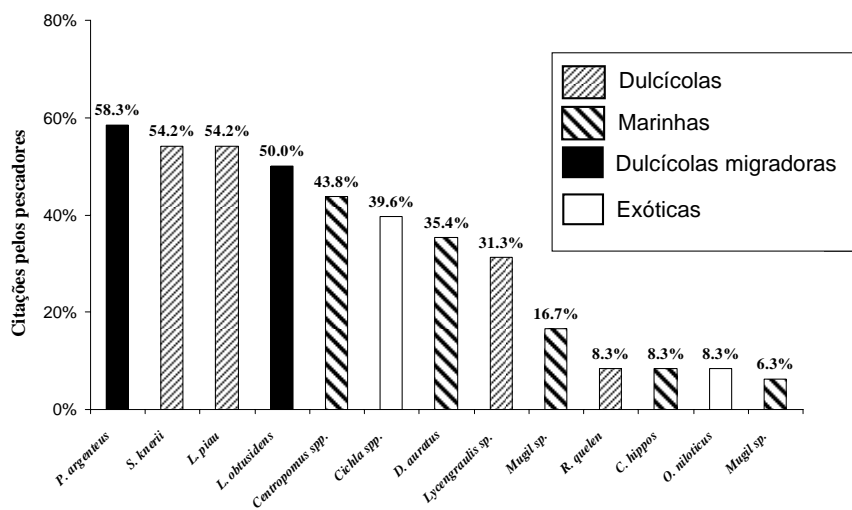


FIGURA 10 Espécies citadas como mais abundantes do pescado no período atual no baixo curso do rio São Francisco.

As espécies unanimemente citadas como desaparecidas da pesca foram o surubim (*P. coruscans*), a tabarana (*Salminus hilarii*), o mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*) e o pirá (*Conorhynchos conirostris*). Essas espécies foram presentes em 66,7%, 60,4%, 43,75% e 20,8% do pescado prévio dos entrevistados, respectivamente.

## 4 DISCUSSÃO

Segundo o censo estrutural da pesca realizado na bacia do São Francisco, o número de pescadores, cadastrados nas cidades de Penedo e Piaçabuçu, atinge 757. Já a Colônia de Pescadores da cidade de Propriá, em Sergipe, conta com 150 pescadores associados (Ibama, 2007; com. pess. presidente Colônia de pescadores, 2008). Foram entrevistados mais de 10% dos pescadores das localidades visitadas, um número bom, considerando outros trabalhos (aproximadamente 12%) (Ceregato & Petrere, 2003).

O tempo de pesca dos pescadores selecionados os permite avaliar alterações ambientais ocorridas no rio São Francisco no período. Muitos confirmaram que nos últimos 15 a 20 anos fortes mudanças ocorreram no baixo curso do rio, sendo esse período condizente com a construção das duas últimas usinas em sua calha: Itaparica (1988) e Xingó (1994). Xingó é a usina com maior geração de energia (geração de 3.162.000 KW), apesar do reservatório de 60 Km<sup>2</sup>, considerado pequeno dentre todos os localizados na calha do rio (Agostinho et al., 2007; Chesf, 2009). Sua implantação culminou em uma redução drástica na vazão liberada para a porção de jusante, assim como na regularização temporal dessa vazão (Santos et al., 2009). Isso indica que provavelmente a usina teve forte influência no ambiente aquático localizado a jusante, sendo também o empreendimento citado como referência temporal por muitos dos pescadores.

Outros trabalhos discutem a influência negativa que barramentos exercem nos habitats naturais tanto à jusante quanto à montante, sendo que, também como comentado pelos entrevistados, desencadeiam problemas secundários ao rio e, conseqüentemente, à pesca (Welcomme, 1985; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998; Jackson & Marmulla, 2001;



Larinier, 2001; Miranda, 2001; Cowx, 2002; Godinho & Godinho, 2003; Agostinho et al., 2007).

A vazão reduzida e regularizada no baixo São Francisco é fator que leva à preocupação muitos dos pescadores, pois as principais espécies de pescado, as migradoras, são dependentes dos pulsos de inundação e do enchimento das lagoas marginais para a reprodução (Welcomme, 1979, 1985; Junk et al., 1989; Lowe-McConnell, 1999; Soares et al., 1999; Pompeu & Godinho, 2003; Alves & Pompeu, 2006). Com a alteração do nível de flutuação da água dos rios, as barragens impedem a conexão do rio com as lagoas, sendo estes, ambientes que apresentam águas mais calmas, maior disponibilidade de recursos alimentares e proteção contra predação, o que os tornam ideais para servirem de berçário para os ovos e alevinos (Welcomme, 1985; Pompeu & Godinho, 2006). Muitos aspectos das vazões podem ter impactos no sucesso reprodutivo e na sobrevivência dos indivíduos jovens, tendo, portanto grande influência na manutenção dos estoques pesqueiros (Godinho & Godinho, 2003), haja vista que há relação direta entre a área alagada e a produção da pesca (Welcomme, 1976; Welcomme & Hagborg, 1977; Petrere, 1983; Mitsch & Gosselink, 1993). A falta de cheia ou cheias programadas para épocas diferentes das dos pulsos naturais são acusadas pelos pescadores de ocasionar uma desorientação na desova das espécies migradoras, que não apresentam mais sincronia com as cheias do rio. Isso acarreta na captura de peixes em fase reprodutiva fora do período de defeso, e prejudica também o recrutamento das espécies, já que estas estariam sendo pescadas antes de reproduzir-se. Welcomme (1985) e Petts (1989) comentam que espécies de piracema de ambientes que não mais apresentam o estímulo do aumento da vazão para a desova podem sofrer atresia das gônadas e não reproduzir no período adequado.

O assoreamento é outra alteração bastante alarmante na região, e também citada por muitos dos entrevistados, pois é julgado culpado do desaparecimento dos grandes siluriformes de fundo, como o surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*), bastante importante para a pesca no passado. Essa espécie se alimenta nas áreas mais profundas do rio e hoje não encontra mais esses habitats íntegros para sobreviver (Burgess, 1989), e é considerada a mais valorizada dentre o pescado da bacia (Godinho et al., 1997).

Segundo as entrevistas, áreas que antes apresentavam aproximadamente 14 metros de profundidade e forte correnteza, hoje estão com bancos de areia expostos, as chamadas “crôas”, já apresentando vegetação terrestre em desenvolvimento. A dificuldade na navegação de grandes embarcações também ocorre com a presença das “crôas”, pois os barcos gastam mais tempo e combustível ao fazer percursos mais longos e são muitas vezes impedidos de chegar a determinados lugares. Outro impacto causado pelo assoreamento e pela conseqüente diminuição da profundidade e turbidez das águas é o favorecimento ao desenvolvimento de algas (Welcomme, 1985), alvo de preocupação dos ribeirinhos, pois causa sérias modificações nos habitats do rio e transtornos com os motores das embarcações, que são danificados ao enroscar em suas estruturas.

Os efeitos cumulativos de barragens em bacias podem também bloquear significativamente o fluxo de nutrientes no ecossistema, afetando a produção pesqueira à jusante dos barramentos, como notado neste trabalho, e até mesmo no estuário e ambientes marinhos (Welcomme, 1985; Jackson & Marmulla, 2001). Outros estudos na bacia demonstraram diferenças na quantidade de peixe pescada em épocas anteriores e posteriores à implantação de barramentos, sendo que diminuições qualitativas e quantitativas drásticas foram notadas (Godinho et al., 1997).

Em termos de mercado, as alterações ocorridas no rio diminuem a lucratividade dos pescadores, mercados e atravessadores de peixe, em virtude da elevação dos preços por menor quantidade de produto. Como exemplo pode-se citar a pilombêta (*Lycengraulis* sp.) que há cerca de 10 anos chegou a custar R\$ 0,50/kg e hoje custa R\$ 8,00, exatamente porque o esforço de pesca para capturar a mesma quantidade de peixe é muito maior. Outros grupos que também são comercializados apresentaram alterações no valor de venda, como o camarão, que nos últimos anos sofreu um aumento de 250% no preço por quilo em mercados dos municípios visitados.

Com a diminuição na quantidade do pescado, a grande especificidade na pesca já não é tão expressiva como antes, sendo que os pescadores atualmente contentam-se com quaisquer espécies que capturam e por isso tiveram dificuldades em detectar quais as espécies que são mais representativas em volume na pesca, citando, portanto todas as que são comercializáveis. Isso possivelmente fez com que a riqueza do pescado atual fosse aumentada. Porém, mesmo assim, houve notadamente uma diminuição das espécies como um todo e das nativas, além de uma substituição das espécies pescadas, sendo que muitas das espécies capturadas no passado não fazem mais parte do pescado. Muitas das migradoras da bacia, como o pirá (*Conorhynchos conirostris*), surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*) e a tabarana (*Salminus hilarii*) não são mais encontrados. O pirá e o surubim encontram-se na lista de ameaçadas de extinção em outros estados da bacia, tanto em virtude da sobrepesca quanto pela alteração de habitats (Machado et al., 2005), o que indica que suas populações realmente estão em declínio.

A introdução de espécies exóticas também ocasiona a diminuição de populações de espécies nativas (Lowe-McConnell, 1999; Jackson & Marmulla, 2001; Machado et al., 2005). Segundo os relatos das comunidades ribeirinhas, o tucunaré (*Cichla* sp.), espécie amazônica, já possui populações estabelecidas

no rio e consiste em um grande predador de alevinos e camarões, sendo esta predação favorecida pela transparência da água em função da filtragem exercida pelas barragens à montante, o que dificulta a fuga e esconderijo das presas (Welcomme, 1985). A caboja (*Hoplosternum littorale*), segundo os pescadores entrevistados, não costuma mais ser capturada na calha do rio, mas é encontrada em grande abundância em lagoas marginais da região (Vide Capítulo II)

A presença e estabelecimento de espécies exóticas são indícios de desestruturação da comunidade original, onde nichos tróficos e espaciais se tornam disponíveis. Isso é mais comum em locais com barramentos onde muitas das espécies migratórias foram perdidas em função da regularização da vazão (Welcomme, 1985). Além de exóticas à bacia, um aumento na quantidade de algumas espécies marinhas presentes no pescado atualmente foi notado nas entrevistas. Isso indica que a cunha salina pode ter adentrado de forma mais expressiva no rio São Francisco e com isso possibilitado a presença de espécies marinhas mais tolerantes às alterações de salinidade, como o peixe-porco (*Balistes capriscus*) e o xaréu (*Carans hippos*), entre outras (Welcomme, 1985; Carvalho-Filho, 1992). Tal evento é decorrente de menores vazões que atingem o oceano, controlada pelos barramentos à montante (Jackson & Marmulla, 2001). Apesar disso houve também diminuição de algumas espécies marinhas, como a curimã (*Mugil* sp.) e o Robalo (*Centropomus* sp.), antes bastante pescados. Outros trabalhos indicam que Xingó proporcionou um aumento da cunha salina (Agência Nacional de Águas - ANA, 2003, Trabalho povo BAHIA), o que salienta que a substituição de espécies pode estar ocorrendo prioritariamente em função de alterações nos habitats. Sendo o curimã um peixe detritívoro, é bastante sensível à alterações na qualidade dos sedimentos, assim como o robalo (topo de cadeia) sensível à alterações na

comunidade e tamanho das populações de peixes. Ambas as alterações ocasionadas por barramentos à montante.

É sabido que as atividades antrópicas vêm exercendo influência negativa nas comunidades de peixes de água doce, desde os menores córregos aos maiores rios (Araújo, 1998) e inúmeros são os fatores de impacto, mas a mudança na hidrologia da bacia em virtude de barragens ainda consiste em um dos processos mais prejudiciais à estrutura das comunidades de peixes (Bugenyi, 1991; Diegues, 1994; Agostinho & Zalewski, 1995; Araújo, 1998). A sensibilidade da biota devido à mudanças no regime hídrico não está limitada somente pela quantidade de água que chega vinda das partes mais altas do rio, mas também pela distribuição da vazão no tempo, com picos de cheia e vazante em diferentes épocas do ano (Welcomme, 1985; Cowx, 1994). Isso acontece, pois por influência dos diferentes padrões de flutuação dos rios, os peixes desenvolveram, através do tempo evolutivo, adaptações fisiológicas, estratégias reprodutivas e alimentares que estão sincronizadas com tais pulsos (Lowe-McConnell, 1999). Em função dessas adaptações, as diferentes espécies respondem às alterações nas vazões de diferentes formas, o que ocasiona em alterações na abundância e composição de espécies da comunidade de peixes (Welcomme & Halls, 2004). Para a avaliação da integridade da comunidade do baixo São Francisco é necessário o estudo de sua composição, que pode detectar se as espécies esperadas estão presentes e se estão efetivamente completando seu ciclo de vida. A comparação com a fauna de regiões em melhor estado de conservação da mesma bacia pode ser uma ferramenta para isso.

A mitigação através de cheias artificiais ou vazões ecológicas para manutenção da ictiofauna e pesca é proposta e tema de interesse de inúmeras revisões (Costa et al., 1998; Carolsfeld & Harvey, 2004; Sato & Godinho, 2004) com maiores estudos sendo desenvolvidos na América do Norte, Europa

e Austrália, que apresentam rios fortemente afetados por ações antrópicas. Contudo, a preocupação com o estado dos rios de planícies tropicais vem aumentando e incentivando o desenvolvimento de novas metodologias adaptadas às necessidades de regiões como as nossas (Welcomme et al., 2006).

Alternativas mitigadoras à regularização de vazão já foram propostas para a bacia do São Francisco, visando o aumento da vazão liberada pela usina de Três Marias durante o período chuvoso (Godinho et al., 2003).

A região do estudo, contanto é sem dúvida a mais impactada no que se refere à regularização de vazão, com barragens em cascata (Sobradinho, Itaparica, Complexo Paulo Afonso (barragens I, II, III), Xingó e Moxotó) que estabilizaram quase que totalmente sua vazão em quantidade e em padrão temporal (Santos et al., 2009). Tais empreendimentos vêm tornando o sistema do baixo curso possivelmente o mais pobre em quantidade e qualidade de peixes.

Cada comunidade de pescadores entrevistada apresentou número variado de pescadores, assim como economia de mercado e formas de subsistência diferentes. Muitas das espécies presentes no pescado também diferiram entre elas, em função muitas vezes dos diferentes habitats aquáticos característicos de cada trecho do rio em que as comunidades ribeirinhas estavam presentes, que favorecem a presença de algumas espécies. Isso é razão de especializações dos pescadores em artes de pesca distintas uns dos outros. Apesar destas diferenças entre as comunidades, a problemática da falta de peixe e das grandes alterações ocorridas no rio é fato comum a todas. O pescado diminuiu em quantidade e em qualidade, fazendo com que o pescador antes satisfeito por conseguir o sustento e lucro na pesca, comece a buscar sustento em outras atividades a partir de agora, assim como suas mulheres. Esse ciclo sócio-ambiental altera a estrutura da família ribeirinha e consequentemente das regiões em que estão inseridas. A partir do momento

que o homem não mais consegue prover o sustento da família sozinho e a mulher passa a trabalhar fora, outros itens de infraestrutura social são requeridos, como creches e escolas de período integral, além de novos empregos e financiamentos à longo prazo. Isso evoca o Estado, que em virtude de estagnação no planejamento, não está preparado com eficiência para tais mudanças. Passamos então a identificar problemas sociais que são ocasionados por alterações cometidas contra o ambiente.

Com a implantação de projetos e colônias de pesca, estabelecidos no entorno de barragens (nos trechos de montante quanto de jusante), poderemos contar, a partir de agora, com estatísticas pesqueiras mais confiáveis. Apesar disso os dados históricos sobre a pesca no rio São Francisco, extremamente necessários para o diagnóstico da sua real condição no que diz respeito à conservação, podem apenas ser resgatados através dos pescadores mais antigos, dados que estão sendo perdidos com o passar do tempo. Estudos que visem à detecção da reprodução e do recrutamento das espécies importantes para a pesca, assim como um acompanhamento do pescado que sai do rio são passos iniciais para que a valoração do rio saudável seja feita. Com dados complementares sobre a hidrologia histórica, propostas de vazões a serem liberadas pelas barragens à montante podem consistir em planos de manejo passíveis de acontecer para a recuperação da pesca e da integridade do rio na região.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Projeto de gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na Bacia do São Francisco: subprojeto 1.3: recomposição da ictiofauna reofilia do Baixo rio São Francisco.** Brasília: GEF/PNUMA/OEA, 2003. 74 p.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** Maringá: Eduem, 2007. 501 p.

AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Parana River, Brazil. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 303, n. 1/3, p. 141-148, Apr. 1995.

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Importância das lagoas marginais e várzeas do Rio das Velhas para a manutenção da pesca e de espécies de peixes migradoras e de importância comercial da Bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais.** Belo Horizonte: FAPEMIG, 2006. 52 p. (Manuelzão Informa, n. 1).

ALVES, C. B. M.; POMPEU, P. S. **Peixes do Rio das Velhas: passado e presente.** Belo Horizonte: Segrac, 2001. 194 p.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 58, n. 4, p. 547-558, nov. 1998.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco.** Brasília: Codevasf, 1984. 143 p.

BUGENYI, F. W. B. Ecotones in a changing environment: management of adjacent wetlands for fisheries production in the tropics. **Mitteilungen Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie**, Stuttgart, v. 24, n. 4, p. 2547-2551, Sept. 1991.



BURGESS, W. **An atlas of freshwater and marine catfishes: a preliminary survey of the Siluriformes**. New Jersey: TFH, 1989. 784 p.

CAROLSFELD, J.; HARVEY, B. Executive summary. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004. p. 45-61.

CARVALHO-FILHO, A. **Peixes da costa brasileira**. São Paulo: Marca d'água, 1992. 304 p.

CASTELLO, L. Re-pensando o estudo e o manejo da pesca no Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, New York, v. 3, n. 1, p. 17-22, 2008.

CEREGATO, S. A.; PETRERE, M. Financial comparisons of the artisanal fisheries in Urubupunga complex in the middle Parana river (Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 4, p. 673-682, nov. 2003.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Inventário dos projetos de irrigação**. 2. ed. Brasília, 1991. 166 p.

COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO VALE DO SÃO FRANCISCO. **Plano Diretor para o Desenvolvimento do Vale do São Francisco**: programa para o desenvolvimento da pesca e da aquicultura. Brasília, 1989. 192 p.

COMPANHIA HIDRO ELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO. **Energia**: parque de geração. Disponível em: <[http://www.chesf.gov.br/energia\\_parquedeageracao.shtml](http://www.chesf.gov.br/energia_parquedeageracao.shtml)>. Acesso em: 10 mar. 2009.

COSTA, C. M. R.; HERMANN, G.; MARTINS, C. S.; LINS, L. V.; LAMAS, I. R. (Org.). **Biodiversidade em Minas Gerais**: um atlas para sua conservação. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 1998. 94 p.

COWX, I. G. Analysis of threats to freshwater fish conservation: past and present challenges. In: COLLARES-PEREIRA, M. J.; COWX, I. G.; COELHO, M. M. (Ed.). **Conservation of freshwater fish**: options of the future. Oxford: Blackwell, 2002a. p. 201-220.

COWX, I. G. Recreational fishing. In: HART, P. J. B.; REYNOLDS, J. S. (Ed.). **Handbook of fish biology and fisheries, volume II**. Oxford: Fishing News Books, 2002b. p. 367-390.

COWX, I. G. Strategic approach to fishery rehabilitation. In: \_\_\_\_\_. **Rehabilitation of freshwater fisheries**. Oxford: Fishing News Books, 1994. p. 3-10.

DIEGUES, A. C. **An inventory of Brazilian wetlands**. Switzerland: IUCN, 1994. 224 p.

GODINHO, A. L. **Programa de pesquisa e ações para conservação e restauração de recursos pesqueiros de Minas Gerais**. Belo Horizonte: IEF, 2000. 63 p.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Cheia induzida: manejando a água para manejar a pesca. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 307-326.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. Breve visão do São Francisco. In: \_\_\_\_\_. **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003. p. 15-24.

GODINHO, H. P.; MIRANDA, M. T. O.; GODINHO, A. L.; SANTOS, J. E. Pesca e biologia do surubim *Pseudoplatystoma coruscans* no rio São Francisco, em Pirapora, MG. In: MIRANDA, M. O. T. (Org.). **Surubim**. Belo Horizonte: IBAMA, 1997. p. 27-42.

GORE, J. A.; PETTS, G. E. **Alternatives in regulated river management**. Florida: CRC, 1989.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Relatório do censo estrutural da pesca 2006**: estatística de desembarque pesqueiro: programa de revitalização da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Brasília, 2007.

JACKSON, D. C.; MARMULLA, G. The influence of dams on river fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries**: opportunities, challenges and conflict resolution. Rome: FAO, 2001. p. 1-44.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 106, p. 110-127, 1989.

LARINIER, M. Environmental issues, dams and fish migration. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 45-90.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 536 p.

MACHADO, A. B. M.; MARTINS, C. S.; DRUMMOND, G. M. **Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção**: incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes de dados. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

MIRANDA, L. E. A review of guidance and criteria for managing reservoirs and associated riverine environments to benefit fish and fisheries. In: MARMULLA, G. (Ed.). **Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution**. Rome: FAO, 2001. p. 93-141.

MITSCHE, W. J.; GOSSSELINK, J. G. **Wetlands**. New York: Van Nostrand Reinhold, 1993. 721 p.

ORGANIZATION OF AMERICAN STATES. **São Francisco river basin**. [S.l.], 2005. 6 p. Disponível em: <[http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE\\_4SaoFrancisco.pdf](http://www.oas.org/dsd/Events/english/Documents/OSDE_4SaoFrancisco.pdf)>. Acesso em: 20 mar. 2009.

PEREIRA, S. B.; PRUSKI, F. F.; NOVAES, L. F.; SILVA, D. D.; RAMOS, M. M. Distribuição espacial das variáveis hidrológicas na Bacia do Rio São Francisco. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 11, n. 1/4, p. 32-42, jan./dez. 2003.

PETRERE JÚNIOR, M. Relationships among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazonas State (Brazil), during 1976-1978. **Amazoniana**, Manaus, v. 8, n. 2, p. 281-296, dez. 1983.

PETTS, G. E. Perspectives for ecological management of regulated rivers. In: GORE, J. A.; PETTS, G. E. (Ed.). **Alternatives in regulated river management**. Boca Raton: CRC, 1989. p. 3-24.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco river, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 4, n. 4, p. 427-433, out./dez. 2006.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. (Org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas. 2003. p. 167-181.

SANTOS, M. L.; POMPEU, P. S.; ALVES, C. B. M.; SANTOS, H. A.; OKUMA, D. K. L. Evaluation of ictiofauna diversity loss due to flow regulation in the lower course of the São Francisco River (Brazil). In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON ECOHYDRAULICS, 7., 2009, Concepcion. **Proceedings...** Concepcion: Universidad de Concepcion, 2009. p. 1-10.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Ed.). **Migratory fishes of South America**. Victoria: World Fisheries Trust, 2004. p. 195-232.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Peixes da bacia do rio São Francisco. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. p. 401-413.

SOARES, M. G. M.; PIEDADE, M. T. F.; MAIA, L. A.; DARWICH, A.; OLIVEIRA, A. C. B. Influência do pulso de cheia e vazantes na dinâmica ecológica de áreas inundáveis. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa piloto para proteção das florestas tropicais do Brasil - resultados (fase emergencial e fase I)**. Brasília: Dupli, 1999. p. 425-445.

WELCOMME, P. L. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. New York: Longman, 1979. 317 p.

WELCOMME, R. L. **River fisheries**. Rome: FAO, 1985. 330 p.

WELCOMME, R. L. Some general and theoretical considerations on the fish yield of African rivers. **Journal of Fish Biology**, London, v. 8, n. 5, p. 351-364, May 1976.

WELCOMME, R. L.; HAGBORG, D. Towards a model of a floodplain fish population and its fishery. **Environmental Biology of Fishes**, Dordrecht, v. 2, n. 1, p. 7-24, May 1977.

WELCOMME, R. L.; HALLS, A. S. Dependence of tropical river fisheries on flow. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON THE MANAGEMENT OF LARGE RIVERS FOR FISHERIES, 2., 2004, Bangkok. **Proceedings...** Bangkok: FAO, 2004. v. 2, p. 267-283.

WELCOMME, R. L.; WINEMILLER, K. O.; COWX, I. G. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. **River Research and Applications**, Chichester, v. 22, n. 3, p. 377-396, Mar. 2006.

## 6 ANEXOS

ANEXO A	Página
TABELA 1A Lista de espécies citadas como constituintes do pescado pelos pescadores entrevistados, nomes populares e habitat em que vivem segundo (Britski et al., 1988; Carvalho-Filho, 1992; Ibama, 2007; Alves & Pompeu, 2001).....	156
QUESTIONÁRIO DE ENTREVISTA.....	159
FIGURA 1A Espécies pescadas pelos pescadores do baixo curso do rio São Francisco.....	160

TABELA 1A Lista de espécies citadas como constituintes do pescado pelos pescadores entrevistados, nomes populares e habitat em que vivem segundo (Britski et al., 1988; Carvalho-Filho, 1992; IBAMA, 2007; Alves & Pompeu, 2001).

<u>ORDEM</u> / <u>Família</u> / Espécie	<i>Nome comum</i>	<i>Hábito</i>
<b><u>BELONIFORMES</u></b>		
<b>Belonidae</b>		
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	Peixe-agulha	M e D
<b><u>CHARACIFORMES</u></b>		
<b>Anostomidae</b>		
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1837)	Piau cotia	D
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	Piau preto	D
<i>Schizodon knerii</i> (Steindachner, 1875)	Piau branco	D
<b>Characidae</b>		
<i>Characidae</i> spp.	Piaba comprida	D
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Lambiá	D
<i>Astyanax</i> spp.	Cabocla / Lambari	D
<i>Characidae</i> spp.	Piaba	D
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1816)	Tambaqui	Exótica
<i>Myleus micans</i> (Lütken, 1875)	Pacú	D
<i>Salminus hilarii</i> Valenciennes, 1850	Tabarana, Locró	D
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken, 1875	Pirambeba	D
<i>Tetragonopterus chalceus</i> Spix & Agassiz, 1829	Piaba manteiga	D
<i>Triporthus guentheri</i> (Garman, 1890)	Piaba de papo	D
<b>Characidae/Serrasalminae</b>		
<i>Pygocentrus piraya</i> (Cuvier, 1819)	Piranha	D
<b>Curimatidae</b>		
<i>Curimatella lepidura</i>	Aragú	D
<b>Erythrinidae</b>		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traira	D
<b>Prochilodontidae</b>		
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz, 1829	Xira e Bambá	D
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes, 1850	Curimatá	D
<i>Prochilodus</i> sp.	Curimba	D
<b><u>CLUPEIFORMES</u></b>		
<b>Engraulidae</b>		
<i>Anchoviella</i> sp.	Pilombêta	D

... Continua...

TABELA 1A, Cont.

<b><u>ELOPIFORMES</u></b>			
<b><u>Megalopidae</u></b>			
1847)	<i>Megalops atlanticus</i> (Valenciennes,	Camurupim, Camburupim	M e D
<b><u>GYMNOTIFORMES</u></b>			
<b><u>Gymnotidae</u></b>			
	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	Sarapó	D
<b><u>Sternopygidae</u></b>			
1836)	<i>Eigenmannia virecens</i> (Valenciennes,	Tubi	D
<b><u>MUGILIFORMES</u></b>			
<b><u>Mugilidae</u></b>			
	<i>Mugil</i> sp.	Tainha	M
	<i>Mugil</i> sp.	Curimã	M
<b><u>PECIFORMES</u></b>			
<b><u>Carangidae</u></b>			
	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	Xaréu	M
<b><u>Centropomidae</u></b>			
	<i>Centropomus</i> spp.	Robalo	M
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	Camurim (Robalão)	M
<b><u>Cichlidae</u></b>			
	<i>Cichla</i> spp.	Tucunaré	Exótica
	<i>Astronotus ocellatus</i>	Cará-boi	Exótica
	<i>Cichlidae</i> spp.	Cará-fifi	D
	<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Tilápia	Exótica
<b><u>Gerreidae</u></b>			
	<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	Carapeba	M
<b><u>Lutjanidae – Lutjaninae</u></b>			
	<i>Lutjanus</i> sp.	Caranha	M
<b><u>Sciaenidae</u></b>			
1823)	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest,	Curvina do mar	M
	<i>Pachyurus</i> spp.	Curuca / Curvina	D
1840)	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel,	Pescada branca	D
<b><u>Pristidae</u></b>			
	<i>Pristis pristis</i> (Linnaeus, 1758)	Peixe-Serra	M
<b><u>Serranidae</u></b>			
	<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	Mero	M
<b><u>RAJIFORMES</u></b>			
	<i>Rajiforme</i> spp.	Raia	M

...Continua...



TABELA 1A, Cont.

<b>SILURIFORMES</b>			
<i>Ariidae</i>			
<i>Ariidae</i> spp.	Bagre vermelho		M
<b>Auchenipteridae</b>			
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Cumbá		D
<b>Callichthyidae</b>			
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Caboja		Exótica
<b>Heptapteridae</b>			
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre, Bagre preto		D
<b>Loricariidae</b>			
<i>Hypostomus</i> sp.	Cari		D
<b>Pimelodidae</b>			
<i>Conorhynchos conirostris</i> (Valenciennes, 1840)	Pirá		D
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	Mandi, Mandi amarelo, Mandin, Mandin-açu		D
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Surubim		D
<b>Pseudopimelodidae</b>			
<i>Lophiosilurus alexandri</i> (Steindachner, 1876)	Ninguim, Niquim		D
<b>TETRAODONTIFORMES</b>			
<b>Balistidae</b>			
<i>Balistes capricus</i> (Gmelin, 1788)	Peixe-porco		M

## QUESTIONÁRIO DE ENTREVISTA

### QUESTÕES PRINCIPAIS:

1. Nome: \_\_\_\_\_
2. Idade: \_\_\_\_\_
3. Profissão: \_\_\_\_\_
4. Há quanto tempo pesca: \_\_\_\_\_
5. Vivia do pescado: Sim ( ) Não ( )
6. Que tipo de peixe costumava pescar?
7. Em que época pegava cada tipo de peixe?

Peixe (espécie)	Kg	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez

8. Qual peixe pescava que não pesca mais?
9. Em que ano sumiu?
10. Ainda pesca? Sim ( ) Não ( )
11. Vive do pescado ainda? Sim ( ) Não ( )
12. Que tipo de peixe costuma pescar?

Peixe (espécie)	Kg	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Agosto	Set	Out	Nov	Dez

13. Pesca peixes marinhos? Quais?
14. Mudou a quantidade de peixes marinhos que pescava e pesca?

### QUESTÕES SECUNDÁRIAS

1. Notou alguma diferença no rio? Sim ( ) Não ( )  
Que diferença?  
A partir de quando?
2. Notou alguma diferença no pescado (tamanho, por exemplo)?  
Sim ( ) Não ( )  
Que diferença?  
A partir de quando?

FIGURA 1A Espécies pescadas pelos pescadores do baixo curso do rio São Francisco.



Bagre marinho



Camurim - *Centropomus undecimalis*



Carapeba - *Diapterus auratus*



Xaréu - *Carans hippos*

