

**– Capítulo 4 –**

**ECOLOGIA E BIOLOGIA DA ICTIOFAUNA  
DO RIO MADEIRA**

**Cristhiana Paula Röpke  
Túlio Raimundo de Araújo  
Gislene Torrente-Vilara  
Denise Lopes Dutra  
Ariana Cella Ribeiro  
Jansen Zuanon  
Marília Hauser dos Santos  
Rodrigo Neves dos Santos  
Sidinéia Aparecida Amadio  
Ana Carolina Mota  
Talles R. Colaço Fernandes**



## INDICE

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>174</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>175</b>
2.1.	<b>OBJETIVO GERAL .....</b>	175
2.2.	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....</b>	175
<b>3.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>176</b>
3.1.	FATORES ABIÓTICOS.....	176
3.2.	ABUNDÂNCIA RELATIVA DE PEIXES .....	177
3.3.	PADRÃO ESTRUTURAL DAS COMUNIDADES DE PEIXES .....	178
3.3.1	Padrões ictiofaunísticos e funcionais.....	181
3.4.	BIOLOGIA DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO MADEIRA.....	185
3.5.	CROGRAMAS COMPUTACIONAIS UTILIZADOS .....	187
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>188</b>
4.1.	ABUNDÂNCIA RELATIVA DA ICTIOFAUNA (CPUE) .....	188
4.2.	A ESTRUTURA FAUNÍSTICA E FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE PEIXES .....	198
4.2.1.	Padrões ictiofaunísticos: riqueza de espécies.....	199
4.2.2.	A riqueza em relação aos fatores ambientais .....	203
4.2.3.	Estrutura faunística: composição de espécies .....	205
4.2.4.	Estrutura da comunidade e fatores ambientais.....	219
4.3.	PADRÃO FUNCIONAL .....	221
4.3.1.	Estrutura funcional: riqueza por categoria trófica .....	221
4.3.2.	A riqueza por categoria trófica em relação aos fatores ambientais.....	224
4.3.3.	Estrutura funcional: abundância dos grupos tróficos.....	225
4.3.4.	Padrão funcional: relações entre a estrutura trófica e fatores ambientais....	229
4.4.	BIOLOGIA DA COMUNIDADE.....	233
4.4.1.	Atividade alimentar das espécies de peixes na área de estudo.....	233
4.4.2.	Atividade reprodutiva dos peixes na área de estudo no rio Madeira.....	236
<b>5.</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>244</b>
<b>6.</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>245</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>246</b>



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares e biomassa para as pescarias experimentais com malhadeiras para os pontos amostrais com acompanhamento mensal nos diferentes períodos do ciclo hidrológico no rio Madeira. ..	194
Figura 2: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares por amostra para as pescarias experimentais com redinha de cerco para os pontos amostrais com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira durante a seca e enchente. ....	195
Figura 3: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares por amostra para pescarias experimentais com o arrasto bentônico para os 15 pontos amostrais com acompanhamento mensal nos diferentes períodos do ciclo hidrológico no rio Madeira. ..	196
Figura 4: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes para capturas com malhadeiras nos pontos com acompanhamento mensal (áreas 1 e 2) no rio Madeira. ....	200
Figura 5: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes para capturas com malhadeiras nos 20 pontos de amostragem durante as excursões expandidas no rio Madeira. ....	200
Figura 6: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância para capturas com rede de cerco na área de amostragem com acompanhamento mensal. ....	201
Figura 7: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância para capturas com redinha de cerco na área de amostragem expandida. ....	201
Figura 8: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes da ictiofauna bentônica na área de amostragem com acompanhamento mensal. ....	203
Figura 9: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes da ictiofauna bentônica na área de amostragem expandida. Cada trecho apresentado representa 20 amostras (cinco pontos amostrais x quatro excursões de campo). ....	203
Figura 10: Valores de riqueza de espécies capturadas com malhadeiras em relação às variáveis ambientais explicadoras significativas no modelo. Valores transformados por $\log_{10}(x+1)$ . ....	205
Figura 11: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir da matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a composição de espécies da ictiofauna de médio porte capturada com malhadeiras a área de estudos com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira	207
Figura 12: Regressão Linear da similaridade na composição de espécies de malhadeira e distância fluvial entre 13 pontos de amostragem com acompanhamento mensal no rio Madeira. ....	208

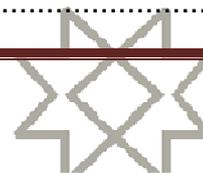
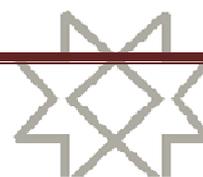


Figura 133: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a composição de espécies da ictiofauna de médio porte capturada com malhadeira entre os 20 pontos amostrais na bacia do rio Madeira. ....	209
Figura 14: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a composição de espécies entre os 13 pontos amostrais na bacia do rio Madeira para pescarias experimentais com redinha de cerco.....	212
Figura 15: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade <i>Bray-Curtis</i> para a composição de espécies entre os 20 pontos amostrais na bacia do rio Madeira para pescarias experimentais com redinha de cerco.....	213
Figura 16: Valores obtidos para Similaridade de Morisita da ictiofauna capturada pela rede de cerco nos os afluentes estudados no alto rio Madeira em novembro de 2003 e entre os meses de abril de 2004 e fevereiro de 2005. Figura retirada de Torrente Vilara <i>et al.</i> , 2005.	214
Figura 17: Análise de agrupamento (UPGMA) na composição das assembléias de peixes bentônicos por trechos de amostragem na área de corredeiras com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira.....	215
Figura 18: Regressão linear da similaridade na composição de espécies do arrasto bentônico e distância fluvial entre os 15 pontos de amostragem com acompanhamento mensal na área de estudo. ....	216
Figura 19: Análise de agrupamento (UPGMA) na composição das assembléias de peixes bentônicos por trechos de amostragem (Expandida Montante (Guaporé/Mamoré); Corredeiras (Médio rio Madeira) e Expandida Jusante (Baixo Madeira)) da bacia do rio Madeira.....	218
Figura 20: Distribuição da abundância total acumulada de Gymnotiformes no eixo longitudinal da área de estudos no rio Madeira. Para cada trecho foram consideradas 20 amostras acumuladas durante as quatro excursões de campo realizadas na área de estudos expandida.....	219
Figura 21: Proporção relativa da riqueza de espécies por categoria trófica para ponto de amostragem na área estudos com acompanhamento mensal. ....	223
Figura 22. Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de similaridade ( <i>Bray-Curtis</i> ) para a riqueza de espécies por categoria trófica entre os 13 pontos amostrais na bacia do rio Madeira para pescarias experimentais com malhadeira.....	224
Figura 23. Valores logaritmizados da abundância das categorias tróficas e variáveis ambientais explanatórias que apresentam correlação significativa. ....	225
Figura: 24. Proporção relativa da abundância por categoria trófica por ponto de amostragem no rio Madeira, para a área de estudos com amostragem mensal. ....	227



Figura 25. Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a abundancia de peixes por categoria trófica entre os 13 pontos amostrais na bacia do rio Madeira, para dados de pescarias experimentais com malhadeira,.....	228
Figura 26. Valores de abundância relativa de peixes nas categorias tróficas em relação às variáveis ambientais explanatórias.Valores transformados por $\log_{10}(x+1)$ . ....	233
Figura 27. Frequência relativa dos graus de repleção estomacal por período do ciclo hidrológico considerando o conjunto de dados agrupado para toda a área de estudos com acompanhamento mensal.....	235
Figura 28. Frequência relativa dos graus de gordura por período do ciclo hidrológico considerando o conjunto de dados agrupado para toda a área de estudos com acompanhamento mensal.....	236
Figura 29. Frequencia relativa dos graus de repleção por período hidrológico e ponto de amostragem na área de estudos com acompanhamento mensal no rio Madeira.....	237
Figura 30. Frequência relativa dos graus de gordura por período hidrológico e ponto de amostragem na área de estudos com acompanhamento mensal no rio Madeira.....	238
Figura 31. Frequência relativa dos graus de repleção por ponto de amostragem considerando o conjunto de dados agrupado para todo o ciclo hidrológico na área de estudos. ....	239
Figura 32. Frequência relativa dos graus de gordura por ponto de amostragem considerando o conjunto de dados agrupado para todo o ciclo hidrológico na área de estudos . ....	239
Figura 33. Índice de intensidade reprodutiva por período do ciclo hidrológico considerando o conjunto de dados agrupado para toda a área de estudos com acompanhamento mensal. ....	241
Figura 34. Representação gráfica de variação mensal do IR, para as sete coletas realizadas no alto rio Madeira e variação do nível hidrológico do rio Madeira no período. Valores nas barras= total do número de exemplares avaliados (Torrente-Vilara <i>et al.</i> , 2005).....	241
Figura 35. Índice de intensidade reprodutiva por ponto de amostragem considerando o conjunto de dados agrupado para todo o ciclo hidrológico na área de estudos com acompanhamento mensal.....	242
Figura 366. Figura 35. Índice da intensidade reprodutiva por período hidrológico e ponto de amostragem na área de estudos com acompanhamento mensal no rio Madeira.....	243



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Correlação de cada uma das variáveis amostradas para os ambientes na área de estudos (1 e 2) no rio Madeira com os dois primeiros componentes principais (autovetores). Em negrito estão as principais variáveis explicativas do gradiente em cada eixo e os eixos utilizados nas análises de regressão. \*Percentagem de explicação dos eixos.....

177

Tabela 2: Valores médios de CPUE n (número de exemplares) e b (biomassa, em gramas) por ponto de coleta por m<sup>2</sup>/24horas para pescarias experimentais com malhadeiras no rio Madeira e afluentes. N= total de exemplares acumulado no período de estudos; biomassa= peso total dos exemplares coletados durante todo o período de estudos. Locais de coleta ordenados de montante para jusante.

.....189

Tabela 3: Valores de CPUE n e b obtidos durante o estudo de diagnóstico por m<sup>2</sup>/24horas para pescarias experimentais com malhadeiras, corrigidos nesse estudo para a mesma unidade de medida. Modificada de Torrente-Vilara *et al.* 2005.....

189

Tabela 4: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares por amostra, capturados em pescarias experimentais com redinha de cerco nos pontos de amostragem com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira. N= total de exemplares coletados durante o período de estudo.....

190

Tabela 5: Valores de CPUE (exemplares/amostra) para a ictiofauna capturadas a partir das pescarias experimentais com o arrasto bentônico para os três subconjuntos representativos das 3 áreas de estudo (Guaporé-Mamoré, trecho de corredeiras e Manicoré-foz) no rio Madeira.....

191

Tabela 6: médios de CPUE em exemplares/anzol capturados a partir das pescarias experimentais com espinhel junto à foz dos afluentes amostrados na bacia do rio Madeira.....

192

Tabela 7: Valores de abundância relativa (CPUE em exemplares/m<sup>2</sup>/24h) das espécies capturadas na pesca experimental com malhadeiras, para as espécies que apresentaram



capturas maiores que 0,01 exemplares/m<sup>2</sup>/2h em um dos trechos considerados (áreas 1 e 2). Espécies organizadas em ordem decrescente dos valores de CPUE na área 1 e 2.....19  
7

Tabela 8: Resultados da regressão linear múltipla para a relação dos atributos de riqueza de espécies com os fatores ambientais para amostragens com malhadeiras (26 amostras, sendo 13 representativas da enchente-cheia e 13 para a vazante-seca), rede de cerco (24 amostras, sendo 12 representativas da enchente-cheia e 12 para a vazante-seca) e arrasto bentônico (29 amostras sendo 14 na enchente-cheia onde uma amostra teve N=0 e 15 na vazante-seca). Valores de *p* em negrito foram significativos. ....204

Tabela 9: Análise de Percentagem da Similaridade (SIMPER) para a composição de espécies entre os conjuntos de amostras pré-definidos nas áreas 2 e 3 para as amostragens com malhadeira. ....207

Tabela 10: Análise de Percentagem da Similaridade (SIMPER) a composição de espécies entre os conjuntos de amostras pré definidos para a ictiofauna de médio porte capturada com malhadeiras..... 210

Tabela 11: Valores de contribuição das espécies para dissimilaridade (SIMPER) entre as áreas pré-definidas na ANOSIM para composição da ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira..... 215

Tabela 12: Valores de contribuição das espécies para dissimilaridade (SIMPER) entre as áreas testadas com ANOSIM para composição da ictiofauna dos trechos estudados da bacia do rio Madeira, sendo Expandida Montante (Guaporé/Mamoré); Corredeiras (alto rio Madeira) e Expandida Jusante (baixo Madeira). ....218

Tabela 13: Resultados da regressão múltipla para a relação dos atributos de riqueza e composição de espécies com os fatores ambientais para amostragens com malhadeiras. Valores de *p* em negrito foram significativos..... 220

Tabela 14. Análise de Percentagem da Similaridade (SIMPER) entre os conjuntos de pontos pré-definidos (áreas 2 e 3) considerando a abundância de peixes nas categorias tróficas. Em negrito estão as principais categorias tróficas a explicar a baixa

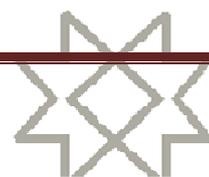


similaridade.....

228

Tabela 15. Valores de  $F$  e  $p$  para a análise multivariada de regressão múltipla para a abundância de cada categoria trófica e variáveis ambientais explicadoras.....

231



## 1. INTRODUÇÃO

Impactos ambientais exercidos pelo homem comumente afetam negativamente a biodiversidade, pois, em geral, acarretam declínio da riqueza e diversidade de espécies. No ambiente aquático, a estrutura das comunidades de peixes pode ser modificada pela substituição ou alteração da abundância das espécies que compõem as assembléias, o que resulta, muitas vezes, na proliferação de espécies oportunistas, com estratégia de vida adaptada às novas condições impostas pelo ambiente. Uma parte importante do declínio da riqueza e alteração da biodiversidade observada em sistemas lóticos resulta de alterações ambientais provocadas por barramentos de rios para fins de geração de energia elétrica (Richter *et al.*, 1997).

Os reservatórios são hoje componentes indissociáveis da paisagem brasileira, presentes em todas as grandes bacias hidrográficas do país. Essa paisagem é o resultado da opção feita pelo país por uma matriz energética predominantemente hidroelétrica. Os processos de migração populacional no eixo sul-sudeste para centro-oeste e norte do país resultaram no estabelecimento de hidrelétricas também em rios da região Amazônica. O rio Madeira, o maior afluente do rio Amazonas, foi um dos rios selecionados para a construção de usinas hidrelétricas, com vistas a solucionar problemas da matriz energética brasileira.

De maneira geral, o barramento de rios resulta em modificações nas condições físico-químicas do ambiente. A extensão dos impactos, tanto a montante quanto a jusante dos empreendimentos, é pouco previsível (Ligon *et al.*, 1995) e parece variar conforme o tamanho da bacia, a vazão do rio e as características limnológicas dos sistema. No entanto, as alterações impostas pelos barramentos são refletidas na riqueza, composição e abundância das espécies (Bonner & Wild, 2000) e modificam seus padrões de distribuição natural. Esses atributos de comunidades respondem direta e indiretamente a essas interferências e podem ser observados em diferentes escalas espaço-temporais.

Atualmente, o rio Madeira abriga um dos conjuntos ictiofaunísticos mais bem conhecidos da Amazônia em território brasileiro, especialmente em relação à riqueza, composição e distribuição das espécies de peixes. Entretanto, isso não significa que a ictiofauna presente na bacia seja adequadamente conhecida, especialmente quando se trata da ecologia e biologia das espécies. Além disso, há um histórico de impactos ambientais pretéritos, causados por ações antrópicas na bacia, principalmente em função do desmatamento acumulado da vegetação ripária e da prolongada e intensa exploração garimpeira de ouro no leito e nas barrancas do rio Madeira. O conjunto mais completo de



informações que se tem disponível atualmente foi gerado posteriormente a esses impactos, e algumas informações anteriores à década de 70 podem ser encontradas nos relatos dos primeiros naturalistas, a maioria deles estrangeiros, que percorreram o rio Madeira no século XIX.

Essas modificações históricas nas paisagens naturais em diversos trechos do rio Madeira podem ter provocado efeitos até então desconhecidos na ictiofauna. Portanto, avaliar o funcionamento do sistema na atualidade, isolando os efeitos produzidos por atividades anteriores à implantação do AHE Santo Antônio, poderá auxiliar na detecção e no dimensionamento dos impactos a serem produzidos pelo mesmo.

As alterações ecológicas provocadas pelo barramento poderão afetar a economia local, modificando o rendimento pesqueiro e/ou causando a substituição de espécies atualmente exploradas pela pesca, tanto local quanto regionalmente. Assim, acompanhar essas modificações e propor medidas de manejo para a conservação da biodiversidade na área de influência direta do empreendimento constitui uma medida fundamental para a compreensão dos impactos ambientais vindouros, o que deverá ser possível a partir dos resultados do Subprograma de Ecologia e Biologia da Ictiofauna.

Desta forma, este estudo pretende registrar as modificações estruturais e de distribuição e abundância das espécies da ictiofauna do rio Madeira, nas áreas de influência direta e indireta do AHE Santo Antônio, a partir de estudos de médio/longo prazo na região.

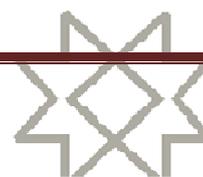
## **1.1. OBJETIVOS**

### **1.2. Objetivo geral**

Confirmar o padrão de riqueza e distribuição das espécies da ictiofauna na região de inserção do AHE Santo Antonio, para garantir um conjunto de dados que permita futuras comparações e avaliações acerca dos impactos deste empreendimento sobre a fauna de peixes no rio Madeira.

### **1.3. Objetivos específicos**

- Acompanhar as alterações na abundância e biomassa (em valores de Captura Por Unidade de Esforço) das espécies de peixes da área de influência direta do empreendimento em escala espaço-temporal mais abrangente, nas áreas de coleta 1 e 2 e na área-controle (AC) do AHE Santo Antônio no rio Madeira;



- Gerar um referencial para comparação do padrão estrutural (composição, riqueza, similaridade) e funcional (uso da área: atividade alimentar, acúmulo de gordura, atividades reprodutivas) da ictiofauna em escala espaço-temporal mais abrangente, nas áreas de coleta 1 e 2 e na área-controle (AC) do AHE Santo Antônio no rio Madeira;
- Fornecer amostras de tecidos biológicos para o Subprograma de Genética de Populações.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

Nesta sessão são apresentadas as informações metodológicas utilizadas especificamente para o estudo de ecologia de comunidades de peixes do rio Madeira. Informações sobre a área de estudos e sobre as metodologias das pescarias experimentais estão apresentadas nos capítulos 1 e 2.

### **2.1. Fatores abióticos**

A obtenção de dados abióticos para os pontos de amostragem tem como objetivo entender como a distribuição da ictiofauna responde às variáveis ambientais locais nas áreas de estudos definidas neste relatório como 2 e 3 (ver área de estudos). Em um primeiro momento, os dados abióticos são apresentados para caracterizar os pontos de amostragem, descritos na Área de estudos. Para isso, foram utilizadas análises descritivas (média e desvio padrão), incluindo toda variação dos dados obtidos no ciclo hidrológico analisado. Posteriormente, os valores médios de cada variável foram utilizados como variáveis descritoras da estrutura da ictiofauna (riqueza e composição de espécies, estrutura trófica) em uma análise da variação espacial das assembléias de peixes (ano 1 de estudo).

Em função da elevada quantidade de variáveis em relação ao número de amostras disponíveis para análise, foi empregada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para reduzir a dimensionalidade dos dados e representar os principais gradientes de variação dos fatores ambientais mensurados. Reduzir a dimensionalidade e selecionar as variáveis mais representativas, eliminando variáveis correlacionadas entre si, permite evitar a perda de significância de modelos ecológicos. Essa estratégia foi empregada para os fatores locais representados por dois conjuntos de variáveis, físicas e limnológicas, medidas em cada local. Discrepâncias entre as amplitudes de variação das unidades de medida das diferentes variáveis foram linearizadas pela transformação feita por  $\log_{10}(x+1)$ .



A escolha do número de eixos na ACP para a representação das variáveis foi definida em função da porcentagem de explicação da variabilidade dos dados descrita para cada um dos componentes principais (eixos), priorizando uma representação em duas dimensões, o que torna a visualização e o entendimento das correlações mais fáceis (Hair *et al.*, 2005). Para todos os casos incluídos neste relatório, os dois primeiros eixos capturaram a maior parte da informação (acima de 60%; Tabela 1).

Tabela 1: Correlação de cada uma das variáveis amostradas para os ambientes na área de estudos (1 e 2) no rio Madeira com os dois primeiros componentes principais (autovetores). Em negrito estão as principais variáveis explicativas do gradiente em cada eixo e os eixos utilizados nas análises de regressão. \*Porcentagem de explicação dos eixos.

Fatores	Malhadeiras		Arrasto bentônico		Redinha de cerco	
	Eixo 1	Eixo2	Eixo 1	Eixo2	Eixo 1	Eixo2
ACP - Variáveis físicas						
	<b>*54,4%</b>	<b>*38,2%</b>	<b>*39,1%</b>	<b>*27,3%</b>	<b>*68,0%</b>	<b>*25,7%</b>
Largura	<b>-0,387</b>	0,337	<b>0,837</b>	0,114	<b>-0,162</b>	0,409
Turbidez	<b>0,379</b>	0,308	0,263	0,508	<b>-0,660</b>	-0,112
Transparência	0,128	-0,095	-0,647	<b>0,548</b>	0,141	0,055
Profundidade	-0,043	0,036	<b>-0,868</b>	-0,269	0,001	-0,000
Velocidade	0,000	0,001	0,127	<b>-0,851</b>	0,009	0,001
ACP - Variáveis limnológicas						
	<b>*87,7%</b>	<b>*11,0%</b>	<b>*53,2%</b>	<b>*21,8%</b>	<b>*97,4%</b>	<b>*1,7%</b>
Condutividade	<b>0,287</b>	-0,002	<b>-0,795</b>	0,025	<b>0,421</b>	0,004
O2 dissolvido	0,004	0,101	-0,706	<b>0,257</b>	0,029	-0,052
pH	<b>0,013</b>	0,013	<b>0,876</b>	-0,244	0,010	-0,019
Temperatura	0,005	0,004	0,497	<b>0,482</b>	-0,003	0,008

## 2.2. Abundância Relativa de Peixes (rendimento das pescarias experimentais em valores de CPUE)

Os valores de Captura por Unidade de Esforço (CPUE) permitem uma comparação direta dos valores de rendimento pesqueiro e abundância ou densidade relativa de peixes (Hinton & Maunder, 2004) desde que estejam na mesma unidade de esforço. As comparações de rendimento das pescarias experimentais por local e aparelho de pesca foram realizadas a partir de valores de abundância relativa das espécies nas amostras, em termos de CPUE, a partir de todos os exemplares capturados em cada local e/ou durante todos os períodos do ciclo hidrológico.

Na escala espacial, cálculos e comparações foram realizados considerando tanto a área-controle (4 expedições – área expandida) quanto as áreas 2 e 3, com coletas mensais (12 expedições). Observações foram inseridas em função do principal fator



ambiental observado na paisagem que determina diferenças na ictiofauna: a cachoeira do Teotônio (Torrente-Vilara, 2009).

Na escala temporal, os valores de CPUE foram calculados considerando os períodos hidrológicos definidos como enchente, cheia, vazante e seca (Torrente-Vilara *et al.*, 2005). No caso das pescarias com rede de cerco foram considerados somente os períodos de seca e enchente, quando foi possível obter amostras para todos os pontos de amostragem, permitindo comparações entre localidades e períodos.

Para as pescarias experimentais com malhadeiras, a CPUE foi avaliada entre os pontos de amostragem e períodos do ciclo hidrológico, em termos do número de exemplares e biomassa capturada por m<sup>2</sup> de malhadeiras expostas no ambiente aquático em 24 horas (exemplares/m<sup>2</sup>\*24h, gramas/m<sup>2</sup>\*24h). Também foi calculada a CPUE específica para as espécies capturadas com malhadeiras, considerando todos os exemplares capturados em todos os pontos a montante e a jusante de Teotônio, de modo a avaliar a densidade das espécies em cada segmento da área de estudos.

Para as pescarias com espinhel a CPUE foi medida em exemplares capturados por anzol (exemplares/anzol) expostos por tempo semelhante (14 horas) em cada ponto; não foi possível realizar o mesmo número de eventos de amostragem para o espinhel. Em função disso, capturas semelhantes podem ter resultado em valores de CPUE diferentes. Em função da baixa captura os cálculos de CPUE para o espinhel foram realizados somente para os pontos de amostragem, combinando todas as amostras obtidas durante o ano de estudo.

As medidas de abundância para as pescarias com redinha de cerco e arrasto bentônico também foram avaliadas em função do esforço empregado, em termos de número de exemplares capturados por amostra (exemplares/amostra). Estas informações foram avaliadas espacialmente (por ponto de amostragem) e temporalmente (entre os períodos do ciclo hidrológico, para os pontos com acompanhamento mensal). No caso das pescarias com redinha de cerco foram considerados somente os períodos de seca e enchente (agosto a janeiro), quando foi possível realizar amostragens em praias ou margens rasas, para todos os pontos de amostragem (exceto o ponto de coletas no igarapé Karipunas montante).

Assim, esses valores puderam ser comparados aos obtidos em outros locais na bacia Amazônica, mesmo que de forma preliminar.

### **2.3. Padrão estrutural das comunidades de peixes**

O estudo dos padrões estruturais das assembléias de peixes foi composto de dois conjuntos de dados padronizados. O primeiro deles refere-se às coletas mensais (vide



seções de material e métodos e pontos de amostragem para maiores detalhes) realizados nos pontos localizados nas áreas A2 e A3, e o segundo refere-se às coletas realizadas na área expandida, ou seja, um trecho do rio Madeira que abrangeu cerca de 1700km do curso do rio. Considerando-se isso, as análises foram realizadas em duas escalas espaciais, com amostras padronizadas para os seguintes apetrechos de pesca: malhadeiras, rede de cerco e arrasto bentônico. As análises funcionais foram realizadas considerando-se as duas escalas espaciais, e enfocando somente a ictiofauna capturada com malhadeiras.

As análises que incluíram avaliações temporais foram realizadas somente para os pontos de amostragem com acompanhamento mensal (áreas 2 e 3). As informações de riqueza e composição de espécies foram agrupadas de modo a fornecer conjuntos de informações robustas para a aplicação dos testes estatísticos. Para tornar as análises mais robustas e poder compará-las aos resultados com o trabalho mais recente realizado para o trecho de corredeiras do rio Madeira com base nos dados do projeto “Viabilidade das UHEs Jirau e Santo Antônio Localizadas no rio Madeira em Rondônia” (Torrente-Vilara et al., 2005; Torrente-Vilara, 2009) as amostras foram agrupadas considerando-se os períodos do ciclo hidrológico como enchente-cheia e vazante-seca.

Na maior parte do ano as praias do rio Madeira permaneceram afogadas pelas águas, e este fato restringiu o número de amostras para as análises para a rede de cerco para os períodos de seca (julho - setembro) e enchente (outubro - dezembro) do rio. A categorização dos períodos do ciclo hidrológico foi definida pela média histórica do nível hidrológico para o alto rio Madeira, conforme Torrente Vilara (2009).

Essas diferenças de procedimento por aparelho de pesca levaram à formação de matrizes de dados com número diferenciado de linhas, de acordo com a escala espacial que estava sendo analisada e apetrecho de pesca:

- **Malhadeiras: escala espacial para a área expandida = 20 amostras**, cada qual representada por quatro coletas por ponto amostral. **Escala espaço-temporal para as áreas 2 e 3 = 13 pontos x dois períodos hidrológicos (enchente/cheia e vazante/seca) = 26 amostras**
- **Rede de cerco: escala espacial para a área expandida = 20 amostras**, cada qual representada por quatro coletas por ponto amostral. **Escala espaço-temporal para as áreas 2 e 3 = 13 pontos x dois períodos hidrológicos (seca e enchente) = 26 amostras**
- **Arrasto bentônico: espacial para os nove transectos de amostragem = 9 áreas**, cada qual representada por quatro coletas cada e 20 arrastos no total; **escala espaço-**



**temporal para a área 2 e área 3** = 15 pontos x dois períodos hidrológicos (enchente/cheia e vazante/seca) = 30 amostras

### **Classificação trófica das espécies**

A classificação trófica das espécies de médio porte (capturáveis com malhadeira) foi realizada a partir da literatura disponível para ambientes na bacia Amazônica (Ferreira, 1993; Zuanon *et al.*, 2000) e preferencialmente para a bacia do rio Madeira (Goulding, 1979; Pouilly *et al.*, 2004; Ibanez *et al.*, 2007, Santos, 1991). A classificação considerou o principal recurso alimentar utilizado pela espécie segundo a literatura, uma lista com a bibliografia que levou categorização trófica de cada espécie é apresentada no Apêndice 6. Além dessa classificação, análises de conteúdo estomacal para as espécies mais abundantes estão sendo conduzidas para confirmação da categorização trófica e melhor reconhecimento dos recursos alimentares consumidos pela ictiofauna do rio Madeira. A partir da literatura considerada, foi possível determinar sete grupos tróficos, sendo eles:

- **Herbívoros:** neste grupo foram incluídas espécies com hábito alimentar frugívoro, que se alimentam de sementes e frutos (sementes de gramíneas, casca, polpa ou frutos inteiros); e espécies que se alimentam de restos vegetais, representados por partes de Fanerógamas tanto terrestres quanto aquáticas, folhas, flores, caules e raízes;
- **Planctívoros:** espécies que se alimentam de organismos planctônicos;
- **Detritívoros:** peixes que se alimentam de material orgânico finamente particulado em avançado estágio de decomposição e contendo microorganismos, argila e compostos inorgânicos associados;
- **Insetívoros:** espécies que se alimentam exclusivamente de insetos, sejam eles terrestres ou aquáticos;
- **Carnívoros generalistas:** espécies que se alimentam de diversos tipos de recursos de origem animal, como invertebrados e vertebrados;
- **Onívoros:** espécies que não apresentam predominância de um tipo de recurso, alimentando-se de material de origem animal e vegetal;
- **Piscívoros:** espécies de peixes que tem sua alimentação basicamente composta por peixes na forma de pedaços de músculo de peixes vivos ou mortos/agonizando, peixes inteiros ou escamas e nadadeiras.

Cada categoria trófica foi avaliada em termos de riqueza de espécies e abundância de exemplares capturados.



### 3.3.1 Padrões ictiofaunísticos e funcionais

Padrões ictiofaunísticos e funcionais foram exclusivos para as áreas 2 e 3 com amostras mensais, totalizando um conjunto de 12 meses para representar um ciclo hidrológico completo. Nos modelos, o período hidrológico foi uma variável categórica representada por vazante+seca (VZ.SC) e enchente+cheia (EN.CH) e o mesmo foi aplicado para a posição dos afluentes em relação à cachoeira do Teotônio, onde afluentes posicionados a montante (M) receberam a categoria 1 e a jusante (J) a categoria 0.

#### Padrão ictiofaunístico: riqueza de espécies

Para avaliação da distribuição espacial da riqueza de espécies, foram dispostos em gráficos os valores brutos de riqueza e abundância absoluta de exemplares capturados (eixo das ordenadas) contra a posição longitudinal dos pontos de amostragem (eixo das abscissas) para a fauna capturada com malhadeiras, rede de cerco e arrasto bentônico, separadamente.

A relação das variáveis abióticas com a riqueza de espécies foi avaliada por meio de uma regressão linear múltipla, pelo método *General Linear Model* (GLM).

Previamente às análises, a magnitude das diferenças entre as variáveis bióticas e abióticas foram minimizadas logaritmizando tanto os fatores bióticos quanto os abióticos. Os modelos propostos foram:

#### Malhadeiras

$$\text{Log}_{(10)} \text{ Riqueza de espécies} = \text{constante} + \text{eixo 1 ACP físico} + \text{eixo 1 ACP limnológico} + \text{período hidrológico (VZ.SC, EN.CH)} + \text{Log}_{(10)} \text{ abundância} + \text{Teotônio (1, 0)}$$

#### Rede de cerco

$$\text{Log}_{(10)} \text{ Riqueza de espécies} = \text{constante} + \text{eixo 1 ACP físico} + \text{eixo 1 ACP limnológico} + \text{período hidrológico (VZ.SC, EN.CH)} + \text{Log}_{(10)} \text{ abundância} + \text{Teotônio (1, 0)} + \text{habitat}$$

#### Arrasto bentônico

$$\text{Log}_{(10)} \text{ Riqueza de espécies} = \text{constante} + \text{eixo 1 ACP físico} + \text{eixo 1 ACP limnológico} + \text{eixo 2 ACP limnológico} + \text{período hidrológico (VZ.SC, EN.CH)} + \text{Log}_{(10)} \text{ abundância} + \text{Teotônio (M, J)}$$

Onde:

ACP= Análise de Componentes Principais;

Físico= fatores ambientais: velocidade da corrente, profundidade, largura do canal, transparência e turbidez;



Limnológico= fatores ambientais: pH, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura;

Período hidrológico= enchente+cheia (EN.CH) e vazante+seca (VZ.SC) para malhadeiras e arrasto bentônico) e seca (SC) e enchente (EN) para redinha de cerco;

Abundância= valores de abundância relativa das espécies nas amostras;

Teotônio= posição do ponto de amostragem em relação à Cachoeira do Teotônio (Montante ou Jusante)

Estas análises geraram valores de “*F*” e “*p*” para a significância (95%) das variáveis abióticas sobre a riqueza de espécies amostradas. No caso de modelos significativos, os valores linearizados foram plotados contra a variável explanatória.

### **Padrão ictiofaunístico: composição de espécies**

Para observar a existência de padrões de similaridade na composição da ictiofauna entre os pontos de amostragem, foi aplicada uma análise de agrupamento pelo método hierárquico pela associação média das distâncias (UPGMA), utilizando o índice de *Bray-Curtis* (Legendre & Legendre, 1998). A padronização das amostras permitiu calcular matrizes de similaridade pelo índice de *Bray-Curtis*, que considera a abundância das espécies. A magnitude das diferenças na abundância das espécies foi também minimizada transformando os dados pela soma, previamente ao agrupamento.

Uma ANOSIM seguida do SIMPER também foi aplicada para detectar as espécies que mais contribuíram para explicar os padrões observados na análise de agrupamento. ANOSIM é um procedimento não paramétrico para testar hipótese de agrupamento de amostras (McCune & Grace, 2002). Este procedimento usa o teste estatístico *R* baseado na diferença entre a média de todos os posicionamentos (*rankings*) de similaridade das amostras entre grupos (determinados a partir da análise de agrupamento -  $r_B$ ) e a média dos posicionamentos (*rankings*) de similaridade entre os objetos dentro dos grupos (entre amostras obtidas dentro de cada grupo -  $r_W$ ) (Quinn & Keough, 2002). O valor de *R* varia de +1 a -1. Valores de *R* maiores que 0 significam maior dissimilaridade entre grupos do que dentro dos grupos. Quando o valor de *R* é igual a zero, isso significa que a hipótese nula é verdadeira; valores negativos de *R* indicam que as dissimilaridades dentro dos grupos são maiores do que entre os grupos. Os dados foram trabalhados agrupando-se os pontos de coletas de cada trecho em estudo do rio Madeira em grupos previamente determinados em função da cachoeira do Teotônio.



Sempre que a análise de similaridade indicou maior dissimilaridade entre os grupos de amostras de conjuntos específicos, aplicou-se na seqüência um teste de Percentagem de Similaridade – SIMPER (*Similarity Percentage*). Neste caso, o SIMPER ordena a contribuição de cada espécie para gerar o padrão observado na análise de similaridade.

A relação da similaridade na composição de espécies com a distância geográfica dos pontos foi analisada pelo teste de Mantel. Foi plotada uma matriz de distâncias geográficas entre os pontos, medida em quilômetros (km) de canal do rio, contra a matriz de similaridade na composição de espécies em uma análise de regressão para cada apetrecho de pesca.

A relação das variáveis abióticas com a composição de espécies foi avaliada por meio de uma regressão linear múltipla ou regressão múltipla multivariada (MANOVA) somente para os pontos acompanhados mensalmente, quando houve mais que uma variável dependente. Para isso, a composição de espécies foi resumida em eixos, por meio de uma análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS na sigla em inglês) (Kennel & Orlóci, 1986), gerada a partir de uma matriz de similaridade (índice de *Bray-Curtis*). Previamente às análises, a magnitude das diferenças na abundância das espécies foi minimizada com a transformação pela soma para gerar a matriz de distância. Os eixos do NMDS utilizados na regressão foram aqueles que obtiveram a maior percentagem de explicação, limitando-se, no máximo, a dois eixos (bi-dimensional). As análises de regressão empregadas seguiram os seguintes modelos para cada aparelho:

### **Malhadeiras**

*Composição de espécies (eixo 1 NMDS representando 55% da variação) = constante + eixo 1 ACP físico + eixo 1 ACP limnológico + período hidrológico (VZ.SC, EM.CH) + Teotônio (M, J)*

### **Rede de cerco**

*Composição de espécies (eixo 1 e 2 NMDS que juntos, representaram 46% da variação) = constante + eixo 1 ACP físico + eixo 1 ACP limnológico + período hidrológico (VZ.SC, EN.CH) + Teotônio (M, J) + habitat (praia de lama, praia de areia, macrófitas aquáticas, folhiço)*

### **Arrasto bentônico**

*Composição de espécies (eixo 1 NMDS representando 59% da variação) = constante + eixo 1 ACP físico + eixo 1 ACP limnológico + período hidrológico (VZ.SC, EN.CH) + Teotônio (M, J)*



As análises de regressão linear múltipla, aplicadas para os dados de malhadeira e arrasto bentônico, geraram valores de “*F*” e “*p*” para a significância das variáveis abióticas sobre a composição de espécies. Para a regressão múltipla multivariada aplicada para os dados de rede de cerco foi considerado o resultado do teste *Pillai Trace*. No caso de significância nos modelos propostos, o eixo da composição foi disposto em um gráfico contra a variável explanatória.

### **Padrão funcional: riqueza de espécies por categoria trófica**

Para observar a existência de padrões de similaridade na estrutura trófica entre os pontos de amostragem foi aplicada uma análise de agrupamento pelo método hierárquico com associação média das distâncias (UPGMA), utilizando o índice de *Bray-Curtis* e considerando a riqueza de espécies por categoria trófica. A magnitude das diferenças na abundância das categorias tróficas foi minimizada transformando-se previamente os dados por logaritmização dos valores da soma de exemplares por categoria trófica nas amostras.

Os padrões de agrupamento detectados para a estrutura trófica pela análise de agrupamento foram testados aplicando-se uma análise de similaridade para um fator (ANOSIM). Além do uso desta análise para estudos de composição de espécies, a ANOSIM tem sido empregada em estudos de comunidades baseadas em atributos funcionais (*e.g.* Merona *et al.*, 2005). Sempre que a análise de variância indicou maior dissimilaridade entre os grupos de amostras de conjuntos específicos, aplicou-se na seqüência um teste de Percentagem de Similaridade – SIMPER. Neste caso, o SIMPER ordena a contribuição de cada categoria trófica para gerar o padrão observado na análise de agrupamento.

A relação dos fatores abióticos com o padrão de distribuição de cada grupo trófico da comunidade foi verificada por meio de análise de regressão, pelo método GLM aplicada separadamente para cada categoria trófica, que pode ser resumida pelo seguinte modelo:

*Riqueza de espécies por categoria trófica (dados linearizados pela soma) = constante + eixo 1 ACP físico + eixo 1 ACP limnológico + período hidrológico (VZ.SC, EN.CH) + Teotônio (M, J)*

Esta análise gerou valores de “*F*” e “*p*” para a significância das variáveis abióticas para cada uma das categorias tróficas. Assim, para modelos significativos o fator biótico foi plotado contra a variável explanatória.



## **Estrutura funcional: abundância por categoria trófica**

Os dados de abundância de peixes por categoria trófica foram agrupados por local, para as áreas 2 e 3 com periodicidade mensal de coletas, representando um ciclo hidrológico completo.

Para observar a existência de uma estrutura funcional foi observada a similaridade na estrutura trófica entre os pontos de amostragem. Uma análise de agrupamento pelo método hierárquico pela associação média das distâncias (UPGMA) foi aplicada, utilizando o índice de *Bray-Curtis*. A magnitude das diferenças na abundância das espécies foi minimizada transformando os dados pela soma, previamente ao agrupamento. A matriz de similaridade considerou amostras distribuídas na escala espaço-temporal conforme descrito no item 3.3.

Os padrões de agrupamento detectados foram testados aplicando-se uma ANOSIM para um fator. Sempre que a análise de variância indicou maior diferença entre os grupos de amostras, posteriormente aplicou-se o teste de percentagem de similaridade (SIMPER) que ordenou a contribuição de cada categoria trófica para gerar o padrão observado.

A relação dos fatores abióticos com o padrão de distribuição de cada grupo trófico da comunidade foi verificada por meio de análise de regressão linear múltipla, aplicada separadamente para cada categoria trófica, resumida pelo seguinte modelo:

$$\begin{aligned} & \text{Categoria trófica (dados logaritmizados para cada categoria)} = \text{constante} \\ & + \text{eixo 1 ACP físico} + \text{eixo 1 ACP limnológico} + \text{período hidrológico} \\ & (\text{VZ.SC, EN.CH}) + \text{Teotônio (M, J)} \end{aligned}$$

Esta análise gerou valores de “F” e “p” para a significância das variáveis abióticas para cada uma das categorias tróficas. No caso de modelos significativos a variável biótica foi plotada contra a variável explanatória. Em todos os casos foram utilizados valores logaritmizados.

## **2.4. Biologia da comunidade de peixes do rio Madeira: aspectos alimentares e reprodutivos**

Coleta de informações biológicas dos peixes

Conforme previamente acordado com o órgão licenciador em reunião no dia 07 de novembro de 2008 para este primeiro ano de estudos, informações sobre a biologia das espécies foram exclusivas para a comunidade de peixes capturada com malhadeiras e espinhel. As informações biológicas das espécies de pequeno porte, capturadas com rede



de cerco, puçá e arrasto bentônico, serão realizadas somente no segundo ano de estudos e apresentadas em um futuro relatório. A estrutura biológica da comunidade foi avaliada somente para os dados de malhadeira na área de estudo, onde o acompanhamento foi mensal (áreas 2 e 3). Foram considerados como parâmetros descritores a atividade alimentar, gordura acumulada e atividade reprodutiva da comunidade de peixes. Assim, as espécies com as maiores frequência de ocorrência e abundância nos pontos de amostragem e meses de coleta do primeiro ano foram selecionadas para as análises que se seguem.

As informações biológicas obtidas permitem reconhecer as principais áreas de reprodução e alimentação da comunidade das espécies de médio porte considerando-se a área de estudos na bacia do rio Madeira. Assim, para cada exemplar coletado e identificado foram obtidas as seguintes informações:

- comprimento padrão (CP), tomado com ictiômetro, medindo o peixe da ponta do focinho à última vértebra;
- peso, medido com balança analítica (Marte) em gramas (g);
- sexo, por meio da avaliação visual das gônadas, em três categorias: indeterminado, fêmea e macho;
- estágio de maturação sexual, por meio de avaliação visual macroscópica das gônadas, segundo a escala definida por Vazzoler (1996) que classifica fêmeas como: imatura, maturação inicial, maturação avançada, reprodução, desovada e em repouso; Fragmentos de gônadas foram coletados para análises histológicas, quando necessário, para confirmar o estágio de maturação. A amostra coletada foi preservada em solução ALFAC (Álcool 70%, Formol 40% e Ácido Acético 2%, na proporção de 17:2:1, respectivamente) e, após 18 horas transferidas para álcool 70% até o momento de iniciar a inclusão dos fragmentos para obtenção dos cortes histológicos ao final do processo.
- grau de repleção estomacal (GR), também segundo Santos (1980), que define quatro categorias valores entre 0 e 100% de acordo com o grau de enchimento dos estômagos: 0 (vazio), 1 (vestígios de alimento até 25% de enchimento), 2 (parcialmente cheio; 25% a 75% de enchimento), 3 (repleto; de 75 a 100% de enchimento).
- grau de gordura cavitária (GG), segundo Santos (1980), que define quatro categorias valores entre 0 e 100% de acordo com a quantidade de gordura armazenada na cavidade abdominal: 0 (ausência de gordura), 1 (até 25% da capacidade), 2 (25% a 75% da capacidade), 3 (75% a 100% da capacidade);

A atividade alimentar e grau de gordura foram analisados a partir dos valores relativos de frequência de ocorrência dos diferentes graus de enchimento dos estômagos



e de gordura cavitária acumulada para a comunidade de peixes em cada ponto de amostragem. Os valores relativos (no eixo das ordenadas) foram em função do gradiente longitudinal (eixo das abscissas), de modo a verificar a existência de áreas de alimentação para os peixes. Também foram avaliadas as variações ao longo do ciclo hidrológico considerando-se os períodos de enchente-cheia e vazante-seca do rio.

A atividade reprodutiva foi avaliada por meio do índice de Intensidade Reprodutiva (IR) (Vazzoler, 1997), calculado a partir do desenvolvimento dos ovários, para cada ponto amostrado e período hidrológico. Os valores de IR foram avaliados inicialmente considerando-se somente a distribuição entre o períodos do ciclo hidrológico e, posteriormente, em função da escala espacial. Desta forma foi possível reconhecer como a ictiofauna utiliza o trecho estudado para a reprodução tanto espacialmente quanto temporalmente, bem como diagnosticar as principais áreas de desova.

Entre as espécies que apresentaram atividade reprodutiva na área de estudos com acompanhamento mensal, foram avaliados os principais locais de reprodução, alimentação e crescimento para a comunidade de peixes. Para a determinação dos locais de reprodução foram considerados somente os exemplares que se encontravam maduros ou em reprodução. A frequência de ocorrência de indivíduos em reprodução foi calculada em cada local em relação ao total de indivíduos em atividade reprodução (F3 e F4). Para diagnosticar as áreas de alimentação das espécies no trecho estudado foi calculada a frequência de ocorrência de todos os exemplares capturados em atividade alimentar (GR 1; GR 2; GR 3).

## **2.5. Programas computacionais utilizados**

Para as análises estatísticas descritas anteriormente foram utilizados os programas Systat 9.0 (Wilkinson, 1998) e Past 1.72 (Hammer *et al.*, 2001).



### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Abundância relativa da ictiofauna (CPUE)

Os valores de CPUE na área expandida (20 pontos amostrais) variaram entre 0,54 exemplares/m<sup>2</sup>/24h (rio Cautário – área1) e 0,04 exemplares/m<sup>2</sup>/24h (Belmont montante – área 2) e entre 66,5 gramas/m<sup>2</sup>/24 (rio Cautário) e 5,2 gramas/m<sup>2</sup>/24h (ig. Karipunas montante) (Tabela 2). Os maiores valores de rendimento da pesca experimental em exemplares e biomassa ocorreram nas áreas 1 e 4 (extremos a montante e a jusante em relação ao trecho de corredeiras). Ao considerar as áreas 2 e 3 (13 pontos amostrais com coletas mensais), os maiores valores de CPUE concentram-se nos pontos do rio Jaciparaná, o maior afluente do trecho de corredeiras, seguido pelo lago Cuniã e rio Machado, ambos a jusante das corredeiras (Tabela 2).

Os valores de CPUE e a variação longitudinal no trecho de corredeiras são semelhantes aos obtidos durante o estudo de viabilidade dos empreendimentos (Tabela 3, modificada de Leme, 2005) e corroboram com os baixos valores de rendimento pesqueiro para a pesca comercial registrados para as áreas de estudo inseridas dentro da bacia do rio Madeira quando comparada aos demais valores observados em outros rios da bacia Amazônica. Resultados nesse sentido também podem ser observados na seção de monitoramento da atividade pesqueira deste relatório.

Os valores de CPUE e o padrão de variação longitudinal da pesca experimental com malhadeiras, mesmos aqueles nas áreas 1 e 4 onde os valores foram maiores do que nas demais áreas de estudo, podem ser considerados baixos quando comparados àqueles obtidos em outros locais, incluindo ambientes de águas claras nos escudos cristalinos da bacia amazônica. Para ambientes de água clara em outros rios amazônicos como os rios Trombetas e Araguaia, Ferreira (1993) e Zuanon *et al.* (2004) registraram valores de CPUE de até 1,24 exemplares/m<sup>2</sup>/24h e 244,31 gramas/m<sup>2</sup>/24h e de 1,59 exemplares/m<sup>2</sup>/24h e 181,4 gramas/m<sup>2</sup>/24h, respectivamente, valores muito superiores aos encontrados no presente estudo. Em outros ambientes de águas brancas na Amazônia Central, como no Lago Catalão, foram registrados valores de até 1,11 exemplares/m<sup>2</sup>/24h e 83,91 gramas/m<sup>2</sup>/24h (Vale, 2003). No lago Inácio, também na Amazônia Central próximo a Manaus, Saint Paul *et al.* (2000) registraram valores de CPUE de 190 gramas/m<sup>2</sup>/24h. Os valores de CPUE obtidos no rio Madeira são semelhantes somente aos registrados para o lago do Prato no rio Rio Negro, próximo ao arquipélago de Anavilhanas com 41 gramas/m<sup>2</sup>/24h (Saint Paul *et al.*, 2000).



Tabela 2: Valores médios de CPUE n (número de exemplares) e b (biomassa, em gramas) por ponto de coleta por m<sup>2</sup>/24horas para pescarias experimentais com malhadeiras no rio Madeira e afluentes. N= total de exemplares acumulado no período de estudos; biomassa= peso total dos exemplares coletados durante todo o período de estudos. Locais de coleta ordenados de montante para jusante.

Área	Local	Anual			
		N	CPUE n	biomassa	CPUE g
1	R. Cautário	1039	0,54	127624,7	66,47
1	R. Sotério	435	0,23	27861,9	14,51
1	R. Pacaás Novos	372	0,19	27478,4	14,31
2	Ig. Arara	1027	0,18	156247,3	27,13
2	R. Mutumparaná	650	0,11	120256,6	20,88
2	Ig. São Lourenço	1578	0,27	198853,7	34,52
2	Ig. Karipunas foz	646	0,11	98266,6	17,06
2	R. Jaciparaná montante	1740	0,30	228493,8	39,67
2	R. Jaciparaná foz	2429	0,42	198499,1	34,46
3	Ig. Jatuarana I	605	0,11	92262,8	16,02
3	Ig. Belmont montante	612	0,11	107363,6	18,64
3	Ig. Belmont foz	1035	0,18	133505,4	23,18
3	L. Cuniã	2400	0,42	255554,0	44,37
3	R. Machado montante	2021	0,35	311726,1	54,12
3	R. Machado foz	1581	0,27	212609,8	36,91
4	L. Puruzinho	1630	0,28	212726,5	36,93
4	R. Manicoré	712	0,37	78198,7	40,73
4	R. Aripuanã	606	0,32	77056,3	40,13
4	L. Sampaio	539	0,28	67352,5	35,08
Total		21657	0,23	2731937,8	29,64

Tabela 3: Valores de CPUE n e b obtidos durante o estudo de diagnóstico por m<sup>2</sup>/24horas para pescarias experimentais com malhadeiras, corrigidos nesse estudo para a mesma unidade de medida. Modificada de Torrente-Vilara *et al.* 2005.

Local	CPUE n	CPUE g
Fortaleza do Abunã	0,25	21,89
Cachoeira do Arara	0,13	19,55
Simão Grande	0,12	17,44
Mutumparaná	0,12	25,52
São Lourenço	0,14	24,71
Karipunas	0,14	19,64
Jaciparaná	0,42	29,36
Jatuarana I	0,21	19,44
Jatuarana II	0,17	25,63
Belmont	0,34	30,94
Total	0,20	23,41

Não foi possível detectar tendência de aumento ou diminuição no padrão de distribuição nos valores de abundância de peixes de pequeno porte para as capturas com rede de cerco no trecho estudado. A abundância relativa de peixes capturados foi altamente variável com valores desde 34,17 exemplares/amostra no igarapé Belmont montante até 601 exemplares/amostra no rio Sotério (Tabela 4). A amostragem ocorreu em diversos tipos de ambientes e é possível que a abundância seja explicada por fatores locais como, por exemplo, estado de preservação do ambiente ou tipo de substrato. O ponto de amostragem no igarapé Belmont montante teve a menor abundância relativa



observada neste estudo. Sabe-se que o igarapé Belmont atravessa grande parte do perímetro urbano de Porto Velho onde é fortemente antropizado, apresentando as margens desmatadas em diversos pontos e recebendo o esgoto de parte da cidade. Para os igarapés Belmont e Jatuarana também foram registrados os menores valores de riqueza de espécies como é apresentado a seguir na seção 4.2 (ver também capítulo 1 – Inventário Taxonômico da Ictiofauna do rio Madeira). Ambos locais são os mais próximos da capital Porto Velho.

Tabela 4: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares por amostra, capturados em pescarias experimentais com redinha de cerco nos pontos de amostragem com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira. N= total de exemplares coletados durante o período de estudo.

Área	Local	N	CPUE <sub>n</sub>
1	Rio Cautário	845	211,25
1	Rio Sotério	2404	601,00
1	Rio Pacaás Novos	936	234,00
2	Igarapé do Arara	972	117,50
2	Rio Mutumparaná	1449	375,33
2	Rio São Lourenço	1584	467,33
2	Rio Karipuna foz	640	118,17
2	Rio Jaciparaná montante	933	338,83
2	Rio Jaciparaná foz	509	152,33
3	Igarapé Jatuarana	517	98,00
3	Igarapé Belmont montante	146	34,17
3	Igarapé Belmont foz	410	192,00
3	Região do Lago Cuniã	1306	544,50
3	Rio Machado montante	391	370,83
3	Rio Machado foz	384	143,17
3	Lago do Puruzinho	304	317,17
4	Região de Manicoré	679	169,75
4	Região de Aripuanã	1022	255,50
4	Região de Nova Olinda	456	114,00

As amostras obtidas com o arrasto bentônico revelaram uma tendência longitudinal de abundância de peixes capturados semelhante à detectada com uso da malhadeira, com valores mais elevados nas áreas extremas a montante e a jusante e uma tendência de redução na área intermediária (corredeiras) (Tabela 5). Poucos são os estudos na literatura que envolvem a comunidade de peixes bentônicos em sistemas tropicais. Os estudos disponíveis para comparações são para o rio Trombetas (Ferreira *et al.*, 2006), um rio de águas claras, onde a abundância estimada foi em torno de 70 exemplares/amostra. Na calha do rio Amazonas, um rio de água branca e mais semelhante ao ambiente bentônico do rio Madeira, um estudo enfocando apenas um grupo taxonômico (Gymnotiformes) revelou abundâncias que variaram entre 20 e 48 exemplares/amostra (Cox-Fernandes, *et al.*, 2004). Boa parte dos valores obtidos no presente estudo para o trecho de corredeiras e porção baixa do rio Madeira pode ser



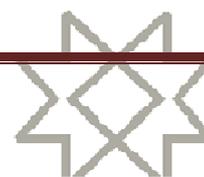
considerado extremamente baixo, quando comparados aos poucos estudos descritos para esse ambiente (Tabela 5).

Tabela 5: Valores de CPUE (exemplares/amostra) para a ictiofauna capturadas a partir das pescarias experimentais com o arrasto bentônico para os três subconjuntos representativos das 3 áreas de estudo (Guaporé-Mamoré, trecho de corredeiras e Manicoré-foz) no rio Madeira.

Área	Local	n	CPUE N
1	R.Guaporé/R. Cautário	5186	259,3
1	R.Mamoré/R. Sotério	4032	201,6
1	R.Mamoré/R. Pacaás	5243	262,15
2	R.Madeira/Mont Jirau	181	3,02
2	R.Madeira/Mont Teotônio	184	3,38
2	R.Madeira/Jus Sto Antônio	132	2,20
3	R.Madeira/Manicoré	430	29,15
3	R.Madeira/Aripuanã	234	16,95
3	R.Madeira/Nova Olinda	1025	49,45

Para as pescarias com espinhel, os valores de abundância foram maiores na área de corredeiras, possivelmente em função do maior esforço de pesca empregado neste trecho (Tabela 6). É difícil comparar valores de CPUE para pescarias experimentais de espinhel com outros locais, pois não é uma metodologia empregada com frequência nos estudos e, em geral, os valores não estão disponíveis nas publicações. Zuanon (1990) teve capturas de cerca de 0,05 indivíduos/anzol em coletas realizadas na Amazônia Central próximo a Manaus, rendimento semelhante ao obtido neste estudo. Nos dois casos, os estudos foram realizados em locais com histórico de pescarias comerciais significativas, o que pode ter ocasionado uma depleção dos estoques de grandes bagres e explicaria os baixos rendimentos desse tipo de pesca experimental. De qualquer forma, esses valores serão úteis para avaliar os impactos das modificações ambientais decorrentes da instalação do AHE Santo Antônio, bem como da efetividade das medidas mitigadoras a serem implementadas.

O uso de espinhel pode ser considerado o método mais eficiente na captura de grandes exemplares dos bagres que atingem maior porte e que se deslocam no fundo da calha dos rios. No entanto, exige pescadores especializados nesse tipo de pescaria e um elevado esforço para as capturas (Goulding, 1979; Zuanon, 1990). Assim, a baixíssima captura obtida nas pescarias com espinhel no estudo de viabilidade dos AHEs (Torrente-Vilara *et al.*, 2005) impede que sejam feitas quaisquer inferências acerca das características do conjunto de espécies coletados com anzóis no rio Madeira. Apesar de sofrer influências das características culturais associadas à atividade pesqueira, sem dúvida, as melhores informações para essas espécies são aquelas advindas da pesca



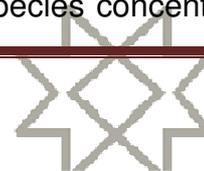
comercial. Desta forma, optou-se por apresentar esses resultados nos capítulos de Monitoramento da Atividade Pesqueira e Espécies-Alvo deste relatório.

Apesar das variações longitudinais, a variação temporal na abundância de peixes nas capturas foi semelhante em todos os pontos e para todos os aparelhos de pesca empregados, identificando o trecho de corredeiras como uma área com baixíssimos valores de abundância. Temporalmente, as maiores capturas ocorreram na seca e enchente (Figuras 1, 2, 3). A restrição do ambiente aquático no período de seca aumenta a densidade de peixes nos ambientes aquáticos (Saint-Paul *et al.*, 2000), aumentando o rendimento das capturas com os diferentes aparelhos de pesca. Da mesma forma, os movimentos migratórios no período de enchente, com o deslocamento de cardumes principalmente para a desova nos trechos a montante, contribuem para a eficiência das capturas com malhadeiras neste período. De fato, nestes períodos também são relatados os maiores valores de rendimento pesqueiro para o rio Madeira (Goulding, 1979; Doria *et al.*, 2005; vide também a seção Monitoramento da atividade pesqueira, neste relatório).

Tabela 6: médios de CPUE em exemplares/anzol capturados a partir das pescarias experimentais com espinhel junto à foz dos afluentes amostrados na bacia do rio Madeira.

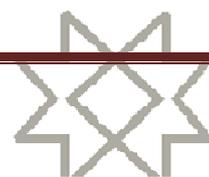
Área	Local	n	CPUE <sub>n</sub>
1	Rio Cautário	0	0.00
1	Rio Sotério	3	0.10
1	Rio Pacaás Novos	0	0.00
2	Igarapé do Arara	4	0.03
2	Rio Mutumparaná	1	0.02
2	Rio São Lourenço	7	0.07
2	Rio Karipuna (FOZ)	11	0.07
2	Rio Jaciparaná (FOZ)	5	0.04
3	Igarapé Jatuarana	10	0.11
3	Igarapé Belmont (FOZ)	3	0.03
3	Rio Machado (FOZ)	0	0.00
4	Região de Manicoré	0	0.00
4	Região de Aripuanã	0	0.00
4	Região de Nova Olinda	0	0.00

Os valores de CPUE calculados para as principais espécies de peixes registradas nas capturas podem ser considerados baixos, indicando baixas densidades populacionais (Tabela 7). Em cada um dos trechos do rio Madeira (corredeiras e jusante, onde foram feitas amostragens mensais) a maior parte do rendimento das pescarias está concentrada em poucas espécies. Na área de corredeiras (entre o igarapé Arara e o rio Jaciparaná) a principal espécie foi *Auchenipterichthys thoracatus*, uma espécie considerada sedentária, seguida por *Acestrorhynchus microlepis* e *Hemiodus amazonum*, espécies com movimentos de dispersão restritos. A jusante de Teotônio quatro espécies concentraram



as maiores capturas; no entanto, diferente das anteriores, essas espécies apresentam características migratórias: *Mylossoma duriventre*, *Potamorhina latior*, *Triportheus angulatus* e *Potamorhina altamazonica*. Goulding (1979) atribuiu às características da ictiofauna (altamente diversa e pouco abundante) ao fato da pesca realizada no rio Madeira ser concentrada em poucas espécies, que são capturadas de forma oportunista, de acordo com sua abundância momentânea na área.

Os altos valores de riqueza e baixos valores de abundância geral e específicos reforçam a sugestão de Torrente Vilara *et al.* (2005) de uma ictiofauna vulnerável a impactos ambientais, com baixa capacidade de resiliência e uma aparente limitação à manutenção de grandes populações locais naquele trecho do rio Madeira (Torrente-Vilara, 2009). Neste sentido, os impactos provenientes da ação antrópica atual e histórica na região (pesca comercial e alterações ambientais diversas, como aquelas provocadas pelo garimpo de ouro) deverão se somar às perturbações ambientais decorrentes da implantação do AHE Santo Antônio, alterando fortemente a ictiofauna local.



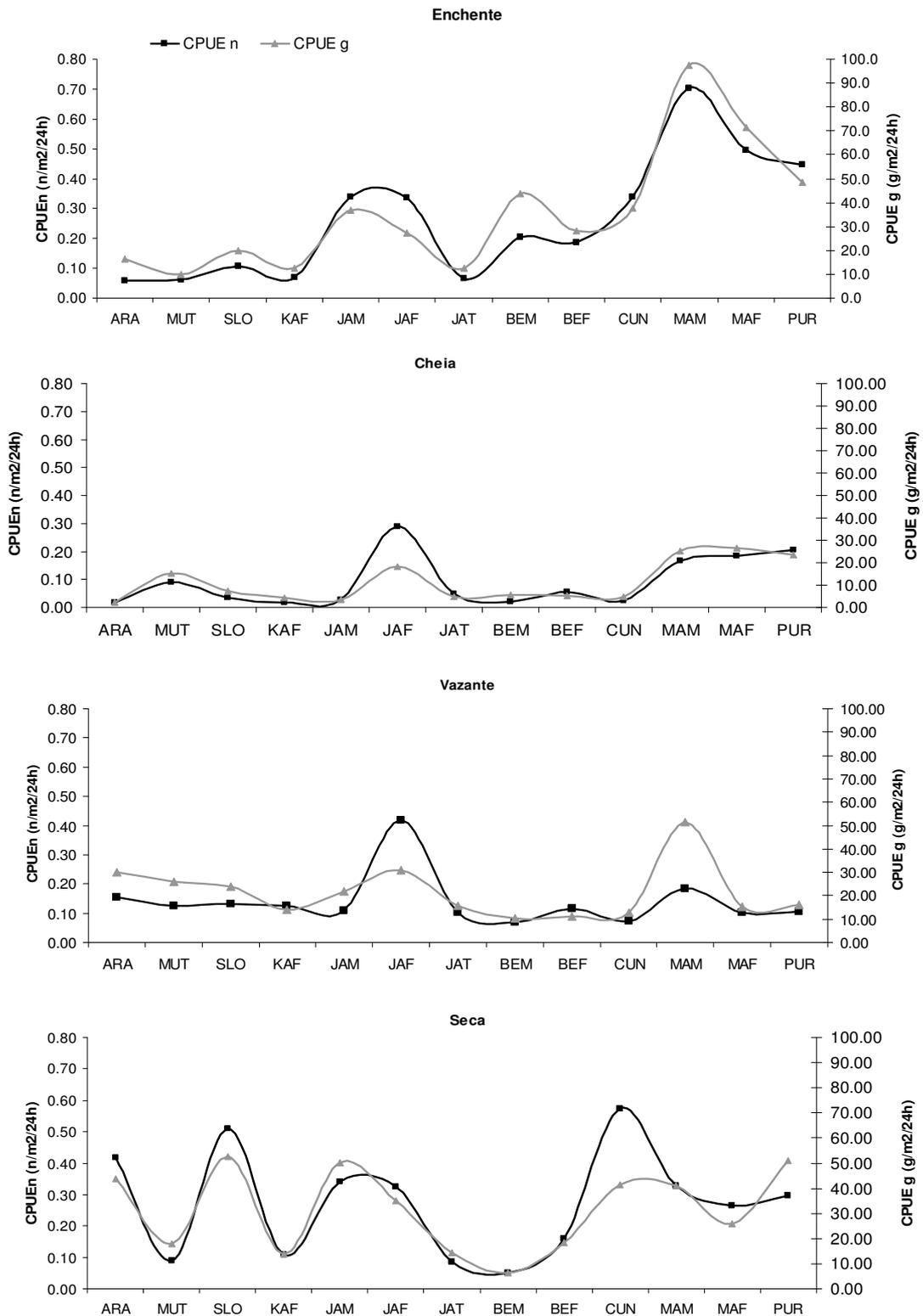
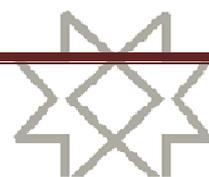


Figura 1: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares e biomassa para as pescarias experimentais com malhadeiras para os pontos amostrais com acompanhamento mensal nos diferentes períodos do ciclo hidrológico no rio Madeira.



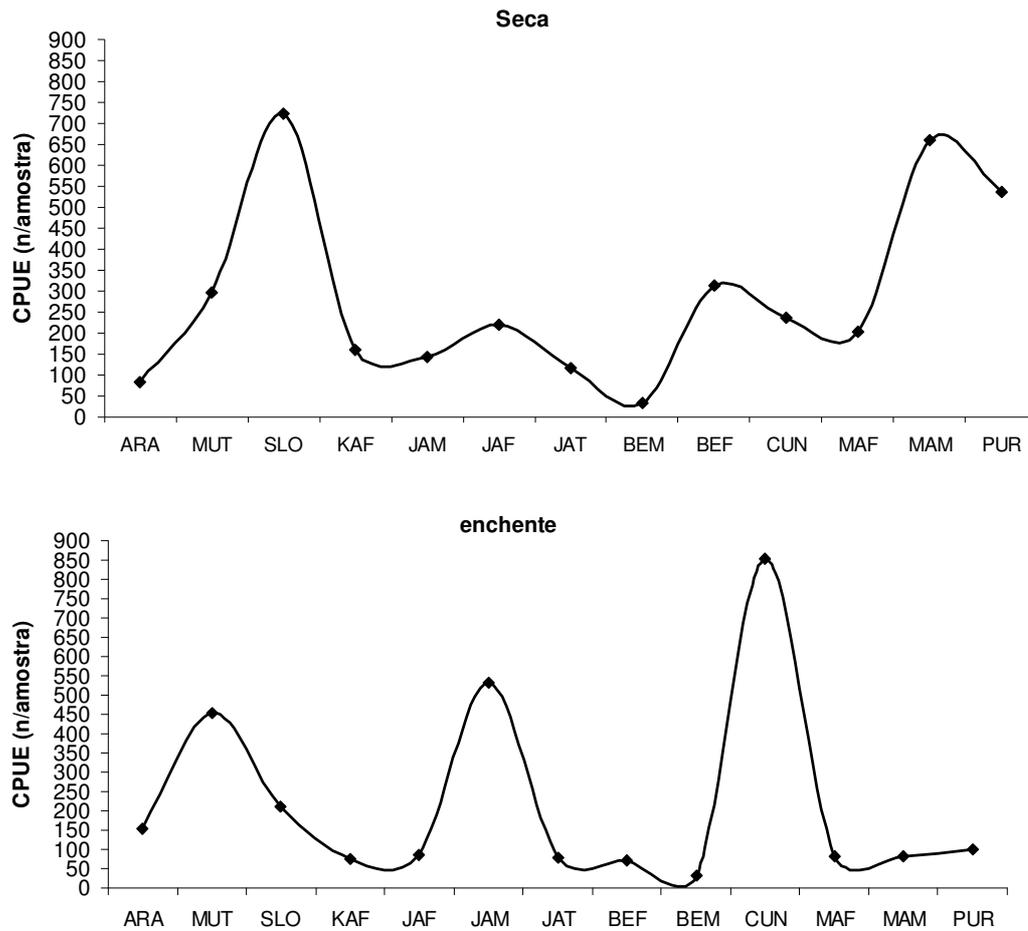
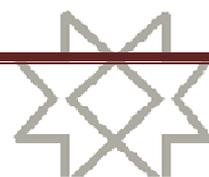


Figura 2: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares por amostra para as pescarias experimentais com redinha de cerco para os pontos amostrais com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira durante a seca e enchente.



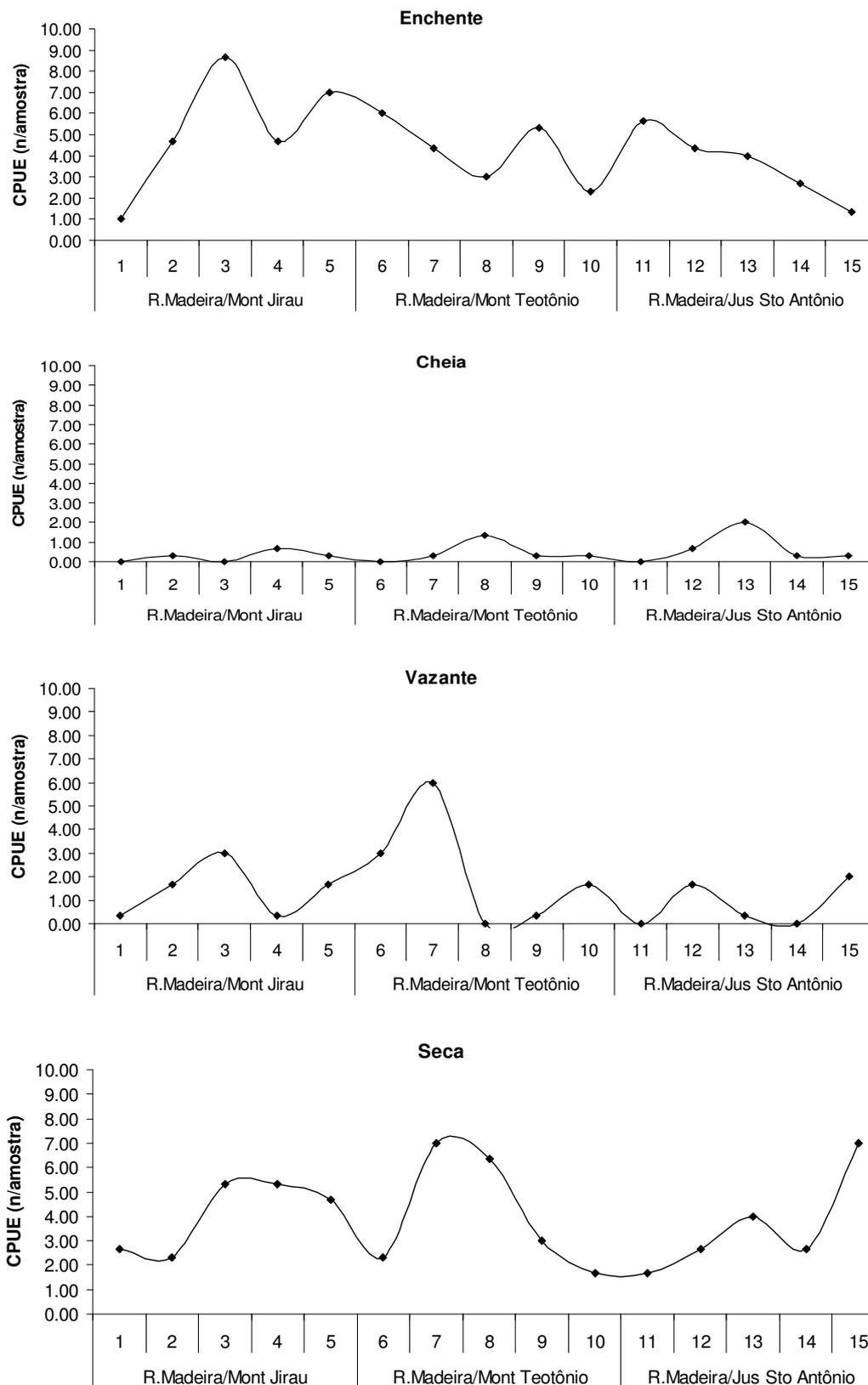


Figura 3: Valores médios de CPUE em abundância de exemplares por amostra para pescarias experimentais com o arrasto bentônico para os 15 pontos amostrais com acompanhamento mensal nos diferentes períodos do ciclo hidrológico no rio Madeira.



Tabela 7: Valores de abundância relativa (CPUE em exemplares/m<sup>2</sup>/24h) das espécies capturadas na pesca experimental com malhadeiras, para as espécies que apresentaram capturas maiores que 0,01 exemplares/m<sup>2</sup>/24h em um dos trechos considerados (áreas 1 e 2). Espécies organizadas em ordem decrescente dos valores de CPUE na área 1 e 2.

Espécie	CPUE ESPECÍFICA (exemplares/m <sup>2</sup> /24h)	
	Área 1 corredeiras	Área 2 jusante de Teotônio
<b><i>Auchenipterichthys thoracatus</i></b>	<b>0,357</b>	0,057
<b><i>Acestrorhynchus microlepis</i></b>	<b>0,053</b>	0,012
<b><i>Hemiodus amazonum</i></b>	<b>0,048</b>	0,008
<b><i>Mylossoma duriventre</i></b>	0,002	<b>0,174</b>
<b><i>Potamorhina latior</i></b>	0,022	<b>0,149</b>
<b><i>Triportheus angulatus</i></b>	0,016	<b>0,087</b>
<b><i>Potamorhina altamazonica</i></b>	0,007	<b>0,075</b>
<i>Acestrorhynchus heterolepis</i>	0,023	0,004
<i>Prochilodus nigricans</i>	0,021	0,033
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	0,021	0,032
<i>Auchenipterus ambyiacus</i>	0,021	0,006
<i>Schizodon fasciatus</i>	0,019	0,013
<i>Semaprochilodus insignis</i>	0,017	0,019
<i>Chalceus guaporensis</i>	0,015	0,002
<i>Triportheus auritus</i>	0,015	0,008
<i>Hypoptopoma gulare</i>	0,015	0,010
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	0,013	0,010
<i>Triportheus albus</i>	0,013	0,030
<i>Hemiodus microlepis</i>	0,013	0,005
<i>Curimatella alburna</i>	0,013	0,007
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0,013	0,005
<i>Cynodon gibbus</i>	0,013	0,001
<i>Psectrogaster amazonica</i>	0,012	0,031
<i>Roestes molossus</i>	0,012	0,000
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0,011	0,035
<i>Metynnis hypsauchen</i>	0,011	0,002
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0,010	0,023
<i>Acestrorhynchus cf. microlepis</i>	0,010	0,001
<i>Anodus orinocensis</i>	0,010	0,012
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	0,008	0,034
<i>Pellona castelnaeana</i>	0,008	0,015
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0,005	0,013
<i>Sorubim maniradii</i>	0,004	0,012
<i>Anodus sp.</i>	0,004	0,011
<i>Pellona flavipinnis</i>	0,004	0,030
<i>Pimelodus aff. blochii</i>	0,004	0,044
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,003	0,037
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0,003	0,015
<i>Serrasalmus elongatus</i>	0,003	0,013
<i>Serrasalmus sp.n. robertsoni</i>	0,002	0,027
<i>Centromochlus heckelii</i>	0,001	0,023
<i>Ageneiosus inermis</i>	0,002	0,020
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	0,002	0,020
<i>Nemadoras humeralis</i>	0,001	0,019
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,001	0,017
<i>Curimata knerii</i>	0,001	0,012
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	0,000	0,012
<i>Hemiodus imaculatus</i>	0,000	0,016
<i>Anodus elongatus</i>	0,000	0,020
<i>Cetopsis coecutiens</i>	0,000	0,014



### 3.2. A estrutura faunística e funcional da comunidade de peixes

De modo a assegurar a proteção de grande parte da biodiversidade de um sistema natural, as tomadas de decisões sobre estratégias de manejo e conservação têm considerado as medidas de diversidade de espécies como um dos principais parâmetros descritores da comunidade biológica de uma área (Primack & Rodrigues, 2001).

Do ponto de vista da conservação biológica de ambientes aquáticos, o uso da riqueza de espécies como critério principal (os chamados “*hot spots*”) pode ser problemático. Isso decorre não somente pelo fato dos padrões de distribuição da riqueza de espécies serem fortemente influenciados na escala espacial em que o estudo se desenvolve (Ricklefs, 1987), mas também em função das variações na composição de espécies decorrentes de processos geológicos que não podem ser percebidos apenas pelas estimativas de diversidade (Torrente-Vilara, 2009).

A incorporação de resultados baseados na distribuição geográficas das espécies em aspectos funcionais das comunidades biológicas é essencial para o conhecimento adequado do funcionamento do sistema como um todo. Nesse caso, a escala de observação, seja para variáveis bióticas, abióticas ou geográficas, é fundamental para interpretar corretamente o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e orientar estratégias de conservação (Torrente-Vilara, 2009).

Esses fatores foram considerados ao analisar as características faunísticas e funcionais da ictiofauna do rio Madeira como descritores da organização das assembléias de peixe em duas escalas espaciais em relação ao futuro reservatório. Uma escala foi limitada às áreas de influência direta e indireta (áreas 2 e 3) e outra incluiu áreas controle a montante e jusante, em uma extensão jamais estudada para qualquer rio do mundo e que equivale cerca de 10 vezes a extensão da área do reservatório (1700km). Isso permitiu que fosse obtida a melhor leitura possível do sistema do rio Madeira no que diz respeito à sua ictiofauna nas condições atuais (naturais) para posteriores avaliações frente às futuras transformações resultantes do barramento e formação do reservatório do AHE Santo Antônio.

É importante destacar aqui que as análises de riqueza apresentadas nesta seção do relatório são resultados apenas das coletas padronizadas, ao contrário das análises feitas no capítulo de Inventário Taxonômico, que consideram todos os aparelhos de pescas e espécies amostradas em cada local.



#### 4.2.1. Padrões ictiofaunísticos: riqueza de espécies

##### Malhadeiras

As coletas padronizadas nos pontos monitorados mensalmente indicaram valores variáveis de riqueza de espécies, com picos no rio Jaciparaná, inserido no trecho de área de corredeiras, e no lago Cuniã, a jusante da cachoeira do Teotônio (Figura 4). Os maiores valores de riqueza tanto na área de acompanhamento mensal como nas áreas expandidas a montante e a jusante estiveram associados às áreas com planície de inundação mais desenvolvidas e afluentes com maior área de bacia de drenagem (Figura 5). Esses resultados corroboram os resultados apresentados por Torrente-Vilara (2009), após intensa investigação acerca da distribuição da riqueza de espécies para os afluentes do trecho de corredeiras do rio Madeira, na fase de diagnóstico ambiental dos empreendimentos hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio. A exceção neste caso foi o igarapé São Lourenço, que apesar da pequena área de drenagem apresentou altos valores de riqueza de espécies. Nesse local existe a presença de inúmeras dragas de garimpo afundadas, que podem estar atuando como “recifes artificiais” e com isso ter promovido o aumento da diversidade de espécies local em função do aumento da heterogeneidade ambiental (Willis *et al.*, 2005), mesmo que artificialmente. Entretanto, mais estudos são necessários para testar essa hipótese.

Os menores valores de riqueza de espécies no trecho de corredeiras ocorreram especialmente no trecho a montante do igarapé Karipunas, um ambiente com características típicas de igarapé de terra firme, no qual as coletas com malhadeiras não são bem sucedidas. Fatos semelhantes foram observados nos igarapés Jatuarana e Belmont, ambientes que também apresentaram baixos valores de riqueza de espécie durante o estudo de viabilidade dos empreendimentos (Torrente-Vilara *et al.*, 2005). Além disso, esses igarapés são fortemente antropizados pelas comunidades do entorno, o que poderia, em longo prazo, afetar negativamente a diversidade local de peixes. Durante nossas excursões de amostragem nesses locais frequentemente fomos acompanhados por pescadores e grupos de pessoas em atividades de lazer. Outra possibilidade seria o impacto já evidente como resultado do canteiro de obras da usina em construção, tendo em vista que estes igarapés ficam próximos aos afluentes em questão. No entanto, isso não parece plausível, pois o padrão aqui observado para a distribuição da riqueza é semelhante ao obtido por Torrente-Vilara *et al.* (2005), ou seja, pretérito ao início das obras.



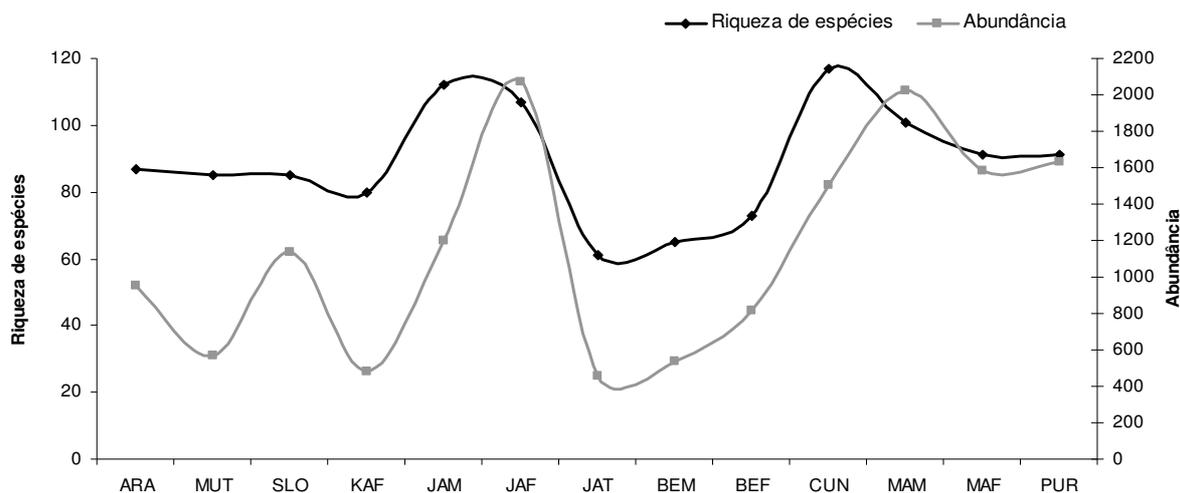


Figura 4: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes para capturas com malhadeiras nos pontos com acompanhamento mensal (áreas 1 e 2) no rio Madeira.

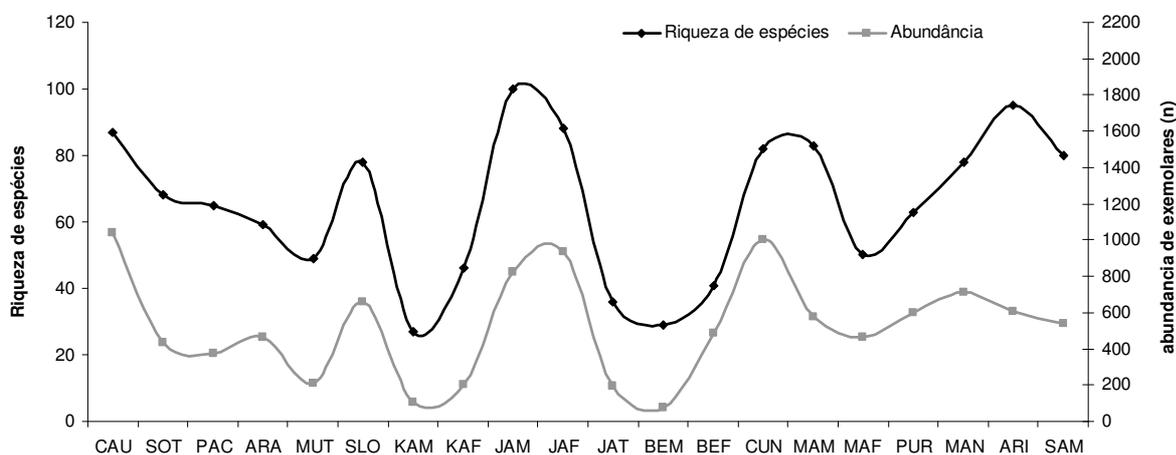


Figura 5: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes para capturas com malhadeiras nos 20 pontos de amostragem durante as excursões expandidas no rio Madeira.

Observa-se ainda que a abundância absoluta de peixes e, conseqüentemente a riqueza de espécies, apresentam valores maiores no sentido foz-cabeceira dos afluentes em estudo no rio Madeira. Supostamente lagos e remansos apresentam maiores valores de riqueza quando comparados às águas lóxicas, ao menos para o que tem sido observado para este rio de águas brancas.

### Rede de cerco

A distribuição longitudinal da riqueza de espécies de pequeno porte obtida com a redinha de cerco para a área de estudos com acompanhamento mensal também indicou uma tendência à redução nos pontos dos igarapés Jatuarana e Belmont (Figura 6). Neste caso, assim como para o observado na riqueza de espécies de médio porte capturada com a malhadeira, o padrão de redução da riqueza também foi verificado no estudo de



viabilidade realizado por Torrente-Vilara *et al.* (2005). Os baixos valores de riqueza para esses afluentes observados para ambos os apetrechos de pesca podem ser confirmados com o observado durante os resultados obtidos no diagnóstico ambiental, pretérito a qualquer atividade da obra na região. Neste caso, o efeito da ação antrópica histórica parece ser a explicação mais razoável para justificar a menor riqueza observada nesses afluentes. Ao analisar a riqueza na escala expandida (20 pontos) os valores sugerem uma tendência de diminuição da riqueza entre o igarapé Arara e o igarapé Belmont, seguida por uma rápida recuperação a partir do lago Cuniã (Figura 7). Porém, a inclusão de diferentes ambientes no desenho experimental desse estudo dificulta concluir qualquer aspecto sobre tendências longitudinais claras em relação a esse atributo. De forma geral, as maiores riquezas de espécies foram associadas às maiores abundâncias de peixes nas amostras, o que indica um efeito importante da probabilidade de detecção das espécies em função do número de exemplares analisados.

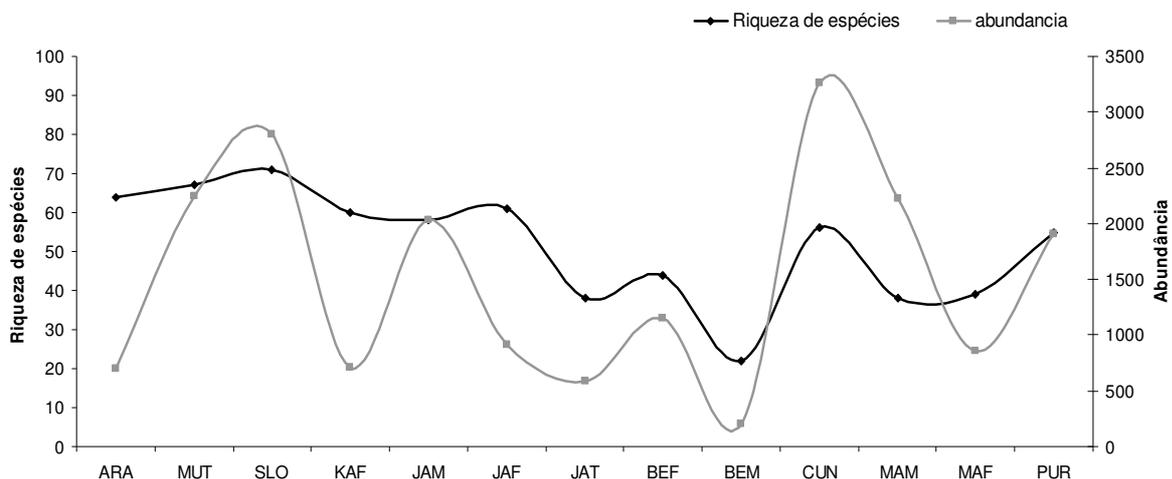


Figura 6: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância para capturas com rede de cerco na área de amostragem com acompanhamento mensal.

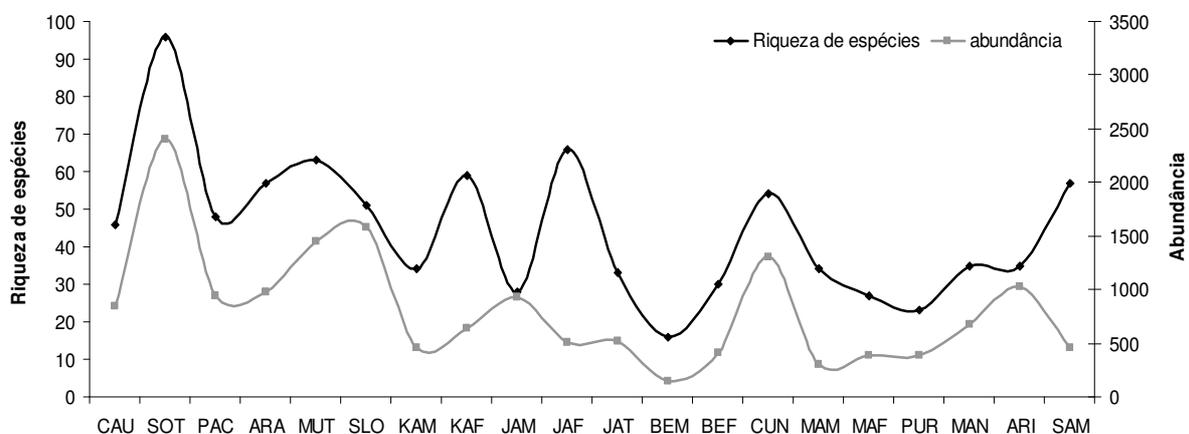


Figura 7: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância para capturas com redinha de cerco na área de amostragem expandida.

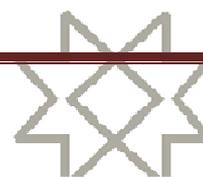


## Arrasto bentônico

Da mesma forma que o obtido para a riqueza de espécies capturada com a malhadeira, a riqueza de espécies foi altamente variável para a ictiofauna bentônica, com valores para o trecho de corredeiras variando entre 6 e 20 espécies por ponto amostral (Figura 8). Porém, quando incluídas as áreas de amostragem expandida à montante e jusante observa-se um grande aumento no número de espécies bentônicas para o sistema do rio Madeira, os valores chegaram a 95 espécies em um único ponto amostral (Figura 9).

Uma das possíveis explicações para a baixa riqueza local da ictiofauna bentônica do trecho de corredeiras do rio Madeira é a ausência de grandes tributários neste trecho. Cox-Fernandes *et al.* (2004) encontraram uma forte relação entre a riqueza de espécies de Gymnotiformes, um dos principais grupos representantes da fauna bentônica, e a confluência com grandes tributários do rio Amazonas, fato este que se torna mais evidente quando se analisa os valores de riqueza para a área expandida. Neste caso, os pontos de amostragem localizados nos extremos a montante e jusante da área expandida, onde se localizam os maiores afluentes do Madeira nesse trecho, também apresentaram os maiores valores de riqueza de espécies.

Outra possível explicação seria o fato de que esse trecho encachoeirado apresenta peculiaridades na fisiografia local que provavelmente limitam, assim como para espécies pelágicas, a manutenção de grandes populações. Surpreendentemente e, ao mesmo tempo, aparentemente uma ictiofauna residente e adaptada às condições adversas desse trecho com várias corredeiras e muito turbulento tem sido mantida. O histórico de mais de 20 anos de impactos no leito do rio Madeira, promovido por atividades de garimpo do ouro não deve ser desconsiderado (Bastos *et al.*, 2006; Bastos *et al.*, 2007). Esse longo período de perturbações pode ter promovido uma redução drástica de espécies desse componente da ictiofauna. Contudo, pela falta de informações antecedentes a esses impactos na região, não podemos supor até que ponto essas perturbações ambientais afetaram a ictiofauna local.



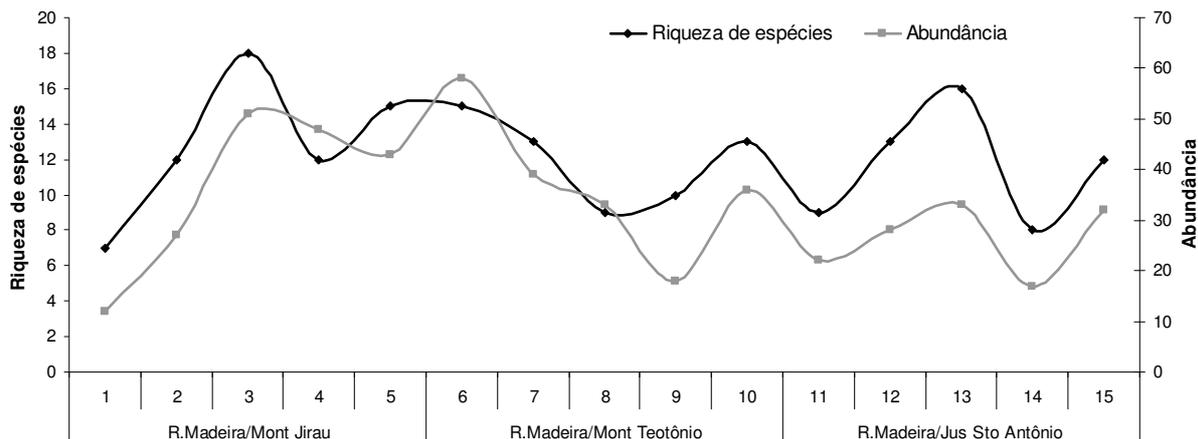


Figura 8: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes da ictiofauna bentônica na área de amostragem com acompanhamento mensal.

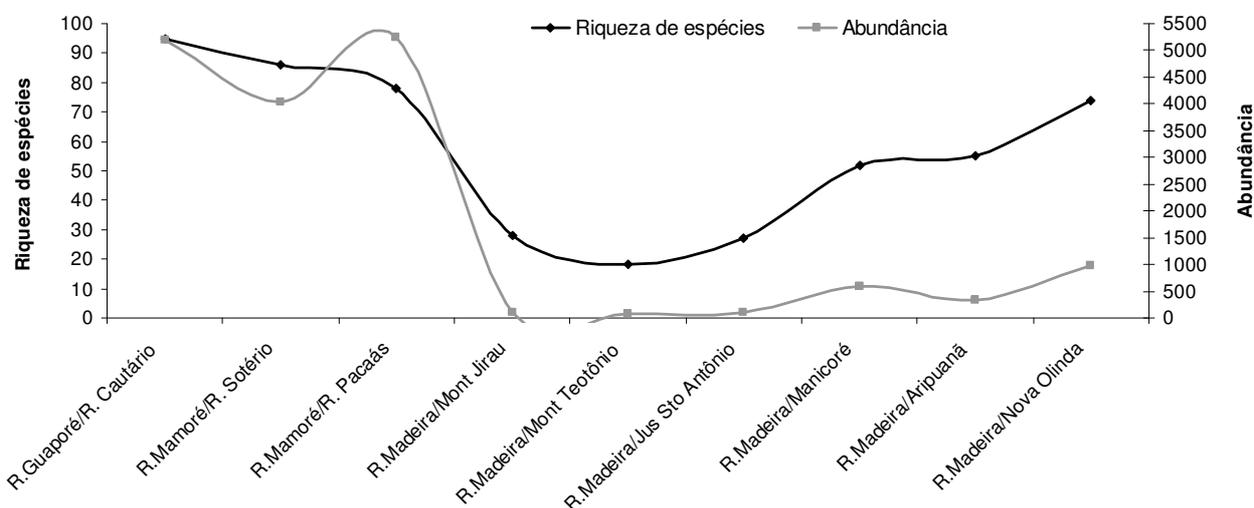


Figura 9: Distribuição longitudinal da riqueza acumulada e abundância de peixes da ictiofauna bentônica na área de amostragem expandida. Cada trecho apresentado representa 20 amostras (cinco pontos amostrais x quatro excursões de campo).

#### 4.2.2. A riqueza em relação aos fatores ambientais

O modelo geral de riqueza para as espécies de médio porte capturadas com malhadeiras apresentou resultados significativos. A riqueza tem uma relação positiva com a abundância ( $p < 0,001$ ), com a condutividade da água ( $p = 0,036$ ) e a posição do ponto de amostragem em relação à cachoeira do Teotônio ( $p = 0,001$ ) (Tabela 8; Figura 10).

Apesar do modelo de riqueza de espécies para o arrasto bentônico ter sido significativo, somente a abundância de exemplares nas amostras pôde explicar a riqueza de espécies ( $p < 0,001$ ) (Tabela 8). A riqueza de espécies de pequeno porte capturadas



com rede de cerco não foi explicada por nenhuma das variáveis incluídas no modelo (Tabela 8).

A relação entre o número de peixes capturados e a riqueza de espécies de uma área reflete apenas o forte efeito da probabilidade de detecção das espécies sobre os valores de riqueza. Essa é uma relação esperada independente do apetrecho de pesca utilizado, e os baixos valores de abundância observados para a área de estudo intensificam essa relação de dependência entre a riqueza e abundância de peixes (ver resultados de abundância para CPUE e diversidade no capítulo de Inventário Taxonômico da Ictiofauna).

Esse efeito foi especialmente forte para a ictiofauna bentônica na área de corredeiras, onde geralmente foram registrados baixos valores de abundância e altos de riqueza. Supõe-se que tal fato reflita uma limitação ecológica intrínseca desse tipo de ambiente (canal profundo do rio de água branca em um trecho de corredeiras), relacionada com uma baixa produtividade primária autóctone que limitaria o tamanho das populações locais de peixes, o que necessita ser investigado em detalhes.

Tabela 8: Resultados da regressão linear múltipla para a relação dos atributos de riqueza de espécies com os fatores ambientais para amostragens com malhadeiras (26 amostras, sendo 13 representativas da enchente-cheia e 13 para a vazante-seca), rede de cerco (24 amostras, sendo 12 representativas da enchente-cheia e 12 para a vazante-seca) e arrasto bentônico (29 amostras sendo 14 na enchente-cheia onde uma amostra teve N=0 e 15 na vazante-seca). Valores de  $p$  em negrito foram significativos.

Atributo	Fatores	P	F	n
Riqueza Malhadeiras	Abundância	<b>&lt;0,000</b>	59,488	26
	Transparência/Turbidez	0,636	0,232	26
	Condutividade/pH	<b>0,036</b>	5,038	26
	Período hidrológico	0,096	3,058	26
	Teotônio	<b>0,001</b>	14,939	26
Riqueza Rede de cerco	Abundância	0,650	0,213	24
	Turbidez/Largura	0,550	0,370	24
	Condutividade	0,433	0,616	24
	Período hidrológico	0,414	0,698	24
	Teotônio	0,096	3,076	24
Riqueza Arrasto bentônico	Abundância	<b>0,000</b>	148,730	29
	Profundidade/Largura	0,241	1,448	29
	Velocidade/Transparência	0,616	0,258	29
	Condutividade	0,917	0,011	29
	Período hidrológico	0,144		29
	Teotônio	0,968	0,002	29



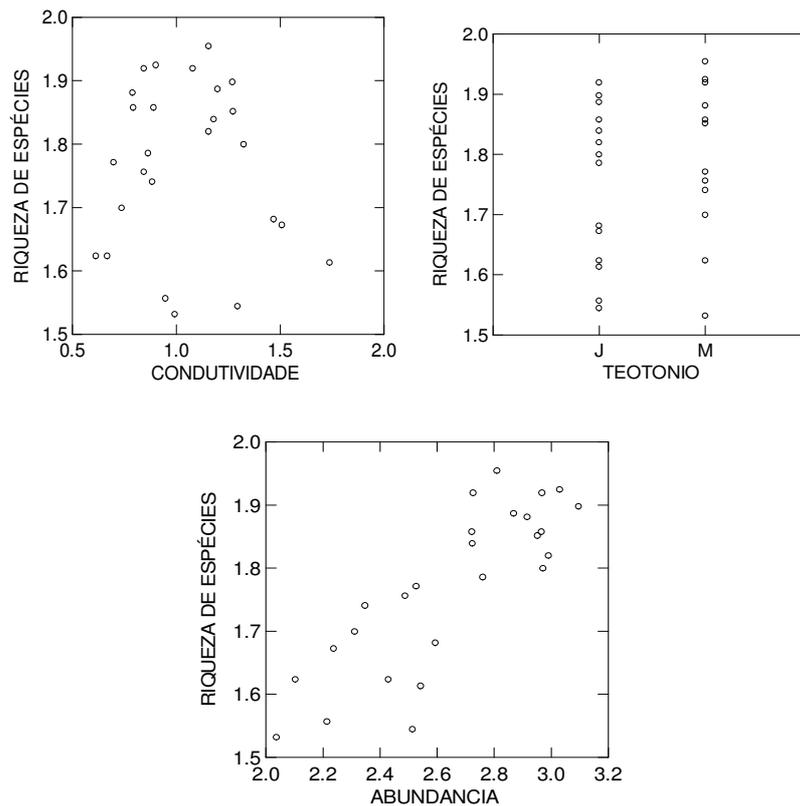


Figura 10: Valores de riqueza de espécies capturadas com malhadeiras em relação às variáveis ambientais explicadoras significativas no modelo. Valores transformados por  $\log_{10}(x+1)$ .

#### 4.2.3. Estrutura faunística: composição de espécies

##### Malhadeiras

Considerando-se somente a área com acompanhamento mensal, a análise de agrupamento indicou a formação de dois grupos com estruturas de comunidades distintas, representados pelas amostras obtidas no trecho de corredeiras e aquelas do trecho a jusante da cachoeira Teotônio (Figura 11). O lago Cuniã está localizado na área a jusante do trecho de corredeiras e se destaca por ter sido mais similar às amostras no trecho de corredeiras (mais especificamente ao ponto de coleta estabelecido no rio Jaciparaná a montante) do que aos afluentes da área a jusante. A semelhança se deveu à presença comum entre esses locais de *Curimatella alburna*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Pterygoplichthys lituratus*, *Serrasalmus rhombeus* e *Metynnis hypsauchen*, espécies abundantes principalmente nesses dois pontos quando comparados aos demais pontos estudados. Além disso, esse resultado demonstra a forte influência que é exercida por ambientes distintos (trecho alto, médio e baixo de afluentes), incluídos como um único conjunto de dados para análises desse cunho.

O agrupamento observado em função da presença da cachoeira do Teotônio foi confirmado pela ANOSIM, que indicou diferenças significativas na composição de



espécies a jusante e a montante de Teotônio ( $R=0,760$ ;  $p=0,001$ ) e reforça os resultados encontrados anteriormente por Torrente-Vilara et al. (2005) e Torrente-Vilara (2009). As principais espécies a contribuírem para a dissimilaridade são apresentadas na Tabela 9. Dez espécies foram responsáveis por 49% da dissimilaridade entre as áreas.

A maior abundância de espécies sedentárias e com deslocamento restrito (*Auchenipterichthys thoracatus*, *Hemiodus amazonum* e *Acestrorhynchus microlepis*) no trecho de corredeiras, e a maior abundância de espécies com características migratórias e ciclos de vida estritamente relacionados à dinâmica dos sistemas de várzea (*Mylossoma duriventre*, *Potamorhina latior*, *Triportheus angulatus* e *Potamorrhina altamazonica*) indicam uma relação direta entre a ictiofauna e as características dos ambientes (Jackson et al., 2001). Vale ressaltar que essas mesmas espécies foram também as mais frequentes durante o estudo de diagnóstico ambiental da área de implantação dos AHEs Jirau e Santo Antônio (Torrente-Vilara et al., 2005).

A regressão linear entre as similaridades da composição de espécies (*Bray-Curtis*) e a distância geográfica entre os pontos de amostragem (comparados par-a-par) indicaram uma relação fraca, apesar de significativa ( $r=0,32$ ;  $F=9,177$ ;  $p=0,003$ ;  $n=78$ ) (Figura 12). Isso indica que outros fatores devem estar influenciando a composição de espécies das assembléias locais de peixes.

Analisando as amostras obtidas na escala expandida de amostragem é possível perceber o efeito da presença de planície de inundação na distribuição da ictiofauna. A análise de agrupamento indicou a formação de quatro grupos, de acordo com a similaridade da ictiofauna de médio porte capturada com malhadeiras nos 20 pontos de amostragem.

O primeiro a se destacar foi o igarapé Karipunas montante (KAM), com menor similaridade na composição de espécies em relação aos outros 19 pontos de amostragem (Figura 13). Como já discutido anteriormente, o igarapé Karipunas assim como a maioria dos igarapés amostrados tem características de igarapés de terra firme, a largura máxima não ultrapassa 20 metros na cheia e a profundidade pode ser de menos de 1 metro na seca, em um ponto com uma distância de apenas 1km a partir da sua foz. Essas condições impossibilitaram a amostragem deste ponto entre os meses de setembro a dezembro. O canal encaixado e correnteza relativamente forte propiciaram pouca disponibilidade de ambientes adequados para o uso de malhadeiras durante a maior parte do ano, o que resultou em capturas muito baixas, gerando interferências nas análises. Uma demonstração clara da ineficiência de incluir ambientes desse tipo em estudos desse cunho é o resultado obtido para as quatro excursões realizadas nesse local:



apenas 47 exemplares de peixes capturados. As espécies mais representativas foram *A. thoracatus*, uma espécie amplamente distribuída nos ambientes do trecho de corredeiras, e *Satanoperca jurupari*, um Cichlidae que habita região litorânea de águas correntes e lânticas (Santos *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2006) e de ampla distribuição na Amazônia.

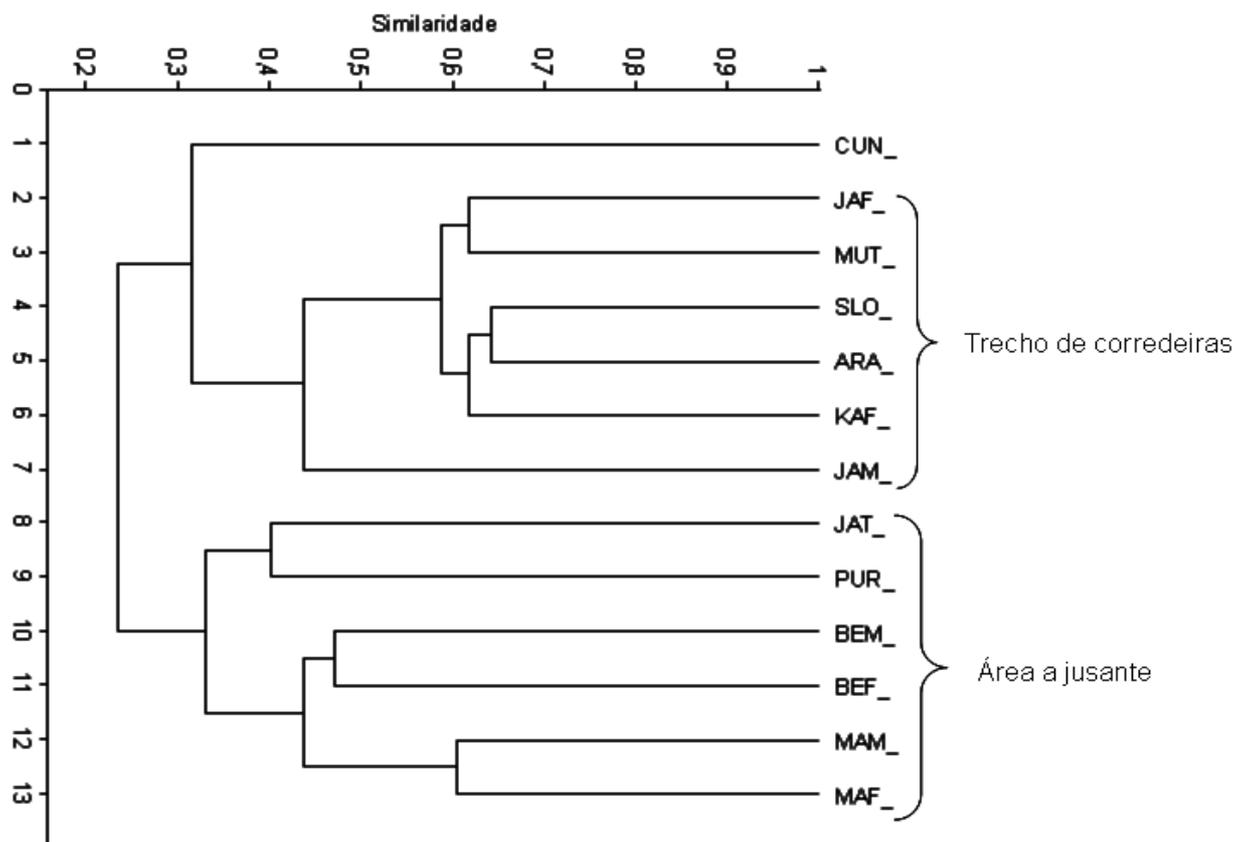


Figura 11: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir da matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a composição de espécies da ictiofauna de médio porte capturada com malhadeiras a área de estudos com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira

Tabela 9: Análise de Percentagem da Similaridade (SIMPER) para a composição de espécies entre os conjuntos de amostras pré-definidos nas áreas 2 e 3 para as amostragens com malhadeira.

Área 2 – Área 3 (75,65)			
Espécie	Contribuição acumulativa %	Abundância média grupo A1	Abundância média grupo A2
<i>A. thoracatus</i>	18,92	31,50	2,90
<i>M. duriventre</i>	26,99	0,27	12,5
<i>P. latior</i>	32,24	2,23	9,39
<i>T. angulatus</i>	35,49	1,84	6,18
<i>P. nigricans</i>	38,33	2,83	4,24
<i>P. altamazonica</i>	41,06	0,65	4,59
<i>H. amazonum</i>	43,59	4,27	0,44
<i>P. aff. blochii</i>	45,94	0,30	3,84
<i>A. microlepis</i>	48,20	3,77	0,71
<i>P. nattereri</i>	49,69	0,34	2,06



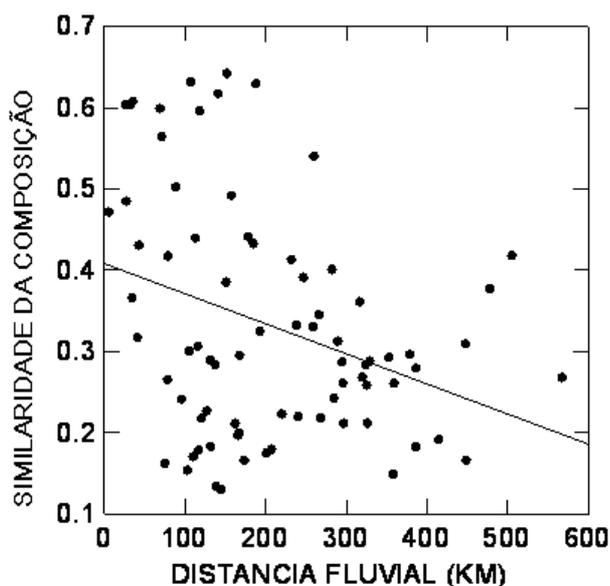
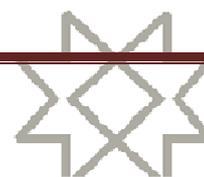


Figura 12: Regressão Linear da similaridade na composição de espécies de malhadeira e distância fluvial entre 13 pontos de amostragem com acompanhamento mensal no rio Madeira.

O segundo grupo a destacar foram os pontos inseridos no trecho de corredeiras. Neste grupo os pontos não se aproximaram pela proximidade em distância e sim possivelmente pelas semelhanças das características ambientais. Porém, ainda que o ponto a montante no mesmo afluente (Jaciparaná montante – JAM) não tenha sido mais semelhante à foz do próprio rio Jaciparaná, eles ainda são mais parecidos entre si do que em relação aos trechos a montante dos outros afluentes. Isso sugere que os segmentos a montante dos afluentes de maior porte possam atuar como refúgio para a ictiofauna na área que será inundada pelos futuros reservatórios dos empreendimentos a serem instalados naquela área do rio Madeira. Esses ambientes também podem atuar como mantenedores de parte da diversidade ictiofaunística encontrada no trecho de corredeiras do rio Madeira.

O terceiro grupo foi formado pelos locais de amostragem a montante do trecho de corredeiras, representado pelos pontos nos rios Cautário, Sotério e Pacaás Novos junto com o igarapé Araras e o lago Cuniã. A alta similaridade entre o rio Cautário (no alto Madeira) e lago Cuniã (abaixo da cachoeira do Teotônio) parece ser resultado da maior área de planície inundável nestes dois locais, as maiores entre os pontos amostrados. Porém, esclarece-se, mais uma vez que, no rio Madeira há pouco área de planície inundável, diferentemente do que se pode observar no rio Guaporé. De fato, espécies típicas de várzeas baixas como *Pygocentrus nattereri*, *Serrasalmus* sp.n. “robertsoni”, *Serrasalmus rhombeus*, *Triportheus angulatus* e *Potamorhina latior* estão entre as espécies mais abundantes e freqüentes nos dois locais comparados.



O quarto grupo formado no dendrograma representou os ambientes a jusante da cachoeira de Teotônio. Esse agrupamento foi mais similar ao terceiro grupo que ao trecho de corredeiras do rio Madeira. Neste caso, a presença de uma importante planície de inundação e a dinâmica dominada pelo pulso sazonal de inundação parecem ser os principais fatores influenciando a similaridade da composição de espécies nesses locais.

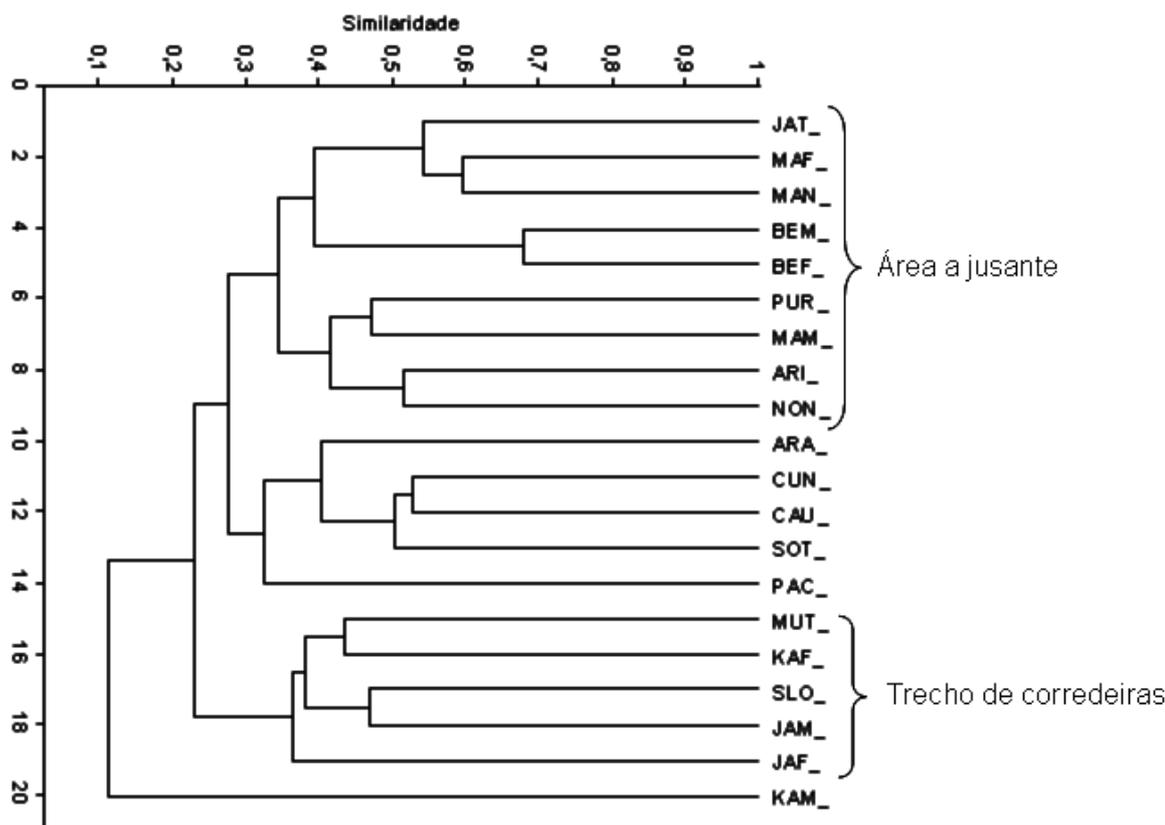


Figura 133: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a composição de espécies da ictiofauna de médio porte capturada com malhadeira entre os 20 pontos amostrais na bacia do rio Madeira.

Os grupamentos formados no dendrograma pela análise de agrupamento foram confirmados pela ANOSIN ( $R=0,508$ ;  $p<0,001$ ). As diferenças na composição de espécies foram significativas entre as áreas 1 e 2 ( $p=0,032$ ), entre as áreas 1 e 3 ( $p=0,015$ ); entre as área 2 e área 3 ( $p<0,001$ ); e entre as áreas 2 e 4 ( $p=0,007$ ). As espécies que explicaram a baixa similaridade entre os trechos são apresentadas na Tabela 10. Vale destacar que as principais espécies a diferenciar o trecho de corredeiras dos demais foram *Acestrothynchus microlepis*, *Hemiodus amazonum*, *Acestrorhynchus heterolepis* e *Satanoperca jurupari*, espécies que habitam a região litorânea de ambientes lóticos e lênticos.

A regressão linear entre as similaridades da composição de espécies (*Bray-Curtis*) e a distância geográfica nas combinações par-a-par, não apresentaram resultados



significativos ( $r=0,083$ ;  $p=0,258$ ,  $n=190$ ), indicando que a composição foi independente da proximidade entre os ambientes.

Tabela 10: Análise de Percentagem da Similaridade (SIMPER) a composição de espécies entre os conjuntos de amostras pré definidos para a ictiofauna de médio porte capturada com malhadeiras.

Táxon	Contribuição acumulada %	Abundância média na área 1	Abundância média na área 2	Abundância média na área 3	Abundância média na área 4
<i>M. duriventre</i>	9,21	0,65	0,49	17,00	15,60
<i>T. angulatus</i>	16,03	9,31	2,97	15,00	7,25
<i>P. latior</i>	20,18	7,13	3,15	5,59	12,40
<i>A. microlepis</i>	23,70	1,68	8,18	0,49	0,44
<i>P. nattereri</i>	26,86	6,58	1,12	3,60	0,11
<i>P. nigricans</i>	29,66	0,23	5,06	3,45	0,50
<i>S. eigenmanni</i>	32,14	9,41	1,24	0,54	0,17
<i>H. amazonum</i>	34,40	1,47	5,13	0,86	0,37
<i>S. sp.n.robertsoni</i>	36,51	6,89	0,44	1,26	0,50
<i>P. amazonica</i>	38,57	5,32	2,14	0,76	2,14
<i>S. rhombeus</i>	40,55	6,74	1,38	2,71	1,83
<i>P. altamazonica</i>	42,51	1,64	1,27	4,37	1,13
<i>A. heterolepis</i>	44,44	0,43	4,41	0,49	0,00
<i>P. rutiloides</i>	46,24	0,43	1,21	4,01	0,78
<i>H. scomberoides</i>	47,95	0,08	1,50	1,15	6,21
<i>S. jurupari</i>	49,61	0,97	3,21	0,29	0,37
<i>C. gibbus</i>	51,06	0,13	3,31	0,07	0,42

## Rede de cerco

Oposto ao observado para a fauna de médio porte e bentônica, a fauna de pequeno porte que habita as áreas marginais do trecho estudado não apresentou uma tendência identificável de agrupamento em função da distribuição espacial dos pontos de amostragem, seja na escala expandida ou com acompanhamento mensal na área de estudo (Figuras 14 e 15). Porém os pontos de amostragem localizados dentro de um mesmo afluente (montante e foz) foram mais semelhantes entre si que em relação aos demais. Olhando as escalas de similaridade das figuras é possível perceber que para o trecho de corredeiras, as menores similaridades são de quase 70%, ou seja, as assembléias de peixes são relativamente homogêneas. Por outro lado, para a área expandida, a similaridade pode ser menor do que 10%. Isso indica que a heterogeneidade espacial nessa área expandida é elevada, e se reflete diretamente na composição das assembléias de peixes em cada local. Além disso, a falta de um padrão de agrupamento por áreas indica que os fatores ambientais locais também devem ter um papel muito forte



sobre a distribuição das espécies e sua possibilidade de manter populações nos diferentes locais de amostragem.

A análise de similaridade (ANOSIM) não evidenciou um efeito significativo das áreas na composição de espécies ( $R=0,165$ ;  $p=0,05$ ). A ausência de efeito da área sobre a composição evidencia que o efeito dos fatores locais aparentemente são mais fortes na determinação da estrutura da ictiofauna de pequeno porte. As regressões lineares para as duas escalas espaciais de acompanhamento mensal (áreas 2 e 3) e expandida (áreas 1, 2, 3 e 4) não indicaram efeito da distância sobre a similaridade das amostras comparadas par-a-par ( $r=0,198$ ,  $p=0,111$ ,  $n=66$ ; e  $r=0,079$ ,  $p=0,280$ ,  $n=190$ , respectivamente). Estes resultados diferem um pouco do obtido por Torrente-Vilara *et al.* (2005), que registraram um padrão mais marcado de diferença na composição de espécies entre a área a jusante de Teotônio e o trecho de corredeiras a montante. Por outro lado, e de forma semelhante ao obtido no estudo de diagnóstico ambiental, a distribuição dessas espécies foi mais associada ao tipo de habitat do que à proximidade entre os pontos de coleta (Figuras 16). Deste modo, os agrupamentos obtidos nos dendrogramas podem ter reunido os pontos de acordo com as similaridades da fauna em função dos tipos de habitat predominantes em cada local (folhiço/liteira, capim, praia de areia no interior do afluentes e praia de areia ou lama no rio Madeira). Isso se reflete no agrupamento dos lagos Cuniã e Puruzinho, onde as amostragens foram principalmente em folhiço/liteira e capim; e nos igarapés São Lourenço, Karipunas foz, Jatuarana I e Belmont foz, onde as coletas foram realizadas em praias junto ao canal do rio Madeira.

Uma das possíveis explicações para o padrão mais homogêneo da distribuição da fauna de pequeno porte no gradiente longitudinal, além da disponibilidade do habitat, pode estar relacionada ao fato de 2009 ter sido um ano de cheia histórica na Amazônia. De fato, o nível hidrológico do rio Madeira nesse ano foi acima da média, enquanto que, durante o diagnóstico, as médias mensais permaneceram abaixo dos valores de cota média. A cheia pode atuar de duas maneiras na distribuição das espécies: primeiro, melhorando a conectividade entre os ambientes (Thomaz *et al.*, 2007); e segundo, atuando na dispersão passiva desses peixes de pequeno porte. Esses dois fatores podem ter contribuído para uma maior homogeneização da ictiofauna típica de ambientes litorâneos do rio Madeira. As análises dos resultados obtidos pelas amostragens com rede de cerco permitiram a identificação de espécies de pequeno porte como candidatas aos estudos de biologia, que poderiam contribuir ainda mais para interpretar o sistema. As espécies sugeridas com base nos maiores valores de frequência de ocorrência e de abundância nas amostragens, tanto na escala espacial quanto temporal são: *Odontostilbe*



*fugitiva*, *Knodus cf. heteresthes*, *Moenkhausia collettii* e *Microschemobrycon casiquiare* (Characidae). Como espécies adicionais, capturadas em regular abundância e frequência com puçás e cujo estudo mais detalhado da biologia seria importante, sugerimos *Hemigrammus bellottii*, *Xenurobrycon pteropus* e *Hemigrammus vorderwinkleri*, espécies pertencentes ao mesmo grupo das anteriores.

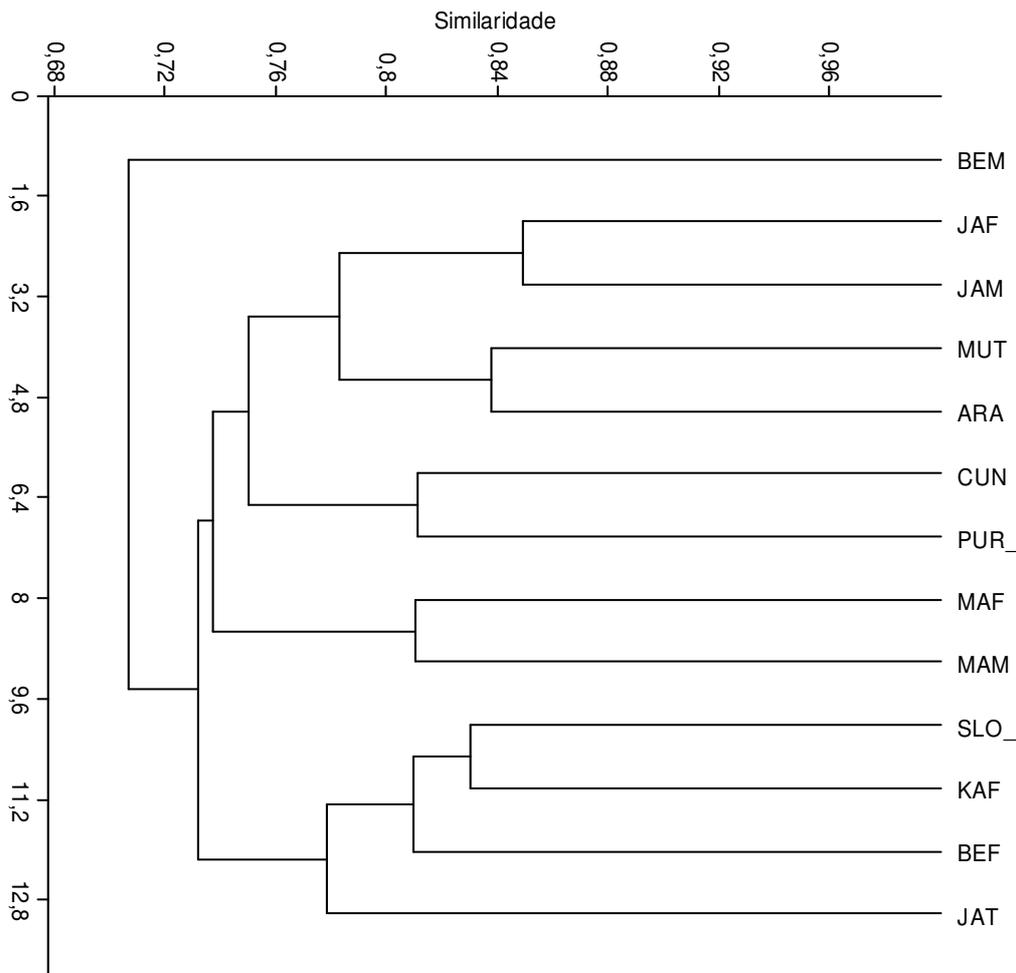
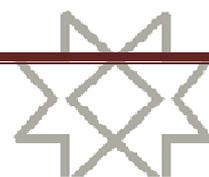


Figura 14: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a composição de espécies entre os 13 pontos amostrais na bacia do rio Madeira para pescarias experimentais com redinha de cerco.



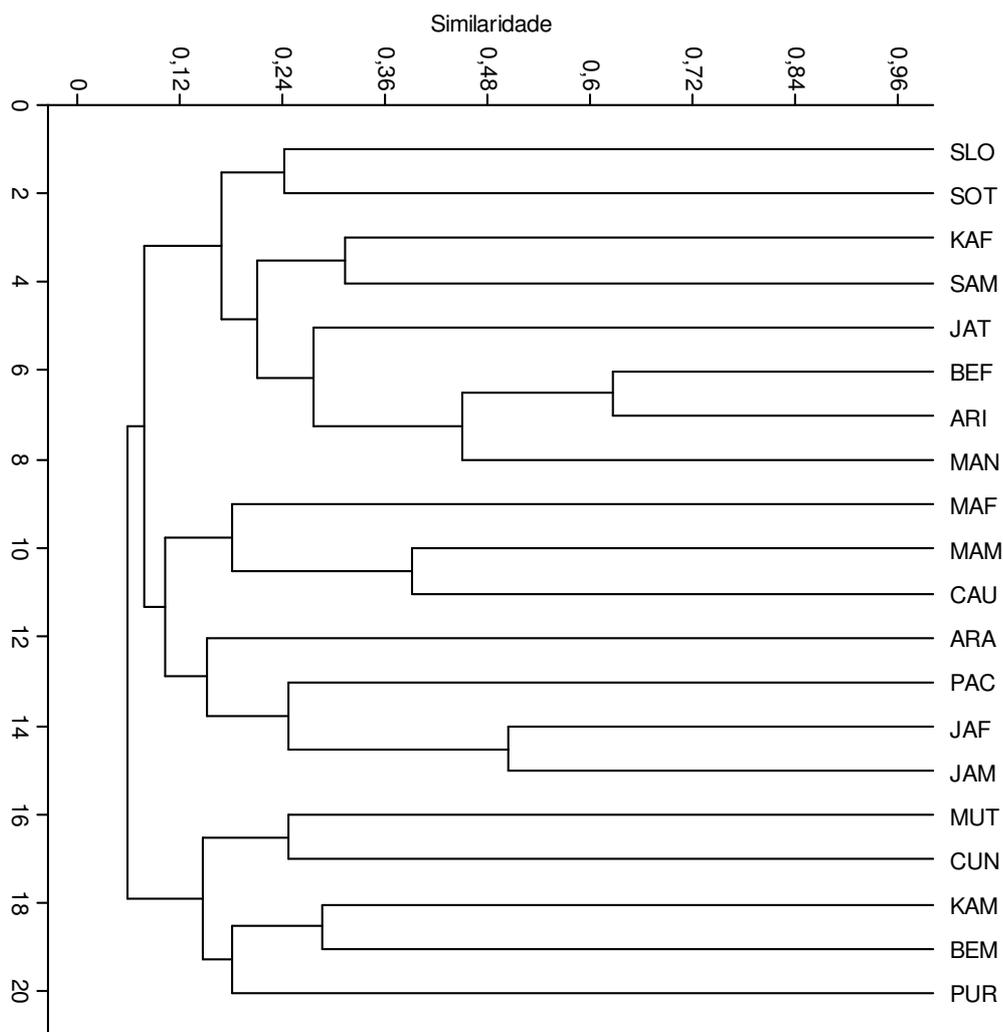


Figura 15: Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade *Bray-Curtis* para a composição de espécies entre os 20 pontos amostrais na bacia do rio Madeira para pescarias experimentais com redinha de cerco.



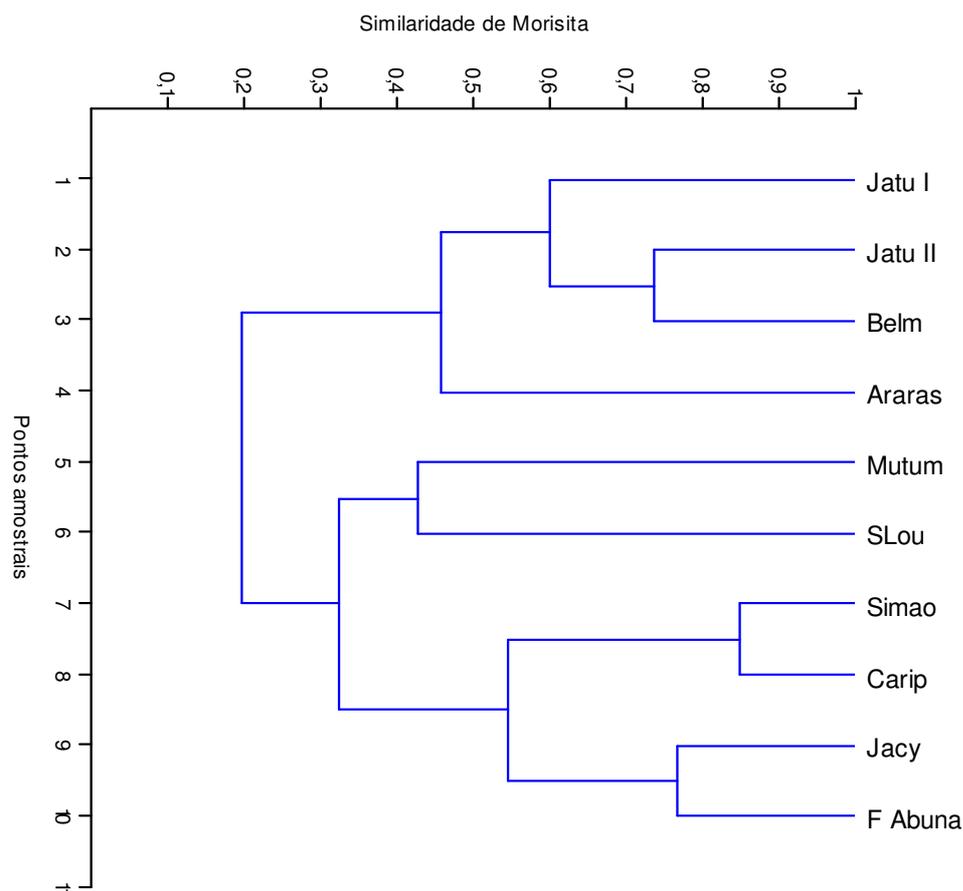


Figura 16: Valores obtidos para Similaridade de Morisita da ictiofauna capturada pela rede de cerco nos os afluentes estudados no alto rio Madeira em novembro de 2003 e entre os meses de abril de 2004 e fevereiro de 2005. Figura retirada de Torrente Vilara *et al.*, 2005.

### Arrasto bentônico

Considerando-se somente o trecho de corredeiras onde o acompanhamento é mensal, a análise de agrupamento separou três grupos de pontos no dendrograma. Primeiramente, os pontos de amostragem a montante da foz do rio Beni; secundariamente, aqueles pontos a montante de Teotônio; e como terceiro grupo, os pontos à jusante de Teotônio (Figura 17). A ANOSIM confirmou o agrupamento e indicou o efeito significativo da cachoeira de Teotônio ( $R=0,44$ ;  $p=0,009$ ) na composição de espécies da assembléia de peixes. As principais espécies a explicar a dissimilaridade entre as duas áreas foram *Cetopsis oliveirai*, *Leptodoras juruensis*, Pimelodidae gênero novo sp.1, abundantes principalmente a jusante, e *Exallodontus aguanai*, *Cetopsis coecutiens*, *Crossoloricaria* sp. e *Pariosternarchus* sp., abundantes principalmente a montante da cachoeira (Tabela 11). Resultados de amostragens com arrasto bentônico em outros rios amazônicos indicam que esses dois conjuntos de espécies são formados por representantes típicos da ictiofauna de terras baixas e de trechos mais periféricos da bacia amazônica (observações pessoais dos autores).



A regressão linear entre as similaridades da composição de espécies (*Bray-Curtis*) e a distância geográfica com as combinações par-a-par, indicou uma relação significativa, porém muito fraca ( $r=0,045$ ;  $p=0,004$ ,  $n=102$ ) (Figura 18). Como já afirmado para a relação encontrada para a ictiofauna capturada com malhadeiras, essa tendência deve ter sido influenciada pela presença da cachoeira do Teotônio, o que explicaria a fragilidade do modelo linear empregado para essa análise.

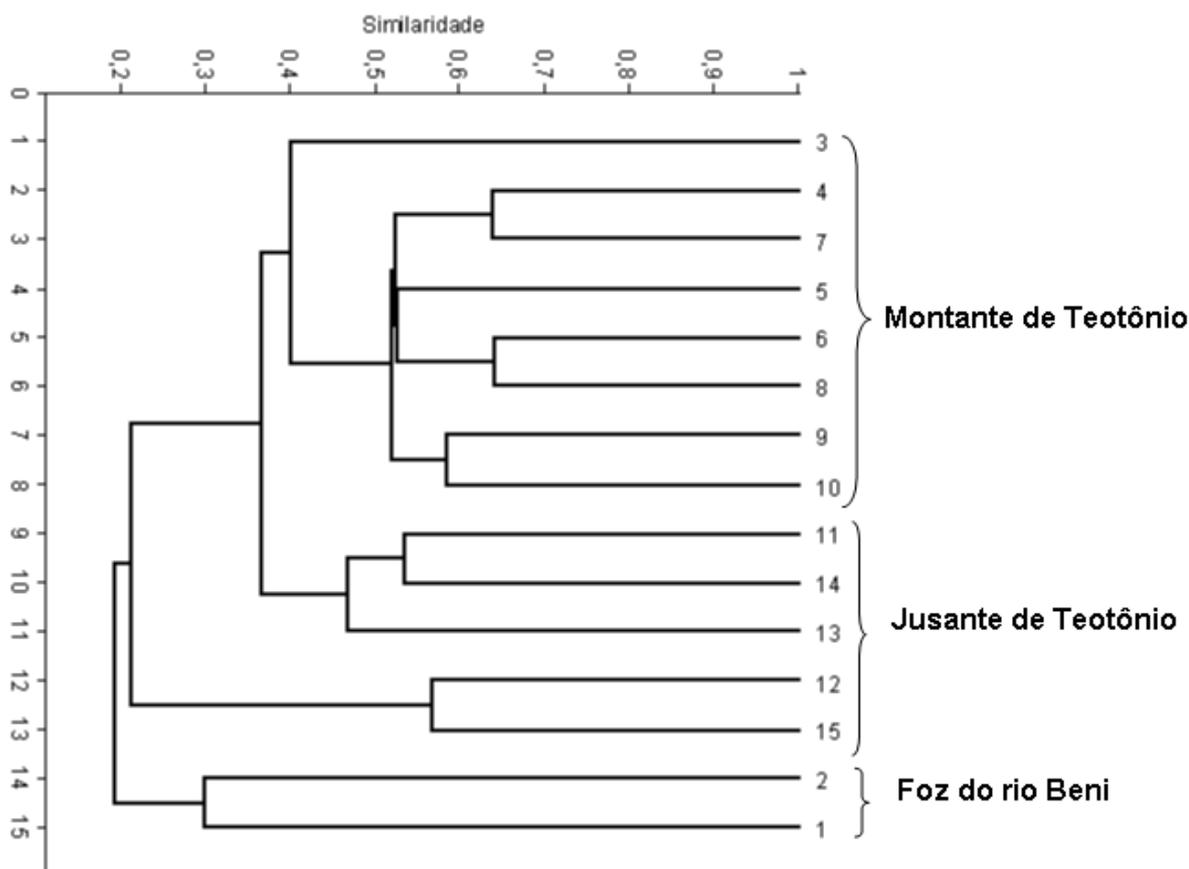
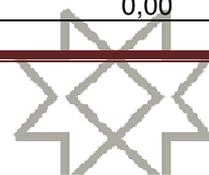


Figura 17: Análise de agrupamento (UPGMA) na composição das assembléias de peixes bentônicos por trechos de amostragem na área de corredeiras com acompanhamento mensal na bacia do rio Madeira.

Tabela 11: Valores de contribuição das espécies para dissimilaridade (SIMPER) entre as áreas pré-definidas na ANOSIM para composição da ictiofauna do trecho de corredeiras do rio Madeira.

Espécie	Montante de Teotônio e Jusante de Teotônio		
	Contribuição Cumulativa %	Abundância Média a Montante de Teotônio	Abundância Média a Jusante de Teotônio
<i>C. oliveirai</i>	12,95	17,20	27,50
<i>L. juruensis</i>	21,2	0,00	12,00
Pimelodidae gen. nov. sp.1	28,02	5,00	8,44
<i>E. aguanai</i>	34,62	12,4	7,74
<i>C. coecutiens</i>	40,21	9,81	2,09
<i>Crossoloricaria</i> sp.	45,43	7,58	0,00
<i>Pariostrnarchus</i> sp.	50,62	7,56	0,00



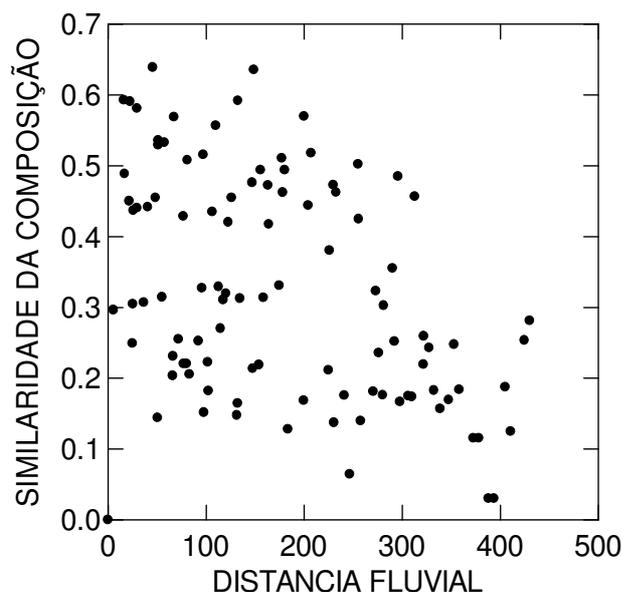


Figura 18: Regressão linear da similaridade na composição de espécies do arrasto bentônico e distância fluvial entre os 15 pontos de amostragem com acompanhamento mensal na área de estudo.

A análise de agrupamento para o conjunto de espécies da ictiofauna bentônica coletado na escala de estudo expandida, considerando os nove transectos estabelecidos *a priori*, indicou a formação de três grupos. O primeiro grupo a separar no dendrograma foi formado pelos pontos situados no trecho de corredeiras. O segundo grupo reuniu o conjunto de pontos da área extrema a montante na área de estudos expandida. Por fim, o terceiro grupo foi formado pelos pontos de amostragem situados a jusante das corredeiras, no baixo rio Madeira (Figura 19).

De forma semelhante ao observado para a ictiofauna de médio porte amostrada com malhadeiras, as áreas de estudo a montante e a jusante foram mais semelhantes entre si que em relação ao trecho de corredeiras. A análise de similaridade (ANOSIM) confirmou a significância das diferenças entre esses grupos ( $R=0,82$ ;  $p=0,003$ ). Porém quando as áreas foram comparadas par-a-par, não houve diferenças significativas, o que indica que as diferenças na composição de espécies devem se processar de forma gradual ao longo do trecho estudado no rio Madeira.

O gradiente de dissimilaridade é percebido na análise de percentagem da similaridade (SIMPER), considerando simultaneamente a fauna dos três grupos (Tabela 12). Poucas espécies abundantes ocorreram exclusivamente em cada trecho, o que indica que variações nas abundâncias e a presença de espécies raras contribuiriam para a dissimilaridade entre as áreas. A área de corredeiras reúne espécies presentes tanto nas

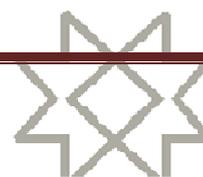


áreas a montante e jusante, e somente *Spatuloricaria* sp. foi capturada exclusivamente nesse trecho (ver capítulo de Inventário Taxonômico).

Embora as espécies presentes no trecho de corredeiras ocorram nas outras áreas amostradas, a abundância dessas espécies é muito baixa, fazendo com que um grande número delas sejam consideradas raras nesse trecho, e explicando os baixos valores de similaridade de *Bray-Curtis* entre as áreas (Gauch, 1973).

Siluriformes e Gymnotiformes são os principais componentes da ictiofauna na calha dos grandes rios amazônicos (Garcia, 1995; Cox-Fernandes, 1995; Cox-Fernandes *et al.*, 2004). Contudo, no trecho de corredeiras os Siluriformes foram amplamente dominantes, sendo os Gymnotiformes pouco representativos (Figura 20). Torrente-Vilara *et al.* (2005) sugeriram que a baixa representatividade de Gymnotiformes no trecho amostrado durante o diagnóstico ambiental no rio Madeira pode estar associada aos impactos históricos da garimpagem de ouro por dragas no leito do rio. No entanto, o abrupto aumento da abundância desses peixes no segmento a montante do trecho de corredeiras (próximo ao rio Mamoré) sugere que as condições físicas do ambiente, representadas principalmente pela alta turbulência do canal no trecho de corredeiras, dificultariam a colonização do canal do rio por esse grupo de peixes (Blaker, 1983 *in* Lundberg *et al.*, 1987).

Devido à abundância e distribuição de algumas espécies de Gymnotiformes, estudos de biologia e um melhor conhecimento sobre os nichos ecológicos ocupados por essas espécies poderiam contribuir para o melhor entendimento da distribuição longitudinal desse grupo de peixes no rio Madeira. Neste sentido, as espécies com potencial para tais estudos são *Eigenmannia macrops*, *Sternarchogiton nattereri* e *Sternarchella orthos*.



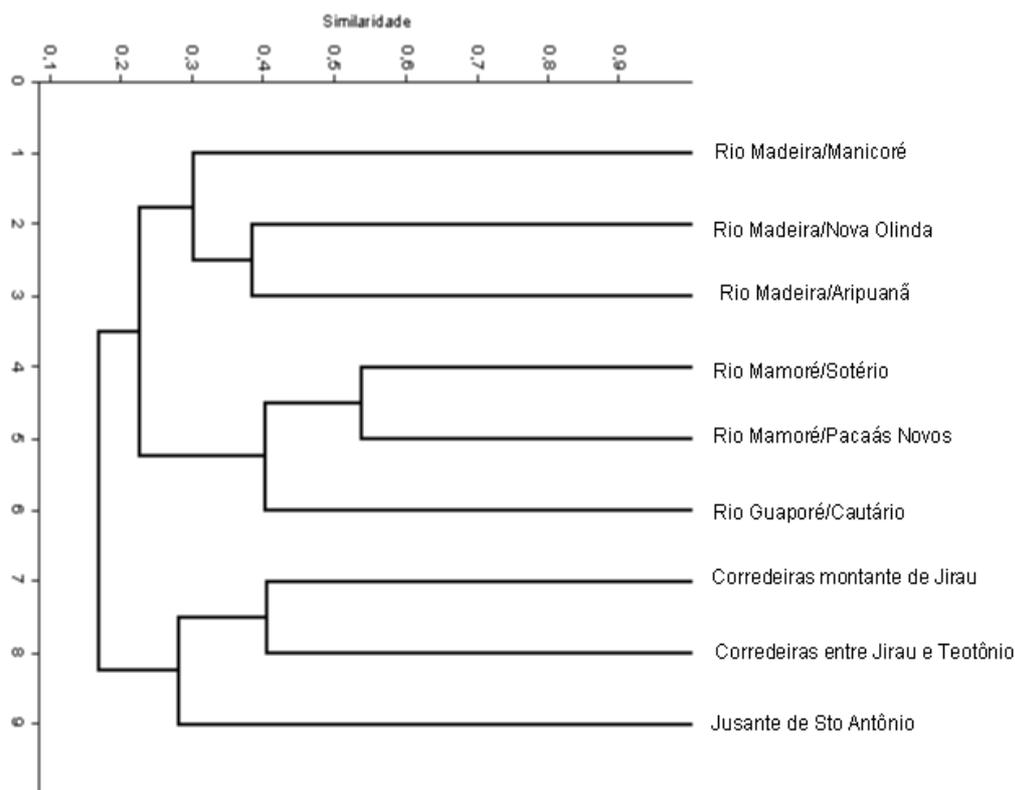
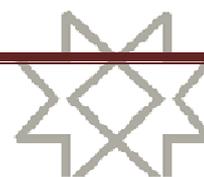


Figura 19: Análise de agrupamento (UPGMA) na composição das assembléias de peixes bentônicos por trechos de amostragem (Expandida Montante (Guaporé/Mamoré); Corredeiras (Médio rio Madeira) e Expandida Jusante (Baixo Madeira)) da bacia do rio Madeira.

Tabela 12: Valores de contribuição das espécies para dissimilaridade (SIMPER) entre as áreas testadas com ANOSIM para composição da ictiofauna dos trechos estudados da bacia do rio Madeira, sendo Expandida Montante (Guaporé/Mamoré); Corredeiras (alto rio Madeira) e Expandida Jusante (baixo Madeira).

Espécie	Contribuição acumulativa %	Abundância média		
		Abundância média Montante	Abundância Média Corredeiras	Abundância Média Jusante
<i>E. macrops</i>	6,66	16,30	0,00	0,43
<i>R. troschel</i>	11,94	12,40	0,00	3,29
<i>T. microstomus</i>	17,15	1,98	0,00	11,4
<i>E. aguanai</i>	22,04	1,57	12,3	0,92
<i>C. oliveirai</i>	26,72	0,00	11,4	0,81
<i>H. stenopeltis</i>	31,39	0,08	1,92	11,1
<i>P. aff. blochii</i>	35,23	10,00	1,29	0,79
<i>A. balaenops</i>	38,93	8,66	0,54	1,18
<i>S. nattereri</i>	42,23	4,47	4,15	6,09
<i>O. boulengeri</i>	45,40	7,72	0,54	0,11
<i>S. orthos</i>	48,46	3,43	1,64	8,52
<i>P. cf. cryptodon</i>	51,45	0,08	7,37	0,52



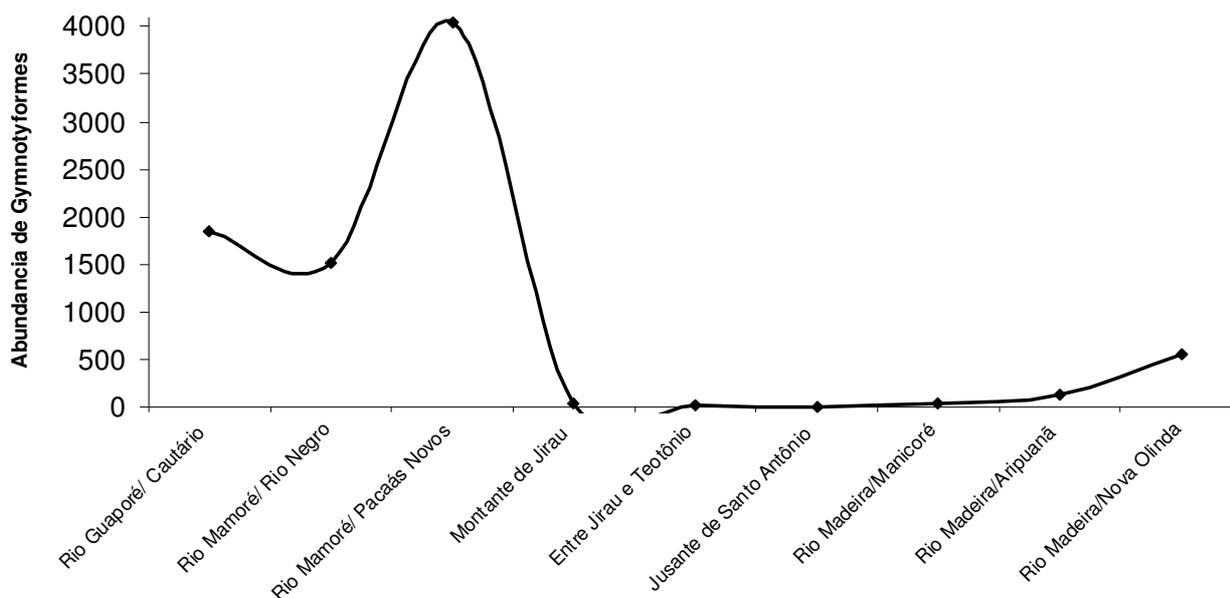


Figura 20: Distribuição da abundância total acumulada de Gymnotiformes no eixo longitudinal da área de estudos no rio Madeira. Para cada trecho foram consideradas 20 amostras acumuladas durante as quatro excursões de campo realizadas na área de estudos espandida.

#### 4.2.4. Estrutura da comunidade e fatores ambientais

Tanto para a ictiofauna capturada com malhadeiras como de arrasto bentônico a cachoeira do Teotônio foi o principal fator que explicou a distribuição da composição de espécies, fato reforçado pelos resultados obtidos para as análises de similaridade e agrupamento (Tabela 13). Já a fauna de pequeno porte foi explicada somente pelo tipo de habitat (Tabela 13). Os resultados obtidos por Torrente-Vilara (2009) para peixes coletados com malhadeira e Cella-Ribeiro (em preparação) para peixes bentônicos também indicam a cachoeira de Teotônio como principal fator determinante da composição de espécies de peixes no trecho estudado no rio Madeira.

O período hidrológico não explicou a riqueza nem a composição de espécies para qualquer conjunto de amostras analisado. A variação sazonal do ciclo hidrológico é considerada como um dos fatores mais importantes na determinação da composição de espécies de peixes na Amazônia, em função dos processos de migração lateral para ambientes disponibilizados pelo pulso sazonal de inundação (Junk *et al.*, 1989; Cox-Fernandes, 1997). Em uma análise mais refinada, Torrente-Vilara (2009) observou que período hidrológico foi o quarto fator que influencia a composição de espécies da ictiofauna de médio porte do trecho de corredeiras do rio Madeira. A autora atribuiu a pouca influência do ciclo hidrológico sobre a ictiofauna do trecho de corredeiras à pequena área alagável disponível, que não é extensa o suficiente para promover modificações estruturais na comunidade de peixes e aos processos de segregação na



migração longitudinal das espécies no rio Madeira. É possível que a análise temporal para cada uma das áreas separadamente indicasse efeito da sazonalidade do ciclo hidrológico sobre a estrutura da comunidade, o que poderá ser investigado futuramente.

A percepção a respeito da importância dos fatores estruturadores da comunidade de peixes é dependente da escala na qual o estudo se desenvolve (Jackson *et al.*, 2001). Em sistemas altamente ricos em espécies e heterogêneos no espaço e no tempo, é possível que múltiplos fatores sejam importantes para a estruturação das comunidades, e os efeitos de fatores bióticos seriam mediados pelas características ambientais locais e regionais (Peres-Neto, 2004). Na escala em que o estudo se desenvolveu no rio Madeira é evidente o efeito da cachoeira do Teotônio como fator histórico sobrepondo-se aos fatores locais na distribuição da ictiofauna, como observado por Torrente-Vilara (2009). É possível que, isolando os efeitos históricos e analisando os efeitos das variáveis locais em escalas espaciais menores (cada área separadamente), será possível reconhecer os fatores locais explicadores da distribuição das espécies da comunidade (Torrente-Vilara, 2009). No entanto, isso limitaria a percepção da distribuição da ictiofauna no rio Madeira em uma escala espacial mais abrangente, como exige o presente estudo.

Tabela 13: Resultados da regressão múltipla para a relação dos atributos de riqueza e composição de espécies com os fatores ambientais para amostragens com malhadeiras. Valores de *p* em negrito foram significativos.

Atributo	Fatores	P	F	N
Composição de espécies malhadeiras	Transparência/Turbidez	0,068	2,093	26
	Condutividade/pH	0,296	1,296	26
	Período hidrológico	0,151	2,253	26
	Teotônio	<b>0,000</b>	33,507	26
Composição de espécies rede de cerco	Turbidez/Largura	0,808	0,217	24
	Condutividade	0,645	0,454	24
	Período hidrológico	0,684	0,391	24
	Teotônio	3,387	0,065	24
	Habitat	<b>0,001</b>	4,517	24
Composição de espécies arrasto bentônico	Profundidade/Largura	0,379	0,802	29
	Velocidade/Transparência	0,232	1,506	29
	Condutividade	0,054	4,087	29
	Período hidrológico	0,143	3,140	29
	Teotônio	<b>0,000*</b>	17,437	29



O efeito da cachoeira de Teotônio reflete de alguma forma uma descontinuidade ecológica nas características ambientais locais, uma hipótese levantada por Torrente-Vilara (2009) e apoiada pelas análises de agrupamento e similaridade realizadas neste estudo. O estudo de inventário taxonômico da ictiofauna registrou poucas espécies ocorrendo exclusivamente no trecho de corredeiras do rio Madeira, e muitas espécies presentes a jusante e a montante são comuns a toda a área de estudos. Entretanto, a abundância dessas espécies, especialmente aquelas com características migradoras e típicas de ambientes de várzea, foi fortemente reduzida no trecho de corredeiras. Aparentemente o trecho de corredeiras atua como um filtro ecológico com condições pouco favoráveis para o estabelecimento de populações dessas espécies, gerando as marcantes diferenças observadas na composição nas assembléias. Em contrapartida, espécies pouco dependentes dos sistemas de várzea representam a maior parte da abundância nas amostras de peixes no trecho de corredeiras do rio Madeira.

Para as espécies de pequeno porte, a disponibilidade de habitats favoráveis parece ser mais importante do que a conectividade do sistema ou as diferenças entre grandes trechos do rio, uma vez que seus ciclos de vida parecem ocorrer em uma escala espacial pequena quando comparadas às espécies de médio porte, que utilizam áreas de vida mais amplas.

### **4.3. Padrão funcional**

#### **4.3.1. Estrutura funcional: riqueza por categoria trófica**

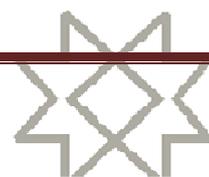
A ictiofauna neotropical exibe elevada plasticidade alimentar, sendo capaz de utilizar amplamente os recursos alimentares disponíveis no ambiente (Fugi *et al.*, 2005). Apesar disso, é possível classificá-las em grupos tróficos de acordo com o tipo de recurso predominantemente consumido na alimentação (Welcomme, 1979). Essa classificação permite reconhecer padrões gerais da estrutura ecológica e interações entre os componentes do ecossistema.

Com exceção do igarapé São Lourenço e do rio Jaciparaná, onde espécies estritamente insetívoras não foram registradas, todas as categorias tróficas consideradas nesse estudo tiveram representantes em todos os pontos amostrados (Figura 21). Assim como observado para a riqueza taxonômica de espécies, não houve diferença para a riqueza de espécies por categoria trófica entre os pontos de amostragem. A análise de agrupamento mostrou uma leve tendência de agrupamento dos pontos de amostragem por trecho do rio, separando inicialmente as amostras do igarapé Belmont, posteriormente



agrupando amostras obtidas nos afluentes do trecho de corredeiras, e finalmente aproximando amostras do extremo a jusante do trecho amostrado (Figura 22). A falta de um padrão espacial forte foi confirmada pela análise de similaridade (ANOSIM) entre as áreas 1 e 2, que tiveram amostragens mensais. Apesar da suposta baixa produtividade, os afluentes de águas claras no trecho de corredeiras do rio Madeira parecem fornecer uma diversidade de recursos alimentares suficiente para sustentar uma diversidade de espécies semelhante nos diferentes locais de amostragem, apesar da baixa atividade alimentar registrada para as espécies de peixes capturadas com malhadeiras (vide seção 4.2.4 sobre biologia alimentar das espécies mais adiante).

A área de estudo com acompanhamento mensal permitiu avaliar qual o papel do trecho de corredeiras (que terá suas características alteradas pelo AHE Santo Antônio) na distribuição da riqueza de espécies e equivalentes funcionais (representantes das categorias tróficas). A similaridade na riqueza de espécies por categoria trófica ao longo do trecho estudado no rio Madeira também sugere um sistema saturado, onde espécies de peixes com características tróficas semelhantes são forçadas a se distribuírem no ambiente, o que permitiria uma partilha dos recursos alimentares. Assim, diferentes espécies com características tróficas similares compuseram as assembléias locais de peixes, resultando em uma elevada riqueza e diversidade da ictiofauna no trecho do rio Madeira. Essa condição parece ser favorecida pelo efeito de variáveis locais e heterogeneidade ambiental, facilitando a manutenção da alta diversidade. A predominância de espécies onívoras sugere, ainda, a importância de táticas alimentares generalistas e do oportunismo no consumo do alimento para a colonização dos diferentes ambientes aquáticos no rio Madeira.



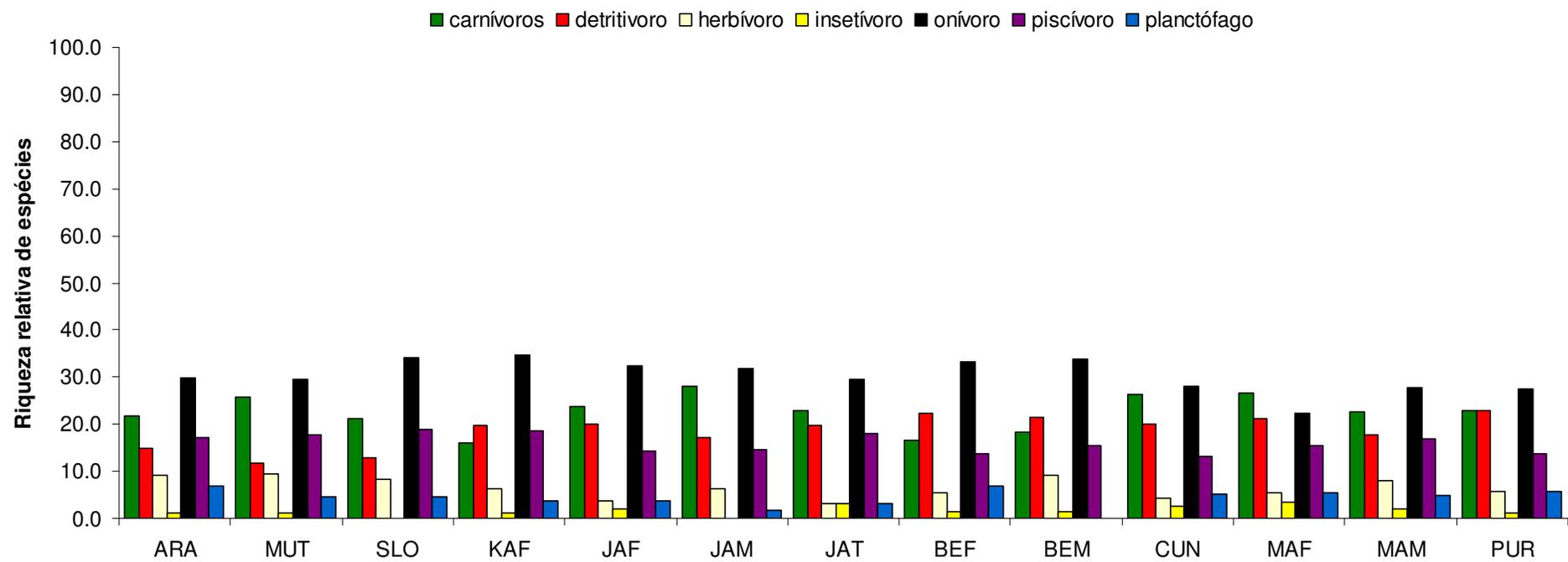


Figura 21: Proporção relativa da riqueza de espécies por categoria trófica para ponto de amostragem na área estudos com acompanhamento mensal.

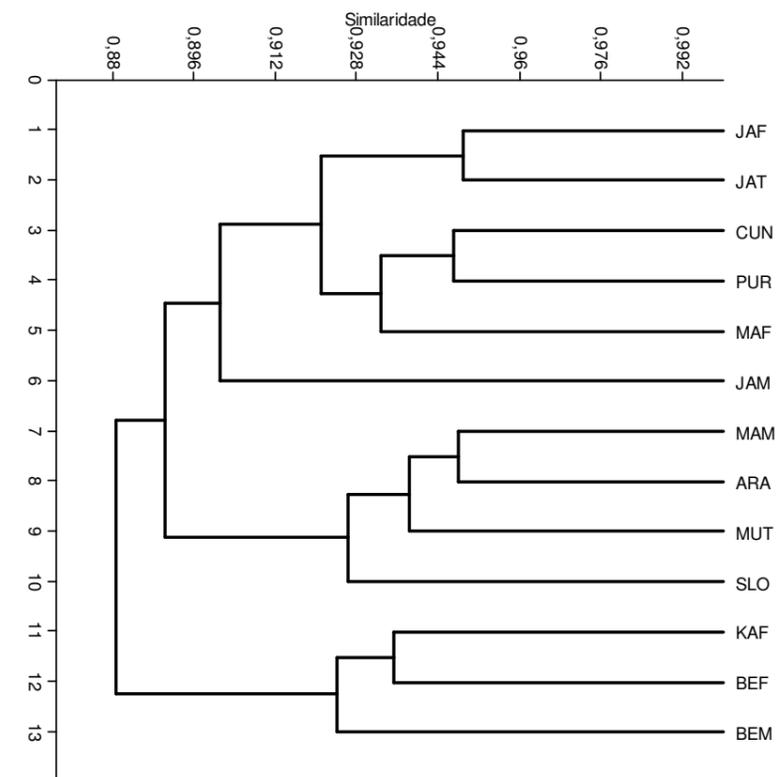


Figura 22. Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de similaridade (*Bray-Curtis*) para a riqueza de espécies por categoria trófica entre os 13 pontos amostrais na bacia do rio Madeira para pescarias experimentais com malhadeira.

#### 4.3.2. A riqueza por categoria trófica em relação aos fatores ambientais

Somente três grupos tróficos foram explicados pelas variáveis preditoras: carnívoros, piscívoros onívoros e insetívoros. De forma semelhante ao padrão da riqueza taxonômica, as riquezas de carnívoros ( $p=0,02$ ), piscívoros ( $p<0,01$ ) e insetívoros ( $p=0,01$ ) tiveram como única variável explanatória a abundância de peixes capturados; somente a riqueza de onívoros foi explicada pela posição do local de amostragem em relação à cachoeira do Teotônio ( $p<0,01$ ) (Figura 23).

Apesar da ANOSIM não ter indicado diferenças na riqueza de onívoros em relação à cachoeira do Teotônio, a regressão linear múltipla indicou que a riqueza de espécies onívoras foi maior a montante da cachoeira do Teotônio no trecho de corredeiras (Figura 23). A elevada heterogeneidade ambiental do trecho de corredeiras, como já apontada para a riqueza taxonômica, pode ser um dos principais fatores a contribuir para a partilha de nicho entre os grupos. Além disso, os onívoros representaram cerca de 30% da ictiofauna em todos os pontos de amostragem nessa área, e essa baixa especialização trófica deve contribuir para a presença simultânea de um elevado número de espécies ocupando uma mesma área. A predominância de espécies com características

generalistas/opportunistas sugere que algumas dessas venham a ser os possíveis colonizadores nos primeiros anos de formação do reservatório.

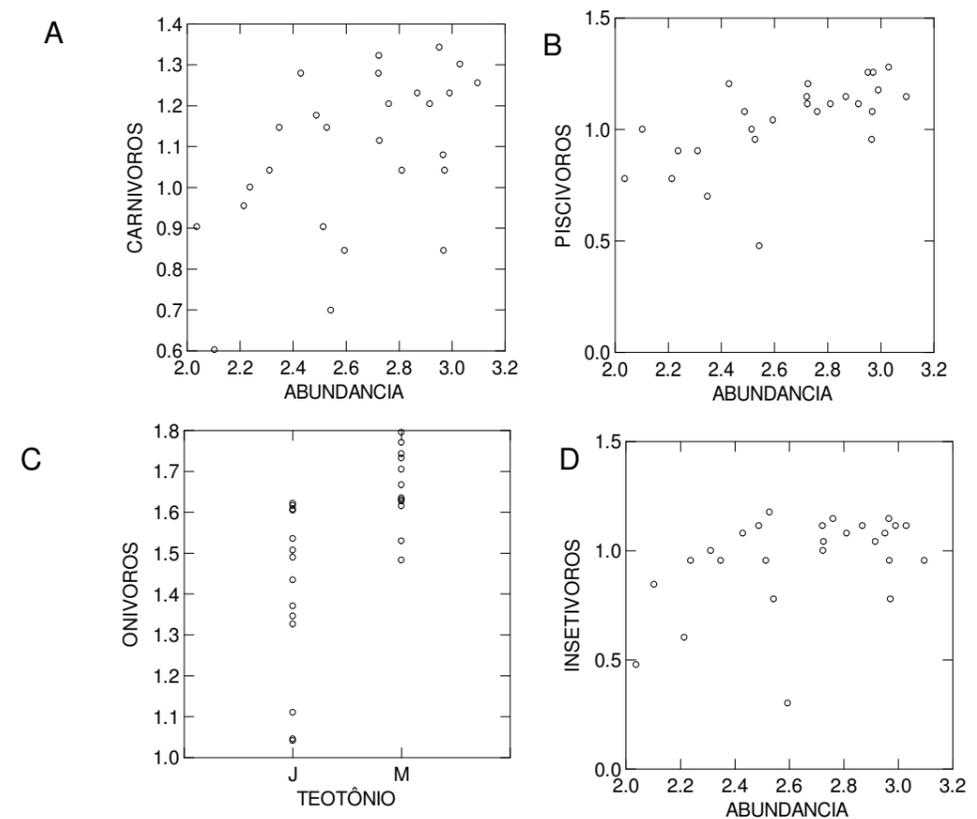


Figura 23. Valores logaritizados da abundância das categorias tróficas e variáveis ambientais explanatórias que apresentam correlação significativa.

#### 4.3.3. Estrutura funcional: abundância dos grupos tróficos

Como exemplo do que é observado para a grande maioria dos ambientes Neotropicais (Lowe-McConnell, 1999), a estrutura trófica do rio Madeira é predominantemente composta por onívoros (34,78% da abundância geral de peixes), detritívoros (24,40%), piscívoros (14,23%) e herbívoros (10,21%). Os demais grupos (carnívoros, insetívoros e planctívoros) somaram apenas 16,38%.

Especialmente, as análises de agrupamento indicaram características diferentes entre o trecho de corredeiras e a jusante na área de estudos, com a formação de três grupos com características distintas para a abundância das categorias tróficas (Figuras 24 e 25). O primeiro grupo correspondeu ao lago Puruzinho, que se diferenciou pela abundância de planctívoros representados por espécies do gênero *Anodus* e o mapará *Hypophthalmus marginatus*. O segundo grupo foi formado pelos pontos a jusante da cachoeira do Teotônio, que se agruparam em função da abundância de herbívoros e

secundariamente detritívoros, onde os representantes mais abundantes foram *Mylossoma duriventre* (entre os herbívoros) e *Potamorhina latior* (entre os detritívoros). O terceiro grupo foi formado pelos pontos do trecho de corredeiras. Esses pontos amostrais se agruparam pela abundância de onívoros; onde as duas espécies mais abundantes foram *Auchenipterichthys thoracathus* e *Triportheus angulatus*. A proporção de onívoros nos pontos a montante da cachoeira do Teotônio (entre o igarapé Arara e rio Jaciparaná) foi de cerca de 50% em todos os pontos de amostragem nesse trecho (Figura 24).

A análise de similaridade (ANOSIM) confirmou as diferenças entre os dois grupos em função da abundância relativa de peixes por categoria trófica a montante e a jusante da cachoeira de Teotônio ( $R=0,482$ ;  $p=0,005$ ). A análise de percentagem de similaridade (SIMPER) indicou que as principais categorias tróficas a explicar a similaridade foram os onívoros e herbívoros (Tabela 14).

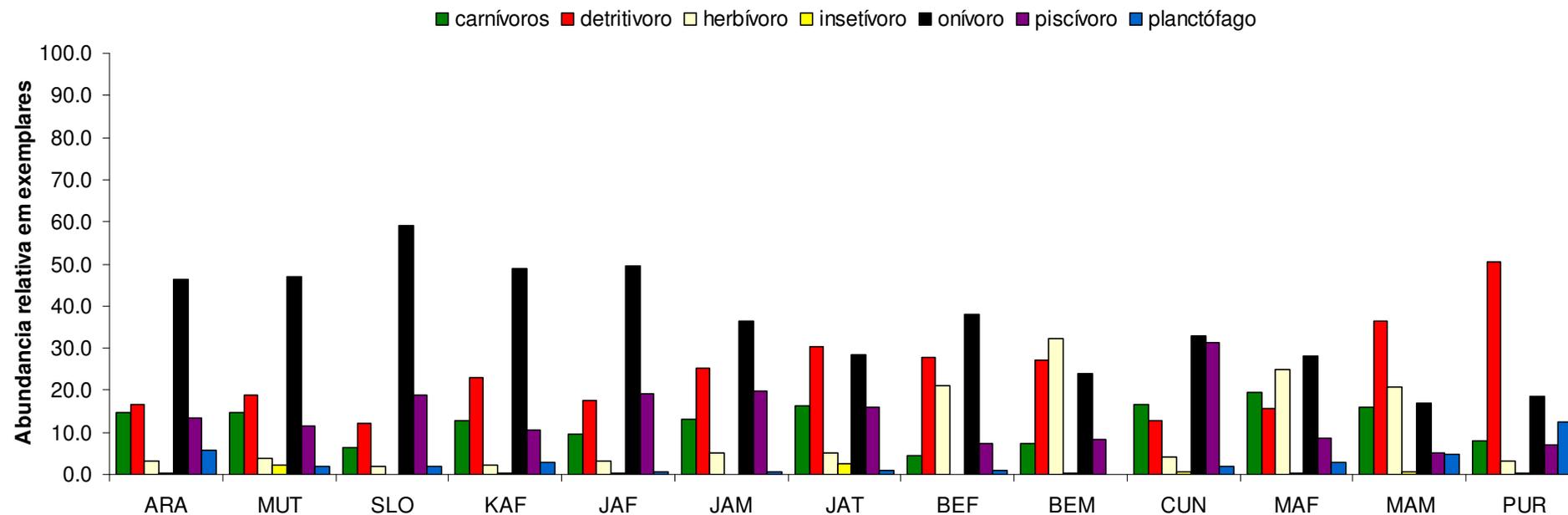


Figura: 24. Proporção relativa da abundância por categoria trófica por ponto de amostragem no rio Madeira, para a área de estudos com amostragem mensal.

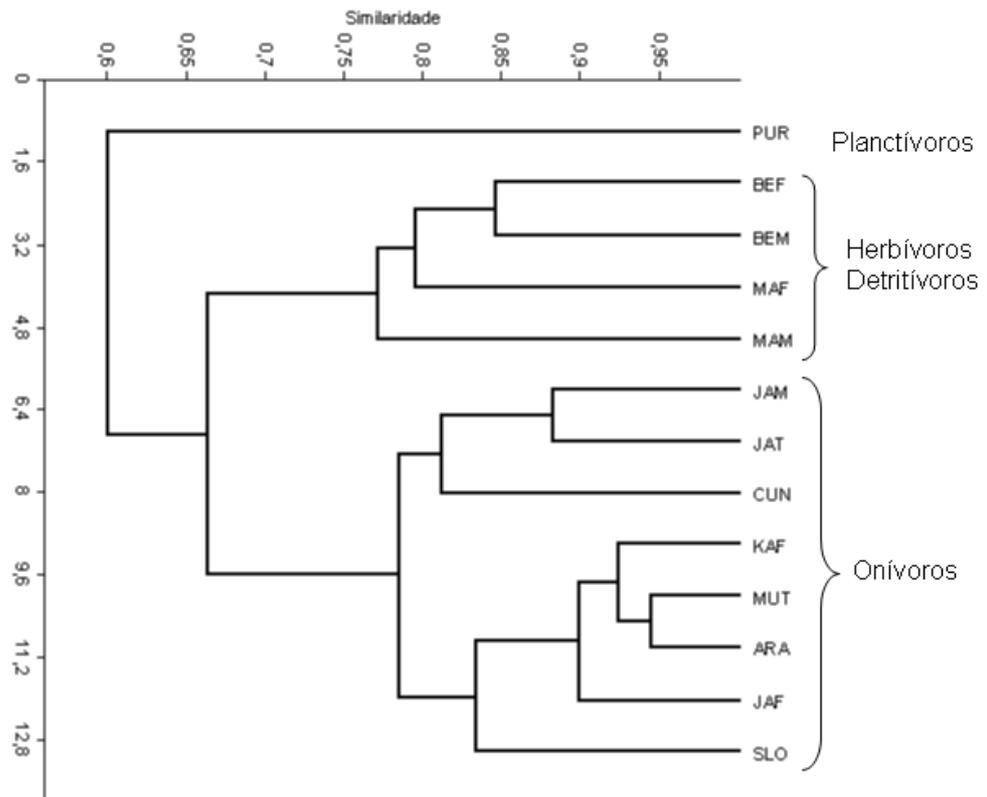


Figura 25. Análise de agrupamento (UPGMA) gerada a partir de matriz de dissimilaridade Bray-Curtis para a abundância de peixes por categoria trófica entre os 13 pontos amostrais na bacia do rio Madeira, para dados de pescarias experimentais com malhadeira,

Tabela 14. Análise de Percentagem da Similaridade (SIMPER) entre os conjuntos de pontos pré-definidos (áreas 2 e 3) considerando a abundância de peixes nas categorias tróficas. Em negrito estão as principais categorias tróficas a explicar a baixa similaridade.

Corredeiras – Jusante (32,31)				
Espécie	Contribuição	Contribuição acumulada %	Abundância média área 2	Abundância Média área 3
<b>Onívoros</b>	<b>10,620</b>	<b>32,86</b>	<b>47,90</b>	<b>26,70</b>
<b>Herbívoros</b>	<b>6,454</b>	<b>52,83</b>	<b>3,23</b>	<b>15,90</b>
<b>Detritívoros</b>	<b>6,346</b>	<b>72,47</b>	<b>18,90</b>	<b>28,70</b>
Piscívoros	4,341	85,91	15,50	11,90
Carnívoros	2,668	94,16	11,80	12,60
Planctívoros	1,522	98,87	2,23	3,48
Insetívoros	0,364	100	0,46	0,67

#### 4.3.4. Padrão funcional: relações entre a estrutura trófica e fatores ambientais

Os grupos tróficos dos piscívoros, onívoros, herbívoros e planctívoros tiveram sua distribuição explicada significativamente por parte dos fatores ambientais, no entanto as relações foram fracas em todos os casos (Tabela 15, Figura 26). Os piscívoros foram mais abundantes no período de vazante e seca (Figura 26 A). A contração dos ambientes aquáticos no período de vazante/seca e o aumento da densidade de peixes, que propiciam um aumento na taxa de encontro com as presas, favorecem as espécies de hábito alimentar piscívoro. Vale ressaltar que a maior parte dos piscívoros capturados com malhadeiras refere-se a espécies sedentárias, algumas espécies de piranhas (*Pygocentrus nattereri*, *Serrasalmus* spp. e *Cichla pleiozona*) e com movimentos de dispersão aparentemente restritos (*Acestrorhynchus* spp.). *Acestrorhynchus microlepis*, *A. heterolepis* e *A. falcirostris* foram os piscívoros mais abundantes no rio Jaciparaná, enquanto que no lago Cuniã, onde os principais piscívoros foram *Acestrorhynchus microlepis* e *Pygocentrus nattereri*.

Os onívoros responderam ao efeito da cachoeira do Teotônio e foram proporcionalmente mais abundantes no trecho de corredeiras (Figura 26 B). Nesse segmento, a maior amplitude de variação do nível hidrológico quando comparada ao trecho de corredeiras, sugere condições ambientais mais instáveis (ver descrição da área de estudos capítulo 1). De fato, alguns autores sugerem que condições instáveis relacionadas às variações hidrológicas favorecem espécies com comportamento alimentar oportunista (Poff & Allan, 1995; Hoeinghaus *et al.* 2006). Esse grupo trófico também foi mais abundante nos ambientes com menores valores de condutividade que representam os afluentes de água clara do rio Madeira e com valores de pH mais altos (Figura 26 C e D).

Diferenças na abundância de herbívoros foi explicada pela condutividade e pH (Figura 26 E e F). A maior abundância de herbívoros ocorreu nos ambientes com os maiores valores de condutividade e pH, que foram no igarapé Belmont e rio Machado, ambientes a jusante da cachoeira do Teotônio. Apesar do efeito dessas variáveis, elas refletem o efeito da Cachoeira do Teotônio, uma vez que a maior abundância das principais espécies herbívoras, *Mylossoma duriventre* e *Schizodon fasciatum*, espécies típicas de ambientes de várzea, ocorreu à jusante da cachoeira.

Os planctívoros tiveram abundância explicada pelas características limnológicas dos locais de amostragem: ambientes com baixos valores de condutividade, pH levemente básico, alta transparência da água e baixa a moderada turbidez (Figura 26 G a J). A maior abundância dessa categoria foi principalmente no lago Puruzinho, rio Machado e igarapé Arara. As principais espécies planctívoras foram *Hypophthalmus marginatus*, *Anodus* spp.

A exceção dos piscívoros, que ocorreram igualmente em todos os pontos amostrados (tanto no trecho de corredeiras como a jusante), os herbívoros, detritívoros e planctívoros foram abundantes principalmente a jusante da cachoeira do Teotônio. A distribuição dos grupos tróficos é sugerida como um efeito das características locais dos ambientes (Pouilly *et al.*, 2004). A resposta dos grupos tróficos ao efeito de fatores locais de cada área estudada parece explicar a diferente distribuição espacial das abundâncias de diversos grupos de espécies. Neste sentido, estudos têm sugerido que em sistemas lóticos, a estabilidade hidrológica parece ser um fator importante para espécies com estratégias tróficas mais especializadas, enquanto que sistemas pouco estáveis hidrológicamente parecem favorecer espécies com estratégias oportunistas (Poff e Allan, 1995, Hoeinghaus *et al.*, 2006). As variações hidrológicas mais acentuadas na área de corredeiras do rio Madeira somadas à pequena área de planície inundável poderiam explicar a maior representatividade de espécies residentes ou com deslocamento restrito e com comportamento alimentar onívoro neste segmento do rio Madeira.

Contrariamente, a maior abundância de espécies detritívoras/iliófagas nas planícies de inundação tem sido sugerido como efeito preponderante da produtividade biológica local (Junk *et al.* 1989; Winemiller, 1998; Araújo-Lima *et al.*, 1995), especialmente advinda da produção fitoplanctônica e perifítica para sustentar a abundância e biomassa de peixes (Araujo-Lima *et al.*, 1986; Hamilton *et al.* 1992). Resultados obtidos nos estudos realizados por outros grupos de monitoramento do rio Madeira (grupo de Monitoramento limnológico e de macrófitas aquáticas, por exemplo) podem ajudar a esclarecer questionamentos nesse sentido. Os resultados de densidade fitoplanctônica, obtidos pelo Programa de Monitoramento Limnológico e de Macrófitas Aquáticas, para a vazante e seca, apontam valores em torno de 7000 indivíduos/ml, tanto no rio Madeira como nos tributários mais produtivos, indicados como o rio Jaciparaná e o igarapé Belmont (Ecology Brasil, 2010). Em

relação à Amazônia Central, Almeida (2008) registrou densidades de até  $5 \times 10^5$  indivíduos/ml para o lago Catalão.

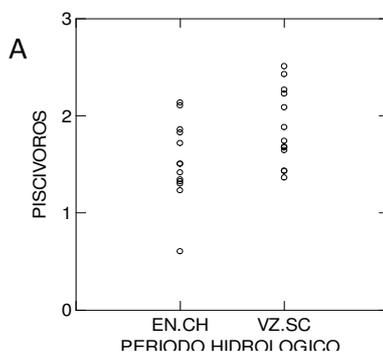
De maneira geral, as maiores abundâncias de peixes estiveram associadas aos ambientes com as melhores condições de produtividade da área de estudo, representadas por áreas de planícies de inundação mais extensas. Desta forma, parece plausível sugerir que, no rio Madeira, a baixa abundância geral da ictiofauna parece ser, ao menos em parte, limitada pela produtividade do sistema, decorrente da estreita planície de inundação presente na maior parte do trecho estudado. As análises de conteúdo alimentar que estão sendo conduzidas contribuirão para entender qual a dependência da ictiofauna ao recurso alóctone/autóctone no sistema do rio Madeira e como mudanças nessa estrutura em função da formação do reservatório promoverão modificações na estrutura trófica e diversidade da ictiofauna nesse trecho do rio Madeira.

Os estudos conduzidos nas bacias dos rios Paraná (Agostinho *et al.*, 2007), Uatumã (Ferreira *et al.*, 1988) e Tocantins (Agostinho *et al.*, 2010), em relação à formação de reservatórios, indicaram que espécies com alta plasticidade trófica são favorecidas diante das mudanças ambientais onde o sistema sofre em decorrência do represamento após a construção de usinas hidrelétricas. Considerando-se os grupos tróficos predominantes no rio Madeira, é possível que o reservatório do AHE Santo Antônio venha a ser ocupado por aquelas espécies de peixes onívoros e piscívoros, presentes hoje no trecho de corredeiras, e com distribuição natural em ambientes de lagos e rios/igarapés afluentes, como *Pygocentrus nattereri*, *Acestrorhynchus microlepis*, *Leporinus friderici*, *Geophagus proximus* e *Satanoperca jurupari*.

Tabela 15. Valores de  $F$  e  $p$  para a análise multivariada de regressão múltipla para a abundância de cada categoria trófica e variáveis ambientais explicadoras.

Atributo	Fatores	P	F	n
Carnívoros	Teotônio	0,846	0,039	26

	Transparência/Turbidez	0,513	0,023	26
	Condutividade/pH	0,276	1,249	26
	Período hidrológico	0,304	1,108	26
	Teotônio	0,666	0,192	26
Piscívoros	Transparência/Turbidez	0,751	0,104	26
	Condutividade/pH	0,664	0,195	26
	Período hidrológico	<b>0,041</b>	4,401	26
	Teotônio	<b>0,041</b>	7,156	26
Onívoros	Transparência/Turbidez	0,980	0,001	26
	Condutividade/pH	<b>0,033</b>	5,239	26
	Período hidrológico	0,165	2,070	26
	Teotônio	0,098	2.994	26
Herbívoros	Transparência/Turbidez	0,080	3,380	26
	Condutividade/pH	<b>0,047</b>	2,732	26
	Período hidrológico	0,524	0,420	26
	Teotônio	0,706	0,146	26
Detritívoros	Transparência/Turbidez	0,898	0,017	26
	Condutividade/pH	0,221	1,593	26
	Período hidrológico	0,234	1,503	26
	Teotônio	0,926	0,009	26
Insetívoros	Transparência/Turbidez	0,499	0,472	26
	Condutividade/pH	0,122	2,601	26
	Período hidrológico	0,706	0,147	26
	Teotônio	0,327	1,007	26
Planctívoros	Transparência/Turbidez	<b>0,034</b>	5,153	26
	Condutividade/pH	<b>0,021</b>	6,254	26
	Período hidrológico	0,767	0,090	26



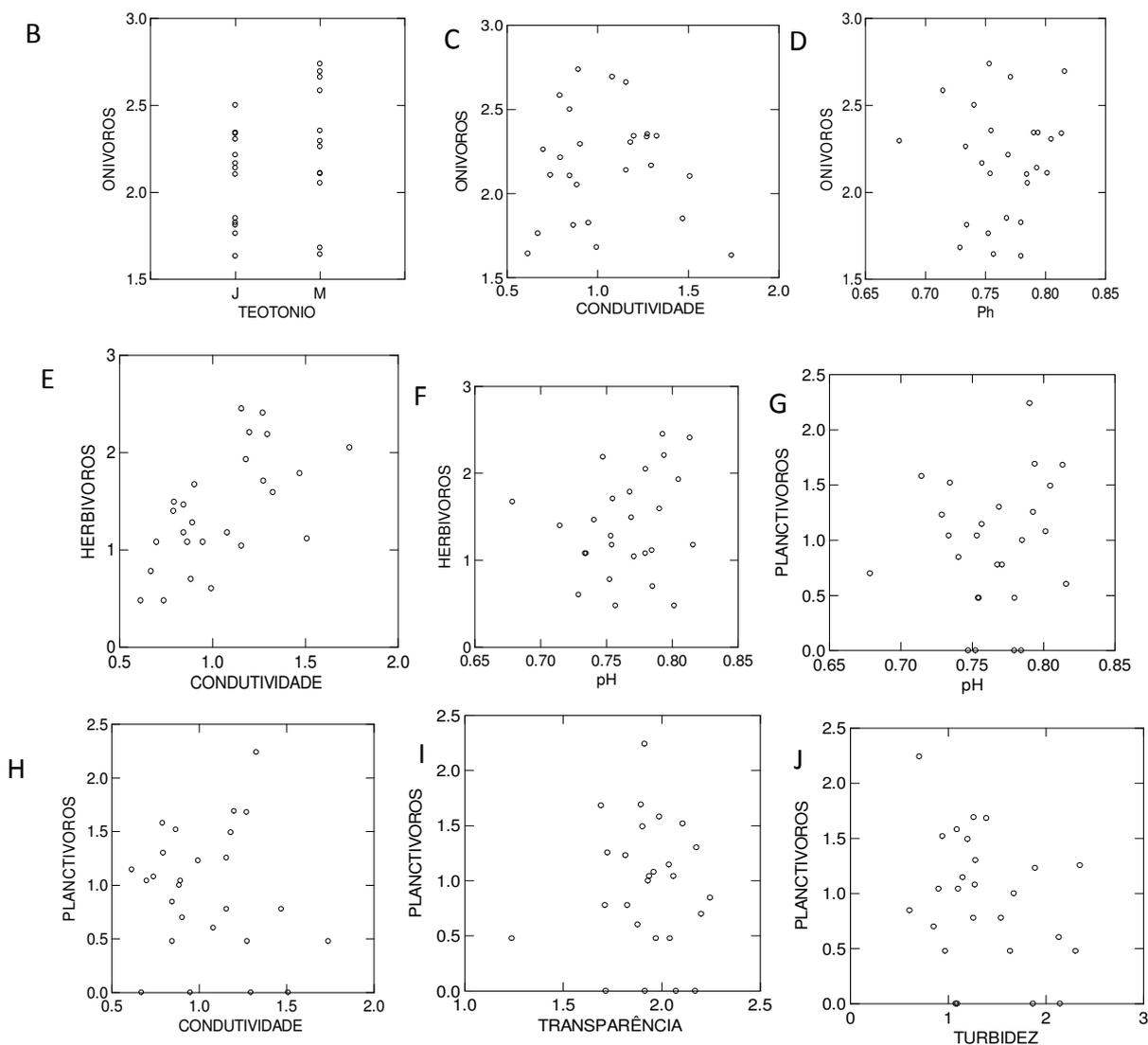


Figura 26. Valores de abundância relativa de peixes nas categorias tróficas em relação às variáveis ambientais explanatórias. Valores transformados por  $\log_{10}(x+1)$ .

#### 4.4. Biologia da comunidade

##### 4.4.1. Atividade alimentar das espécies de peixes na área de estudo

A atividade alimentar e o conseqüente acúmulo de gordura cavitária em peixes representam indicadores importantes da condição fisiológica das espécies em um ambiente. A análise destes parâmetros durante os períodos de coleta indicam que

ocorrem algumas variações sazonais, porém mais acentuadas para a gordura cavitária acumulada do que na atividade alimentar (Figuras 27 e 28).

A maioria dos indivíduos analisados apresentou grau de gordura e repleção estomacal iguais a zero (cerca de 50% em todos os casos). Isto aponta para uma baixíssima atividade alimentar e ausência de gordura acumulada na cavidade abdominal. A atividade alimentar foi baixa e concentrada no período de cheia, vazante e seca; e o acúmulo de gordura ocorreu principalmente na vazante e seca. A menor gordura cavitária acumulada ocorreu na cheia, quando a atividade reprodutiva foi mais intensa. Espaço-temporalmente, a atividade alimentar e o acúmulo de gordura foram altamente variáveis em todos os pontos (Figuras 29 e 30). No entanto, o acúmulo de gordura foi mais estável na área de corredeiras do que nas áreas a jusante, durante todo o ciclo hidrológico. A maior representatividade de espécies onívoras e não migradoras neste trecho do rio possivelmente contribuiu para este resultado.

Ao expandir a principal área de estudo, incluindo desde a foz do rio Cautário, no rio Guaporé, até o lago Sampaio, cerca de 60km a montante da foz do Madeira, é observado que, de uma maneira geral, as áreas extremas (áreas 1 e 4), tanto a montante quanto a jusante, possuem maior atividade alimentar e grau de gordura acumulada quando comparadas ao trecho de corredeiras (Figuras 31 e 32). Isso sugere que, nas regiões onde a planície de inundação é mais desenvolvida, a disponibilidade do recurso alimentar é maior. Provavelmente essas sejam as principais áreas de alimentação da ictiofauna do sistema do rio Madeira em uma escala maior.

As áreas de foz dos sistemas aquáticos com planície de inundação desenvolvida (no rio Madeira podemos considerar a foz do rio Guaporé no seu encontro com o rio Mamoré e o baixo rio Madeira, encontro com o rio Amazonas) são sugeridas como áreas mais produtivas e com maior disponibilidade de recursos alimentares, além de serem áreas de alimentação e crescimento para muitas espécies (Lowe-McConnell, 1999; Wellcomme, 1979, Goulding, 1979; Goulding 1980). É provável que o acúmulo de gordura cavitária observado na comunidade seja proveniente de atividade alimentar fora da área de corredeiras do rio Madeira, decorrente dos processos de migração das espécies para essa área, como sugerido por Goulding (1979).

Os resultados obtidos corroboram a hipótese proposta Torrente-Vilara *et al.* (2005) e Torrente-Vilara (2009). Com exceção de espécies sedentárias com dispersão limitada, para as espécies migradoras, as áreas de acompanhamento mensal no rio Madeira seriam importante somente como área de recuperação imediata do desgaste com a atividade reprodutiva. Essa rápida recuperação permitiria que o indivíduo obtivesse energia para alcançar as áreas de planície de inundação mais adequadas para a alimentação. Na escala de estudo analisada, as melhores planícies de inundação provavelmente estão no sistema do rio Guaporé e a jusante do trecho de corredeiras, a partir do rio Machado.

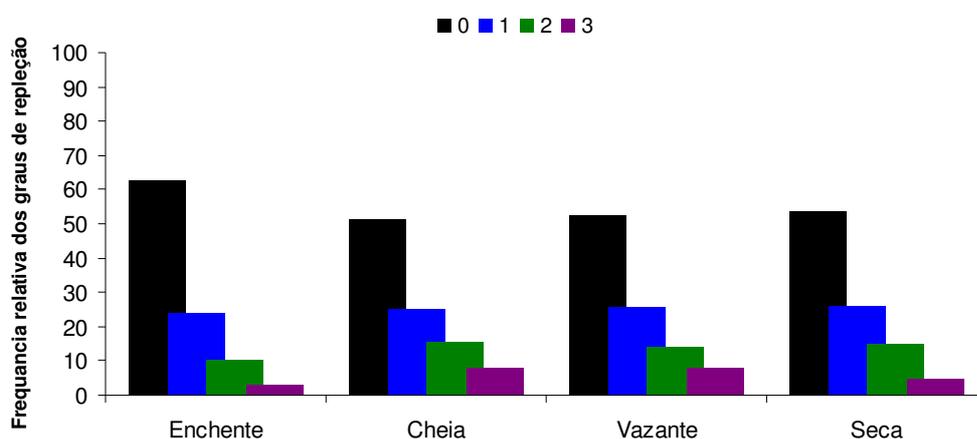


Figura 27. Frequência relativa dos graus de repleção estomacal por período do ciclo hidrológico considerando o conjunto de dados agrupado para toda a área de estudos com acompanhamento mensal.

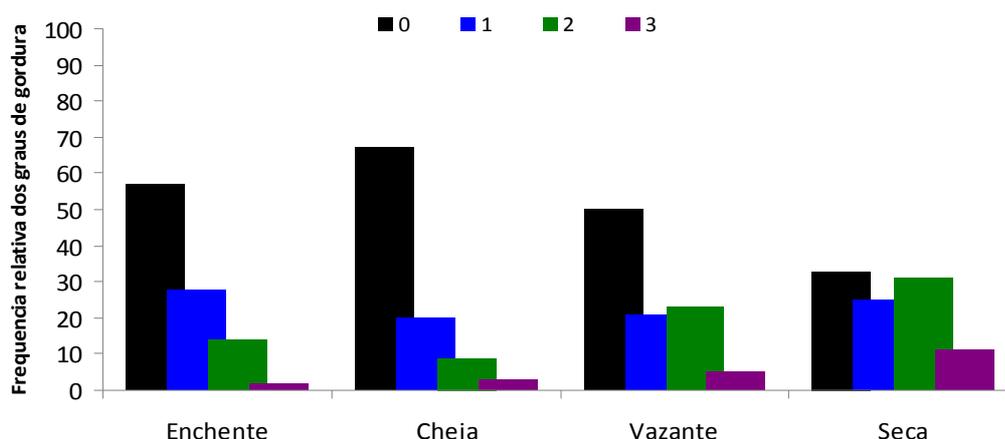


Figura 28. Frequência relativa dos graus de gordura por período do ciclo hidrológico considerando o conjunto de dados agrupado para toda a área de estudos com acompanhamento mensal.

#### 4.4.2. Atividade reprodutiva dos peixes na área de estudo no rio Madeira

A estratégia reprodutiva para um grande número de espécies amazônicas é um evento biológico fortemente sazonal e intrinsecamente associado à dinâmica de inundação das planícies (Lowe-McConnell, 1999). Vazzoler & Menezes (1992) comentam que, para peixes da América do Sul (incluindo a Amazônia), o nível fluviométrico influencia na delimitação do período reprodutivo. A análise temporal da Intensidade Reprodutiva (IR) durante um ciclo hidrológico para os peixes no trecho de corredeiras do rio Madeira indicou que a reprodução foi mais intensa na enchente e cheia (Figura 33), com valores de IR considerados altos, de 2,54 e 2,62, respectivamente. No entanto, na seca a intensidade reprodutiva foi baixa, com valor de 0,85.

Esses resultados corroboram os resultados obtidos por Torrente-Vilara et al. (2005) durante o estudo de viabilidade dos AHE's Jirau e Santo Antônio (Figura 34) e seguem o padrão descrito para a maioria dos peixes amazônicos. Esses valores de IR para o rio Madeira são superiores aos encontrados em qualquer outro local estudado da Amazônia, a saber: planície de inundação do alto rio Paraná (0,1 a 1,4) (Vazzoler *et al.*, 1997); o Parque Estadual do Cantão, no rio Araguaia a partir de coletas trimestrais (0,12 a 1,01) (Zuanon *et al.*, 2004); lago Catalão, na Amazônia Central, com valores máximos de 1,72 (Amadio & Zuanon, 2009).

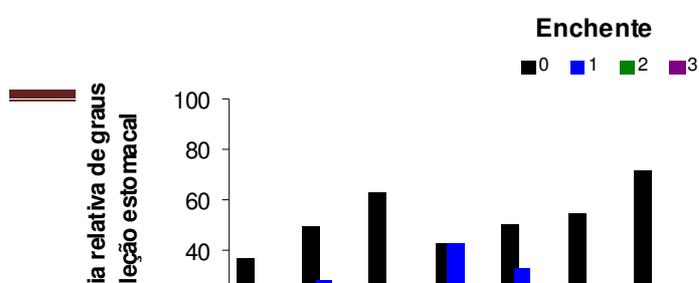


Figura 29. Frequencia relativa dos graus de repleção por período hidrológico e ponto de amostragem na área de estudos com acompanhamento mensal no rio Madeira.

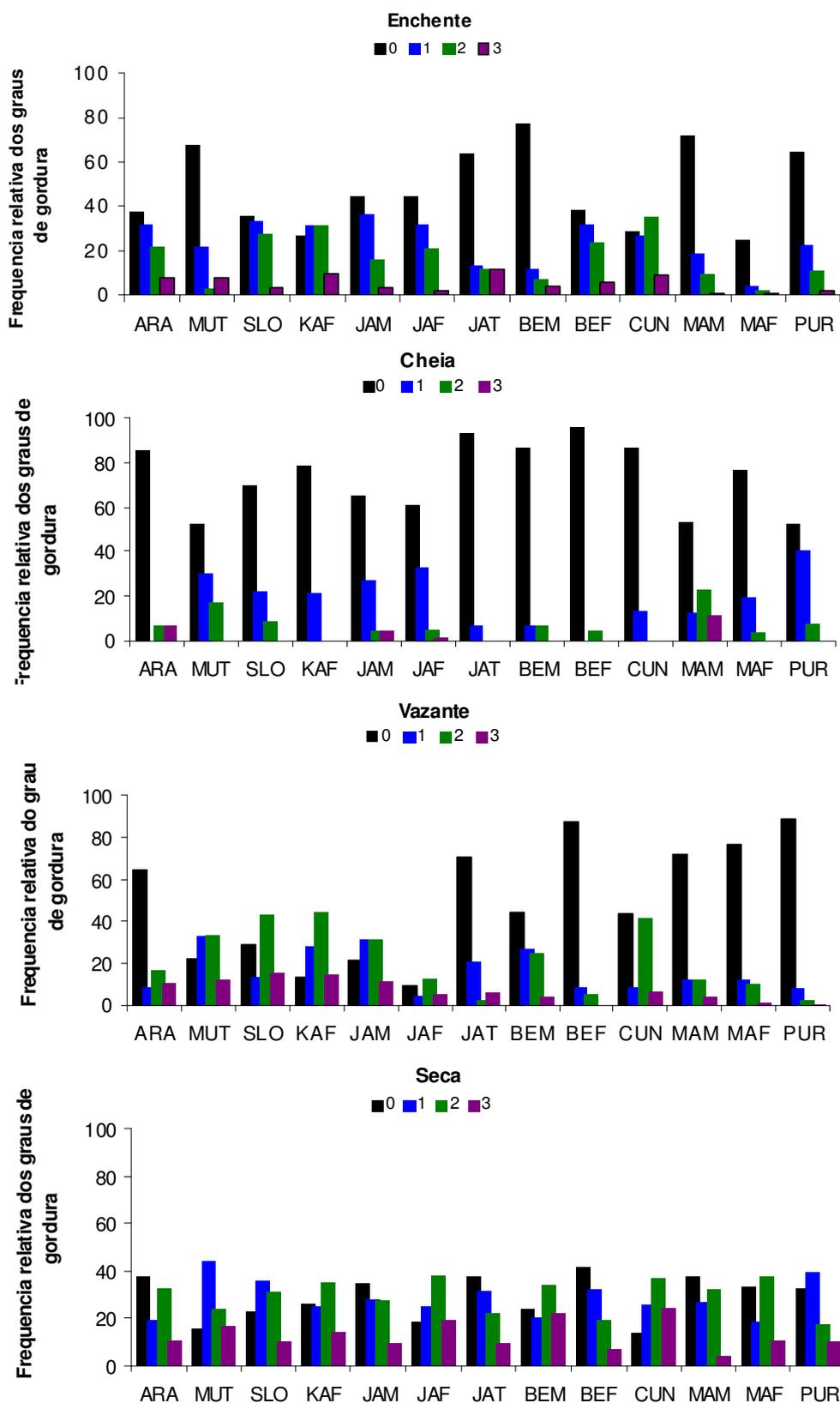


Figura 30. Frequência relativa dos graus de gordura por período hidrológico e ponto de amostragem na área de estudos com acompanhamento mensal no rio Madeira.

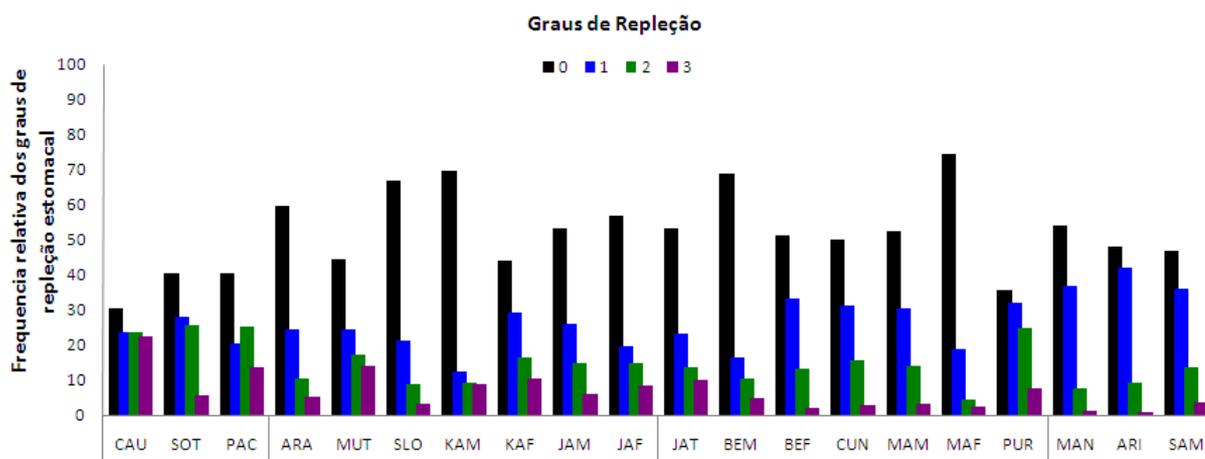


Figura 31. Frequência relativa dos graus de repleção por ponto de amostragem considerando o conjunto de dados agrupado para todo o ciclo hidrológico na área de estudos.

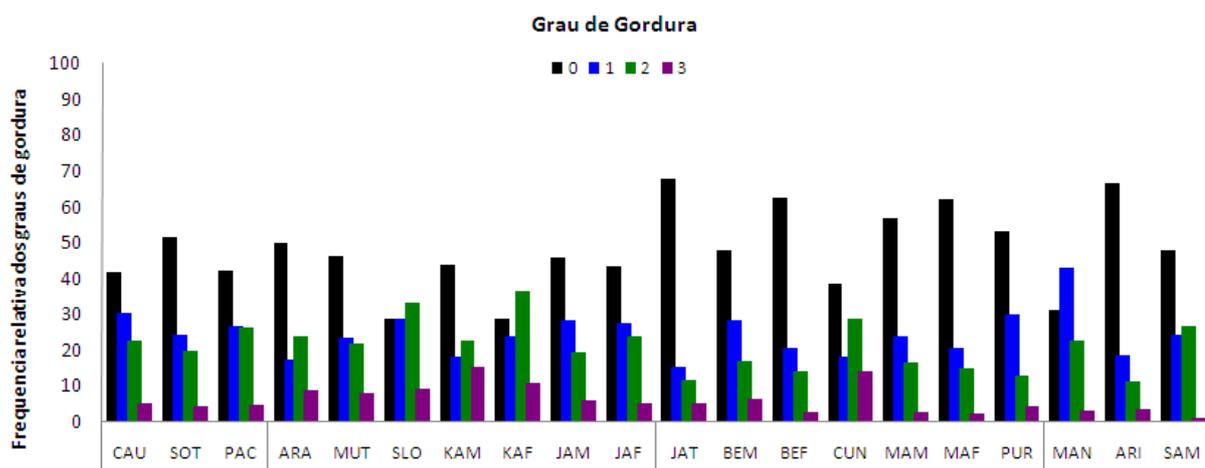


Figura 32. Frequência relativa dos graus de gordura por ponto de amostragem considerando o conjunto de dados agrupado para todo o ciclo hidrológico na área de estudos .

Os altos valores de IR encontrados na área de estudos do rio Madeira devem ser considerados com cautela, uma vez que a ictiofauna de médio porte predominante nas áreas 2 e 3 e capturada com as malhadeiras representa somente o estrato adulto da população. Isto significa que a presença e contribuição de imaturos/juvenis é muito pequena para gerar os valores do índice, o que pode causar uma distorção/superestimativa dos valores calculados. A baixa presença de indivíduos imaturos/juvenis entre as espécies de médio porte pode ser verificada no capítulo 7 para o estudo de populações das espécies alvo, para a *Potamorhina latior*, *Prochilodus nigricans* e *Semaprochilodus insignis*. Deve-se considerar também

a baixa CPUE específica das áreas 2 e 3, ao longo da área de estudos no rio Madeira.

Essa condição reforça a hipótese de que, o trecho de corredeiras do rio Madeira representa uma área de transição para a maior parte das espécies em processo de colonização da área, e não representam áreas importantes nos ciclos de vida da maior parte das populações. Dessa forma, apesar dos altos valores do índice, não se deve considerar o trecho de corredeiras do rio Madeira como a principal área de reprodução, especialmente para aquelas espécies adaptadas ao sistema de várzea.

Os estudos de estrutura populacional que serão desenvolvidos neste segundo ano de monitoramento, para as espécies de médio porte mais abundantes, contribuirão para elucidar o papel do trecho de corredeiras do rio Madeira na manutenção e como fator limitante para a dispersão das populações.

A área a jusante do trecho de corredeiras foi a que apresentou maior intensidade reprodutiva durante todo ciclo hidrológico, e possivelmente representa a área mais importante para reprodução e desova das espécies, especialmente aquelas típicas de sistemas de várzea (Figura 35). A atividade reprodutiva foi representada principalmente por espécies migradoras de curta e média distância, como *Mylossoma duriventre*, *Triportheus angulatus*, *Potamorhina latior*, *Psectrogaster rutiloides*, *Potamorhina altamazonica* e *Acestrorhynchus falcistrostris*. A alta frequência de reprodução da comunidade de peixes a jusante também foi verificada durante o estudo de viabilidade dos AHE's e em estudos posteriores realizados em 2006/2007 para o igarapé Belmont, no projeto *Ecologia e Biologia da Comunidade de Peixe do Igarapé Belmont*. No trecho de corredeiras, o rio Jaciparaná, igarapé São Lourenço e rio Mutumparaná foram os principais sítios de reprodução (Figura 35 e 36), e também foi observado durante o estudo de viabilidade em 2005 (Torrente-Vilara *et al.*, 2005).

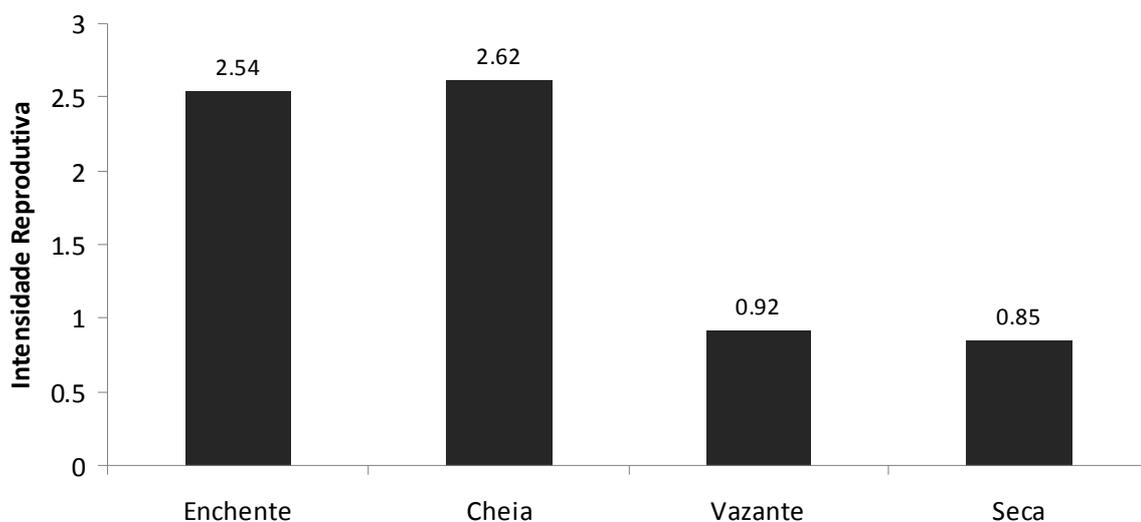


Figura 33. Índice de intensidade reprodutiva por período do ciclo hidrológico considerando o conjunto de dados agrupado para toda a área de estudos com acompanhamento mensal.

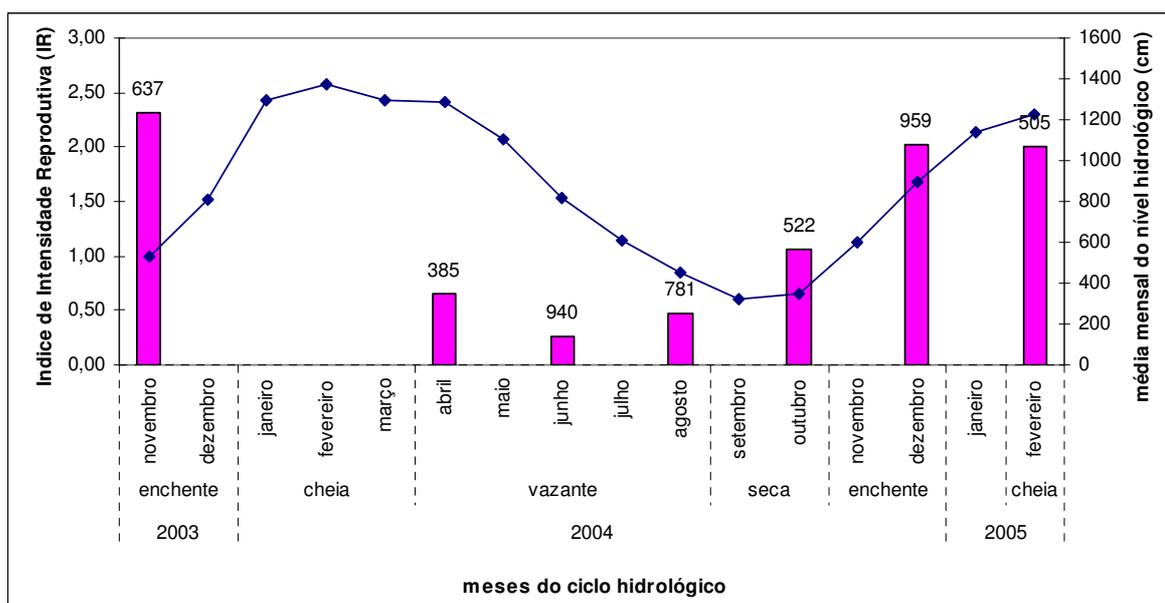


Figura 34. Representação gráfica de variação mensal do IR, para as sete coletas realizadas no alto rio Madeira e variação do nível hidrológico do rio Madeira no período. Valores nas barras= total do número de exemplares avaliados (Torrente-Vilara *et al.*, 2005).

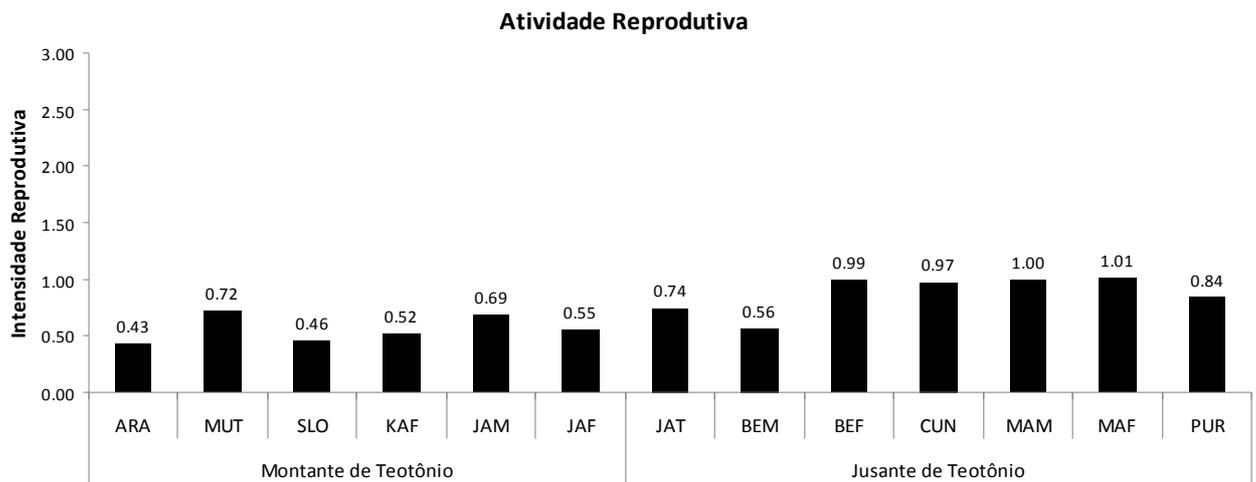


Figura 35. Índice de intensidade reprodutiva por ponto de amostragem considerando o conjunto de dados agrupado para todo o ciclo hidrológico na área de estudos com acompanhamento mensal.

As principais espécies a se reproduzirem nesses pontos foram *Auchenipterichthys thoracatus*, *Acestrorhynchus microlepis* e *Hemiodus amazonum*. Das 144 espécies que tiveram atividade reprodutiva detectada (fêmeas maduras e em reprodução), nove tiveram atividade reprodutiva expressiva somente em pontos no trecho de corredeiras (*Acestrorhynchus heterolepis*, *Auchenipterichthys thoracatus*, *Bryconops alburnoides*, *Curimatella alburna*, *Hemiodus amazonum*, *Hoplias malabaricus*, *Hypoptopoma gulare*, *Laemolyta taeniata*, *Pimelodus aff. blochii*) (Apêndice 7). Nenhuma dessas espécies têm ocorrência restrita à área de corredeiras, mas são bastante representativas em abundância neste trecho do rio, sugerindo que sejam as espécies mais bem sucedidas na colonização da área. Estudos histológicos estão sendo conduzidos pelo LIP/UNIR (Laboratório de Ictiologia e Pesca da Universidade Federal de Rondônia) para as espécies mais abundantes na área de corredeiras e imediatamente a jusante. Essas informações comporão o quadro de parâmetros ecológicos de cada espécie e ajudarão a reconhecer quais espécies serão mais sensíveis às futuras alterações ambientais decorrentes da implantação do AHE Santo Antônio.

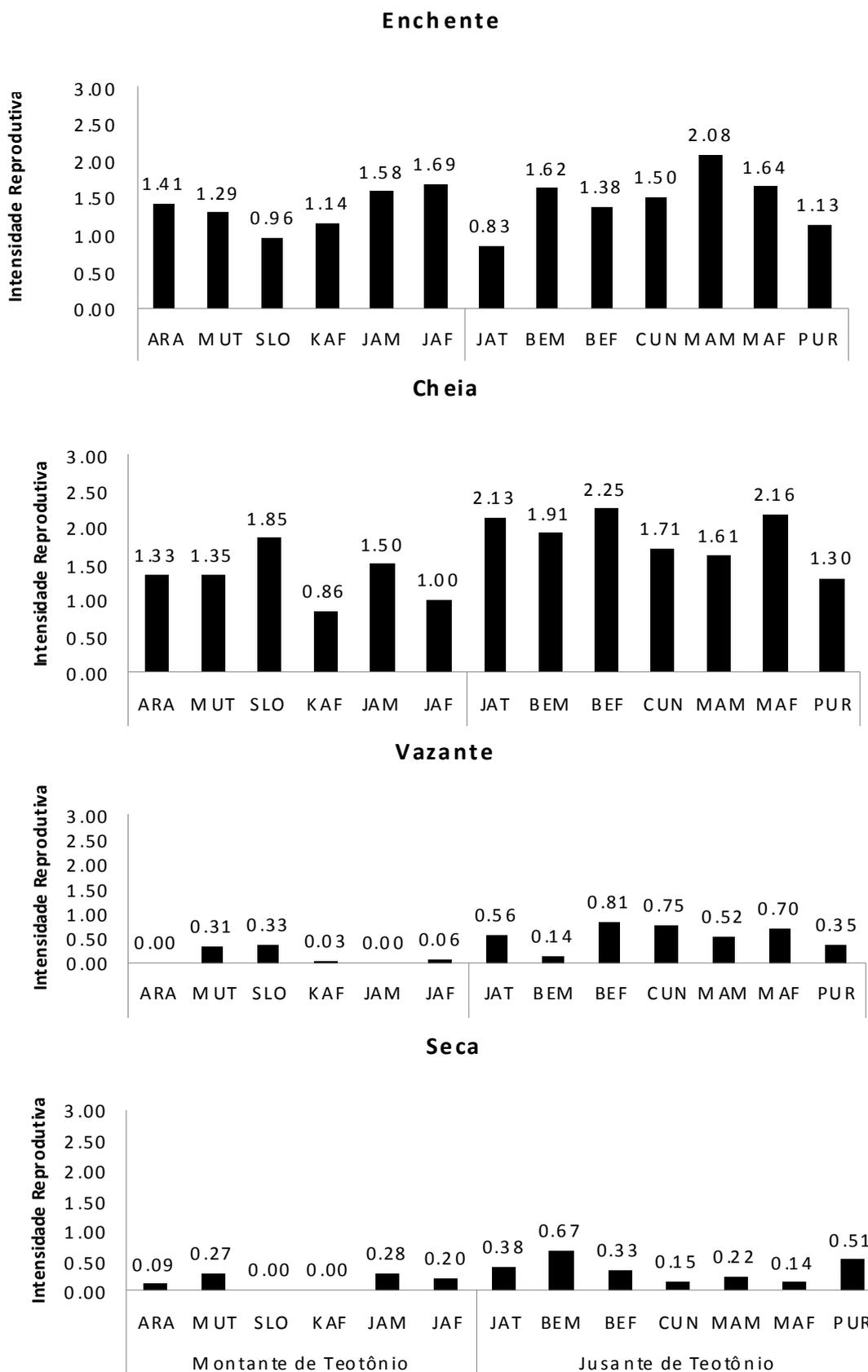


Figura 35. Índice da intensidade reprodutiva por período hidrológico e ponto de amostragem na área de estudos com acompanhamento mensal no rio Madeira.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando que o reservatório do AHE Santo Antônio deverá ter cerca de 70km de extensão, o estudo desenvolvido no rio Madeira abrange uma área cerca de 20 vezes maior do que o trecho a ser diretamente impactado. Essa extensão de área de estudo para avaliação dos impactos ambientais de um empreendimento hidrelétrico, até onde se tem conhecimento, é a maior realizada até hoje em um sistema tropical.

Os prognósticos feitos para o sistema corroboram os padrões observados e as hipóteses levantadas durante o estudo de diagnóstico ambiental realizados por Torrente-Vilara *et al.* (2005) e Torrente-Vilara (2009) para as áreas de impacto direto e indireto para o AHE Santo Antônio. No entanto, a ampliação da área estudada durante o atual projeto possibilitou uma melhor compreensão do papel do trecho de corredeiras e do alto rio Madeira para a ictiofauna regional, e permitiu a proposição mais segura de estratégias de conservação ambiental para o sistema.

De maneira geral, os resultados obtidos durante os estudos de viabilidade desenvolvidos entre os anos de 2003 e 2005 no trecho de corredeiras do rio Madeira foram confirmados neste estudo, e permitem concluir que:

- A elevada riqueza de espécies, associada à baixa abundância de peixes, se repete para a ictiofauna de todos os habitats estudados, seja para os peixes de meia-água (amostrados com malhadeiras), da região litorânea (rede de cerco) ou da calha do rio Madeira (arrasto bentônico). As maiores abundâncias de peixes em certas áreas do rio Madeira parecem estar relacionadas a trechos com uma maior extensão das planícies de inundação;

- A análise da distribuição das espécies indica que a composição de espécies no trecho de corredeiras e na área a jusante são pouco semelhantes, e tiveram como principal variável explanatória a posição dos locais de amostragem em relação à cachoeira do Teotônio, que marca uma descontinuidade ambiental natural no sistema;

- A estrutura trófica representada pelos valores de riqueza de espécies e abundância de peixes nas categorias tróficas reflete um sistema saturado em espécies e mediado principalmente pela disponibilidade de recursos alimentares. As características locais dos pontos de amostragem parecem ser os principais determinadores das espécies que colonizam com sucesso as áreas estudadas,

gerando uma elevada taxa de substituição de equivalentes tróficos ao longo do sistema hídrico. A existência de uma redundância funcional trófica indica que as assembléias de peixes podem apresentar uma boa resiliência às perturbações ambientais previstas para a área do AHE Santo Antônio. Por outro lado, a distribuição das espécies em mosaico aponta para um alto risco de perda local de espécies;

- A baixa atividade alimentar e o pequeno acúmulo de gordura cavitária da maioria das espécies de peixes estudadas indicam que os recursos alimentares permitem a obtenção de energia para uso imediato (para atividades de manutenção metabólica). A maior parte dos registros de consumo de alimento e acúmulo de gordura ocorre após os eventos reprodutivos, que foram intensos em todo o trecho de corredeiras, mas concentrados a jusante da cachoeira do Teotônio;

- A ictiofauna local é composta predominantemente por indivíduos adultos e, apesar dos altos valores de intensidade reprodutiva, há baixíssima abundância de juvenis, confirmada a partir desse novo conjunto de dados no trecho de corredeiras (Vide resultados de abundância das espécies capturadas nas redes de cerco neste capítulo e no capítulo de Inventário Taxonômico, além dos resultados de Ictioplâncton). Logo, a comunidade é composta basicamente pela parcela adulta das populações de peixes e os criadouros (áreas-berçário) possivelmente estão localizados nas planícies de inundação do rio Guaporé e no baixo rio Madeira.

## 6. RECOMENDAÇÕES

O estudo conduzido durante os últimos doze meses confirmou os resultados e parte das hipóteses levantadas durante os estudos de viabilidade dos empreendimentos, realizados entre 2003 e 2005. Desta forma, recomenda-se para o segundo ano de estudos um redirecionamento de esforços no sentido de investigar mais profundamente alguns aspectos relevantes sobre a ictiofauna do sistema. As propostas para o segundo ano de estudo (parte delas já em andamento) são:

*Quanto à área amostral:* alguns ambientes apresentaram características muito particulares, como os lagos Cuniã e Puruzinho, distantes mais de 100 km a jusante da futura barragem. Neste sentido, sugerimos que esses ambientes sejam

monitorados somente nas campanhas realizadas para a área de estudos expandida, com periodicidade semestral.

*Quanto à estrutura da comunidade de peixes:* i) avaliar a estrutura trófica a partir de informações obtidas através da análise direta de conteúdo estomacal (em andamento), bem como avaliar a origem dos recursos alimentares consumidos pelos peixes; ii) aprofundar os estudos de biologia das espécies abundantes na comunidade de peixes do rio Madeira, dentro dos limites de ocorrência das espécies na área de estudos, com acompanhamento mensal no primeiro ano de estudo; iii) realizar os estudos de biologia de espécies litorâneas de pequeno porte e bentônicas, que possam ser utilizadas como indicadores biológicos das alterações ambientais previstas para a área do AHE Santo Antônio. Com relação a esta última recomendação, são apresentadas algumas espécies potenciais para estudos de biologia populacional: *Odontostilbe fugitiva*, *Knodus cf. heteresthes*, *Moenkhausia collettii*, *Hemigrammus bellottii*, *Xenobrycon pteropus*, *Hemigrammus worderwinkleri*, *Pimelodus aff. blochii*, *Eigenmannia macrops*, *Sternarchogiton nattereri* e *Sternarchella orthos* e *Pimelodella sp. "longa"*.

As demais atividades de monitoramento dos padrões da comunidade de peixes no sistema serão realizadas normalmente nas áreas de influência direta e indireta do empreendimento (áreas 1 e 2), dentro da periodicidade (bimestral) prevista para o segundo ano de estudos no PBA de Santo Antônio. Da mesma forma, a obtenção de informações para as espécies-alvo para o subprograma de Ecologia e Biologia continuarão a ser obtidas em conjunto com o subprograma de Monitoramento da Atividade Pesqueira. Amostras de tecidos biológicos para o subprograma de Genética de Populações e para o programa de Monitoramento Biogeoquímico (para as análises de mercúrio e metais pesados) também continuarão a ser obtidas.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Pelicice, F.M. 2007. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM. 501p.

Almeida, F.F. de, 2008. *Fitoplâncton de um lago de inundação amazônico (lago Catalão Amazonas, Brasil): estrutura da comunidade flutuações espaciais e temporais*. Manaus, INPA. Dissertação de Mestrado. 79p.

Araújo-Lima, C.A.R.M.; Agostinho, A.A.; Fabr , N.N. 1995. Tropical aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. *In: Tundise, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumara-Tundisi, T. (ed.). Limnology in Brazil.* São Paulo: ABC/SBL. P. 105-136.

Amadio, S. & Zuanon, J. (2009). Efeito de uma seca extrema na reprodu o de peixes em área de várzea da Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *I Simpósio Iberoamericano de Ecologia Reprodutiva, Recrutamento e Pescarias*, Vigo, Espanha, pg 38.

Araújo-Lima, C.A.R.M.; Forsberg, B.R.; Victoria, R. & Martinelli, L. 1986. Energy Source for Detritivorous Fishes in the Amazon. *Science*, 234: 1256-1258.

Barthem, R.B, & Goulding, M, 1997, *Os bagres balizadores: Ecologia, migra o e conserva o de peixes amazônicos.* Sociedade Civil Mamirau /CNPq, Tef ,

Bastos, W.R.; Gomes, J.P.; Oliveira, R.C.; Almeida, R.; Nascimento, E.L.; Bernardi, J.V.E.; Lacerda, L.D.; Silveira, E.G.; Pfeiffer, W.C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science Total Environmental*, 368, 344-351.

Bastos, W.R.; Almeida, R.; D rea, J.G.; Barbosa, A.C. 2007. Annual flooding and fish-mercury bioaccumulation in the environmentally impacted Rio Madeira (Amazon). *Ecotoxicology*, 16, 341-346.

Bonner, T.H; Wilde, G.R. 2000. Changes in the Canadian River Fish Assemblage Associated with Reservoir Construction. *Journal of Freshwater Ecology*. 15 (2):189-198

Cox-Fernandes, C. 1995. Diversity, distribution and community structure of electric fishes (Gymnotiformes) in the channels of Amazon River System, Brazil. Disserta o Ph.D., Duke University, 394 pp.

Cox-Fernandes, C, 1997, Lateral migration of fish in Amazon floodplains, *Ecology of Freshwater fish*, 6:36- 44,

Cox Fernandes, C.; Podos, J.; Lundberg, J.G. 2004. Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. *Science*, 305: 1960-1962.

Doria, C.R.C.; Hijazi, N.; Cruz, R.L. 2005. A pesca no alto Madeira. Pp.755-916. In: LEME Engenharia S.A. (Org),  rea de influência direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio. (B)5, 755-916. Relatório 6315-RT-G90-001.

Ecology Brasil, 2010. *UHE Santo Antônio no rio Madeira: Monitoramento Limnológico e de Macrófitas aquáticas.* Relatório parcial. Rio de Janeiro, Ecology Brasil. 347p.

Ferreira, E.J.G. 1993. Composi o, distribui o e aspectos ecológicos da Ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, estado do Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 23 (1/4): 1-89.

Ferreira, E.; Santos, G.M.; Jégu, M. 1988. Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajaí, na área da ilha Paredão, Roraima, Brasil. *Amazoniana*, 10(3): 339-352

Ferreira, E.J.G.; Zuanon, J.A.; Amadio, S.A. 2006. *Avaliação do impacto do tráfego de navios da Mineração Rio do Norte sobre a ictiologia do rio Trombetas*. Relatório Final. MRN/ INPA. Manaus. 43pp.

Freitas, M.H.M. 2007. *Dieta e estrutura trófica da assembléia de peixes bentônicos em um trecho do rio Trombetas (Oriximiná, Pará, Brasil)*. Dissertação de Mestrado Manaus: INPA/UFAM. 59p.

Fugi. R.; Hahn, N.S.; Loureiro-Crippa, V.E.; Novakowski, G. C. 2005. Estrutura da Ictiofauna em reservatórios. In: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.. *Biocenose em Reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA. 333p.

Garcia, M. 1995. *Aspectos ecológicos dos peixes das águas abertas de um lago no Arquipélago das Anavilhanas, Rio Negro*. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA/ Universidade Federal do Amazonas- UFAM, Manaus 94 pp.

Gauch H.G. 1973. A Quantitative Evaluation of the Bray-Curtis Ordination. *Ecology*, 54(4): 829-836

Goulding, M, 1979. *Ecologia da pesca do rio Madeira*, CNPq-INPA. Manaus, 172 p,

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.htm](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm)

Hamilton, S.K.; Lewis, W.M. Jr. & Sippel, S.J. 1992. Energy sources for aquatic animals in the Orinoco River Floodplain: evidence from stable isotopes. *Oecologia*, 89: 324-330.

Hoeinghaus, D.J.; Winemiller, K.O.; Birnbaum J.S. 2006. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inference based on taxonomic vs. functional group. *Journal of Biogeography*. 1-14.

Jackson, D.A.; Peres-Neto, P.R.; Olden, J.D. 2001 What controls who is where in freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science*. 58: 157- 170.

Junk, W.J.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. Pp.110-127. In: Dodge D.P. (ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publish Fisheries Aquatic Science. 106pp.

Kenkel, N.C.; Orlóci, L. 1986. Applying metric and nonmetric multidimensional scaling in ecological studies: some new results. *Ecology*, 67 (4): 919- 928.

Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam.

Ligon, F.K; Dietrich, W.E; Trush, W.J. 1995. Downstream Ecological Effects of Dams *BioScience*, 45(3):183-192

Lowe-McConnell, R.H. 1999. *Estudos Ecológicos de Comunidades de peixes tropicais*. Edusp. São Paulo. 534p.

Lopez-Rojas, J.G.; Lundberg, E.M. 1984. Design and operation of a small trawling apparatus for use with dugout canoes. *North American Journal of Fisheries Management*, 4:331-334.

Lundberg. J. G; Lewis, M.W.. ,Saunders, J.F., Magio-Leccia, 1987. A major component in the Orinoco river channel: evidence from planktivorous electric fishes. *Science*, 237: 81-83

McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MJM. Software Design. Oregon. USA. 300p.

Perez-Neto, P.R. 2004. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, 140: 352- 360.

Poff, N.L.; Allan, J.D. 1995. Functional organization of streams fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology*, 76(2): 606- 627.

Pouilly, M.; Yunoki, T.; Rosales, C.; Torres, L. 2004. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré River floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish*, 13: 245-257.

Primack, R. B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina. E. Rodrigues. 328p.

Ricklefs. R. E. 1987. Community Diversity: Relative roles of local and regional processes. *Science*, 235: 167-171.

Richter, B.D; Braun, D.P; Mendelson, M.A; Master L.L. 1997. Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology*. 11(5):1081-1093

Saint-Paul, U.; Zuanon, J.; Correa, M. A.V.; Garcia, M.; Fabr e, N.N.; Berger, U.; Junk, W.J. 2000. Fish communities in central Amazonia white-and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57: 235-250.

Santos, G.M, 1980, Estudo da reprodu o e hábitos reprodutivos de *Schizodon fasciatus*, *Rhytiodus microlepis* e *Rhytiodus argenteofuscus* (Pisces, Anostomidae) do lago Janauacá, *Acta Amazonica*, 10(2): 391- 400.

Santos, G.M. 1991. Pesca e ecologia dos peixes de Rondônia. Tese de doutorado. INPA, Manaus, 213 p.

Santos, G.M.; Ferreira, E.J.G, 1999, Peixes da Bacia Amazônica, In: Lowe-McConnell, R, Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. Edusp, São Paulo, p. 345-373.

Thomaz, S. M.; Bini, L. M.; Bozelli, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river- floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579 (1): 1-13, 2007.

Thomé-Souza, M. J. F. & Chao, N. L. 2004. Spatial and temporal variation of benthic fish assemblages during the extreme drought of 1997-98 (El Niño) in the middle rio Negro, Amazônia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 2(3): 127-136.

Tonn, W. M.; Magnuson, J. J. 1982. Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes. *Ecology*, 63(4):1149-1166.

Torrente-Vilara, G.; Zuanon, J.; Doria, C.R.; Araújo, T.R.; Favaro, L.F. e Leite, R. G. L. 2005. Ecologia e Biologia da Ictiofauna. In: LEME, Engenharia S,A, Estudos de impacto Ambiental os Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, rio Madeira – RO, Cap, IV – Área de Influência Direta dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio, TOMO B, Vol, 5/8, Diagnóstico Ambiental da Área de Influência Direta, Meio Biótico, Ictiofauna e Recursos Pesqueiros, Relatório 6315 – RT – G90 – 001, 2005, P,IV-755 a IV – 916,

Torrente Vilara, G. 2009. Heterogeneidade ambiental e diversidade ictiofaunística do trecho de corredeiras do rio Madeira, Rondônia, Brasil. Manaus. INPA. Tese de doutorado. 194p.

Vale, J. D. 2003. Composição, diversidade e abundância da Ictiofauna na área do Catalão Amazônia Central. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM. Manaus. 80p.

Vanotte, R. L.; Minshall, G. M.; Cummins, K. W. Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The River Continuum concept. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science*. 37: 130-137.

Vannote, R. L.; Minshall, W. G.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R.; Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130-137.

Vazzoler, A. E. A. M. & N.A. Menezes. 1992. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). *Revista Brasileira de Biologia*, 52(4): 627-640.

Vazzoler, A. E. de M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, EDUEM. 169p.

Vazzoler, A. E. 1997. Primeira maturação gonadal, períodos e áreas de reprodução.

In:

Vazzoler, A. E. A. de M. *et al.* (Ed.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: Eduem. p. 249-265.

Welcomme, 1979. *Fisheries ecology of floodplain rivers*. London and New York, Longman. 317p.

Williams, S. E.; Hero, J.- M. 2001. Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. *Biological Conservation*, 98: 1-10.

Willis, S. C., Winemiller, K. O. & Lopes-Fernandez, H. (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142(1): 284-295.

Wilkinson, L. 1998. SYSTAT: the system for statistics. SYSTAT Inc., Evanston, Illinois.

Winemiller, K. O.; Jepsen, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53, 267-296.

Zuanon, J. A. S. 1990. *Aspectos da Biologia, Ecologia e Pesca de Grandes Bagres (Pisces: Siluriformes, Siluroidei) na Área de Ilha de Marchantaria – Rio Solimões, AM*. Manaus: INPA. Dissertação de mestrado. 186p.

Zuanon, J. A. S.; Ferreira, E. J. G.; Santos, G. M.; Amadio, S. A.; Bittencourt, M. M.; Darwich, A. J.; Alves, L. A.; Mera, P. A. S.; Ribeiro, M. C. L. B.; Amaral, B. D.; Almeida-Prado, R. 2004. *Ictiofauna: Parque Estadual do Cantão*. Instituto Natureza de Tocantins/ SEPLAN, Palmas. 92p.