

LIS FERNANDES STEGMANN

ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO EIXO LONGITUDINAL EM
UM TRECHO SEGMENTADO DO SUBMÉDIO RIO SÃO FRANCISCO

Orientador: Prof. Dr. Paulo Carvalho

Co-orientador: Prof. Dr. William Severi

RECIFE
2012

LIS FERNANDES STEGMANN

ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO EIXO LONGITUDINAL EM
UM TRECHO SEGMENTADO DO SUBMÉDIO RIO SÃO FRANCISCO

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-Graduação em Biologia Animal da
Universidade Federal de Pernambuco,
para obtenção do título de Mestre em
Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Carvalho
Co-orientador: Prof. Dr. William Severi

RECIFE
2012

Catálogo na fonte

Elaine Barroso

CRB 1728

Stegmann, Lis Fernandes

Estrutura da ictiofauna ao longo do eixo longitudinal em um trecho segmentado do submédio Rio São Francisco/ Lis Fernandes Stegmann– Recife: O Autor, 2012.

80 folhas : il., fig., tab.

Orientador: Paulo Carvalho

Coorientador: William Severi

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Ciências Biológicas, Zoologia, 2012.

Inclui bibliografia

1. Peixe 2. Rio São Francisco I. Carvalho, Paulo (orientador) II. Severi, William (coorientador) III. Título

597

CDD (22.ed.)

UFPE/CCB- 2013- 253

LIS FERNANDES STEGMANN

ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA AO LONGO DO EIXO LONGITUDINAL EM
UM TRECHO SEGMENTADO DO SUBMÉDIO RIO SÃO FRANCISCO

Dissertação submetida ao Programa de
Pós-Graduação em Biologia Animal da
Universidade Federal de Pernambuco,
para obtenção do título de Mestre em
Zoologia.

Recife, 30 de Julho de 2012.

Prof. Dr. Paulo Carvalho (Orientador) / UFPE

Prof^a Dr.^a Ana Carla Asfora El-Deir / UFRPE

Prof^a Dr.^a Maria Elisabeth Araújo / UFPE

Prof. Dr. Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira / UFRPE

Prof. Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos / UFPE

Prof.^a Dr.^a Beatrice Padovani Ferreira / UFPE

DEDICATÓRIA

À minha mãe e irmã, por me ensinarem tudo que sei sobre força, superação e amor.

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo apoio incondicional, compreensão, paciência e, sobretudo, por me ensinarem diariamente o sentido e o poder do amor. Em especial para a minha prima Aline e seus sete anos, que tanto me deram motivos para sorrir, mesmo nos momentos mais difíceis.

Ao Prof. Paulo Carvalho, por ter abraçado comigo este projeto, tão diferente do que vinha sendo desenvolvido no seu laboratório e por ter me dado a oportunidade de aprender sobre o universo da ecotoxicologia. Sua paciência, compreensão e disponibilidade nos últimos meses foram fundamentais para a conclusão desse trabalho, e eu lhe vou ser eternamente grata por isso.

Ao Prof. William Severi, pelos ensinamentos e oportunidades geradas nesses últimos cinco anos, que tanto contribuíram para o meu amadurecimento acadêmico.

À Prof.^a Ana Carla El-Deir, por ter reavivado em mim o interesse pela pesquisa e por ter me introduzido no mundo da ictiologia. As minhas conquistas sempre terão um “dedo” seu, independente de onde eu esteja.

Ao Prof. José Roberto Botelho, pelo apoio nas análises estatísticas e paciência nos últimos meses.

À equipe do Laboratório de Ecotoxicologia, pela receptividade desde o primeiro dia da chegada e pelos ensinamentos diários, acadêmicos ou não. Foi um privilégio dividir o espaço com vocês durante esse tempo e espero que esses laços estabelecidos se mantenham para além dos muros da universidade.

A equipe do laboratório de Ecologia de Peixes, Ictiologia e Limnologia da UFRPE, pela parceria e ajuda de uma vida, sobretudo a Karina Maria, pelos inúmeros *papers* baixados direto de Bremen.

Aos grandes amigos que o mundo acadêmico me trouxe, Natália Larcera, Rodrigo Barreto e Juliana Aguiar. Concluir esta etapa só foi possível devido ao apoio de vocês.

À minha turma da pós-graduação por todo o companheirismo dos últimos anos, principalmente à Roberta Salgado e Gustavo Valença, que junto com Priscila Cordeiro fizeram do horário de almoço um momento de dividir alegrias e tristezas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão da bolsa.

À Fundação Apolônio Salles de Desenvolvimento Educacional e CHESF, pelo financiamento do projeto.

Pode o homem enriquecer a natureza com a sua incompletude?

Manoel de Barros

RESUMO

Reservatórios hidrelétricos interrompem e modificam os mais importantes processos biológicos de um sistema hídrico através da alteração do fluxo de água, sedimento, nutrientes, energia e biota. Para as assembleias de peixes, as alterações a jusante irão modificar diretamente a sua capacidade de suprir novos recrutas para as populações, já que as modificações nas variáveis ambientais, como o regime de cheias e sólidos em suspensão, irão modificar ou impossibilitar a manutenção das atividades vitais dos peixes. Dessa forma, o presente trabalho objetivou compreender os padrões de distribuição da ictiofauna em cinco estações a jusante do reservatório de Sobradinho, na porção submédia do rio São Francisco. Foram coletados 6096 indivíduos, pertencentes a 54 espécies, com a estação mais próxima ao eixo da barragem apresentando a menor riqueza (26 espécies no total). O ajuste dos dados aos modelos teóricos de distribuição de abundância (série Logarítmica, série Log-normal e série Geométrica) apontou diferenças entre as estações, onde a estação logo a jusante do reservatório foi a única a se ajustar à série Geométrica e a única a não se ajustar à série Log-normal. A técnica não-métrica de escalonamento multidimensional (MDS) e a análise de similaridade (ANOSIM), corroboraram com o padrão visualizado através dos modelos teóricos, com as estações apresentando diferença significativa entre si e as maiores diferenciações ocorrendo entre as estações I, logo após o reservatório, e a estação V, mais a jusante do mesmo. As estações intermediárias se apresentaram mais semelhantes, o que pode ser verificado pelo método SIMPER. A partir da visualização da distribuição das abundâncias em cada ponto, foi diagnosticado um incremento no número de espécies raras à medida que nos deslocamos no eixo longitudinal do rio, o que parece estar associado a um aumento na heterogeneidade de habitat no sentido nascente-foz. Dessa forma, concluímos que as comunidades imediatamente a jusante do reservatório tendem a ser mais pobres devido à instabilidade causada pela barragem, e que a heterogeneidade gradativamente vai sendo incrementada devido à contribuição dos tributários. Este aspecto pode ser verificado pela participação de espécies que realizam pequenas migrações reprodutivas nos pontos mais afastados do eixo do rio avaliado, sendo estas regiões importantes para a manutenção das comunidades de peixes a jusante de Sobradinho.

Palavras chave: Ictiofauna. Rio São Francisco. Reservatório de Sobradinho. Estrutura de comunidade.

ABSTRACT

Hydroelectric reservoirs modify the most important biological processes in a water system by changing the flow of water, sediment, nutrients, energy and biota. For fish assemblages, changes downstream of the dam will directly modify their ability to supply new recruits to the populations, as environmental variables such as flooding rate and suspended solids are significantly altered, modifying or preventing the maintenance of vital activities of the fishes such as feeding and reproduction. Thus, this study aimed at understanding the distribution patterns of fishes in five sites downstream of Sobradinho reservoir, in the intermediary mid-section of the São Francisco river. We collected 6096 individuals belonging to 54 species, and the station closest to the dam showed the lowest richness (26 species total). The adjustment of the data to theoretical models of abundance distribution (logarithmic series, log-normal series, and geometric series) showed differences between sites, and fish community abundance data from Station I was the only site with a good fit to the Geometric Series. Stations I, II, III and IV all adjusted properly to the Log-normal distribution, except station I. In order to verify patterns of association between sites, multi dimensional scaling analysis was performed, followed by analysis of similarity (ANOSIM), which confirmed the pattern verified by the analysis of adjustment to theoretical models, with significant differences between sites. The greatest differences occurred between station I shortly after the reservoir and station V, the last one downstream of the reservoir. Adjacent stations within intermediate sites were more similar, which was verified by the SIMPER method. The abundance distributions at each site indicated an increasing number of rare species as we move along the longitudinal axis of the river, which seems to be associated with an increase in habitat heterogeneity in the direction of the water flow, after the impoundment. Based on data collected and the analysis performed, we conclude that communities immediately downstream of the reservoir tend to be poorer due to the instability caused by the dam, and that heterogeneity is then gradually increased due to the contribution of tributaries. This aspect can be verified by the participation of species that perform small migrations in the most distant regions downstream of the dam. Furthermore, these regions are important for the maintenance of fish communities downstream of Sobradinho reservoir.

Key words: Fish assemblage. São Francisco River. Sobradinho reservoir. Distribution patterns.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa da bacia hidrográfica do São Francisco, com os principais reservatórios em destaque; A – Três Marias; B – Sobradinho; C—Itaparica; D – Moxotó; E – Paulo Afonso e F – Xingó	18
Figura 2 - Região do submédio rio São Francisco, a jusante do reservatório de Sobradinho. I a V representam os pontos de coleta, sendo I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV - Santa Maria da Boa Vista e V- Orocó. Os pontos numerados de 1 a 5 correspondem aos tributários que apresentam sua foz dentro da área analisada, a saber: 1-Rio Salitre, 2- Riacho do Poção, 3-Rio Curaçá, 4-Riacho das Garças e 5-Rio Brígida. A localização das estações de monitoramento de vazão do DRH-CHESF estão representadas por triângulos. Fonte: Codevasf.	25
Figura 3 - Frequência relativa das diferentes ordens de peixes capturadas no submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.	35
Figura 4 - Frequência relativa das diferentes ordens de peixes capturadas no submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.	36
Figura 5 - Média da diversidade (Shannon-Winer) e equitabilidade (Simpson) das comunidades de peixes do submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.	38
Figura 6 - Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico para a assembléia de peixes das cinco diferentes estações estudadas no submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009, utilizando os dados de abundância absoluta por ano transformados em Log (X+1) e índice de similaridade de Bray Curtis.	39
Figura 7 - Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico para a assembléia de peixes das cinco diferentes estações estudadas no submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009, utilizando os dados de categorização funcional das espécies capturadas em cada ano transformados em Log (X+1) e índice de similaridade de Bray Curtis.	40
Figura 8 - Curvas espécie-abundância (<i>Whittaker plot</i>) de peixes capturados em um trecho do submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009.	44
Figura 9 - Distribuição do número de espécies peixes, observado e esperado, na série Logarítmica, coletados no submédio São Francisco no período de 2006 a 2009.	46

Figura 10 - Distribuição do número de espécies de peixes, observado e esperado na série Log-normal, coletados em um trecho do submédio São Francisco no período de 2006 a 2009..... 48

Figura 11: Distribuição do número de indivíduos observado e esperado pela série Geométrica para cada espécie de peixe capturada, coletados em um trecho do submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009. 50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Descrição e coordenadas geográficas dos cinco pontos de amostragem do submédio São Francisco.....	23
Tabela 2 - Classes e categorias utilizadas para a classificação do perfil funcional das espécies de peixes capturadas nos cinco diferentes locais. A caracterização de cada espécie foi construída através de literatura específica, como ALMEIDA-NETO <i>et al.</i> , 2012; ALVIM, 1999; ARAGÃO, 2007; COLLIER <i>et al.</i> , 2012; FISHBASE, 2012; GODINHO <i>et al.</i> , 2003; GODINHO <i>et al.</i> , 2009; GOMES e VERANI, 2003; PINTO, 2011; POMPEU;GODINHO,2003 ROCHA, 2009 ; SANTOS, 2011; SATO <i>et al.</i> , 2003; REIS <i>et al.</i> , 2003; WINEMILLER, 1991; WINEMILLER e JEPSEN, 2002.....	32
Tabela 3 - Número total de indivíduos das 54 espécies capturadas nas cinco diferentes estações ao longo dos três anos de coleta (2006 a 2009) no submédio São Francisco; os valores em destaque indicam as cinco espécies mais abundantes no total e para cada estação. Estação I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV-Santa Maria da Boa Vista e V-Orocó.	33
Tabela 3 (cont.) - Número total de indivíduos das 54 espécies capturadas nas cinco diferentes estações ao longo dos três anos de coleta (2006 a 2009) no submédio São Francisco; os valores em destaque indicam as cinco espécies mais abundantes no total e para cada estação. Estação I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV-Santa Maria da Boa Vista e V-Orocó.	34
Tabela 3 (cont.) - Número total de indivíduos das 54 espécies capturadas nas cinco diferentes estações ao longo dos três anos de coleta (2006 a 2009) no submédio São Francisco; os valores em destaque indicam as cinco espécies mais abundantes no total e para cada estação. Estação I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV-Santa Maria da Boa Vista e V-Orocó.	35
Tabela 4 - Estatística R da análise de similaridade de peixes (ANOSIM) entre as estações do submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009, de acordo com as categorias funcionais das espécies capturadas e das suas abundâncias absolutas. Os menores e os maiores valores estão em destaque. Grupos A: todas estações consideradas, B: estação V não incluída na análise, C: estação I não incluída na análise.....	41
Tabela 5 - Método SIMPER de quantificação das diferenças na composição das assembléias de peixes entre e dentro de cada estação do submédio São Francisco, coletadas no período de 2006 a 2009, de acordo com as categorias funcionais das espécies e das suas abundâncias	

absolutas. As taxas de similaridades são calculadas dentro do grupo e as dissimilaridades, entre grupos. Os maiores e os menores valores estão em destaque.....	42
Tabela 6 - Ajuste à série logarítmica dos peixes coletados no submédio São Francisco, coletados no período de 2006 A 2009.	45
Tabela 7- Ajuste à série Log-normal dos peixes coletados no submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009.	47
Tabela 8 - Ajuste à série Geométrica dos peixes coletados em um trecho do submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009.....	49
Tabela 9: Diferentes variáveis ambientais analisadas ao longo das cinco estações do submédio São Francisco referentes ao período de 2006 a 2009. Cada variável está representada pelo seu valor médio $\pm$ desvio padrão, seguido da mediana; quartil 25% e quartil 75% durante os três anos de amostragem.....	51

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS.....	22
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	23
3.1 ÁREA DE ESTUDO	23
3.2 AMOSTRAGEM	23
3.3 ANÁLISE DOS DADOS	26
3.3.1 Estrutura da comunidade.....	26
3.3.2 Medidas de diversidade.....	30
3.3.3 Dados abióticos	31
3.3.4 Análise Multivariada.....	31
4 RESULTADOS	33
4.1 LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIES	33
4.2 ESTRUTURA DE ASSOCIAÇÃO: ANÁLISE MULTIVARIADA.....	38
4.3 CURVAS DE ESPÉCIE-ABUNDÂNCIA.....	42
4.3.1 <i>Whittaker plot</i>	42
4.3.2 Série Logarítmica	45
4.3.3 Série Log-normal Truncada	47
4.3.4 Série Geométrica.....	49
4.5 VARIVÁVEIS ABIÓTICAS	51
5. DISCUSSÃO	53
6. CONCLUSÃO.....	65
REFERÊNCIAS	67

1 INTRODUÇÃO

Uma das mais importantes teorias desenvolvidas para ambientes fluviais foi a responsável pela compreensão da forte relação entre as características físicas de um sistema fluvial contínuo e seus componentes bióticos. “A teoria do contínuo de rio”, desenvolvida por Vannote *et al.* (1980), descreve o gradiente das condições físicas existentes ao longo do eixo longitudinal de uma bacia hidrográfica e as respostas biológicas resultantes destas modificações.

Segundo os mesmos autores, as variáveis físicas dentro de um sistema fluvial se apresentam em um gradiente contínuo de alterações, incluindo largura e profundidade do canal, velocidade, regime de vazão, temperatura e ganho de entropia. À medida que o rio evolui no sentido cabeceira-foz, as condições ambientais vão sendo alteradas devido à maior contribuição lateral dos tributários e da bacia de drenagem, o que leva a alterações na morfometria e granulometria do canal, além de mudanças na contribuição alóctone e autóctone do sistema.

Em analogia com os sistemas físicos, as comunidades biológicas estão organizadas estrutural e funcionalmente de acordo com este padrão de dissipação de energia cinética do ambiente físico, podendo rapidamente se ajustar a qualquer modificação na redistribuição de energia. Entretanto, tal teoria está fundamentada no conceito de que um sistema fluvial é essencialmente um contínuo não interrompido, embora saibamos que poucos rios, atualmente, permanecem livres de intervenções em seu fluxo.

Diante da necessidade de se compreender as possíveis reestruturações, tanto das comunidades biológicas, como das condições físicas de um sistema interrompido, Ward e Stanford (1983) desenvolveram a “Teoria da descontinuidade em ambientes lóticos”. Tal trabalho demonstra como uma interrupção no fluxo contínuo irá alterar a distribuição de nutrientes a jusante e, conseqüentemente, modificar as taxas de produção primária, reformulando a distribuição de guildas tróficas, além da evidente interceptação de rotas migratórias de peixes potamódromos.

Os reservatórios exercem papel fundamental no que diz respeito à interceptação de habitat, visto serem uma das intervenções antrópicas mais comuns em sistemas hídricos, seja para armazenamento de água, manutenção de fluxo ou para geração de energia. O Brasil é considerado o país com o maior potencial hidrelétrico do mundo, com 86% da energia consumida no país gerada por hidroeletricidade (ANEEL, 2008). A ampla

disponibilidade hídrica favoreceu a soberania das usinas hidroelétricas no Brasil, uma vez que a vazão média anual dos rios em território brasileiro é de 179 mil m³/s, o que corresponde a aproximadamente 12% da disponibilidade hídrica superficial do mundo. Levando-se em consideração as vazões oriundas de território estrangeiro que entram no país (Amazônica - 86.321 m³/s, Uruguai - 878 m³/s e Paraguai - 595 m³/s) essa disponibilidade hídrica total atinge valores da ordem de 267 mil m³/s, o que corresponde a 18% da disponibilidade hídrica mundial (BRASIL, 2009).

A construção de reservatórios no Brasil remonta ao século XIX, tendo como principal objetivo o abastecimento de água e irrigação, sobretudo para a região nordeste (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Porém, o desenvolvimento econômico do século XX impulsionou a produção industrial e o crescimento das cidades brasileiras, impondo uma elevada demanda de energia elétrica, principalmente nas regiões Sul e Sudeste do país (VALENCIO, 2009). Desde então, inúmeros empreendimentos das mais variadas dimensões vêm sendo implementados, contabilizando 720 reservatórios com área superior a 1 hectare em bacias hidrográficas brasileiras (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

O impacto gerado pelo represamento de um rio atinge as mais diversas comunidades biológicas, podendo se estender por quilômetros de distância do eixo, tanto a montante quanto a jusante (ADAMS, 2000). Através da alteração do fluxo de água, sedimento, nutrientes, energia e biota, os reservatórios interrompem e modificam os mais importantes processos biológicos de um sistema hídrico. Dentre essas, a alteração do regime de vazões representa um dos maiores desencadeadores de desequilíbrio ambiental, visto que grande parte dos organismos aquáticos tropicais apresenta seu ciclo de vida intimamente associado com os pulsos de vazão (AGOSTINHO *et al.*, 2005; POMPEU e GODINHO, 2006; SANTOS *et al.*, 2012).

Podemos dizer que cinco componentes do regime de vazão são essenciais para a regulação dos processos ecológicos nas bacias de drenagem, sendo eles a magnitude, a frequência, a duração, o ritmo e a taxa de mudança nas condições ambientais (POFF *et al.*, 1997). Assim, com a alteração e controle da vazão devido à operação da usina, um dos impactos esperados é a degradação da biodiversidade, com a substituição de espécies com hábitos mais especializados por espécies mais generalistas/oportunistas, uma vez que estas são menos exigentes no que diz respeito às necessidades vitais (HAVER *et al.*, 2005; PETESSE e PETRERE-JR, 2010).

O efeito dessas edificações pode ser ainda mais significativo em rios do semiárido, onde os regimes de cheias se caracterizam por picos de curta duração, que muitas vezes são

facilmente amortecidos pelo potencial de retenção do represamento (ADAMS, 2000). Os solos da região semiárida são rasos e logo abaixo apresentam uma camada de rochas que os geólogos denominam de cristalino. Essa base ocupa 60% do semiárido, o que confere caráter intermitente aos rios da região, já que não havendo capacidade de acumulação de água, o solo é rapidamente saturado, e a água passa a escorrer para as partes mais baixas. Tão logo cessam as chuvas, também é parado o escoamento (APAC, 2012).

Dentro deste contexto, temos a bacia hidrográfica do rio São Francisco, com 2.700 km de extensão, considerada a maior bacia inserida completamente em território brasileiro e o principal rio do semiárido (AGOSTINHO *et al.*, 2007; GODINHO; GODINHO, 2003). Diante de sua inegável magnitude, sua potência hídrica tem sido explorada das mais diversas formas há várias décadas, tendo sido constatada a presença de 21 grandes reservatórios na bacia, inundando quase 6.500 km² (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Dentre aqueles que podemos destacar pelas suas dimensões, temos na porção alta da bacia a Usina Hidroelétrica de Três Marias, Sobradinho no médio e submédio e Itaparica, Moxotó, Xingó e o complexo de Paulo Afonso localizados no trecho baixo (figura 1).

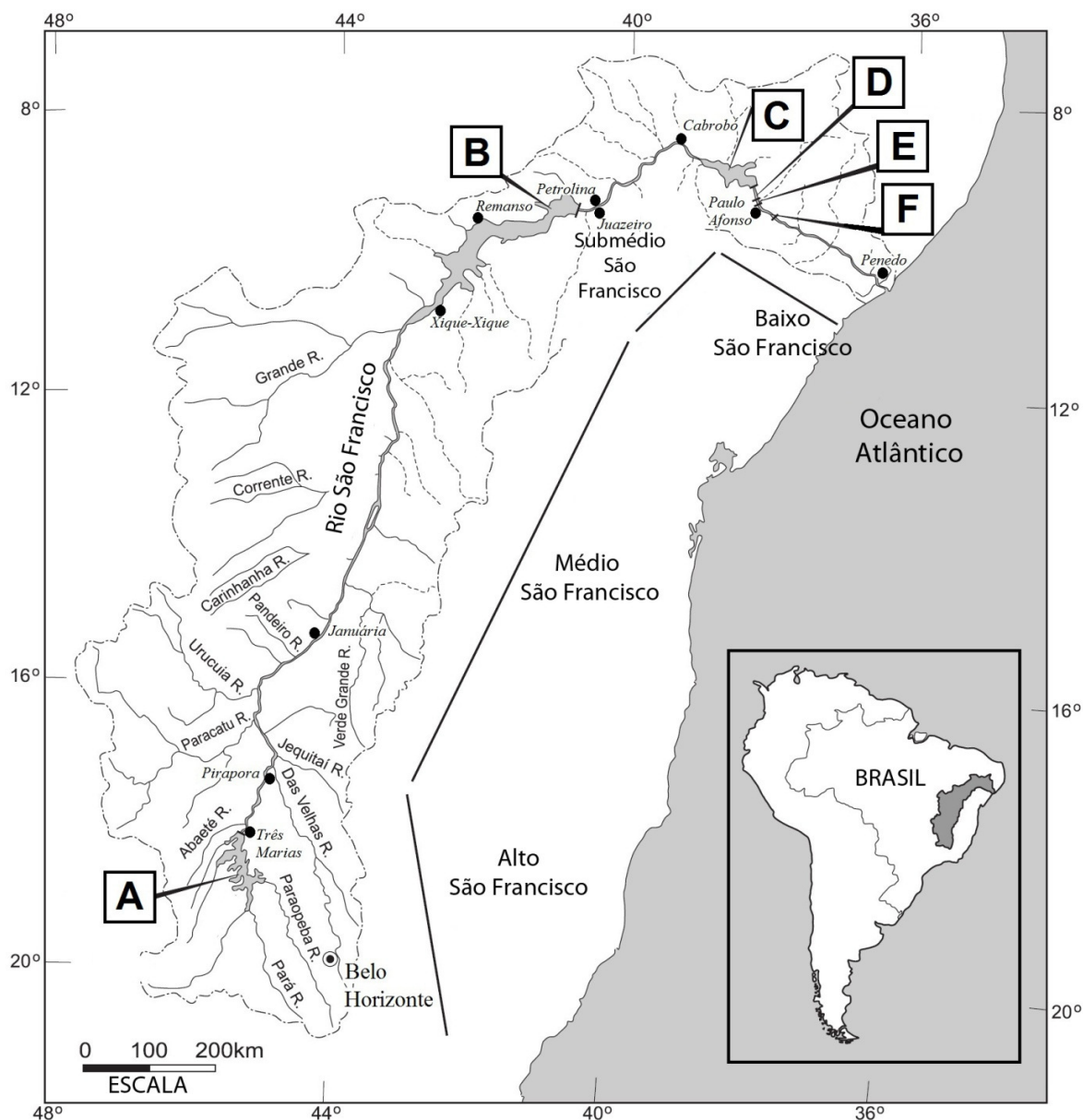
À luz deste cenário, fica evidente que poucos trechos da bacia permanecem sem represamento, conservando suas características lóticas originais, o que naturalmente leva a danos do ponto de vista ambiental. Somado a isto, temos a falta de planejamento e as malsucedidas intervenções do setor elétrico com o objetivo de minimizar os impactos e preservar estoques pesqueiros, que em muitos casos se mostraram ineficazes ou mesmo produziram resultados adversos (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

O nível destas alterações parece atingir seu máximo na região submédia da bacia, uma vez que o reservatório de Sobradinho corresponde à principal barragem responsável pela modulação e/ou regularização da vazão do rio ao longo da cascata, desde 1980 até o atual momento (MEDEIROS *et al.*, 2007). Considerado o maior reservatório hidroelétrico do Brasil com aproximadamente 4.200 km² de área, um volume de 34×10^9 m³ e com uma extensão longitudinal de aproximadamente 300 km, Sobradinho foi criado com a função de armazenamento, a fim de garantir o funcionamento do parque hidroelétrico no trecho submédio (CEPED, 1987).

Tal reservatório constitui-se em um marco na história hidrológica e sedimentológica do São Francisco e representa a mais significativa intervenção e controle do homem sobre essas condições. Sob esse enfoque é plausível considerar Sobradinho como uma segunda "nascente" (artificial, neste caso) do São Francisco, na qual as vazões são controladas pelo

homem, e, apenas parcialmente dependentes dos índices pluviométricos e deflúvios de montante (FONTES, 2011).

Figura 1- Mapa da bacia hidrográfica do São Francisco, com os principais reservatórios em destaque; A – Três Marias; B – Sobradinho; C—Itaparica; D – Moxotó; E – Paulo Afonso e F – Xingó



Fonte: Adaptado de Sato; Godinho, 2003.

Grande esforço tem sido empregado nas últimas décadas para se compreender a dinâmica que rege as comunidades bióticas que estão sob influência deste reservatório, do ponto de vista estrutural e funcional. Como exemplo, temos FADURPE (2009) e Gabriel-Neto (2008), que analisaram a composição da ictiofauna da referida represa, encontrando um número de espécies satisfatório de 76 e 44 espécies, respectivamente, acima da média de 30

espécies determinada por Agostinho e colaboradores (2007), analisando a ictiofauna de 70 reservatórios brasileiros.

Já Cruz (2011) demonstrou a grande importância ecológica de regiões a montante do reservatório para a manutenção dos estoques de espécies com grande valor econômico, representando áreas de verdadeiros berçários para as formas iniciais de peixes. Tais estudos evidenciam o relevante papel que esse trecho a montante de Sobradinho desempenha na manutenção da biodiversidade de peixes da bacia.

Além disso, diversos estudos têm sido desenvolvidos em nível de espécie, para se compreender padrões alimentares e reprodutivos das populações residentes na área de influência do represamento. Como exemplo podemos citar os trabalhos desenvolvidos por Collier e outros (2012), que estudaram a ecomorfologia e hábito alimentar da piaba *Orthospinnus franciscensis*, Rocha (2009) que analisou a composição e sobreposição alimentar das duas espécies endêmicas de peixe-cachorro *Acestrohrynychus* spp. e Santos (2011) que avaliou a partilha de recurso pela guilda de piscívoros no reservatório de Sobradinho. No que diz respeito à ecologia reprodutiva, temos Almeida-Neto *et al.* (2012) que descreveram as estratégias reprodutivas da piaba *Orthospinnus franciscensis* e Aragão (2007) que estudou a dinâmica da reprodução do peixe-cachorro *Acestrorhynchus britskii*.

Apesar da relevância dos estudos realizados, tais investigações têm se resumido às comunidades a montante da represa, não considerando os efeitos a jusante da interceptação, que podem se manifestar das mais variadas formas. Estudos realizados em regiões “pós-Sobradinho” estão limitados aos trechos inferiores da bacia, como Silva (2011) que analisou a ictiofauna do reservatório de Itaparica, baixo São Francisco, e Lima (2012) que analisou o efeito da cascata de reservatórios na qualidade da água, na porção média e submédia da bacia, além de outros trabalhos de hidrodinâmica e sedimentologia limitados à região da foz (FONTES, 2000; FONTES e HOLANDA 2003; FONTES *et al.*, 2009; MEDEIROS; KNOPPERS, 2001; OLIVEIRA *et al.*, 2002;).

Desta forma, informações sobre a região compreendida entre Sobradinho e Itaparica permanecem insatisfatórias, o que representa uma lacuna preocupante já que a região representa um dos poucos trechos em que o rio ainda apresenta condições lóticas. Agostinho e colaboradores (1992) listam entre as principais alterações a jusante de um represamento, a redução na área alagável, as modificações no regime de cheias, alteração na morfologia e nas características granulométricas do canal, retenção dos sólidos em suspensão, maior transparência da água, além da inevitável fragmentação de habitat. Para as assembleias de peixes, em especial, essas alterações a jusante irão modificar diretamente a sua capacidade de

novos recrutamentos, já que a essas variáveis (regime de cheias, sólidos em suspensão e transparência da água, por exemplo) estão diretamente ligadas à realização de suas funções vitais, como alimentação e reprodução.

Para a maior parte das espécies de peixes de hábito sedentário, o período do ano marcado pelas cheias determina a expansão do ambiente aquático, e com ela a maior disponibilidade de recursos alimentares, relaxamento das pressões de predação e competição, e a oportunidade de realizar curtos deslocamentos pelo sistema (ESTEVES, 2011; SATO et al., 2003). Para uma parcela menor de espécies, algumas das quais migradoras de longas distâncias, o período de cheia está associado também com a sua reprodução. O sincronismo entre a enchente e a reprodução garante que as larvas das espécies migradoras sejam levadas a jusante e alcancem o interior de lagoas marginais, localizadas nas planícies de inundação, além de carrear grande quantidade de matéria orgânica de origem alóctone, que irá servir como alimentação para as formas iniciais (ESTEVES, 2011; SATO et al., 2003).

Diversos estudos demonstram existir diferenças na composição da ictiofauna quando comparadas as regiões a montante e a jusante de represamento, como Bonner e Wilde (2000) estudando a cascata de reservatórios em um dos tributários do rio Arkansas, no Colorado, Phillips e Johnston (2004) estudando a diversidade em um conjunto de barramentos no rio Tennessee, Alabama. Para ambientes tropicais, temos Oliveira e Lacerda (2004) estudando o reservatório de Chapéu d'Uvas, na bacia do rio Paraíba do Sul, Santos (1995) estudando o impactos da hidroelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari e Merona *et al.*, (2005) analisando a alteração da riqueza a jusante do reservatório de Petit-Sault, Guiana Francesa.

A modificação significativa e definitiva na dinâmica da água pode levar a proliferação de espécies que encontram na nova configuração hídrica condições mais favoráveis, e que naturalmente se encontrariam em baixas densidades. Em contrapartida, espécies que não tenham no novo ambiente as condições para satisfazerem suas necessidades ecológicas, podem ter sua abundância reduzida, ou mesmo, serem eliminadas (AGOSTINHO *et al.*, 1992). Somado a isto, a interceptação de rotas migratórias de peixes potamódromos e bloqueio do acesso de espécies migradoras às suas áreas de reprodução e alimentação, poderá levar à extinção de espécies de grande importância econômica a jusante.

As consequências destas intervenções sob a ictiofauna já vêm sendo sentidas. Na bacia do São Francisco foi diagnosticado um forte efeito dos longos períodos secos sobre a abundância e riqueza de espécies observadas, especialmente para peixes que realizam migrações reprodutivas (POMPEU; GODINHO, 2006). Já Godinho e colaboradores (2007)

relataram um recente colapso na ictiofauna como consequência das alterações de intensidade e frequência no regime de cheias. Mesmo assim, novas intervenções continuam sendo planejadas nos poucos trechos que ainda permanecem livres de barramento, estando 31% da bacia inventariada para novas construções (ANEEL, 2008).

Apesar da indiscutível alteração imposta pelo represamento, alguns trabalhos demonstraram a capacidade das comunidades biológicas em restaurar sua estruturação a partir de um gradiente longitudinal, pós-interceptação (GARCÍA *et al.*, 2011; GONÇALVES; BRAGA, 2008; KINSOLVING; BAIN, 1993; SILVA *et al.*, 2003; TERRA, 2009). Ward e Stanford (1983) teorizam que os represamentos atuam como um interruptor do sistema contínuo longitudinal, reinicializando a composição das assembleias para um estado menos complexo. À medida que aumenta a distância do ponto de fragmentação, as comunidades biológicas vão retomando suas características naturais, porém, dependendo do nível do impacto e da localização geográfica do eixo dentro da bacia hidrográfica, alguns sinais de distúrbio podem persistir.

Diante deste cenário, é imprescindível compreender a composição e estrutura da assembléia de peixes que estão sendo afetadas pela obstrução do fluxo do rio, compreendendo como as comunidades ícticas têm respondido à intervenção causada pelo barramento, sobretudo no trecho a jusante. Isto se torna ainda mais significativo para a região compreendida entre o reservatório de Sobradinho e Itaparica, por ser um dos poucos trechos livres de barramento e que está entre os mais visados para novas intervenções. Compreender como a diversidade local está sendo alterada e reestruturada ao longo deste eixo longitudinal pode nos fornecer informações sobre regiões de importância ecológica para manutenção das comunidades de peixes, determinando locais prioritários para ações de manejo e conservação.

2 OBJETIVOS

Descrever os padrões de riqueza, distribuição e estruturação da comunidade íctica ao longo do eixo longitudinal da região submédia do rio São Francisco, a jusante do reservatório de Sobradinho, Bahia.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever a composição da ictiofauna a jusante do reservatório de Sobradinho;
- Investigar possíveis diferenças nos padrões de distribuição da ictiofauna em um gradiente longitudinal a jusante do barramento;
- Caracterizar a estrutura das principais associações da ictiofauna existentes no submédio São Francisco;
- Analisar o comportamento das variáveis ambientais ao longo do eixo longitudinal estudado.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O reservatório hidrelétrico de Sobradinho é o maior do Brasil em superfície, com aproximadamente 4.200 km² de área, um volume de 34 x 10⁹ m³, uma extensão longitudinal de aproximadamente 300 km e largura variando de 5 a 40 m. A área está localizada no semi-árido nordestino, cuja temperatura atmosférica anual média é de 24°C.

Foram escolhidas cinco estações a jusante do reservatório, abrangendo aproximadamente 210 km de extensão no eixo longitudinal do leito principal do rio (figura 2). A distância entre as estações variou de 37 a 77 km e foi determinada de acordo com a viabilidade de acesso ao canal principal do rio São Francisco. Os pontos foram nomeados de acordo com o nome local ou topônimo mais próximo e por coordenadas geográficas UTM - Universal Transversal Mercator. A lista completa das estações se encontra na tabela 1.

Tabela 1: Descrição e coordenadas geográficas dos cinco pontos de amostragem do submédio São Francisco.

Código estação	Descrição do ponto	Nome da estação	Coordenadas (UTM)	
I	Estação localizada 2,6 km a jusante da barragem de Sobradinho – BA	Sobradinho	301768	8955699
II	Trecho lótico em frente à cidade de Petrolina – PE.	Petrolina	335692	8959856
III	Trecho lótico a montante de Vermelho – PE.	Vermelhos	376793	8995146
IV	Trecho lótico em frente à cidade de Santa Maria da Boa Vista - PE.	S ^{ta} M ^a da Boa Vista	408989	9026170
V	Trecho lótico em frente à cidade de Orocó - PE	Orocó	438069	9050463

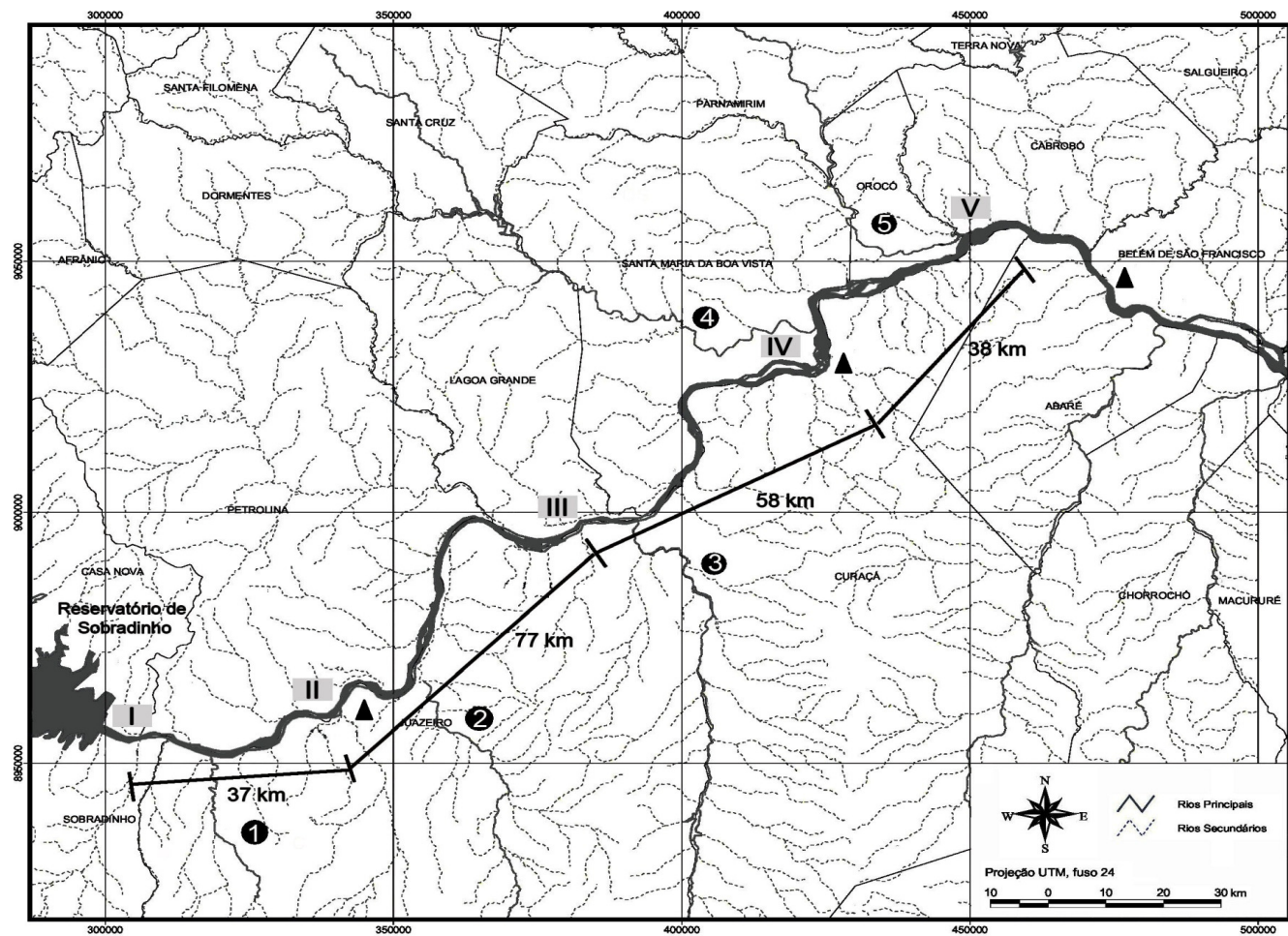
3.2 AMOSTRAGEM

As coletas biológicas foram realizadas trimestralmente, entre novembro de 2006 e setembro de 2009, perfazendo três anos de amostragem. Todas as capturas foram realizadas durante o período diurno, utilizando rede de arrasto de multifilamento com 5,0 metros de comprimento, 1,50 m de altura e malha de 5 mm. Foram realizados aproximadamente três

arrastos em cada ponto, contemplando os biótipos marginais de cada estação, onde o conjunto de arrasto configurou a réplica de cada ponto, totalizando doze réplicas por estação.

A eutanásia dos peixes foi realizada através do método de “cold shock” onde, após a captura os espécimes foram acondicionados em recipiente com gelo em escamas, submetendo-os a um choque térmico. Este método é recomendado pelo Use of Fishes in Research Committee (2004) para pesquisas que envolvam a captura de grande número de peixes, em que são inviáveis procedimentos individuais.

Figura 2 - Região do submédio rio São Francisco, a jusante do reservatório de Sobradinho. I a V representam os pontos de coleta, sendo I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV - Santa Maria da Boa Vista e V- Orocó. Os pontos numerados de 1 a 5 correspondem aos tributários que apresentam sua foz dentro da área analisada, a saber: 1-Rio Salitre, 2- Riacho do Poção, 3-Rio Curaçá, 4-Riacho das Garças e 5-Rio Brígida. A localização das estações de monitoramento de vazão do DRH-CHESF estão representadas por triângulos. Fonte: Codevasf.



O material ictiológico coletado foi fixado em formalina a 10% por um período de 48 horas, e transportado para o Laboratório de Ecologia de Peixes - Departamento de Biologia da UFRPE. Após serem lavados com água corrente e conservados em etanol a 70%, os exemplares foram pesados em balança com precisão de 0,1 g, e medidos para obter o comprimento padrão com precisão de 1 mm. Paralelamente, os espécimes foram identificados com base em coleção de referência e literatura especializada, como Gery (1977) e Britski *et al.* (1984), sendo o status taxonômico da espécie atualizado segundo Reis *et al.* (2003).

Foram analisadas oito variáveis físico-químicas, com o intuito de visualizar possíveis alterações nos componentes abióticos ao longo do eixo longitudinal da calha principal do rio São Francisco. As variáveis temperatura (precisão de 0,1 °C), pH, oxigênio dissolvido na água ($\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$), e sólidos totais dissolvidos (STD, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), foram determinadas em perfil vertical em cada estação, mediante o uso de um analisador multiparâmetro YSI 556 (Yellow Springs Instruments, Dayton, Ohio). A transparência da água foi estimada através da leitura da profundidade média de extinção de disco de Secchi (Zds), medida à sombra. Em laboratório, foi determinada a concentração de sólidos em suspensão totais (SST, $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), pelo método gravimétrico (APHA, 1995), a turbidez (UNT), através de turbidímetro de bancada OBERCO-HELLIGE (modelo 966), e o nitrogênio amoniacal total ($\text{N-NH}_3 + \text{N-NH}_4^+$, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), através da metodologia proposta por Koroleff (1976).

Para análise da vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), foram utilizados os dados de monitoramento da Divisão de Operação de Recursos Hídricos (DRH) da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF). As séries foram aferidas mensalmente durante o período de 2001 a 2010. Dentro do universo amostral monitorado pela CHESF, foram escolhidas três estações para serem analisadas no presente trabalho, que correspondem àquelas inseridas na região analisada, estando localizadas em Juazeiro (BA), Santa Maria da Boa Vista e Ibó (ambas em PE), como pode ser observado na figura 2.

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

3.3.1 Estrutura da comunidade

Um padrão comum de distribuição encontrado na maioria das comunidades é aquele em que algumas espécies são muito abundantes, outras apresentam abundância intermediária, enquanto que a maioria é representada apenas por poucos indivíduos (MAGURRAN, 1988; 2004). Entretanto, variações neste padrão são frequentemente observadas, com uma ou duas

espécies dominantes e as restantes muito raras, ou até mesmo com frequências relativamente homogêneas entre todas elas. Essas diferenças podem ser explicadas pela suposição de que a abundância das espécies, até certo ponto, reflete seu sucesso em competir por um número limitado de recursos, uma vez que determinados fatores agem limitando o número de indivíduos dentro de um ecossistema (MAGURRAN, 1988).

Desta forma, a partir da visualização de como as abundâncias estão variando ao longo das diferentes espécies dentro de uma comunidade, podemos sugerir possíveis padrões de organização, e a partir desses padrões, começar a questionar sobre os diferentes processos que estão determinando tais diferenças (KREBS, 1999).

No presente trabalho, utilizamos o método “*Whittaker plot*” para visualizar distinções entre os padrões de distribuição das abundâncias. Tal método consiste em plotar as espécies em sequência aritmética, da mais abundante para a menos abundante, ao longo do eixo horizontal, ou eixo x. Paralelamente, o eixo y é composto pelas respectivas abundâncias, utilizando $\log_{10}(x+1)$.

As formas que tais curvas adquirem possibilitam inferir quais os modelos teóricos de espécie-abundância que melhor descrevem os dados (KREBS, 1999; MAGURRAN, 2004). Também avaliamos o ajuste dos dados à três diferentes modelos de heterogeneidade: série geométrica, série logarítmica e log-normal truncada (KREBS, 1999; MAGURRAN, 1988). Tanto os modelos quanto as curvas de espécie-abundância foram calculados utilizando os dados de abundância total de cada estação amostrada, ou seja, a soma de todas as capturas nos três anos de amostragem, e os dados observados foram contrastados com os gerados pelo modelo utilizando o teste de χ^2 (MAGURRAN, 1988; 2004; KREBS, 1999).

3.3.1.1 Série Logarítmica

Em diversas amostras biológicas o número de espécies representadas por um único indivíduo é muito grande; espécies representadas por dois indivíduos são menos numerosas, e assim por diante, até que poucas espécies sejam representadas por muitos espécimes (KREBS, 1999). Assim, a série logarítmica pode ser definida como uma soma finita cujos termos podem ser expressos em uma função de dois termos:

$$ax, \frac{ax^2}{2}, \frac{ax^3}{3}, \frac{ax^4}{4} \dots$$

Onde ax = número de espécies representadas por apenas um indivíduo;

$$\frac{ax^2}{2} = \text{número de espécies representadas por dois indivíduos, e assim por diante.}$$

A soma dos termos na série é igual a $\alpha \log_e(1 - x)$, que é igual ao número total de indivíduos na captura. Para um conjunto de dados, a série logarítmica é determinada pelo número de espécies na amostra e o número de indivíduos na amostra. A relação entre eles pode ser definida como:

$$S = \alpha \ln \left(1 + \frac{N}{\alpha} \right)$$

Onde S = número total de espécies;

N = número total de indivíduos;

α = índice de diversidade.

A constante α é a expressão da diversidade de espécies na comunidade, sendo uma medida robusta que pode ser usada mesmo quando os dados não seguem uma distribuição logarítmica (MAGURRAN, 2004). O índice pode ser calculado a partir da equação:

$$\alpha = \frac{N(1 - x)}{x}$$

Onde N = número total de indivíduos na amostra;

x = parâmetro da série logarítmica que pode ser calculado através de iteração da seguinte fórmula:

$$\frac{S}{N} = \left[\frac{(1 - x)}{x} \right] \cdot -[\ln(1 - x)]$$

Onde S = número total de espécies na amostra;

N = número total de indivíduos na amostra.

3.3.1.2 Série Log-normal

A premissa da distribuição log-normal considera que as espécies de abundância intermediária são as mais comuns dentro de uma comunidade (MAGURRAN, 1988). Assim, a maioria das comunidades estudadas pelos ecologistas apresenta um padrão log-normal de abundância de espécies (KREBS, 1999), embora a mesma represente comunidades grandes, maduras e bem diversificadas. Preston (1948) sugere que o eixo x (número de indivíduos de uma amostra) seja expresso usando escala geométrica (logarítmica) no lugar da escala aritmética. Quando essa conversão da escala é realizada, os dados de abundância relativa adquirem a forma sinusóide (distribuição normal), e devido ao eixo x ser expresso em escala geométrica, essa distribuição é chamada Log-normal.

A distribuição da log-normal truncada é expressa basicamente por dois parâmetros, embora May (1975) tenha demonstrado que existem diversas formas de se expressar a equação:

$$S(R) = S_0 \exp(-a^2 R^2)$$

Onde $S(R)$ = Número de espécies na R ésima oitava a partir da oitava modal; a escala de oitava corresponde à escala $\log_2$ e cada oitava representa o intervalo com 0-1 indivíduos, 1-2 indivíduos, 2-4, 4-8, 8-16 e assim em diante (PRESTON, 1948)

S_0 = número de espécies na oitava modal;

a = parâmetro relacionado com a variância da distribuição.

Sugihara (1980) propõe uma explicação biológica para a distribuição log normal de abundância. Ele prevê que o espaço comum de nicho de um determinado táxon é proporcionalmente dividido pelas espécies constituintes da comunidade. A porção espacial de nicho que cada espécie ocupa é proporcional à sua abundância relativa, onde a probabilidade de qualquer fragmento do nicho ser subdividido independe do seu tamanho. Tal teoria difere daquela proposta para as séries logarítmicas, que supõe que a porção de nicho dividida é sempre a menor delas. Quando dividimos as maiores porções, temos uma distribuição mais equitativa.

3.3.1.3 Série Geométrica

Em uma situação em que a espécie dominante ocupa uma proporção K de algum recurso limitado, a segunda espécie mais dominante irá ocupar a proporção K do recurso restante, até que todas as espécies (S) tenham se acomodado. Se esse padrão é estabelecido, e se a abundância das espécies é proporcional à quantidade de recursos que elas utilizam, o padrão resultante desta abundância irá seguir uma série geométrica (MAGURRAN, 1988).

Na série geométrica a abundância das espécies ordenadas da mais para a menos abundante será:

$$n_i = NC_k k (1 - k)^{i-1}$$

Onde n_i = o número de indivíduos na i ésima espécie;

N = o número total de indivíduos;

$C_k = [1 - (1 - k)^S]^{-1}$, e é uma constante que assegura que $\sum n_i = N$.

Trabalhos de campo têm demonstrado que os padrões estruturais estabelecidos pelas séries geométricas são geralmente encontrados em ambientes pobres em diversidade, ou que se encontram em estágios iniciais de sucessão ecológica. Assim, à medida que o ambiente amadurece ou têm suas condições ambientais melhoradas, outros modelos passam a representar melhor a comunidade (MAGURRAN, 2004).

3.3.2 Medidas de diversidade

Com o intuito de se traçar um paralelo entre os padrões de distribuição espécie-abundância encontrados através dos modelos teóricos e as análises tradicionais de estrutura da comunidade, a diversidade específica em cada ponto foi analisada através do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). Este índice mede a incerteza de que dois indivíduos tomados ao acaso de uma população de S espécies e N indivíduos, sejam da mesma espécie (KREBS, 1999). Pode ser calculado através da fórmula:

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} * \log_2 \frac{n_i}{N}$$

Onde: S = Número de espécies na amostra; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos na amostra.

A equitabilidade foi calculada a partir do índice de Simpson, que se baseia no número de espécies observadas na amostra, podendo ser calculada pela fórmula:

$$1 - D = \sum \left(\frac{n_i [n_i - 1]}{N [N - 1]} \right)$$

Onde n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos na amostra.

Os índices foram calculados tanto para a amostra total (diversidade γ) quanto para cada estação (diversidade α). Para se avaliar possíveis diferenças significativas entre as estações amostradas na diversidade α , aplicou-se uma Análise de Variância de uma via (ANOVA) com um erro alfa de 5%, cujos pressupostos de normalidade foram testados pelo teste de Shapiro-Wilk, e os de homocedasticidade pelo teste de Levene. Quando a ANOVA apresentou diferenças significativas, aplicou-se o teste de Tukey para verificar quais os níveis

do fator que diferiram. Quando os pressupostos não foram atingidos, o teste similar não-paramétrico Kruskal-Wallis foi aplicado (ZAR, 1999).

3.3.3 Dados abióticos

Para se avaliar possíveis diferenças significativas nos parâmetros físico-químicos entre as estações amostradas a nível espacial, aplicou-se uma Análise de Variância de uma via (ANOVA) com um erro alfa de 5%, cujos pressupostos de normalidade foram testados pelo teste de Shapiro-Wilk, e os de homocedasticidade pelo teste de Levene. Quando a ANOVA apresentou diferenças significativas, aplicou-se o teste de Tukey para verificar quais estações apresentaram diferenças significativas entre elas. Quando os pressupostos não foram atingidos, o teste similar não-paramétrico Kruskal-Wallis foi aplicado (ZAR, 1999).

3.3.4 Análise Multivariada

Para verificar os padrões de associação entre as estações, foi utilizada a técnica não-métrica de escalonamento multidimensional (MDS). O objetivo da análise é rearranjar a distribuição das variáveis (estações) de modo a detectar as menores dimensões significativas para explicar as similaridades ou dissimilaridades (distâncias) entre elas (MAGURRAN, 2004).

A análise foi realizada com duas massas de dados distintas, para comparação dos resultados. Na primeira situação, as estações foram comparadas a partir da abundância absoluta de cada espécie por ano, com dados transformados em $\log(x + 1)$. No segundo momento, as espécies foram classificadas em sete categorias funcionais (tabela 2), onde a matriz dos dados foi construída obedecendo a metodologia proposta por Cunico *et al.*, (2011). Tal categorização consiste em atribuir valores de 0 a 3 de acordo com a abundância relativa por ano de cada espécie para cada categoria, utilizando categoria (0) para espécies com abundância relativa <1%, categoria (1) para espécies com abundância relativa entre 1% e 10%, categoria (2) para espécies com abundância relativa entre 10% e 50% e categoria (3) para espécies com abundância relativa >50%.

A quantificação da similaridade entre as estações foi calculada a partir do coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis em ambos os casos, e o estresse foi calculado entre a matriz de similaridade e a ordenação obtida pela representação gráfica.

Análise de similaridade unifatorial (ANOSIM) foi utilizada para verificar possíveis diferenças entre as estações amostradas, a partir da mesma matriz de similaridade empregada na realização do MDS. Tal método permite verificar se existe diferença significativa na

composição de espécies entre os ambientes estudados, onde valores perto de 1 indicam grandes diferenças, enquanto que valores próximos de zero demonstram grandes semelhanças (CLARKE; WARWICK, 2001).

Tabela 2 - Classes e categorias utilizadas para a classificação do perfil funcional das espécies de peixes capturadas nos cinco diferentes locais. A caracterização de cada espécie foi construída através de literatura específica, como ALMEIDA-NETO *et al.*, 2012; ALVIM, 1999; ARAGÃO, 2007; COLLIER *et al.*, 2012; FISHBASE, 2012; GODINHO *et al.*, 2003; GODINHO *et al.*, 2009; GOMES e VERANI, 2003; PINTO, 2011; POMPEU; GODINHO, 2003 ROCHA, 2009 ; SANTOS, 2011; SATO *et al.*, 2003; REIS *et al.*, 2003; WINEMILLER, 1991; WINEMILLER e JEPSEN, 2002.

Classes funcionais	Categorias funcionais	Descrição
Hábito Alimentar	algívoro detritívoro fitófago herbívoro iliófago insetívoro onívoro perifitófago raspador piscívoro zooplantívoro	Classificação de acordo com o item alimentar predominante na alimentação natural da espécie;
Posição na coluna d'água	Bentônico coluna d'água superfície	Principal ambiente explorado pela espécie dentro da coluna d'água;
Fecundidade	Alta baixa média	Capacidade de obter sucesso na fecundação;
Deslocamento reprodutivo	Migrador não-migrador	Necessidade de realizar migrações para reprodução;
Comprimento total máximo	categoria 1 categoria 2 categoria 3	Comprimento máximo registrado em literatura, com categoria (1) para espécies com CTmax < 10 cm, categoria (2) para 10 cm < CTmax < 40 cm e categoria (3) CTmax > 40 cm;
Grau de resiliência	Baixo médio alto	Capacidade de uma população em restaurar seu estado de equilíbrio;
Origem	Nativa introduzida	Classificação da espécie de acordo com a sua bacia hidrográfica de origem;

Para discriminação de qual espécie ou categoria funcional pode estar causando a diferenciação entre as regiões, foi utilizada a técnica SIMPER, utilizando a mesma matriz de similaridade. Através da comparação par a par de todas variáveis, o método permite quantificar a taxa de contribuição de cada espécie ou categoria para a dissimilaridade dentro e

entre as estações. Todas as análises e gráficos foram realizadas utilizando os softwares Primer 6.0 e SigmaPlot 11.0.

4 RESULTADOS

4.1 LEVANTAMENTO DAS ESPÉCIES

Foram coletado 6096 indivíduos, distribuídos em seis ordens, 16 famílias e 51 espécies. Deste total, 36 espécies pertenceram à ordem Characiformes, seguido de oito espécies de Siluriformes, seis de Perciformes, duas de Cyprinodontiformes e apenas uma espécie para as ordens Clupeiformes e Gymnotiformes (tabela 3). Com relação ao número de indivíduos, o predomínio de ordem Characiformes se manteve, com 82,5% do total de espécimes capturados, seguido de Perciformes (9,5%) e Cyprinodontiformes (4%). As ordens, Clupeiformes (3,1), Siluriformes (1,1%) e Gymnotiformes (0,1) apresentaram as menores ocorrências, sendo a última representada por apenas um único indivíduo, como podemos visualizar na figura 3.

O grupo *incertae sedis* in Characidae foi o mais abundante nas amostras com 61% do total de indivíduos capturados, também apresentando a maior riqueza, com 13 espécies. A maior abundância esteve concentrada em apenas cinco espécies, sendo elas *Astyanax lacustris*, *Hemigrammus gracilis*, *Moenkhausia costae*, *A. fasciatus* e *Triportheus guentheri*, todas endêmicas da bacia. Juntas, tais espécies somaram 55% da captura total. Em segundo lugar estiveram os outros representantes da família Characidae, pertencentes a 11 espécies e com aproximadamente 14% das capturas. A terceira maior contribuição esteve concentrada nos ciclídeos, com 9,5% da abundância total e seis diferentes espécies.

Tabela 3 - Número total de indivíduos das 54 espécies capturadas nas cinco diferentes estações ao longo dos três anos de coleta (2006 a 2009) no submédio São Francisco; os valores em destaque indicam as cinco espécies mais abundantes no total e para cada estação. Estação I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV-Santa Maria da Boa Vista e V-Orocó.

Ordem	Família	Espécie	I	II	III	IV	V	Total
Characiformes	Acestrotrichidae	<i>Acestrotrichus lacustris</i>		1	2	3	3	9
		<i>Leporinus piau</i>	1	3	22	5	20	51
	Anostomidae	<i>Leporinus reinhardti</i>		10	1			11
		<i>Schizodon kneri</i>				3	1	4
		<i>Metynnis lippincottianus</i>	5					5
	Characidae	<i>Metynnis maculatus</i>	1				3	4

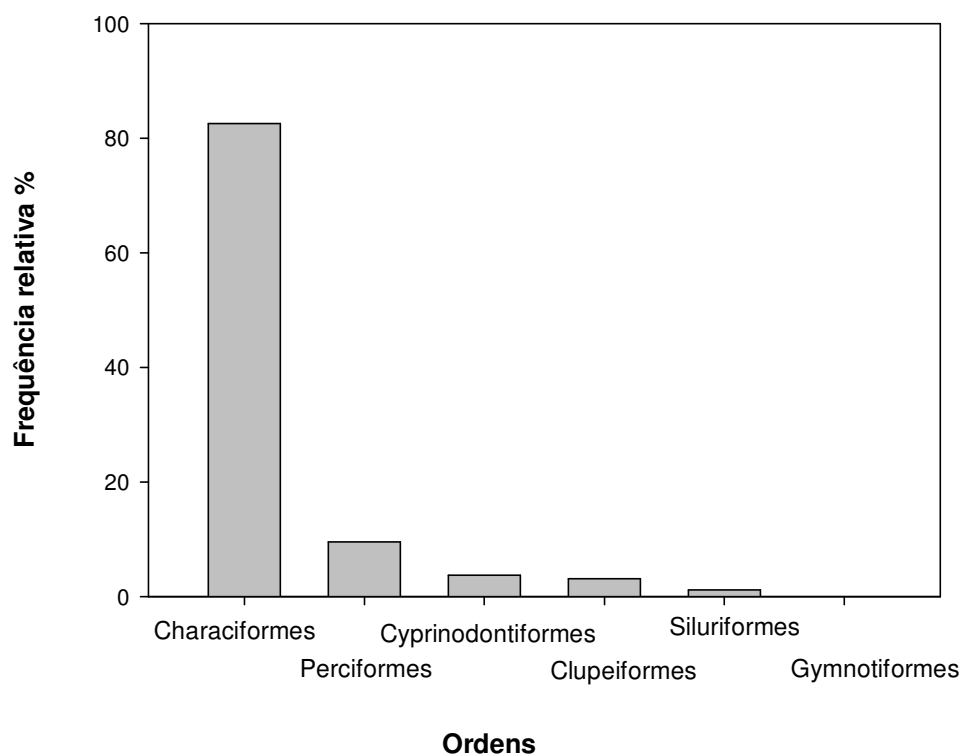
Tabela 3 (cont.) - Número total de indivíduos das 54 espécies capturadas nas cinco diferentes estações ao longo dos três anos de coleta (2006 a 2009) no submédio São Francisco; os valores em destaque indicam as cinco espécies mais abundantes no total e para cada estação. Estação I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV-Santa Maria da Boa Vista e V-Orocó.

Ordem	Família	Espécie	I	II	III	IV	V	Total
		<i>Metynnis</i> spp.	16	1	3	20		40
		<i>Myleus micans</i>	16	27	1	5	3	52
		<i>Orthospinus franciscensis</i>	10	34	30	51	7	132
		<i>Pygocentrus piraya</i>	9	2				11
		<i>Roeboides xenodon</i>	3					3
		<i>Serrapinnus heterodon</i>	3	39	282	10	47	381
		<i>Serrapinnus piaba</i>	7	18	8		21	54
		<i>Serrasalmus brandtii</i>	90	27	1	10	12	140
		<i>Tetragonopterus chalcus</i>	1	8	1	6		16
	Curimatidae	<i>Curimatella lepidura</i>	9	87	27	140	3	266
		<i>Cyphocharax gilberti</i>	1					1
		<i>Steindachnerina elegans</i>		11				11
	Erythrinidae	<i>Hoplias cf. lacerdae</i>		22	8	10	3	43
		<i>Hoplias malabaricus</i>		1	1	2	5	9
	Incertae Sedis in Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>		28	312	42	54	436
		<i>Astyanax lacustris</i>	36	269	496	284	217	1302
		<i>Astyanax</i> spp.			5	2		7
		<i>Bryconamericus stramineus</i>			2			2
		<i>Bryconops cf. affinis</i>		63	116	24	111	314
		<i>Hemigrammus gracilis</i>	159	305	21	111	111	707
		<i>Hyphessobrycon santa</i>				1	10	11
		<i>Moenkhausia costae</i>	74	180	31	231	2	518
		<i>Moenkhausia sanctae-filomenae</i>				1		1
		<i>Phenacogaster franciscoensis</i>	18	1		2		21
		<i>Piabina argentea</i>					1	1
		<i>Psellogrammus kennedyi</i>			5			5
		<i>Triportheus guentheri</i>	83	93	239	4	5	424
	Parodontidae	<i>Apareiodon piracicabae</i>		2	13			15
	Prochilodontidae	<i>Prochilodus argenteus</i>					1	1
		<i>Prochilodus costatus</i>			3	7	13	23
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Anchoviella vaillanti</i>	66	81	19	17	5	188
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia</i> spp.	132	37	7	30	14	220
		<i>Poecilia vivipara</i>		7				7
Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>					1	1
Perciformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	57	4	1		1	63
		<i>Cichla cf. kelberi</i>	2	9	13	16	2	42
		<i>Cichlasoma cf. sanctifranciscensis</i>	88	30	3	18	6	145
		<i>Crenicichla cf. lepidota</i>	19	26	4	9	6	64
		<i>Geophagus brasiliensis</i>		1		1		2
		<i>Oreochromis cf. niloticus</i>	167	78		18	1	264

Tabela 3 (cont.) - Número total de indivíduos das 54 espécies capturadas nas cinco diferentes estações ao longo dos três anos de coleta (2006 a 2009) no submédio São Francisco; os valores em destaque indicam as cinco espécies mais abundantes no total e para cada estação. Estação I-Sobradinho, II-Petrolina, III-Vermelhos, IV-Santa Maria da Boa Vista e V-Orocó.

Ordem	Família	Espécie	I	II	III	IV	V	Total
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella laurenti</i>			14			14
	Loricariidae	<i>Hypostomus alatus</i>				1		1
		<i>Hypostomus</i> spp.		2		1		3
		<i>Megalancistrus barrae</i>					2	2
		<i>Rhinelepis aspera</i>					2	2
		<i>Rineloricaria lima</i>				1		1
		<i>Rineloricaria</i> sp.		16	10	17	1	44
	Pseudopimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>		1		1		2
	Número total de indivíduos		1073	1524	1701	1104	694	6096
	Número total de espécies		26	35	32	35	33	54

Figura 3 - Frequência relativa das diferentes ordens de peixes capturadas no submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.

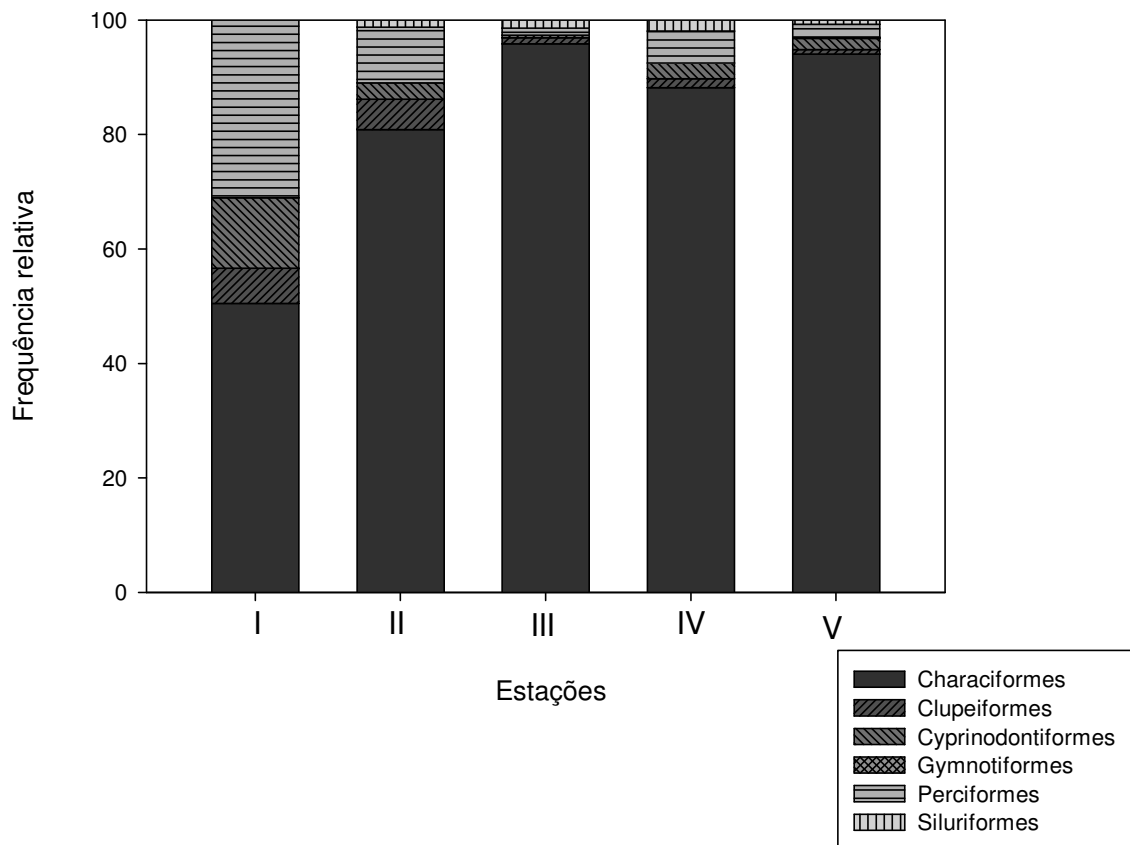


Analisando separadamente as estações amostradas, a ordem Characiformes também apresentou as maiores abundâncias, porém o seu percentual de participação não se mostrou constante em todos os lugares (figura 4). Na estação I, por exemplo, os Characiformes representaram 51% das capturas, enquanto que para a estação V esse valor subiu para 94%. Já

para a ordem Perciformes, o incremento seguiu uma tendência contrária, com os maiores valores na estação I (31% da captura total) e apenas 2% na estação V. Da mesma forma, os Cyprinodontiformes variaram de 12% na estação I para apenas 2% na última estação.

Adicionalmente, a participação das diversas espécies nem sempre foi homogêneo entre os locais (tabela 3). Das cinco espécies mais capturadas na estação I, apenas *Hemigrammus gracilis* foi compartilhada com outras regiões. A soberania no número de indivíduos das espécies *Oreochromis cf. niloticus*, *Poecilia* spp., *Serrasalmus brandtii*, e *Cichlassoma sanctifranciscensis* encontrada na estação I, também não se repetiu para os outros locais. Como exemplo temos o ciclídeo introduzido, *O. cf. niloticus* (tilápia do Nilo), que apesar de apresentar a maior participação em número de indivíduos (15% da captura) no ponto I, teve sua participação reduzida para apenas um único espécime na estação V. Em contrapartida, as outras quatro regiões (de II a V) apresentaram uma composição mais semelhante, com todas elas compartilharam ao menos três espécies das cinco mais abundantes com outras estações, todas pertencentes à ordem Characiformes.

Figura 4 - Frequência relativa das diferentes ordens de peixes capturadas no submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.

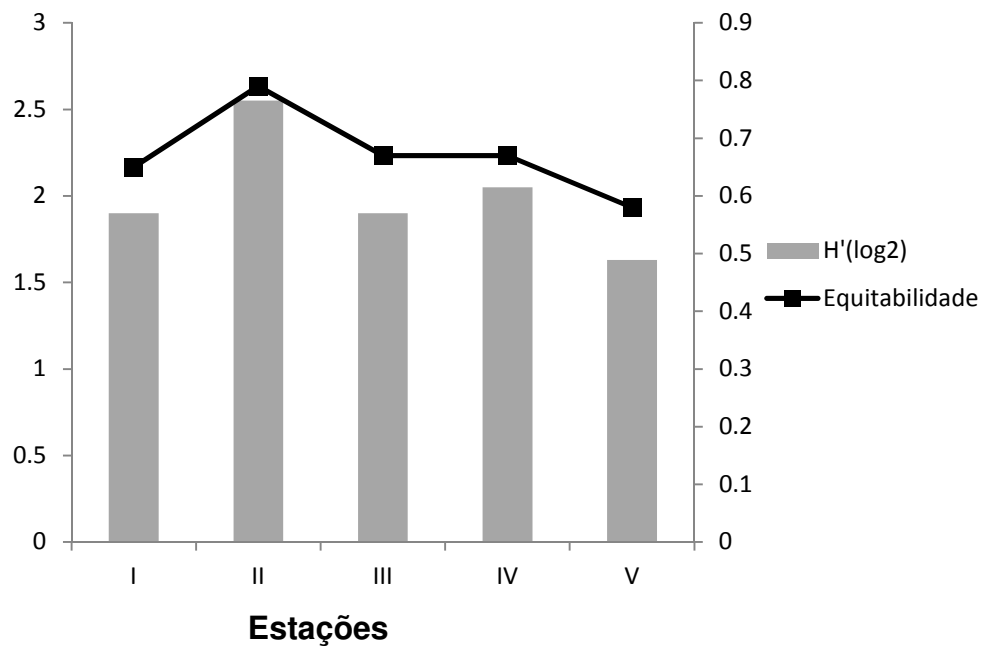


Com relação à participação em peso, foi coletado um total de 25,8Kg, com o grupo *incertae sedis* in Characidae apresentando também os maiores valores de biomassa total (9,81Kg). Entre os pontos, a estação IV foi aquela que mais contribuiu, com 6,56Kg, seguida dos pontos II e III (5,31Kg e 5,62Kg, respectivamente). A participação em biomassa das diferentes famílias também apresentou variação ao longo do eixo longitudinal, onde a estação I teve 63% da sua biomassa representada por ciclídeos, seguidos de 18% do grupo *insertis sedis* e 12% de Characidae. Nos dois pontos seguintes (estações II e III) o grupo *insertis sedis* passou a abrigar os maiores valores de biomassa (47 e 68%, respectivamente), com a família Cichlidae reduzindo sua participação para o 2º lugar, com 22% e 14% da contribuição em peso, respectivamente.

Na estação IV, *insertis sedis* permanece como a mais participativa, seguida da família Curimatidae, com 29% e os ciclídeos apenas em 3º lugar. Já a região mais a jusante do eixo (estação V), exibiu 42% da sua biomassa abrigada pela família Loricariidae, seguido de 13% com a família Anostomidae e 13% *insertis Sedis*. Ainda na mesma estação, a família Cichlidae, que apresentou os maiores valores nas regiões mais próximas ao reservatório, esteve representada por apenas 10% das capturas (4º lugar) demonstrando um declínio de sua participação no eixo longitudinal do rio.

O índice médio de diversidade (H') para o trecho estudado (diversidade γ) foi igual a $3,3 \pm 0,08$ (média $\pm$ desvio padrão), já a equitabilidade (1-D) foi igual a $0,84 \pm 0,04$ (média $\pm$ desvio padrão) (Figura 05). Entre as estações (diversidade α), a diversidade média foi menor que a diversidade γ , variando de um valor mínimo de 1,63 na estação V a um valor máximo de 2,55 na estação II. A análise de variância detectou diferença significativa entre as estações ($F_{4,60} = 3,198$; $p=0,02$), sendo as estações II e V diferentes entre si, comprovado pelo teste a posteriori de Tukey ($p=0,01$). A equitabilidade variou de 0,58 a 0,79, com as estações II e V novamente apresentando o maior e o menor valor, respectivamente. Do mesmo modo, a análise de variância detectou diferenças estatísticas ($F_{4,60} = 2,672$; $p=0,041$), e o teste de Tukey encontrou o mesmo padrão, onde as estações II e V diferiram significativamente entre si ($p = 0,02$).

Figura 5 - Média da diversidade (Shannon-Winer) e equitabilidade (Simpson) das comunidades de peixes do submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.



4.2 ESTRUTURA DE ASSOCIAÇÃO: ANÁLISE MULTIVARIADA

As cinco estações foram distribuídas em sequência no gráfico de escalonamento multidimensional não métrico (MDS), a partir dos dados de abundância das espécies capturadas e também a partir das suas respectivas categorias funcionais. A diferença entre os valores de estresse entre as duas análises demonstra que os dados de abundância possibilitaram a melhor representação gráfica da sua matriz de similaridade (Figuras 6 e 7). Em ambas as abordagens, a estação I logo após o reservatório e a estação V mais distante do mesmo estiveram separadas, não apresentando projeções gráficas sobrepostas. As estações intermediárias (II, III e IV) estiveram mais agregadas, com a melhor representação se dando pelos dados de abundância absoluta das espécies.

A análise de similaridade (ANOSIM) entre as estações ao longo dos anos demonstrou diferença significativa para ambas as abordagens, apresentando valores relativamente menores para os dados de categoria funcional ($R = 0,347$; $p=0,017$) do que quando analisados pelas abundância absoluta ($R = 0,391$; $p=0,03$) (tabela 7).

De forma geral, as estações foram melhor discriminadas pela análise das abundâncias, o que pode ser confirmado tanto pelo R global da análise, como na comparação par a par entre as estações. Quando as estações foram comparadas par a par, os maiores valores de R (que representam as maiores dissimilaridades) foram encontrados entre os pontos I e V e I e III, nas

duas diferentes abordagens. As estações III e IV apresentaram as maiores semelhanças quando analisadas a partir da abundância absoluta, enquanto que pela abordagem da composição funcional, II e IV apresentaram os menores valores de dissimilaridade. Vale salientar que em nenhuma ocasião estações adjacentes, ou seja, I e II, II e III, III e IV e IV e V, apresentaram altos valores de R (Tabela 4A).

Para compreender quais estações poderiam estar acumulando as diferenças, retiramos a estação V da análise de similaridade, e então verificamos que a partir dos dados de abundância absoluta as estações permaneceram significativamente diferentes, com os maiores valores de R entre as estações I e III e I e IV. Já para as categorias funcionais, o teste passa a não detectar mais diferenças estatísticas ($p = 0,1$), mas os maiores valores de R permanecem entre a estação I e III (Tabela 4B). Quando mantemos a estação V e retiramos a estação I da análise, para ambas as abordagens o teste passa a não detectar diferença estatística ($p > 0,05$). Neste caso os maiores valores de R passam a se concentrar entre as estações geograficamente opostas, II e V (Tabela 7C). Dessa forma, é possível inferir que a estação I é a que difere das demais, e que para as categorias funcionais apenas a relação entre a estação I e V é estatisticamente diferente.

Figura 6 - Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico para a assembléia de peixes das cinco diferentes estações estudadas no submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009, utilizando os dados de abundância absoluta por ano transformados em Log (X+1) e índice de similaridade de Bray Curtis.

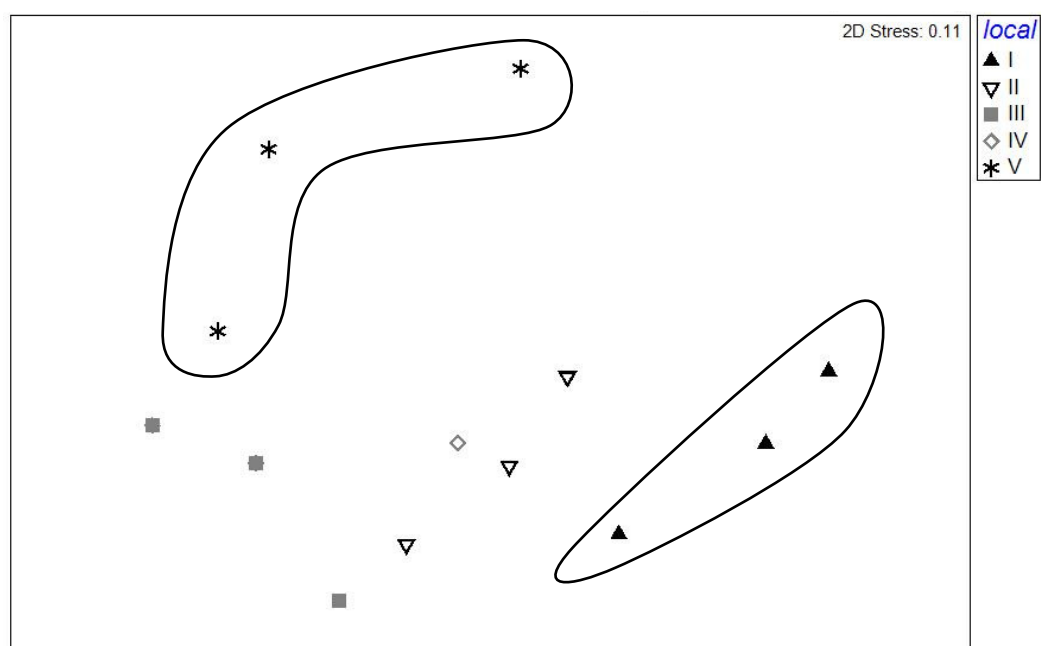
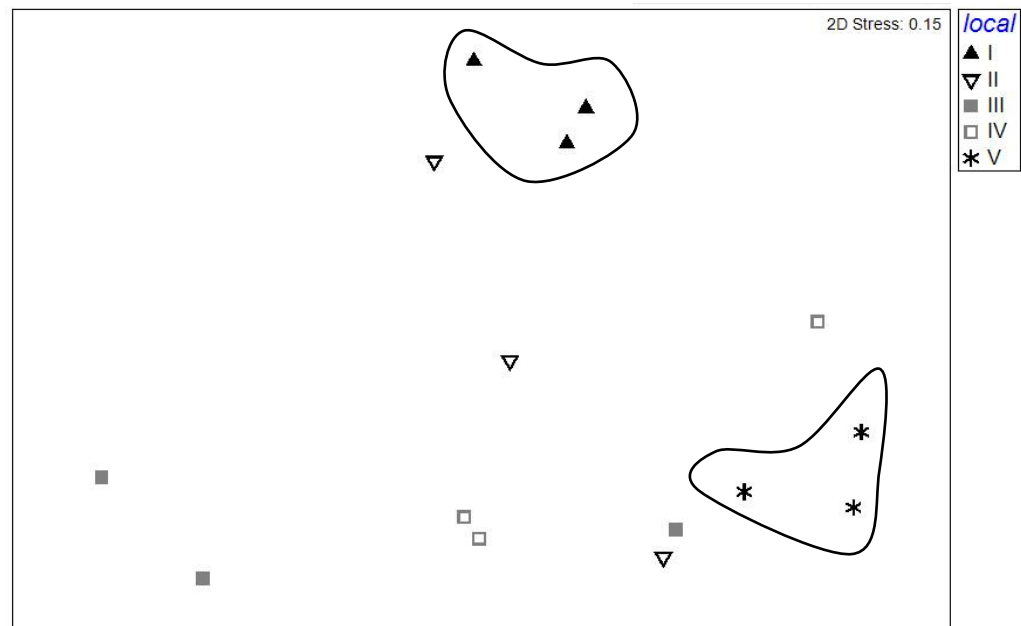


Figura 7 - Análise de Escalonamento Multidimensional não-métrico para a assembléia de peixes das cinco diferentes estações estudadas no submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009, utilizando os dados de categorização funcional das espécies capturadas em cada ano transformados em Log (X+1) e índice de similaridade de Bray Curtis.



A partir do método SIMPER foi possível verificar a contribuição de cada espécie e categoria funcional na discriminação das estações. Os maiores valores de similaridade interna em ambas as abordagens foram encontradas na estação I (Tabela 5), demonstrando uma composição estável ao longo dos três anos. Quando analisamos a contribuição de cada espécie para esta semelhança, temos *Cichlassoma sanctifranciscensis*, *Moenkhausia costae*, *Poecilia* spp. e *Oreochromis niloticus* contribuindo com 47% da similaridade interna da estação. A partir das categorias funcionais, espécies de coluna d'água, com fecundidade baixa, que não desenvolvem migrações reprodutivas, e com período reprodutivo longo contribuem com 23,17% da similaridade.

Já com relação aos menores valores de similaridade interna, as diferentes abordagens apontaram estações distintas. A estação V foi a mais desigual com relação à abundância absoluta, com apenas 12 espécies (de 33 espécies capturadas) sendo compartilhadas ao longo dos três anos. A estação III apresentou os menores valores quando analisados a partir da estrutura funcional, compartilhando apenas 14 categorias ao longo dos três anos, enquanto que todas as outras estações apresentaram mais de 19 atributos similares.

Tabela 4 - Estatística R da análise de similaridade de peixes (ANOSIM) entre as estações do submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009, de acordo com as categorias funcionais das espécies capturadas e das suas abundâncias absolutas. Os menores e os maiores valores estão em destaque. Grupos A: todas estações consideradas, B: estação V não incluída na análise, C: estação I não incluída na análise.

Grupos ^A	Abundância Absoluta	Categoria Funcional
	R (global) = 0,391 ; p= 0,03	R (global) = 0,347 ; p=0,01
	Estatística R	Estatística R
I, II	0,259	0,111
I, III	0,926	0,63
I, IV	0,778	0,407
I, V	0,963	1
II, III	0,185	0,037
II, IV	0,185	-0,333
II, V	0,519	0,407
III, IV	-0,259	0,037
III, V	0,185	0,444
IV, V	0,222	0,444
Grupo ^B	R (global) = 0,346 ; p= 0,05	R (global) = 0,204 ; p=0,1
I, II	0, 259	0,259
I, III	0,926	0,667
I, IV	0,778	0,444
II, III	0,185	0
II, IV	0,185	-0,333
III, IV	-0,259	0,037
Grupo ^C	R (global) = 0,154 ; p= 0,13	R (global) = 0,133 ; p=0,21
II, III	0,185	0
II, IV	0,185	-0,333
II, V	0,519	0,407
III, IV	-0,259	0,037
III, V	0,185	0,37
IV, V	0,222	0,407

Analisando par a par as estações, os grupos que apresentaram as maiores semelhanças foram compostos pelas estações III e IV, de acordo com a composição numérica das espécies, e II e IV de acordo com a estrutura funcional, corroborando o encontrado na análise de similaridade ANOSIM. As estações III e IV apresentaram 25 espécies compartilhadas, enquanto que para os atributos funcionais, as estações II e IV compartilharam 20 categorias.

Tabela 5 - Método SIMPER de quantificação das diferenças na composição das assembléias de peixes entre e dentro de cada estação do submédio São Francisco, coletadas no período de 2006 a 2009, de acordo com as categorias funcionais das espécies e das suas abundâncias absolutas. As taxas de similaridades são calculadas dentro do grupo e as dissimilaridades, entre grupos. Os maiores e os menores valores estão em destaque.

Grupos	Abundância Absoluta	Categoria Funcional
Similaridade média		
I	60,65	91,15
II	57,22	86,21
III	53,62	83,87
IV	56,63	86,50
V	45,72	89,67
Dissimilaridade média		
I, II	45,95	14,20
I, III	67,69	20,35
II, III	47,52	15,37
I, IV	61,87	15,11
II, IV	45,49	10,96
III, IV	34,68	15,93
I, V	68,11	19,11
II, V	55,76	14,38
III, V	53,42	16,70
IV, V	53,67	15,63

Os maiores valores de dissimilaridade de acordo com a contribuição numérica das espécies estiveram concentrados nas estações I e V, que apresentaram 10 espécies não compartilhadas. Entre aquelas que mais contribuíram, temos *Bryconops cf. affinis*, *Oreochromis niloticus*, *Moenkhausia costae* e *Hemigrammus gracilis*, que juntas somam 24% da dissemelhança. Para a composição funcional, as estações I e III se mostraram as mais distintas, com sete categorias não compartilhadas. Espécies tolerantes, onívoras, de tamanho menor que 10 cm e introduzidas foram responsáveis por 29% da dissimilaridade entre as estações.

4.3 CURVAS DE ESPÉCIE-ABUNDÂNCIA

4.3.1 Whittaker plot

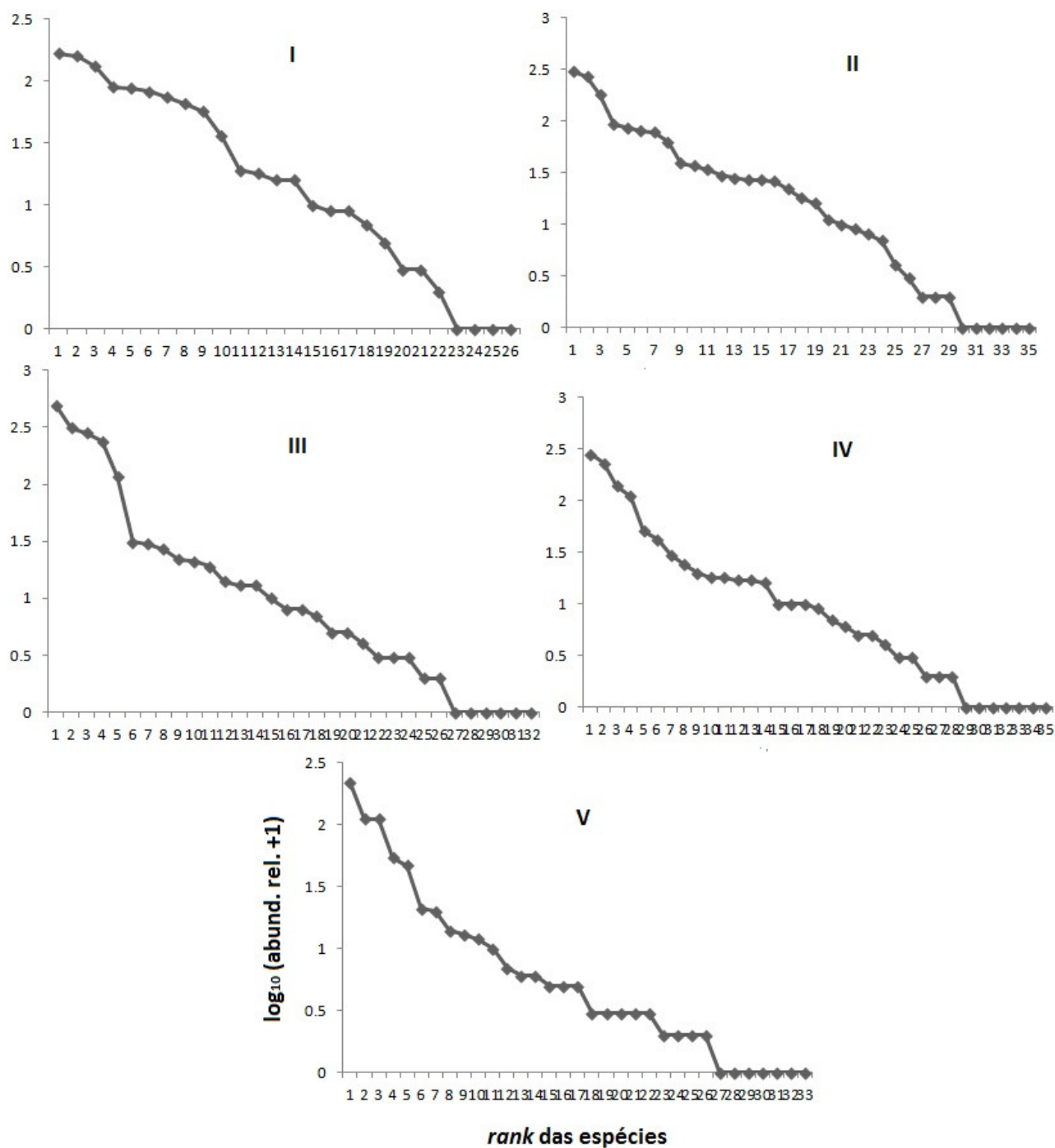
As curvas de abundância de espécies nos permitiram visualizar diferentes padrões de distribuição entre os locais, como podemos verificar na figura 8. Quando comparamos o padrão de inclinação da curva entre as cinco estações, podemos visualizar uma modificação

evidente, sobretudo naquela porção mediana, referente as espécies com abundâncias intermediárias/menores. Fazendo uma comparação entre as porcentagens de espécies representadas por menos de 10 indivíduos entre os locais, temos Sobradinho (estação I) com 46% de espécies, seguida da estação II, com 42% das espécies com menos de 10 indivíduos. A partir do momento em que nos deslocamos longitudinalmente no eixo do rio, esse padrão parece ser incrementado, com a estação III e IV apresentando 50 e 60% das espécies com menos de 10 indivíduos, respectivamente. Quando finalmente analisamos a estação V, observamos que esse número atinge 69% das espécies, demonstrando a soberania de espécies relativamente raras compondo esta comunidade.

Tal diferença parece estar ligada à menor riqueza de espécies na estação I comparada com as demais, além de poucos representantes com abundâncias inferiores contribuindo para uma inclinação de curva mais acentuada. Já a estação V parece apresentar uma distribuição mais homogênea de número de indivíduos ao longo do ranking das espécies, com poucas espécies dominantes, algumas de abundância intermediárias e um número relativamente elevado de espécies raras. Essas diferentes conformações estruturais das comunidades se mostram mais evidentes quando analisamos os pontos geograficamente opostos (I e V).

Os diferentes modelos teóricos de distribuição nos permitem verificar qual o melhor ajuste aos dados encontrados, e assim sugerir possíveis explicações ecológicas para tais diferenças.

Figura 8 - Curvas espécie-abundância (*Whittaker plot*) de peixes capturados em um trecho do submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009.



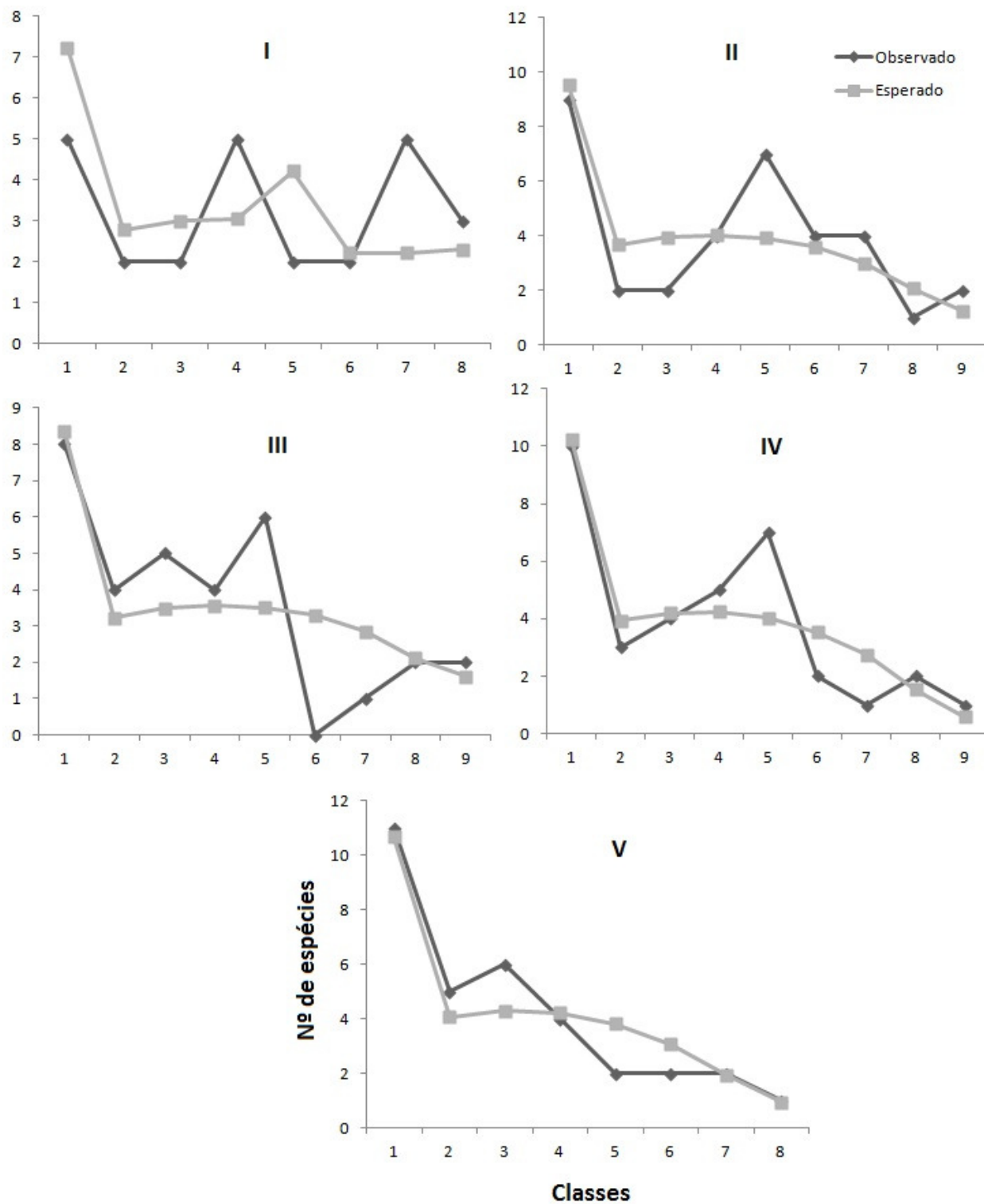
4.3.2 Série Logarítmica

A partir dos dados de captura total, foi possível verificar que todos os pontos se ajustaram a série logarítmica, como podemos verificar na tabela 6 e na figura 9. O descritor α , que é a expressão da diversidade de espécies na comunidade, variou ao longo do eixo longitudinal, com os valores mais baixos na primeira estação e o maior, naquela mais a jusante.

Tabela 6 - Ajuste à série logarítmica dos peixes coletados no submédio São Francisco, coletados no período de 2006 A 2009.

Estação	α	x (da série log)	X² calc.	X² 0,05; gl tabelado	Conclusão
I	4,85	0,995	7,44	X ² _{0,05;7} = 14,67	Se ajusta
II	6,39	0,996	5,55	X ² _{0,05;8} = 15,50	Se ajusta
III	5,59	0,997	7,28	X ² _{0,05;8} = 15,50	Se ajusta
IV	6,88	0,994	4,75	X ² _{0,05;8} = 15,50	Se ajusta
V	7,21	0,989	2,17	X ² _{0,05;8} = 14,67	Se ajusta

Figura 9 - Distribuição do número de espécies peixes, observado e esperado, na série Logarítmica, coletados no submédio São Francisco no período de 2006 a 2009.



4.3.3 Série Log-normal Truncada

Das cinco estações analisadas, 4 se ajustaram a série log-normal, com apenas Sobradinho (estação I) não se ajustando ao modelo de distribuição esperado (Tabela 7 e Figura 10). A estação V apresentou a menor diferença entre os valores observados esperados, demonstrando que a série em questão é a mais adequada para expressar os padrões de distribuição da comunidade.

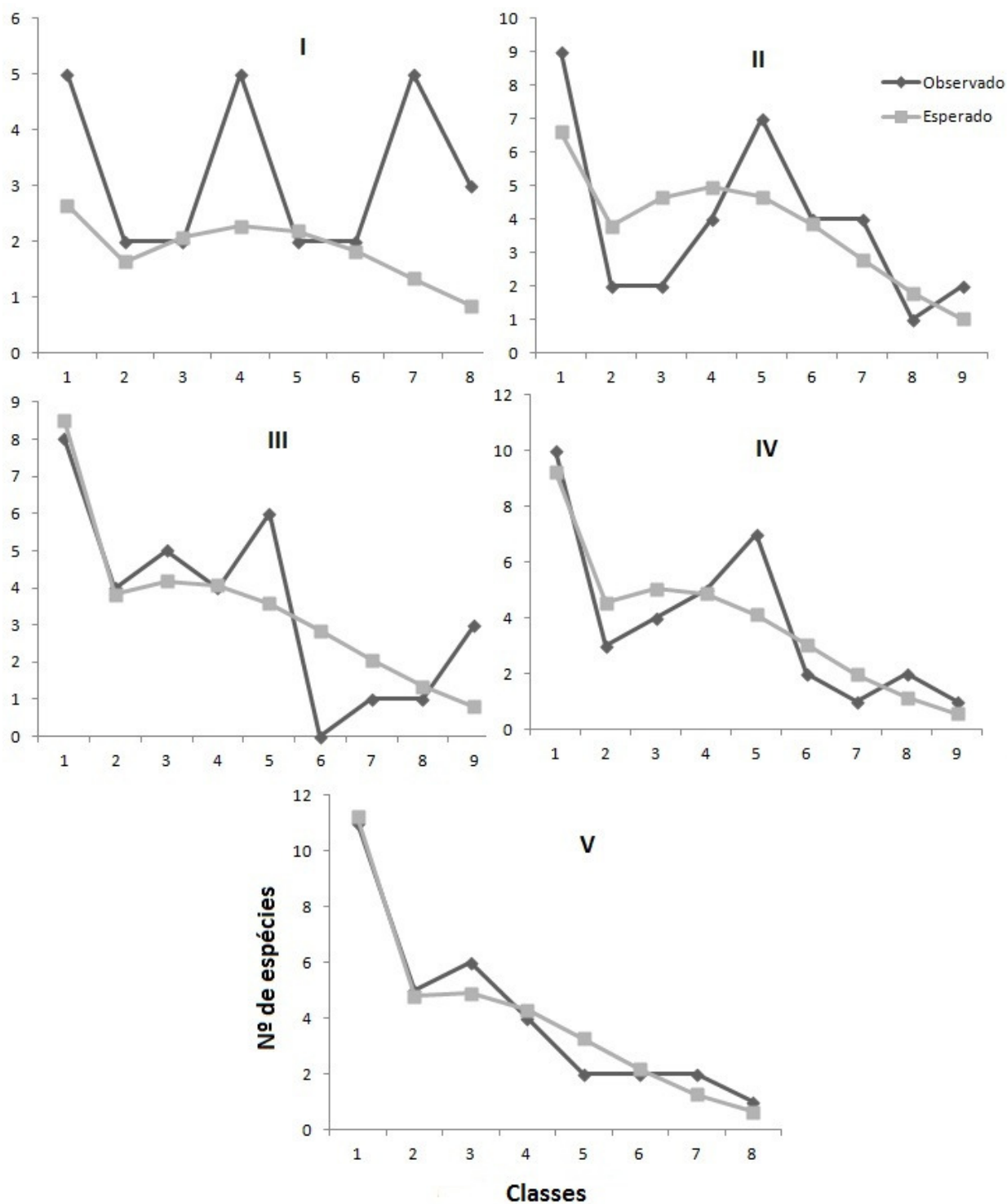
Tal modelo nos mostra que a estação I parece apresentar padrões estruturais diferentes das demais estações, sobretudo da estação V mais a jusante, que apresentou a maior discrepância entre os dados calculados e observados na série log-normal. Dessa forma, podemos sugerir que apesar da série logarítmica não ter demonstrado diferenças significativas entre as estações, as variáveis que estão sendo levadas em conta para a modelagem log-normal são mais sensíveis às alterações entre as regiões.

Os valores de S (estimativa do número total de espécies na comunidade) apresentaram incremento entre as estações no sentido montante-jusante, estando muito próximo dos valores observados na estação I (26 espécies observadas) e relativamente altos na estação V (33 espécies observadas).

Tabela 7- Ajuste à série Log-normal dos peixes coletados no submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009.

Estação	S	X² calc.	X²_{0,05; gl} tabelado	Conclusão
I	27,34	21,00	X ² _{0,05;7} = 14,67	Não se ajusta
II	37,42	6,40	X ² _{0,05;8} = 15,50	Se ajusta
III	37,99	11,27	X ² _{0,05;8} = 15,50	Se ajusta
IV	39,47	4,64	X ² _{0,05;8} = 15,50	Se ajusta
V	39,85	1,42	X ² _{0,05;8} = 14,67	Se ajusta

Figura 10 - Distribuição do número de espécies de peixes, observado e esperado na série Log-normal, coletados em um trecho do submédio São Francisco no período de 2006 a 2009.



4.3.4 Série Geométrica

Apenas a estação I teve seus dados ajustados à série geométrica, com todos as outras estações apresentando valores discrepantes entre o observado e o esperado (Tabela 8 e Figura 11). Este resultado reforça os padrões já observados nos outros modelos, que distingue a estação I mais a montante do eixo do rio das demais. Os valores do X^2 das estações III e V foram os mais altos, indicando que tais pontos são os que mais diferem da estação I no que diz respeito à distribuição de abundâncias, resultado já exibido pelas outras séries.

Os valores de K (que representa a proporção do espaço de nicho disponível ou recurso que cada espécie ocupa) variaram ao longo dos pontos, assim como os valores da constante C_k , não correspondendo ao padrão encontrado pelos valores de X^2 . Tais variações podem estar associadas ao fato de que essas variáveis levam em consideração apenas o número de indivíduos total e a riqueza das estações, sem considerar necessariamente a distribuição dos indivíduos dentro de cada táxon.

Tabela 8 - Ajuste à série Geométrica dos peixes coletados em um trecho do submédio São Francisco, no período de 2006 a 2009.

Estação	K	C_k	X^2 calculado	$X^2_{0,05; gl}$ tabelado	Conclusão
I	0.192	1.0039	37,35	$X^2_{0,05;25}= 37,35$	Se ajusta
II	0.147	1.0038	119,82	$X^2_{0,05;34}= 48,61$	Não se ajusta
III	0.167	1.9971	525,71	$X^2_{0,05;31}= 44,98$	Não se ajusta
IV	0.193	0.9995	155,98	$X^2_{0,05;34}= 48,61$	Não se ajusta
V	0.132	0.9906	308,48	$X^2_{0,05;32}= 49,19$	Não se ajusta

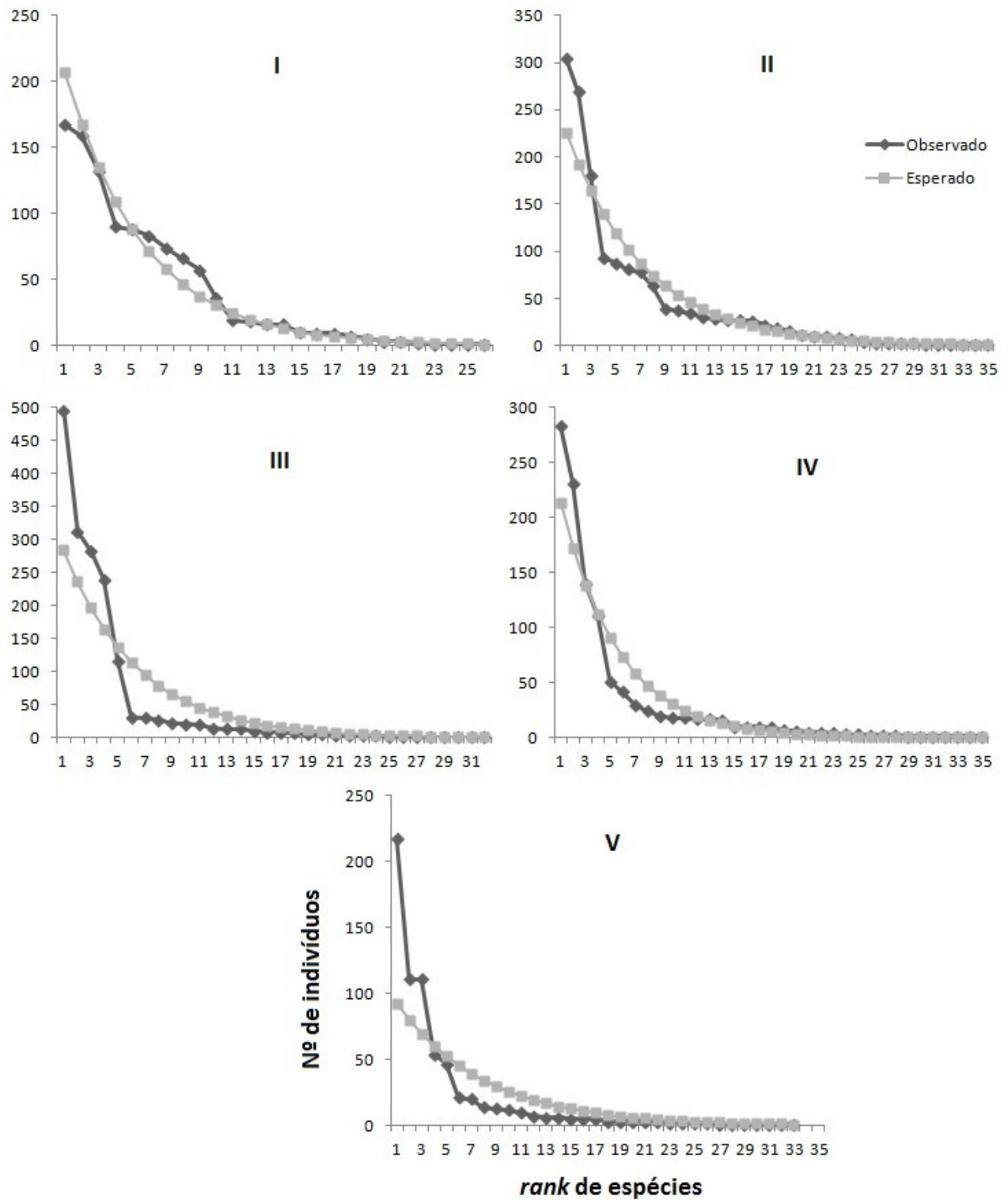


Figura 11: Distribuição do número de indivíduos observado e esperado pela série Geométrica para cada espécie de peixe capturada, coletados em um trecho do submédio São Francisco, durante o período de 2006 a 2009.

4.5. Variáveis abióticas

Os valores de temperatura, OD, pH, STD, SST, turbidez, Secchi e amônia quantificados em campo e em laboratório nas diferentes estações foram submetidos à análise de variância paramétrica ou não paramétrica, e nenhuma das variáveis apresentou diferença estatística significativa entre as estações ($p < 0,05$) (Tabela 9). Apesar desta ausência de diferenças estatísticas, é possível visualizar alguns padrões de variação ao longo do eixo longitudinal do rio.

Tabela 9: Diferentes variáveis ambientais analisadas ao longo das cinco estações do submédio São Francisco referentes ao período de 2006 a 2009. Cada variável está representada pelo seu valor médio $\pm$ desvio padrão, seguido da mediana; quartil 25% e quartil 75% durante os três anos de amostragem.

Variável abiótica	ESTAÇÕES					Análise de Variância
	I	II	III	IV	V	
T (°C)	25,6 $\pm$ 1,6	25,33 $\pm$ 1,67	26,201 $\pm$ 1,58	26,14 $\pm$ 1,68	26,18 $\pm$ 1,71	H=2,96
	26,1; 24,5; 26,8	25, 5; 24,5; 26,6	26,8; 24,0; 26,5	26,8; 24,8; 27,6	26,9; 24,5; 27,2	p = 0,563
OD (mg.L ⁻¹)	8,2 $\pm$ 1,4	7,32 $\pm$ 1,47	7,87 $\pm$ 0,69	7,26 $\pm$ 0,88	7,15 $\pm$ 0,83	F=2,286
	7,9; 7,4; 8,9	7,1; 6,4; 8,6	7,8; 7,5; 8,4	7,1; 6,9; 8,0	7,1; 6,6; 7,9	p=0,07
pH	8,5 $\pm$ 0,7	8,16 $\pm$ 0,86	8,17 $\pm$ 0,64	7,87 $\pm$ 0,49	8,08 $\pm$ 0,52	H=5,114
	8,7; 8,0; 9,0	7,9; 7,6; 8,5	8,1; 7,9; 8,4	7,8; 7,5; 8,1	8,0; 7,8; 8,5	p=0,211
STD	0,040 $\pm$ 0,003	0,045 $\pm$ 0,006	0,043 $\pm$ 0,004	0,042 $\pm$ 0,004	0,042 $\pm$ 0,003	H=6,758
	0,04; 0,038; 0,041	0,044; 0,04; 0,48	0,041; 0,04; 0,046	0,042; 0,04; 0,45	0,0415; 0,04; 0,045	p=0,149
SST	0,004 $\pm$ 0,003	0,0035 $\pm$ 0,002	0,0045 $\pm$ 0,003	0,0051 $\pm$ 0,003	0,0060 $\pm$ 0,004	F=0,716
	0,003;0,002;0,005	0,003;0,002;0,006	0,006;0,002;0,008	0,005;0,002;0,008	0,004;0,002;0,01	p=0,58
Turbidez (UNT)	6,4 $\pm$ 4,6	7,41 $\pm$ 4,2	6,99 $\pm$ 4,4	7,14 $\pm$ 4,6	6,95 $\pm$ 4,1	F=0,320
	4,6; 2,5; 11,1	5,9; 4,4; 10,3	5,4; 3,7; 9,8	5,8; 3,7; 9,9	5,5; 4,4; 9,3	p=0,864
Secchi (cm)	1,7 $\pm$ 1,1	1,642 $\pm$ 0,93	1,400 $\pm$ 0,79	1,571 $\pm$ 0,91	1,438 $\pm$ 0,848	H=0,802
	1,75; 0,65; 2,35	2,67; 0,7; 2,5	1,25; 0,62; 2,0	1,5; 0,65; 2,5	1,4; 0,6; 2,1	p=0,938
Amônia (mg.L ⁻¹)	15,3 $\pm$ 8,4	23,9 $\pm$ 18,8	29,5 $\pm$ 28,5	23,8 $\pm$ 21,1	11,5 $\pm$ 6,9	H=5,491
	14,4; 12,9; 16,4	14,8; 8,7; 43,2	16,0; 9,5; 33,0	16,5; 9,7; 25,6	9,5; 4,0; 14,1	p=0,241

Os sólidos suspensos totais (SST) apresentam um leve incremento no sentido montante-jusante, com a estação I apresentando os menores valores e a estação V, os maiores.

De forma semelhante, a transparência (Secchi) apresenta padrão inverso, com o maior e menor valor na estação I e V, respectivamente.

O oxigênio dissolvido apresentou leve diferenciação entre as estações, com o ponto I apresentando uma média igual a $8,2 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, ligeiramente superior à média das outras estações (Tabela 9). Apesar do resultado da análise de variância não ter demonstrado diferenças significativas entre as estações ($p=0,07$), ele esteve muito próximo do nível de significância, demonstrando possíveis diferenças entre as regiões. Analisando mês a mês, o maior valor registrado foi encontrado na estação I ($11,6 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$) enquanto que o menor foi registrado na estação II ($5,3 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$).

A partir das séries de vazões aferidas pelo Departamento de Recursos Hídricos (CHESF) foi possível verificar diferenças significativas entre as três estações de monitoramento ($H_{2; 360} = 15,054$, $p < 0,001$). A vazão média para as estações de Juazeiro, Santa Maria da Boa Vista e Ibó foram iguais a $1917 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, $2024 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, e $2161 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, respectivamente como podemos visualizar na Figura 12. O teste *a posteriori* de comparação múltipla (teste de Tukey) demonstrou diferença significativa entre a estação de Juazeiro e Ibó ($p < 0,05$), que apresentaram a menor e a maior vazão, respectivamente, e que correspondem aquela mais próxima e a mais distante do reservatório.

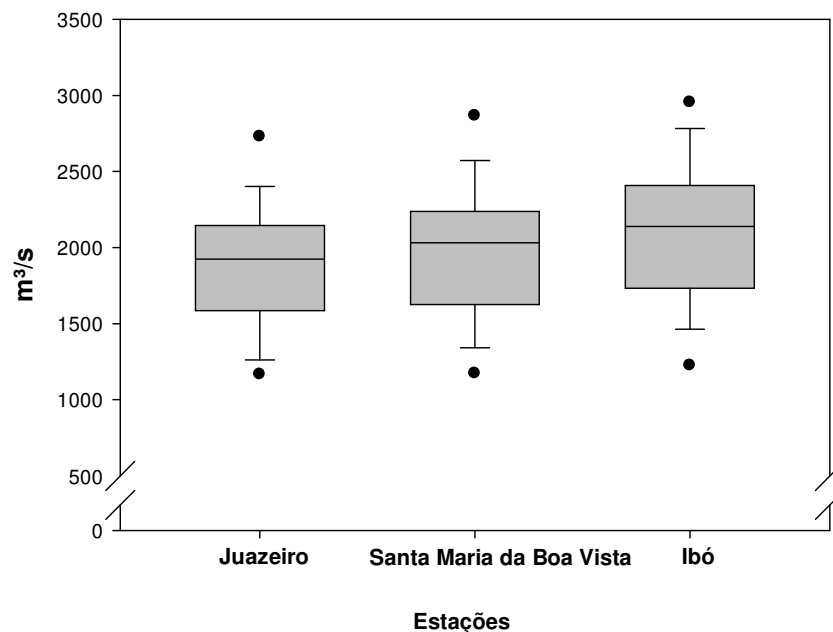


Figura 12: Variação da vazão (mediana e quartis) ao longo das três estações monitoradas pela CHESF no submédio São Francisco, no período de 2001 a 2010.

5. DISCUSSÃO

O estudo mais recente sobre a biodiversidade íctica do São Francisco aponta 184 espécies já descritas para toda a bacia (GODINHO; GODINHO, 2006). Apesar disto, Alves (2005) indica que o número potencial de espécies pode variar entre 230 e 250, já que o conhecimento da ictiofauna para a região tem sido impulsionado para as outras regiões da bacia apenas nos últimos anos. Considerando a diversidade γ , ou seja, a diversidade para todo o trecho estudado, o presente trabalho identificou 54 espécies, o que pode ser considerada uma riqueza satisfatória já que, além de estar acima da média de 30 espécies descrita para regiões influenciadas por represamentos (AGOSTINHO *et al.*, 2007), o trecho amostrado corresponde à apenas 8% de todo o leito principal do rio em questão.

O número de espécies encontrado esteve de acordo com o já descrito para a região, como Gabriel Neto (2008), que estudando a ictiofauna no trecho a montante do reservatório de Sobradinho, encontrou 44 espécies. Já Silva (2011) analisando a assembléia de peixes para o reservatório de Itaparica, submédio São Francisco a jusante de Sobradinho, identificou 47 táxons. Padrão semelhante também foi encontrado para estudos em outras regiões na bacia, como no reservatório de Três Marias, alto São Francisco, onde foram encontradas 48 espécies diferentes.

Com relação à participação das diferentes ordens, a predominância de Characiformes no presente trabalho, tanto no número de espécies como no número de indivíduos capturados, também esteve em concordância com outros inventários feitos para a bacia. Como exemplo, temos Gabriel Neto (2008) que encontrou o mesmo predomínio, com Characiformes representando 76,87% da abundância total capturada. Da mesma forma, Silva (2011) encontrou 27 espécies de Characiformes, das 47 inventariadas no estudo de composição da ictiofauna do reservatório de Itaparica.

Tal padrão também parece se repetir para ambientes marginais, como demonstrado por Luz e colaboradores (2009), que verificou que 91,68% dos exemplares capturados numa lagoa sazonalmente desconectada do submédio São Francisco eram representantes desta ordem. Até mesmo para as regiões altas da bacia a soberania do grupo se mantém, como encontrado por FUNDEP (2006), que registrou 29 espécies de Characiformes, representando 60,4% da captura total. A predominância de Characiformes está em concordância com o descrito por Lowe-McConnel (1999) em relação à evolução da ictiofauna na região neotropical, com a família Characidae apresentando destaque dentro dos Characiformes,

devido à ampla distribuição de suas espécies em águas continentais, além desta família incluir a maioria dos peixes de água doce no Brasil (Britskii, 1972).

A grande participação de Perciformes também foi um padrão recorrente em outros estudos para reservatórios, como demonstrado por Gabriel Neto (2008) e Silva (2011). Em ambos os trabalhos, a família Scianidae apresentou elevada participação nos dados de biomassa total capturada, estando representada, sobretudo, pela espécie introduzida *Plagioscion squamosissimus* (pescada do Piauí). Porém, no presente trabalho, a referida espécie não foi capturada, provavelmente por ser um organismo bem adaptado às condições lânticas próprias dos lagos formados pelo represamento, além da capacidade de habitar regiões mais profundas (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Para a região analisada, a contribuição da ordem esteve basicamente representada por indivíduos da família Cichlidae, sobretudo por aquelas espécies introduzidas na bacia, que representam indivíduos com grandes adaptações para sobrevivência em ambientes com condições adversas (KULLANDER, 2003).

Entretanto, apesar da contribuição das ordens ter apresentado um padrão semelhante entre as estações analisadas, foi possível verificar algumas alterações na composição específica entre as regiões interceptadas pelo reservatório de Sobradinho. Confrontando os dados de riqueza levantados no presente trabalho para a região a jusante do reservatório com os trabalhos realizados a montante (FADURPE 2009; GABRIEL NETO, 2008), foi possível verificar diferenças nas distribuições. Os trabalhos citados descreveram 64 espécies para a região a montante de Sobradinho, das quais 45 também foram registradas no presente trabalho. Assim, identificamos 19 espécies não compartilhadas entre as duas regiões e que foram exclusivas da região a montante, revelando a eventual fragmentação de habitat que o reservatório de Sobradinho pode estar causando.

Nesse contexto, podemos destacar a ausência de espécies a jusante que realizam migrações reprodutivas como *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim), *Brycon orthotaenia* (matrinchã), *Salminus franciscanus* (dourado), as duas espécies de piaus *Leporellus vitattus* e *Leporinus elongatus* e o pirá *Conorhynchus conirostris*. Padrão semelhante também foi encontrado por Silva (2011) para a área de influência do reservatório de Itaparica, 480 km a jusante de Sobradinho, onde as espécies *Pseudoplatystoma corruscans*, *Conorhynchus conirostris* e *Brycon orthotaenia* também não foram registradas. Tais espécies apresentam o processo de maturação de suas gônadas intimamente associado às alterações ambientais relacionadas ao ciclo hidrológico, com a desova ocorrendo em um único evento no ano, sincronizada com a elevação no nível do rio (ESTEVES, 2011).

O desaparecimento de espécies com necessidades reprodutivas específicas nas regiões pós-barramento pode estar relacionado ao fato de que, apesar da maioria das espécies de peixes neotropicais apresentarem uma elevada flexibilidade alimentar, as estratégias reprodutivas tendem a apresentar um caráter mais conservativo. Dessa maneira, as causas principais do declínio de estoques de peixes, que levam à extinção local ou regional de espécies, geralmente estão mais relacionadas às restrições envolvendo aspectos reprodutivos do que alimentares, como por exemplo, a interrupção de rotas migratórias ou a extirpação de áreas de crescimento dos indivíduos jovens pela construção de barragens (ESTEVES, 2011).

Além do mais, espécies que apresentam necessidades bem precisas, geralmente consistem em muitas populações com apenas algumas dezenas de indivíduos, amplamente distribuídas. Assim, a sua capacidade de persistência em um determinado lugar depende muitas vezes do influxo contínuo de migrantes de outras populações, garantindo a diversidade gênica, ou seja, uma frequente recolonização (FUTUYMA, 2002). Dessa forma, o isolamento de subpopulações poderá levar a um enfraquecimento genético por endogamia e a uma maior suscetibilidade a fatores degradantes.

Vale ressaltar que o surubim, o matrinhã, o dourado e o pirá já foram consideradas por Lins e outros (1997) como espécies ameaçadas de extinção para o estado de Minas Gerais, estando o matrinhã na lista de espécies vulneráveis da IUCN desde 2009, devido ao declínio de mais de 30% da sua população nos últimos dez anos. A falta de registro dessas espécies no presente trabalho nos fornece um indício de que tais populações também se encontram em declínio para a região submédia da bacia.

Outro ponto a ser observado é que a riqueza de espécies para a porção estudada parece não seguir as premissas impostas pelo modelo de sistemas contínuos proposta por Vannote e colaboradores (1980), se considerarmos os levantamentos feitos na região a montante do reservatório de Sobradinho. Tal teoria afirma existir um incremento da complexidade do habitat no sentido cabeceira-foz, devido à maior contribuição lateral de sub-bacias e planícies alagáveis, aumentando a heterogeneidade de habitat e consequentemente, a diversidade local. Porém, quando comparamos os diagnósticos realizados por Gabriel Neto (2008), FADURPE (2009), Silva (2011) e os levantamentos aqui expostos, temos um decréscimo de 17 espécies avançando no eixo longitudinal do rio São Francisco, da região a montante de Sobradinho até a área de influência de Itaparica, não seguindo os padrões de incremento comuns para sistemas contínuos.

Essa perda de riqueza provavelmente está relacionada ao confinamento de populações a montante que não conseguiram ultrapassar a barreira imposta pelo reservatório, além da

perda de conectividade com regiões acima de Sobradinho, que poderiam servir de sítios de reprodução e alimentação. Tal fato pode ser comprovado pela alta incidência de ovos e larvas das espécies reofílicas (migradoras) típicas da bacia, como *Salminus* sp., *Brycon* sp. e *Prochilodus* spp. encontradas por Cruz (2011), estudando a distribuição do ictioplâncton para a região do médio São Francisco, a montante de Sobradinho. Regiões como as descritas por Cruz (2011) configuram verdadeiros berçários naturais e são fundamentais para o recrutamento de espécies de grande importância ecológica e econômica na região.

Além disso, Sato e Godinho (2003) enfatizam que a região compreendida entre Sobradinho e Itaparica não apresenta grandes planícies alagáveis, sendo caracterizada por pequenos tributários, muitas vezes sazonais, e pela elevada influência da operação do reservatório. O isolamento deste trecho da bacia, que não apresenta uma contribuição lateral significativa de tributários, tanto em termos de aporte de matéria orgânica como de habitats propícios para o desenvolvimento de estágios iniciais, pode estar contribuindo para o declínio de algumas populações com necessidades específicas. Estas populações, além de estarem sendo privadas do acesso a regiões de reprodução/alimentação, não encontram nos tributários uma via secundária para a manutenção das suas necessidades vitais.

Além do isolamento de áreas de berçários, este declínio da riqueza ao longo do trecho seccionado também pode estar sendo amplificado pelo efeito da manipulação do reservatório na dinâmica hídrica do trecho a jusante. Ward e Stanford (1983) enfatizam que os altos valores de diversidade esperados para as regiões médias de sistemas naturais talvez seja resultado não apenas da heterogeneidade espacial, mas também da heterogeneidade temporal, ou seja, da previsibilidade temporal dos acontecimentos que regem a dinâmica natural do ecossistema.

Como exemplo, temos a homogeneização das variações de temperatura diária e a contribuição autóctone que os reservatórios tendem a causar. Em ambientes naturais, a amplitude de variação diária na temperatura permite o estabelecimento de uma biota com diferentes necessidades térmicas, maximizando a diversidade. Da mesma forma, um regime de vazão natural permite uma contribuição não homogênea de matéria orgânica, pouco previsível, o que leva os organismos a severos mecanismos de adaptação, aumentando a especiação. Quando temos uma situação de descarga contínua de matéria orgânica, assim como uma baixa variação diária de temperatura, temos um aumento da previsibilidade (ou seja, uma baixa heterogeneidade temporal), levando assim a uma redução na diferenciação biótica (WARD; STANFORD, 1983; 2001).

Essas alterações causadas pela fragmentação do sistema contínuo também se tornam visíveis quando analisamos a estrutura e composição da ictiofauna nas cinco estações de amostragem separadamente, sendo possível diagnosticar diferenças ao passo que nos deslocamos no eixo longitudinal. Como exemplo, temos o percentual de participação da ordem Characiformes sendo incrementado com o deslocamento para jusante, variando de 51% na estação I, para 94% na estação V. Da mesma forma, a participação dos Perciformes e Cyprinodontiformes atinge altos valores nas primeiras estações, reduzindo sua participação apenas nas três últimas.

Essas alterações na composição ictiofaunística parecem refletir mudanças nas condições do habitat ao passo que a influência do barramento passa a ser menor, já que a família Cichlidae, maior representante da ordem Perciformes nas amostras, apresenta amplos atributos que conferem vantagens na sobrevivência em ambientes impactados, sobretudo no que diz respeito às estratégias reprodutivas, com avançado cuidado parental (HUGHES; OBERDORFF, 1998). Além disso, os ciclídeos, de uma forma geral, exibem um desenho versátil das placas dentígeras faringeanas, usadas para trituração dos alimentos, que lhes permitem explorar os mais diversos recursos alimentares (KULLANDER, 2003).

No presente trabalho, o ciclídeo introduzido *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo), foi a espécie mais capturada na estação I, com sua participação variando de 167 indivíduos para apenas um espécime na estação V. Em períodos de reprodução, os machos da referida espécie exibem comportamento agressivo para proteção dos sítios de desova, e após a fertilização as fêmeas mantêm os ovos na cavidade bucal durante grande parte do seu desenvolvimento, os protegendo contra predação (NELSON, 1995). Tal característica parece conferir uma vantagem para o grupo, sobretudo naqueles locais em que a água apresenta elevada transparência e assim, maior possibilidade de predação contra os juvenis.

Os dados abióticos confirmam essa tendência já que, mesmo não demonstrando significância estatística, a maior frequência de tilápias esteve associada ao maior valor de transparência da água (Secchi) e aos menores valores de turbidez. Tais características abióticas refletem as alterações hídricas decorrentes do reservatório, uma vez que as barragens geram uma redução das velocidades da corrente provocando a deposição gradual dos sedimentos carregados pelo curso d'água (SILVA *et al.*, 2003). Assim, ambientes imediatamente a jusante de reservatórios com grande capacidade de armazenamento, como é o caso de Sobradinho, tendem a apresentar uma elevada transparência da água e uma menor participação de sólidos suspensos na sua composição.

Outra espécie que teve sua distribuição alterada ao longo do eixo longitudinal foi o guaru *Poecilia* spp.. Da mesma forma que a tilápia, a maior abundância da espécie esteve concentrada no ponto imediatamente a jusante do reservatório (I), reduzindo sua participação nos pontos seguintes. Altas participações desta espécie têm sido frequentemente relacionadas à impactos ambientais (JARAMILLO-VILLA; CARAMASCHI, 2008; PINTO; ARAÚJO, 2007), já que correspondem a indivíduos pouco exigentes no que diz respeito às necessidades alimentares e reprodutivas. São considerados omnívoros, alimentando-se principalmente de invertebrados aquáticos e terrestres, detritos, algas e plantas, com uma tendência à ingestão de larvas de insetos, o que lhes confere uma ampla disponibilidade de recursos alimentares (NASCIMENTO; GURGEL, 2000).

Além disto, a espécie apresenta fertilização interna, com várias modificações no sistema reprodutivo, onde os machos possuem um dos raios da nadadeira anal alongado e modificado em órgão copulador, conhecido como gonopódio (MENDONÇA; ANDRENATA, 2001). Conjuntamente, as fêmeas são vivíparas e carregam os embriões e/ou jovens internamente, sendo liberados já em condições de nadar ativamente (VAZZOLER, 1997). Adaptações como estas conferem uma grande capacidade de sobrevivência e perpetuação nos mais adversos ambientes, que pode ser comprovada pela ocorrência da espécie nas mais diversas condições termais e de salinidade (NASCIMENTO; GURGEL, 2000).

Em contrapartida, a participação de espécies mais especialistas, como os carnívoros, teoricamente tende a diminuir em ambientes impactados, uma vez a disponibilidade de recursos específicos se torna mais escassa. Jaramillo-Villa e Caramaschi (2008) em uma revisão de literatura sobre índices de integridade biótica para ambientes tropicais, constataram que em 90% nos trabalhos já desenvolvidos, o percentual de carnívoros na amostra foi considerada uma métrica sensível para diagnóstico de integridade. Segundo Karr e Chu (1999), a presença de carnívoros nativos é um indicador de qualidade de sistemas lóticos, uma vez que esses peixes dependem de uma complexa estrutura trófica.

Entretanto, Agostinho e colaboradores (1992) descreve que um dos efeitos das hidroelétricas nas regiões a jusante é uma elevada concentração de predadores nas áreas próximas ao eixo, uma vez que peixes injuriados pelas turbinas ou vertedouros são facilmente predados e constituem um atrativo para as espécies desta categoria. Além disso, a falta de abrigos que geralmente se constata nestas áreas também favorece as altas incidências desse grupo.

Em concordância com esta tese, no presente trabalho observamos uma participação considerável de espécies carnívoras no ponto mais próximo ao eixo da barragem (estação I),

ambiente este em que seria esperado o maior nível de dano ambiental, devido às instabilidades hídricas já relatadas. As espécies *Pygocentrus piraya* (piranha) e *Serrasalmus brandtii* (pirambeba) foram frequentes na primeira estação, com a última representando a 4ª espécie mais capturada em número de indivíduos para o local. Esses dois representantes da subfamília Serrasalminae são endêmicos da bacia do São Francisco, considerados predadores vorazes e mutiladores, ingerindo principalmente nadadeiras, escamas e outras partes do corpo de suas presas (OLIVEIRA *et al.*, 2004; POMPEU, 1999; SANTOS, 2011). Desta forma, apesar de carnívoros de uma forma geral apresentarem necessidades alimentares mais específicas, tal métrica não se mostra adequada para avaliação das condições ambientais em regiões que sofreram fragmentação do sistema contínuo por reservatórios.

As diferenças de composição observadas entre as estações foram confirmadas pela análise de similaridade (ANOSIM) que demonstrou existir dissimilaridade significativa tanto na composição específica das regiões, como nos atributos funcionais exibidos em cada ponto. Para as duas abordagens, as estações I e V foram comparativamente as mais diferentes, com valores próximos ou iguais a 1, que reflete o valor máximo de R quando existe dissimilaridade entre as amostras. Porém, quando retiramos a estação I da análise, verificamos que a diferença entre as estações passa a não ser mais significativa, independente da abordagem utilizada. Desta forma, podemos sugerir que a composição da ictiofauna na estação mais próxima ao barramento é a que difere das demais, e que a partir da estação II as comunidades passam a apresentar composição semelhante.

Tais alterações devem estar associadas à contribuição lateral dos tributários localizados abaixo da região de Sobradinho, além dos efluentes urbanos das cidades ribeirinhas que margeiam alguns trechos do rio. Como já foi mencionado, tais tributários apresentam caráter sazonal, sendo muitas vezes intermitentes, não contribuindo com grande aporte de sedimento e matéria orgânica para o corpo principal do rio (SATO; GODINHO, 2003). Os dados abióticos confirmam esse aspecto, já que a maioria das variáveis se mostraram homogêneas entre as estações, não apresentando diferença estatística, apesar dos valores de OD terem demonstrado um sensível aumento nas regiões mais próximas da usina, provavelmente pela aeração da água causada pela passagem nas turbinas. Porém, deve-se observar que as variáveis abióticas foram aferidas no corpo principal do rio São Francisco, o que se certa forma impossibilita a detecção da contribuição real dos pequenos tributários, frente à dimensão da bacia hidrográfica principal.

Ou seja, a reduzida participação dessas pequenas sub-bacias no incremento limnológico do leito principal não necessariamente representa uma baixa participação na

manutenção das comunidades bióticas para o trecho seccionado, uma vez que tais ambientes podem servir como ecótonos para diversos organismos biológicos (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1999; SCHNEIDER, 2008). Os dados de vazão refletem esse incremento, uma vez que há um aumento significativo na vazão do rio à medida que se desloca do barramento, demonstrando a contribuição secundária das sub-bacias no aporte hídrico. Para alguns peixes essa possibilidade se torna ainda mais real, já que devido à mobilidade, podem eventualmente acessar esses pequenos canais em busca de alimento e abrigo e retornar ao corpo principal do rio (LUIZ *et al.*, 1998; SABINO *et al.*, 1990). Entretanto, é importante se ter em mente que para espécies reofílicas de grande porte esses tributários podem não atuar como rota secundária para reprodução e desova, devido à dimensão reduzida desses corpos d'água, o que justificaria a diminuição destas populações à jusante do barramento.

Entre os tributários que apresentam sua foz dentro da região analisadas, temos o rio Brígida e o riacho das Garças na margem esquerda e pela margem direita temos o riacho do Poção, o rio Salitre e o rio Curaça, sendo todos intermitentes. Como já foi mencionado, os solos da região semi-árida são rasos e rapidamente saturados, o que impossibilita uma acumulação de água nas camadas inferiores do solo. Dentre os tributários citados, dois parecem apresentar uma contribuição mais significativa, sendo eles o rio Brígida e o Salitre.

O rio Brígida apresenta uma extensão de 160 km, com nascente na Chapada do Araripe, abrigando um total de 15 municípios (FECHINE; GALVÍNCIO, 2009). Já o rio Salitre apresenta 333 km de extensão, com nascente no Morro do Chapéu, Bahia, possuindo 100% da sua área inserida no Polígono das Secas, onde as precipitações médias anuais são da ordem de 500 mm, que associadas a outros aspectos físicos da bacia, determinam um regime fluvial deficitário (ANA, 2003). Inventários realizados no rio Salitre encontraram 15 espécies, com destaque para o piaú *Leporinus piaú*, por ser uma espécie de médio porte que realiza pequenas migrações reprodutivas (FADURPE, 2009; STEGMANN *et al.*, 2007).

Já para o rio Brígida, foram encontradas 25 espécies, dentre elas várias migradoras de médio porte, como os piaús *Leporinus piaú*, *L. taenitatus*, *L. reinhardti*, assim como o curimatã *Prochilodus costatus* e *P. argenteus* (FADURPE, 2009; STEGMANN *et al.*, 2007). A participação de espécies com necessidades específicas nesses tributários nos fornece um indício de que, apesar do seu caráter efêmero, essas sub-bacias auxiliam na manutenção das populações de peixes no submédio São Francisco, mitigando a perda de habitat causada pela fragmentação.

Outro fator a ser observado é que, quando retiramos a amostra V da análise de similaridade a partir dos dados de abundância relativa das espécies, as diferenças se mantêm

significativas, mostrando que a composição específica do ponto I é a que difere dos demais locais. Entretanto, quando retiramos a mesma estação e analisamos a similaridade a partir das categorias funcionais, a análise passa a não demonstrar diferenças significativas. Ou seja, a composição funcional só apresenta diferenças consideráveis quando comparamos as estações geograficamente opostos, a estação I próxima ao reservatório, e a estação V mais afastada do reservatório.

Tal comportamento da análise pode ser atribuído a dois fatores. Em primeiro lugar, ao número de categorias funcionais utilizadas para a classificação de cada táxon, que é naturalmente menor do que o número de espécies capturadas, diminuindo assim a variabilidade dentro e entre as estações, o que pode ser comprovado pelos baixos valores de dissimilaridade encontrados na análise SIMPER. Em segundo lugar, apesar de existirem alterações na riqueza e abundância das espécies ao longo do eixo longitudinal, em muitos momentos essas alterações não estiveram atreladas a uma mudança no perfil funcional.

Como exemplo, temos a alta dominância da tilápia (*O. niloticus*) e do guaru (*Poecilia* spp.) na estação I, características estruturais da comunidade íctica que já a partir da estação seguinte apresentaram um decréscimo. Entretanto, tal decréscimo foi seguido de um aumento na participação de *Astyanax lacustris*, espécie pouco representativa na estação I e predominante nas restantes. Essa substituição provavelmente contribuiu para a diferenciação das estações do ponto de vista da composição específica. Porém, quando nos remetemos às categorias alimentares, verificamos que as três espécies apresentam hábito alimentar onívoro, o que torna as estações semelhantes do ponto de vista funcional.

Além da composição, a estrutura das comunidades também se mostrou variável ao longo do eixo longitudinal, como podemos verificar através do método *Whittaker plot* e pelo ajuste das comunidades aos diferentes modelos teóricos. Um dos padrões mais expressivos foi o número de espécies raras, representadas por um ou dois indivíduos, conhecidas como espécies *singleton* e *doubleton*, que tiveram sua participação duplicada quando comparamos as estações nos extremos da seção do rio analisada neste trabalho. A variação da abundância de determinadas espécies configura uma descontinuidade na distribuição dos táxons ao longo do contínuo, que está atrelado, dentre outros fatores, à seleção ou abandono de determinados locais, uma vez que peixes demonstram viver em associação com habitats específicos, que naturalmente não estão representados de forma homogênea ao longo de todo o rio (ANGERMEIER *et al.*, 2002).

A disponibilidade de microhabitats que sustentem uma maior heterogeneidade irá possibilitar um desenvolvimento de espécies menos comuns e mais exigentes do ponto de

vista funcional. Dessa forma, é compreensível que um menor número de espécies raras sejam encontradas no ponto imediatamente a jusante do represamento, uma vez que tal local configura o ambiente mais impactado pela intervenção.

Além disso, Ward e Stanford (1989; 1995; 2001) afirmam que rios represados apresentam uma tendência inata em restabelecer as condições ecológicas naturais ao passo que se distanciam do reservatório ou ponto de regulação, sendo o espaço necessário para essa reconfiguração natural conhecido como distância "reset". Assim, os pontos mais distantes devem apresentar uma condição mais equilibrada, devido à contribuição da bacia de drenagem, mesmo que essa apresente caráter efêmero. O incremento de espécies menos abundantes e/ou dominantes ao longo do eixo longitudinal no presente trabalho demonstra o restabelecimento de uma estruturação menos alterada, uma vez que o padrão universal das comunidades ecológicas é que algumas espécies são comuns/frequentes e outras, tipicamente a maioria, são raras (MAGURRAN, 2004; MAGURRAN *et al.*, 2011).

Os ajustes aos modelos teóricos de distribuição reforçaram o padrão encontrado tanto na análise de similaridade (ANOSIM) como na visualização nas abundâncias pelo método *Whittaker plot*. A estação I foi a única a se ajustar à série geométrica, enquanto as demais estações, sobretudo o ponto III e V, apresentaram diferenças discrepantes entre os valores observados e esperados para o ajuste à série geométrica. A premissa do método afirma que em uma situação em que a espécie dominante ocupa uma proporção K de algum recurso limitado, a segunda espécie mais dominante irá ocupar a proporção K do recurso restante, até que todas as espécies (S) tenham se acomodado (MAGURRAN, 1988). Dessa forma, o modelo irá representar uma situação em que todas as espécies são energeticamente equivalentes e que a magnitude dessa relação é proporcional à abundância da espécie, onde as mais abundantes requerem mais energia do sistema (FERREIRA; PETRERE, 2008).

Assim, a relação entre a abundância de cada espécie e a do seu predecessor é uma constante, o que configura à distribuição um perfil mais homogêneo, geralmente como uma reta descendente. Porém, na maioria das estações amostradas no presente trabalho o padrão encontrado foi o de poucas espécies muito dominantes e muitas espécies raras, sobretudo nas estações III e V. Trabalhos de campo têm demonstrado que os padrões estruturais estabelecidos pelas séries geométricas são geralmente encontrados em ambientes pobres em diversidade, ou que se encontram em estágios iniciais de sucessão ecológica. Assim, à medida que o ambiente amadurece ou têm suas condições ambientais melhoradas, outros modelos passam a melhor representar a comunidade (MAGURRAN 2004; WHITTAKER, 1965).

Na caracterização da ictiofauna do reservatório de Barra Bonita, rio Tiête, Petesse (2006) observou que o ambiente centro do reservatório era o que melhor se ajustava à série geométrica, uma vez que era representado por muitas espécies com abundâncias elevadas e intermediárias. As séries geométricas geralmente se adaptam às comunidades com poucas espécies, que estão sob condições ambientais rigorosas, sendo representadas por um pequeno grupo de espécies dominantes, uma grande quantidade de espécies com abundâncias intermediárias e um pequeno grupo de espécies raras (WHITTAKER, 1965). Dessa forma, o ajuste à série geométrica da estação I nos fornece mais uma evidência de que a região imediatamente após o barramento apresenta uma estruturação mais simples, já que este modelo é característico de comunidades pioneiras, que ocupam um habitat inicialmente vazio com poucas espécies, porém muito abundantes, geralmente usado para descrever amostras de comunidades pequenas, estressadas ou pioneiras (KREBS, 1999; ROSSARO, 1993).

Em contrapartida, quando ajustamos os dados ao modelo log-normal temos a situação oposta, com apenas a estação I não se adequando ao modelo. Novamente, as diferenças entre as estações I e V se mantiveram, com o melhor ajuste ocorrendo na última estação a jusante do reservatório. Além do mais, o estimador de riqueza S , esteve muito próximo da riqueza encontrada no ponto I ($S_{calc}=27,43$; $S_{obs}=26$) o que reduz a possibilidade de uma amostragem insuficiente, que estivesse levando a uma adaptação errônea dos modelos. A presença de uma quantidade elevada de espécies raras ou pouco abundantes provavelmente é o fator que está causando a diferenciação, já que o modelo leva em consideração a variância das abundâncias, além do número de indivíduos e da riqueza.

A abundância dentro de uma comunidade está associada à quantidade de recursos disponíveis, ao nível de adaptação de cada espécie a esses recursos, e aos fatores limitantes, como competição mútua entre espécies (WHITTAKER, 1965). Cada espécie ocupa a parte do nicho ao qual ela está melhor adaptada, ou seja, a parte na qual ela possui vantagens competitivas sobre outras espécies (KREBS, 1999). Quando temos uma situação de baixa riqueza e invasão de espécies exóticas como é o caso do ponto I, é esperado que o desenvolvimento de espécies raras, com necessidades mais específicas, seja limitado. Sobretudo, porque as espécies introduzidas aumentam o número de espécies comuns no sistema, uma vez que apresentam alta capacidade de dispersão, alto nível de tolerância e comportamento oportunista, substituindo espécies nativas (FERREIRA; PETRERE, 2008).

Em alguns casos, a substituição de espécies pode ser atribuída a uma invasão associada, conhecida como “invasional meltdown” descrita por Simberloff e Von Holle (1999). Neste caso, uma espécie introduzida facilita o estabelecimento de outra, através de

mecanismos de seleção de presa, ou seja, uma espécie introduzida passa a predar preferencialmente espécies nativas, que competem com espécies introduzidas por recursos, facilitando o estabelecimento das invasoras, e favorecendo uma homogeneização biótica.

Em contrapartida, a série logarítmica se ajustou a todos os locais, apesar do melhor ajuste ter sido detectado na estação V, e o pior ajuste, na estação I. Tal resultado deve refletir algumas semelhanças entre os modelos geométrico e logarítmico. Na série geométrica temos uma situação em que novas espécies estão chegando a um ambiente insaturado em intervalos regulares de tempo, e ocupam a porção de nicho remanescente. A série logarítmica, entretanto, prediz que esse intervalo de chegada de novas espécies é muito mais aleatório do que regular (MAGURRAN, 1988; 2004).

Dessa forma, o esperado para a série geométrica é um gradiente contínuo e decrescente de distribuição das abundâncias, com abundâncias mais equilibradas entre as espécies da comunidade, enquanto que a série logarítmica permite uma distribuição mais heterogênea, o que favorece o ajuste às mais variadas comunidades. A distribuição menos equilibrada das abundâncias também é levada em consideração no modelo log-normal, o que justifica o ajuste da maioria dos locais às duas séries. Esse resultado está de acordo com Preston (1948), segundo o qual a série logarítmica pode descrever pequenas amostras de comunidades também ajustadas pela log-normal truncada.

Assim, podemos concluir que os diferentes padrões exibidos pelas cinco estações estudadas sugerem que há uma alteração no sentido montante-jusante na estruturação da ictiofauna, uma vez que as regiões diferiram estatisticamente no que diz respeito à sua composição específica e funcional, sobretudo aquelas geograficamente opostas, I e V, como o observado no MDS, ANOSIM e SIMPER. Essas alterações parecem estar refletidas em três variáveis ecológicas principais: (I) A baixa ocorrência de espécies raras nas estações próxima à barragem e abundantes nas estações mais a jusante, (II) o predomínio de espécies oportunistas/invarosas, como a tilápia-do-Nilo *Oreochromis niloticus* e o guaru *Poecilia* spp. na estação I e (III) a presença de espécies reofílicas ou mais especializadas nas estações mais distantes, como *Leporinus* spp. e *Prochilodus* spp..

A diferente distribuição de espécies com baixa ocorrência, visualizada pelo método *Whittaker plot* e confirmada pelos ajustes aos modelos teóricos, deve estar ligada a uma menor heterogeneidade de habitat próximo ao represamento, já que a fragmentação interrompe o caráter contínuo do sistema, reiniciando o estabelecimento das populações biológicas. Ao passo que com a distância do ponto de fragmentação, as condições ambientais

passam a restabelecer uma condição mais equilibrada, devido à contribuição da sub-bacias, como exemplo temos os tributários Salitre e Brígida.

Já para as espécies reofílicas, a interrupção de rotas migratórias irá impedir o deslocamento reprodutivo rio acima, o que impossibilita o estabelecimento dessas populações em locais próximos ao eixo. Além do mais, a comunicação contínua com áreas de recrutamento a montante de Sobradinho fica interrompida, o que impede tanto o acesso das populações a jusante do reservatório a essas regiões, como fragiliza a chegada de recrutas para o trecho a jusante, já que o lago formado pelo barramento por si só já representa uma barreira no que diz respeito às condições ambientais, com alta transparência da água e pouca correnteza, e consequentemente alta predação.

6. CONCLUSÃO

A partir da comparação das comunidades ícticas ao longo do trecho a jusante do reservatório de Sobradinho podemos concluir que, apesar do efeito deletério inegável que tal elemento causa sobre a ictiofauna, algumas espécies têm demonstrado capacidade de restaurar suas populações à medida que se distanciam do ponto de fragmentação. Tal evidência pode ser comprovada tanto pelo aumento da riqueza ao longo do eixo longitudinal, como também pelo incremento no número de indivíduos de algumas espécies que apresentam estratégias reprodutivas e/ou alimentares menos exigentes. Essa resiliência deve estar associada à dimensão da bacia hidrográfica em questão e pela participação das sub-bacias, que apesar de intermitentes, amortecem os efeitos causados pelo barramento.

Entretanto, a restauração supracitada parece não se aplicar a todos os grupos ícticos, já que algumas espécies reofílicas com necessidades mais específicas não estiveram presentes nas capturas dos pontos após o represamento. Como exemplos temos o surubim *P. corruscans*, o matrinhã *B. orthotaenia* e o pirá *C. conirostris*, que passaram a não ser mais capturados não apenas no trecho estudado no presente trabalho, como também em todos os outros reservatórios a jusante de Sobradinho. Provavelmente, tais espécies mais sensíveis não têm encontrado condições ambientais favoráveis para o desenvolvimento de sua prole nos trechos fragmentados pela cascata de reservatórios.

Diante do exposto, se torna imprescindível um estudo mais profundo da dinâmica existente nos tributários da região, para que se possa compreender a verdadeira contribuição lateral que esses corpos d'água oferecem e sua capacidade de interferir na dinâmica da bacia

principal. À luz dessas informações, será possível traçar planos de manejo e conservação para trechos onde for comprovada a relevante contribuição do ponto de vista ecológico, e assim, orientar futuros empreendimentos que venham a ser planejados para a região.

REFERÊNCIAS

ADAMS, W. **Downstream Impacts of Dams**. World Commission on Dams. University of Cambridge, UK, 24p, 2000.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. Ed. Brasília, 3º edição, 236 p., disponível em www.aneel.gov.br, 2008.

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (APAC). Disponível em: http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5. Acessado em 15/05/2012.

ANA – Agência Nacional das Águas. **Projeto de Gerenciamento Integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do São Francisco**. Subprojeto 3.3 Plano de Gerenciamento Integrado da Sub-Bacia do Rio Salitre- PLANGIS. Macéio - AL. 2003.

ANGERMEIER, P. L.; KRUEGER, K. L.; DOLLOFF, C. A. Discontinuity in stream-fish distributions: Implications for assessing and predicting species occurrence. pp. 519-527 In: SCOTT, J. M.; HEGLUND, P. J.; MORRISON, M. L.; HAUFLER, J. B.; RAPHAEL, M. G.; WALL, W. A.; SAMSON, F. B. (eds). **Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale**. Island Press, Covelo, CA, 2002.

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

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S; OKADA, K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**. 14: PP.11-19, 2005.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO-JR, H. F.; BORGHETTI, J. R. **Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu.** Revista UNIMAR, Maringá 14(suplemento): p.089-107, 1992.

ALMEIDA-NETO, M. S.; COLLIER, C. A.; FERREIRA-FILHO, V. P.; FÉLIX, R. T. S.; SEVERI, W., EL-DEIR, A. C. A. Estratégias reprodutivas apresentadas pelo forrageiro, *Orthospinnus franciscensis* (Eigenmann, 1914) (Characiformes, Characidae) no reservatório de Sobradinho/BA. In: **Ecologia e Conservação de Ecossistemas Nordestinos.** ed. Recife. NUPEEA, 2012.

ALVES, C. B. M. Transposição do São Francisco: as incoerências e os peixes. **Jornal do Biólogo - Informativo do Conselho Regional de Biologia - 4ª Região**, Belo Horizonte, p. 6-7, 2005.

ALVIM, A. C. C. **Composição e alimentação da ictiofauna em um trecho do alto rio São Francisco, município de Três Marias, Minas Gerais.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Brasil, 97pp. 1999.

A.P.H.A./A.W.W.A./W.E.F. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19ª ed., Washington, 1995.

ARAGÃO, T. V. **Aspectos da biologia reprodutiva do peixe-cachorro, *Acestrorhynchus britskii*, 1969 (Actinopterygii: Acestrorhynchidae), do reservatório de Sobradinho, Brasil.** Monografia – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2007.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FEBRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In Tundisi, J; Tundisi, T. M. **Limnology in Brazil.** Rio de Janeiro:ABC/SBL.p.105-136. 1995.

BONNER, T. H; WILDE, G. R. Changes in Canadian River Fish Assemblage Associated with Reservoir Construction. **Journal of Freshwater Ecology.** V 15: 2, PP 189-198, 2000.

BRASIL, Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília, ANA, 2009.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias**. Brasília, Câmara dos Deputados/CODEVASF, 115p, 1984.

BRITSKI, H. A. Peixes de água doce do estado de São Paulo: Sistemática. In: **Comissão interestadual da bacia Paraná-Uruguai**, eds. Poluição e Piscicultura. São Paulo, Faculdade de Saúde Pública da USP e Instituto de Pesca, p.79-107, 1972.

CARVALHO, E. D.; SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. (Ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. FUNDIBIO; FAPESP, Botucatu, p.769-800, 1999.

CEPED. **Diagnóstico do acompanhamento evolutivo das pescadas no reservatório de Sobradinho**. Centro de Pesquisa e Desenvolvimento, 29p, 1987.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**, 2nd edition. Plymouth: PRIMER-E Ltd. 2001.

COLLIER, C. A; ALMEIDA-NETO, M. S.; SEVERI, W.; ALBUQUERQUE, R. P.; PINTO, G. A.; EL-DEIR, A. C. A. Morfologia do aparato gastrointestinal e hábito alimentar da piaba *Orthospinnus franciscensis* (Eigenmann, 1914) (Actinopterygii, Characiformes) no reservatório de Sobradinho/BA. In: **Ecologia e Conservação de Ecossistemas Nordestinos**. ed.Recife. NUPEEA, 2012.

CRUZ, P. R. **Distribuição das formas iniciais de Characiformes na área de inundação do baixo rio Grande e sua confluência com o rio São Francisco, em Barra/BA.** Monografia de conclusão de curso. Graduação em Bacharelado em Ciências Biológicas. UFRPE, Recife, 2011.

CUNICO, A. M.; ALLAN, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. **Ecological Indicators**. 11: pp.1354-1359, 2011.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3a. ed. Interciência, Rio de Janeiro, 790 p., 2011.

FECHINE, J. A. L.; GALVÍNCIO, J. D. Tendências das Precipitações na Bacia Hidrográfica do rio Brigida – Estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol 02, n. 02, pp.01-10, 2009.

FERREIRA, F. C. PETRERE-JR, M. Comments about some species abundance patterns: classic, neutral, and niche partitioning models. **Braz. J. Biol.**, 68(4, Suppl.): 1003-1012, 2008.

FISHBASE, www.fishbase.org., 2012.

FONTES, L. C. S. **Erosão Marginal no Baixo Curso do Rio São Francisco: Um estudo de Caso de Impactos geomorfológicos à Jusante de Grandes Barragens.** Dissertação de Mestrado. Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe, Aracaju, 2000.

FONTES, L. C. S. O rio São Francisco após as grandes barragens. In: LUCAS, A. A. T; AGUIAR-NETO, A. O. **Águas do São Francisco**. Editora – UFS, São Cristóvão, Sergipe, 126pp., 2011.

FONTES, L. C. S; HOLANDA, F. S. R. **Estudo do processo de erosivo das margens do baixo São Francisco e seus efeitos na dinâmica de sedimentação do rio: Relatório Final.** Projeto GEF São Francisco. Subprojeto 2.4. Universidade Federal de Sergipe, Aracaju, 2003.

FONTES, L. C. S.; LATUBESSE, E.; HOLANDA, F. S; AQUINO, S. Major hidrological changes and bank erosion in the lower São Francisco river, Brazil, as a consequence of dams. **River, Coastal and Estuarine Morphodynamics**, 2009.

FUNDAÇÃO APOLÔNIO SALLES DE DESENVOLVIMENTO EDUCACIONAL - FADURPE. **Relatório de Monitoramento limnológico e da produção pesqueira do Reservatório de Sobradinho**, Subprojeto: Estudos de biologia pesqueira no Reservatório de Sobradinho. Relatório Final da Ictiofauna. 2004.

FUNDAÇÃO APOLÔNIO SALLES DE DESENVOLVIMENTO EDUCACIONAL - FADURPE . Programa de inventário dos ecossistemas aquáticos do reservatório de Sobradinho. **Relatório tri-anual de atividades**. 2009.

FUNDAÇÃO DE DESENVOLVIMENTO DE PESQUISA - FUNDEP-MG. A ictiofauna do reservatório de Três Marias, rio São Francisco, Minas Gerais. In: **Estudos técnico-científico visando delimitação de parques aquícolas nos lagos das usinas hidroelétricas de Furnas e Três Marias - MG**. 2006.

FUTUYMA, D. J. **Evolutionary Biology**. Sunderland, Sinauer Associates, 3th ed., 763p., 2002.

GABRIEL NETO, F. A. **Composição da ictiofauna do reservatório de Sobradinho, Bahia**. Monografia (Bacharelado em Ciência Biológicas) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2008.

GARCÍA A.; JORDE, K.; HABIT, E.; CAAMAÑO, D.; PARRA, O. Downstream environmental effects of dam operation: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*. 27: pp.312-327, 2011.

GÉRY, J. **Characoids of the world**. T.F.H. Publ., Neptune City, USA, 672 p., 1977.

GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Breve visão do São Francisco. In: **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 468p., 2003.

GODINHO, A. L.; GODINHO, H. P. Lista **de peixes nativos da bacia do São Francisco**. Disponível em www.sfrancisco.bio.br, Acesso em 03.09.09. 2006.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Supplemental water releases for restoration in a Brazilian floodplain river: a conceptual model. **River Res. Applic.** (in press). Published online Wiley InterScience. 2007.

GODINHO, A. L., LAMAS, I.R; GODINHO, HP. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. **Environmental Biology of Fishes**, vol. 87, p. 143-162. 2009.

GOMES, J. H. C.; VERANI, J. R. Alimentação de espécies de Peixes do reservatório de Três Marias, p. 195-227. In: H. P. Godinho (org). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 468p., 2003.

GONÇALVES, C. S.; BRAGA, F. M. S. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**. 8(2): pp. 103-114, 2008.

HAVEL, J.E.; LEE, C. E; VANDER ZANDEN, M. J. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? **BioScience**. 55: pp.518–25, 2005.

HUGHES, R. M.; OBERDORFF, T. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. 79–93 pp. In: Simon, T.P. (ed.) **Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities**. CRC, Boca Raton FL. 672p., 1998.

JARAMILLO-VILLA, U; CARAMASCHI, E. Índice de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**, 12(3): 442-262, 2008.

KARR, J.R.; CHU, E.W. **Restoring life in running waters: better biological monitoring**. Island Press, Washington DC, 1999.

KINSOLVING, A. D.; BAIN, M. B. Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient. **Ecological Applications**, 3(3), pp. 531-544, 1993.

KOROLEFF, F. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K. (ed). **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie, Weinheim, p.126-133, 1976.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. 2ºed. Mento Park, CA:Benjamim/Cummings, 634p., 1999.

KULLANDER, S. O. Cichlidae (Cichlids). In: REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. (eds.). **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil, 2003.

LIGON, F.K.; DIETRICH, W. E.; TRUSH, W. J. Ecological Effects of Dams: A geomorphic perspective. **BioScience**. 45:pp. 183-192, 1995.

LIMA, A. E. **Efeito da cascata de reservatórios sobre a qualidade da água no médio e submédio rio São Francisco**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura e Recursos Pesqueiros. UFRPE. Recife, 2012.

LINS, L. V.; MACHADO, A. B. M.; COSTA, C. M. R.; HERRMANN, G. **Roteiro metodológico para a elaboração de listas de espécies ameaçadas de extinção** (conteúdo a lista oficial da fauna ameaçada de extinção de Minas Gerais). Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas. 50p. 1997.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidade de peixes tropicais**. São Paulo, Edusp, 534p., 1999.

LUIZ, E. A.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C; HAHN, N. S. Ecolgia trófica de peixes em dois riachos da bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, 58 (2): 273-285. 1998.

LUZ, S. C. S. **Aspectos estruturais da assembléia de peixes de uma lagoa marginal do submédio São Francisco, após sua desconexão do rio e deplecionamento**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2008.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Cambridge: British Library, 177p., 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004.

MAGURRAN, A. E.; KHACHONPISITSAK S.; AHMAD A. B. Biological diversity of fish communities: pattern and process. **Journal of Fish Biology**, 79, p.1393–1412, 2011.

MAY, R. M. Patterns of species abundance and diversity. In: **Ecology and Evolution of Communities** (Cody, M. L. & Diamond, J. M., eds), Cambridge, MA: Harvard University Press p.81–120, 1975.

MEDEIROS, P. P.; KNOPPERS, B. A. **Impacts of dam construction upon the São Francisco river estuary and coastal zone.** In: Symposium IB01: Regional Estuarine and Coastal Systems of the America. Mar del Plata, Argentina, 2001.

MEDEIROS, P. P.; KNOPPERS, B. A.; SANTOS-JÚNIOR, R. C. Aporte fluvial e dispersão de material particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). **Geochimica Brasiliensis**. V.21 (2). Pp.212-231, 2007.

MENDONÇA, J. P.; ANDREATA, J. V. Reproductiv aspects of *Poecilia vivipara* (Bloch and Schneider) Poeciliidae of Rodrigo de Freitas Lagoon, Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Bras. Zoologia**. V.18(4) pp.1041-1047, 2001.

MEIRE, P. M.; DEREU, J. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. **J.Appl.Ecol.**, v.27, p.210-223, 1990.

MERONA, B.; VIGOUROUX, R.; TEJERINA-GARRO, F. L. Alteration on fish diversity downstream from Petit-Sault Dam in French Guiana:implication of ecological strategies of fishspecies. **Hydrobiologia**. 551:pp33-47, 2005.

NASCIMENTO, R. S. S.; GURGEL, H. C. B. Estrutura populacional de *Poecilia vivipara* Bloch & Schneider, 1801 (Atheriniformes, Poecilidae) do rio Ceará-Mirim, Rio Grande do Norte. **Acta Scientiarum**. 22(2): p.415-422, 2000.

NELSON, C. M. Male size, spawning pit size and female mate choice in a lekking cichlid fish. **Animal Behaviour**. V.50, p.1587-1599, 1995.

OLIVEIRA, A. K.; ALVIM, M. M. C.; PERET, A. C.; ALVES, C. B. M. Diet shifts related to body size of the pirambeba *Serrasalmus brandtii* Lütken, 1875 (Osteichthyes, Serrasalminae) in the Cajuru reservoir, São Francisco river basin, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n.1, p.117-124, 2004.

OLIVEIRA, J. C.; LACERDA, A. K. G. Alterações na composição e distribuição longitudinal da ictiofauna na área de influência do reservatório de Chaéu d'Uvas, bacia do rio Paraíba de Sul (MG), pouco depois da sua implantação. **Revista Brasileira de Zoociências**. V.5(1)pp.45-60, 2004.

OLIVEIRA, A. M.; SEGUNDO, G. H.; SANTOS-JÚNIOR, R. C.; MATOS, A. O.; EVANGELISTA, A. **Caracterização hidrodinâmica-sedimentológica do Baixo São Francisco**. Relatório Final. Projeto GEF. Subprojeto 1.1.A. Universidade Federal de Sergipe, 2002.

PETESSE, M.L. **Caracterização da ictiofauna da represa de Barra Bonita (SP) e adaptação do índice de integridade biótica (IIB)**. Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, 2006.

PETESSE, M.L.; PETRERE-JR., M. Tendency towards homogenization in fish assemblae in the cascade reservoir system of the Tiête basin, Brazil. **Ecological Engineering**, 2011.

PETESSE, M.L.; PETRERE-JR., M.; SPIGOLON, R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Braz. J. Biol.** 67(3): p.433-445, 2007.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A.A. Aplicação do método de comparação de abundancia/biomassa (ABC) na comunidade de peixes do reservatório de Segredo. In:

AGOSTINHO A.A.; GOMES L.C. (Ed.). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUM, 1997.

PHILLIPS, B. W.; JOHNSTON, C. E. Fish assemblage recovery and persistence. **Ecology of Freshwater**. 13: pp.145-153, 2004.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO F. G. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 50(3): p.489-502, 2007.

PINTO, G. A.; ROCHA, A.A.F.; SANTOS, N.C.L.; MEDEIROS, T.N.; SEVERI, W. Variação sazonal na dieta de *Triportheus guentheri* (Garman, 1890) (ACTINOPTERYGII: CHARACIDAE) no reservatório de Sobradinho, rio São Francisco, BA. **Bol. Inst. Pesca**. São Paulo, 37(3):295-306, 2011.

POFF, N. L.; ALLAN, D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, J. C. The natural flow regime. **BioScience**. V.47 (11). Pp-769-784, 1997.

POMPEU, P. S.; GODINHO, H. P. Ictiofauna de três lagoas marginais do médio São Francisco. P. 167-181. In: . Godinho H. P; Godinho A. L. (org.). **Água, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 468p. 2003.

POMPEU, P.S. Dieta da pirambeba *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 16: p19- 26, 1999.

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**, 4(4):427-433, 2006.

PRESTON, F.W. The commonness and rarity of species. **Ecology**, n. 29, p. 254-283, 1948.

REIS, R. E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR., C. J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. EDIPUCRS, Porto Alegre, 2003.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. (eds.). **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil, 2003.

ROCHA, A. A. F. **Composição e sobreposição alimentar da *Acestrorhynchus britskii* e *A. lacustris* (Characiformes: Acestrorhynchidae) do reservatório de Sobradinho, rio São Francisco (BA)**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2009.

ROSSARO, B. Struttura delle comunità. In: MARCHETTI, R. **Ecologia applicata**. Milano: Città Studi, p.355-379, 1993.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, 50: 26-36. 1990.

SANTOS, G. M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia - Brasil). **Acta Amazonica**. 25:247-280. 1995.

SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco river (Brazil) from 1940 to 2006. **Reg. Environ. Change**. V.12. pp.123-132, 2012.

SANTOS, N. C. L. **Partilha de recurso e variação sazonal na dieta de peixes piscívoros em um reservatório neotropical**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, 2011.

SATO, Y.; FENERICH-VERANI, N., NUNER, A.P.O.; GODINHO, H.P.; VERANI, J.R. Padrões reprodutivos de peixes da bacia do São Francisco. p.229-274. In: H.P. Godinho, A.L. Godinho (Eds). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, PUC Minas, 468 p., 2003.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. Migratory fishes of the São Francisco river basin, pp. 195-132. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C. (Eds). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status**. Victoria, Canada, International Development Research Centre (Canada)/World Bank. 372p., 2003.

SCHNEIDER, M. **Composição e estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da sub-bacia do ribeirão Bananal, Parque Nacional de Brasília, bioma Cerrado, DF**. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília. 2008.

SILVA, F. L. **Estrutura e composição da ictiofauna no reservatório de Itaparica, bacia do rio São Francisco, Pernambuco, Brasil**. Monografia de conclusão de curso. Departamento de Pesca e Aquicultura. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos, SP, RIMA. 140p., 2003. SIMBERLOFF, D.; VON HOLLE, B. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? **Biol. Invasions**, 1, p.21–32, 1999.

STANFORD, J. A.; WARD, J. V. Revisiting the serial discontinuity concept. **Regulated rivers: Research & Management**, 17: pp.303–310, 2001.

STEGMANN, L. F.; SILVA, K. M. S.; LUZ, S. C. S.; FRANÇA, E. J.; EL-DEIR, A. C. A.; SEVERI, W. Composição ictiofaunística dos seis tributários do submédio rio São Francisco, Brasil. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu, MG, 2007.

SUGIHARA, G. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. **Am. Nat.**, vol. 116, no. 6, p. 770-787, 1980.

TERRA, B. T. **Variação da ictiofauna ao longo de um trecho longitudinal do sistema rio Paraíba do Sul - reservatório da UHE do Funil e adaptação do índice de Integridade Biótica**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2009.

VALENCIO, N. **Sociologia dos Desastres: construção, interfaces e perspectivas no Brasil**. São Carlos: RiMa Editora, 2009.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 37(1): pp.130– 137, 1980.

VAZZOLER, A. E. A. M.; LIZAMA, M. A. P.; INADA, P. Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. p. 267-280. In: VAZZOLER A. E. A. M.; AGOSTINHO A. A. HAHN, E. N. S. (ed). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 460p., 1997.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 4ªed. New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 663p., 1999.

WARD, J.V; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: **Dynamics of Lotic Ecosystems**, FONTAINE, T.D.; BARTELL, S.M (eds). Ann Arbor Scientific Publishers: Ann Arbor, MI; 29–42. 1983.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Riverine ecosystems: the influence of man on catchment dynamics and fish ecology. **Can. Spec. Pubis. Fish. Aquat.** 106,p.56-64, 1989.

WARD, J.V; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. **Regulated Rivers: Research and Management.** 10(2-4): pp.159–168, 1995. WARWICK, R. M. A newmethod for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities, **Mar. Biol.**, v.92, p.557–562, 1986.

WHITTAKER, R. H. Dominance and Diversity in Land Plant Communities. **Science**, Vol. 147, p.250-260, 1965.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. **Ecol Monogr.**,61, 343-365. 1991.

WINEMILLER, K. O.; JEPSEN, D. B. Migratory neotropical fish subsidize food webs of oligotrophic blackwater rivers. In G.A. Polis, M.E. Power & G. Huxel eds. **Food Webs at the Landscape Level**, Chicago, University of Chicago Press. 2002.