

TOMO E
VOLUME 2/3 - MEIO BIÓTICO
SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	2
ATENDIMENTO AOS PEDIDOS DE COMPLEMENTAÇÕES DO MEIO BIÓTICO.	3
1. Coletar material biológico - tecamebas e macroinvertebrados bentônicos.....	3
2. Novas amostragens para caracterização ictiológica.....	53
3. Complementação de amostras da ictiofauna utilizando coletor de “arrasto de fundo”	53
4. Medições e experimentos preditivos da deposição de ovos e larvas.....	69
ATENDIMENTO AOS PEDIDOS DE ADEQUAÇÕES DO MEIO BIÓTICO	70
5. Dimensionamento de áreas de campinarana que podem ser afetadas pela elevação do lençol freático.....	70
6. Espécies endêmicas e ameaçadas de extinção por fomação vegetal.....	103
7. Risco disponibilização, bioacumulação e biomagnificação do mercúrio nos ecossistemas aquáticos	106
8. Nova simulação do modelo da qualidade da água.....	115
9. Alterações dos diferentes habitats e da biota aquática considerando a redução de sedimentos.....	241
10. Análise multivariada integrando as informações sobre o ambiente aquático.....	247
11. Resultados e as análises de similaridade, diversidade e riqueza para cada comunidade aquática.....	247
12. Estabelecer interações entre as comunidades planctônicas, bentônica e íctia.....	247
13. Metodologia e informação de local de coleta das amostras para as comunidades planctônicas.....	323
14. Apresentação dos dados brutos de Qualidade de Água e Ictiofauna.....	324
15. Apresentação de proposta de Mecanismo de Transposição de Peixes.....	330
16. Esclarecimentos sobre a metodologia de obtenção de dados da Ictiofauna	335
ANEXO 1 - DESENHO PONTOS DE AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA	341

APRESENTAÇÃO

O presente documento corresponde à Revisão 1 do relatório denominado **TOMO E – Complementação e Adequação às Solicitações do IBAMA**, protocolado nessa instituição em 28 de abril de 2006 e que continha o atendimento às solicitações expressas no Ofício nº 135/2006, de 24 de fevereiro de 2006 – Pedido de Complementação e Adequação dos Estudos de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental – EIA/RIMA dos AHEs Santo Antônio e Jirau, localizados no rio Madeira, no Estado de Rondônia.

Esta revisão vem detalhar parte do atendimento às solicitações de esclarecimentos e adequações do referido Tomo E, apresentadas no documento Informação Técnica Nº 08/2006 – COHID/CGENE/DILIC/IBAMA – Análise das Complementações ao EIA/RIMA do AHE Santo Antônio e do AHE Jirau, datado de 26 de junho de 2006 e entregue aos Empreendedores em 07 de julho de 2006.

Com o intuito de elucidar as solicitações de complementações e adequações dos estudos ambientais e, posteriormente, do detalhamento de parte destas, foram realizadas duas reuniões com a equipe de analistas da DILIQ/IBAMA, em 09 de março e em 07 de julho de 2006, respectivamente, das quais participaram técnicos desta diretoria e da equipe técnica dos Empreendedores; as Atas destas reuniões são apresentadas no Anexo 1.

A itemização adotada neste relatório segue a mesma estrutura do Tomo E versão original, que obedece à ordem das solicitações contidas no Pedido de Complementação e Adequação do IBAMA.

Para facilitar seu manuseio, em vista da grande quantidade de informações que contém, o presente documento foi organizado em 3 volumes, assim constituídos:

Volume I	Meio Físico
Volume II	Meio Biótico
Volume III	Meio Socioeconômico

ATENDIMENTO AOS PEDIDOS DE COMPLEMENTAÇÕES DO MEIO BIÓTICO

1. Coletar material biológico - tecamebas e macroinvertebrados bentônicos.

Solicitação do IBAMA: Coletar material biológico referente as tecamebas e macroinvertebrados bentônicos, nas estações de amostragens já definidas pelo EIA.

Esclarecimento ocorrido em reunião junto ao IBAMA em 09/03/2006: Primeiro item das complementações, referente ao ecossistema aquático: FURNAS indagou porque o IBAMA solicitou um estudo específico sobre tecamebas.

O IBAMA esclareceu que as tecamebas (importantes indicadores) participam da ciclagem de nutrientes e fluxo de energia, contribuindo para o conhecimento da dinâmica do ecossistema aquático em questão.

FURNAS ponderou que outros organismos, como as diatomáceas, também permitem inferências sobre as alterações físicas causadas pela transição de um ambiente aquático de lótico para lântico.

O IBAMA esclareceu que o que se está buscando conhecer é a importância dos protozoários no ambiente do rio Madeira.

Ficou acordado que, quando da campanha para coleta de bentos, será feita campanha específica para coletar protozoa, a partir da qual o IBAMA irá avaliar a necessidade ou não de complementação dos estudos de protozoários em etapa futura do licenciamento.

COMPOSIÇÃO, RIQUEZA DE ESPÉCIES E ABUNDÂNCIA DAS ASSEMBLÉIAS DE PROTOZOÁRIOS TESTÁCEOS, EM AMOSTRAS DE PLÂNCTON, NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DOS APROVEITAMENTOS HIDROELÉTRICOS JIRAU E SANTO ANTÔNIO (RIO MADEIRA – RO).

1. INTRODUÇÃO

Os termos protozoários testáceos, amebas testáceas ou tecamebas têm sido utilizados para designar um grupo de organismos essencialmente artificial, heterogêneo e amplamente polifilético de protozoários, os quais apresentam o citoplasma encerrado em uma concha ou teca (Vucetich, 1973).

Os protozoários testáceos são organismos essencialmente aquáticos e estão presentes em uma grande variedade de habitats úmidos e de água doce. Algumas vivem em lençóis freáticos e poucas ocorrem em ambientes salobros ou marinhos. Segundo Bonnet (1974), cerca de 80% das espécies viventes ocupam biótopos aquáticos associados à vegetação marginal e ao sedimento dos corpos de água.

No entanto, estudos mais recentes têm evidenciado que os protozoários testáceos são não só frequentes como muitas vezes abundantes e, ocasionalmente, dominantes em amostras de plâncton de lagos e principalmente de rios (Hynnes, 1976, Arndt, 1993, Green, 1994, Velho et al., 1999, Lansac-Tôha et al., 1999, 2005).

Neste sentido, o potamoplâncton (plâncton de rios) tem sido caracterizado pelo predomínio de organismos ticoplanctônicos (ou pseudo-planctônicos), como os protozoários testáceos, e até mesmo uma parcela considerável de espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes ciclopoídes, sendo tal padrão de composição de espécies observado para o zooplâncton de diversos ambientes lóticos (Zoppi de Roa et al., 1990; Lopes, 1993; Bonecker et al., 1996; 1997; Lansac-Tôha et al., 1999, 2004). Esse predomínio decorre do fato de que a velocidade com que os organismos se deslocam em um rio é freqüentemente muito mais elevada que sua taxa reprodutiva, o que impossibilita o estabelecimento de populações verdadeiramente planctônicas (Marzolf, 1990). Desta forma, o zooplâncton de tais ambientes é fortemente influenciado, em termos de composição, por espécies que têm como hábitat preferencial o sedimento ou a vegetação litorânea e que são carregados para a coluna de água, à medida que são “lavados” da vegetação marginal ou do sedimento pelo fluxo de corrente.

Segundo Hardoim (1997), os protozoários testáceos possuem uma série de características que as tornam interessantes nas investigações ecológicas, como i) sua elevada abundância na maioria dos ecossistemas aquáticos, ii) sua grande produção de biomassa, e iii) seu pequeno tamanho e curto tempo de geração permitem investigações sobre processos demográficos, tanto em escala espacial como temporal.

De acordo com Oliveira (1999), muitos trabalhos consideram os protozoários testáceos indicadores de condições limnológicas, com a vantagem de serem freqüentemente muito abundantes em pequenas amostras de sedimento. Neste sentido, Patterson et al. (1996) evidenciaram o potencial desses organismos como indicadores biológicos de poluição. No Brasil, no entanto, essa abordagem tem sido pouco empregada com os protozoários testáceos, estando restrita ao trabalho desenvolvido por Landa (1997), que avaliram o potencial sapróbico de diversas organismos do plâncton, entre eles, algumas espécies de protozoários testáceos.

2. OBJETIVO

O objetivo do presente relatório é apresentar os resultados da variação espacial da composição, riqueza de espécies e abundância da assembléia de protozoários testáceos, registrados em amostras de plâncton tomadas no rio Madeira e em alguns de seus principais tributários, na área de influência dos Aproveitamentos Hidrelétricos Jirau e Santo Antônio.

3. ÁREA DE ESTUDO

As amostragens do plâncton foram realizadas no período de 26 a 27 de março de 2006, em 12 pontos de amostragem, na área de influência dos AHEs Jirau e Santo Antônio, dentre as quais, seis foram tomadas na calha principal do rio Madeira e seis nos principais tributários da área de estudo: rios Abunã, São Simão, Mutumparaná e Jaciparaná (Tabela 1; Figuras 1 a 13)

Tabela 1 - Descrição dos pontos de amostragem no rio Madeira e tributários na área de influência dos Aproveitamentos Hidroelétricos de Santo Antônio e Jirau.

Pontos de amostragem	Localização
Ponto A (PA)	Rio Madeira, a montante da foz do rio Abunã
Ponto 1 (P1)	Rio Abunã
Ponto 2 (P2)	Rio Madeira, a jusante do rio Abunã
Ponto 3 (P3)	Rio São Simão
Ponto 4 (P4)	Rio Cotia, tributário do rio Mutumparaná.
Ponto 5 (P5)	Rio Mutumparaná, a montante da foz do rio Cotia
Ponto 6 (P6)	Rio Mutumparaná (Foz)
Ponto B (PB)	Rio Madeira, a montante da cachoeira do Jirau
Ponto 7 (P7)	Rio Jaciparaná (Foz)
Ponto C (PC)	Rio Madeira, a jusante do rio Jaciparaná
Ponto D (PD)	Rio Madeira, a montante da cachoeira Santo Antônio
Ponto E (PE)	Rio Madeira, a jusante da cidade de Porto Velho

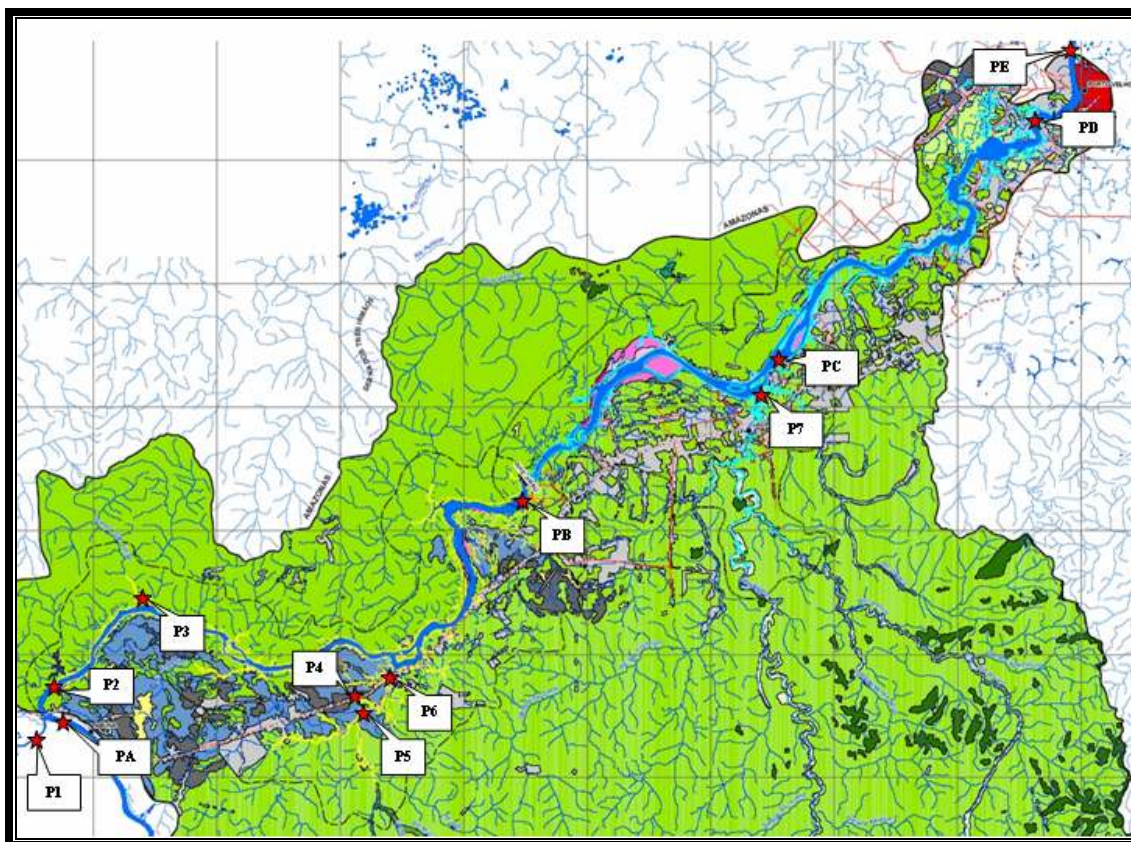


Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem no rio Madeira e tributários na área de influência dos Aproveitamentos Hidroelétricos de Jirau e Santo Antônio.



Figura 2 - Ponto de amostragem A. Rio Madeira, a montante da foz do rio Abunã.



Figura 3 - Ponto de amostragem 1. Rio Abunã.



Figura 4 - Ponto de amostragem 2. Rio Madeira, a jusante da foz do rio Abunã.



Figura 5 - Ponto de amostragem 3. Rio São Simão.



Figura 6 - Ponto de amostragem 4. Rio Cotia, tributário do rio Mutumparaná.



Figura 7 - Ponto de amostragem 5. Rio Mutumparaná, a montante da foz do rio Cotia.



Figura 8 - Ponto de amostragem 6. Foz do rio Mutumparaná.



Figura 9 - Ponto de amostragem B. Rio Madeira, a montante da cachoeira do Jirau.



Figura 10 - Ponto de amostragem 7. Rio Jaciparaná (foz).



Figura 11 - Ponto de amostragem C. Rio Madeira, a jusante do rio Jaciparaná.



Figura 12 - Ponto de amostragem D. Rio Madeira, a montante da cachoeira Santo Antônio.



Figura 13 - Ponto de amostragem E. Rio Madeira, a jusante da cidade de Porto Velho.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Amostragem

As amostragens dos protozoários testáceos foram realizadas à sub-superfície da região central dos ambientes, com auxílio de uma moto-bomba, tendo sido filtrados 1000 litros de água, por amostra, em uma rede de plâncton de 68 μm de abertura de malha (Figura 14), com exceção dos pontos PA e P2, onde foram coletados apenas 300 litros, devido à grande quantidade de material em suspensão na coluna de água. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.



Figura 14 - Amostragem dos protozoários testáceos no plâncton da área de estudo, destacando o processo de filtração da água na rede de plâncton, com auxílio de mangueira e sucção da moto-bomba.

4.2 Análise em Laboratório

Previamente às contagens, os protozoários testáceos foram corados com Rosa de Bengala, a fim de aprimorar a sua visualização nas amostras. As amostras tomadas nos tributários, caracterizadas pela reduzida quantidade de sedimento, foram contadas na íntegra. Por outro lado, as amostras obtidas no rio Madeira, com grande quantidade de sedimento, foram concentradas em um volume de 75 mL, e as contagens realizadas a partir de três sub-amostras (7,5 mL) tomadas com pipeta do tipo Stempel.

A contagem dos protozoários testáceos nas amostras foi realizada em câmaras de Sedgwick-Rafter, sob microscópio ótico. Foram quantificados apenas os indivíduos com protoplasma, supondo-se que apenas estes estavam vivos durante as amostragens. Os resultados de densidade foram expressos em indivíduos por m^3 ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-3}$).

Visto que o método de sub-amostragem não é eficiente para fornecer resultados de riqueza de espécies (apesar de fornecer uma boa estimativa da abundância total, as espécies pouco abundantes podem não ocorrer nas sub-amostras), nas amostras do rio Madeira, após as

contagens das três sub-amostras, procedeu-se uma análise qualitativa da amostra. Em cada amostra, sub-amostras foram analisadas até que nenhuma nova espécie fosse encontrada. Como riqueza de espécies, considerou-se o número de espécies presentes em cada amostra.

4.3 Análise dos Dados

A diversidade específica (H') das assembléias de protozoários testáceos, no plâncton de cada um dos pontos de amostragem, foi estimada através do índice de Shannon-Wiener (Pielou, 1975), o qual é descrito pela expressão $-\sum (ni/N) \times \log_2 (ni/N)$, onde ni é o número de indivíduos na i -ésima espécie e N , o número total de indivíduos. A equitabilidade (E) (Pielou, 1966), componente da diversidade que representa a uniformidade na abundância das espécies capturadas, foi obtida através da expressão $H'/Hmáx$, onde $Hmáx$ é a diversidade sob condição máxima de uniformidade.

Com o objetivo de sintetizar os resultados de ocorrência e abundância das espécies de protozoários testáceos, nos diferentes pontos de amostragem, foi realizada uma Análise de Correspondência com Remoção do Efeito do Arco ("Detrended Correspondence Analysis" - DCA) (Jongman et al., 1995), sendo os valores da abundância previamente $\log_{10}(x+1)$ transformados. A significância dessa distribuição das espécies foi avaliada através de uma análise de variância (ANOVA uni-fatorial) (Sokal & Rohlf, 1981), utilizando os escores dos dois primeiros eixos da DCA (DCA 1 e DCA 2). Esses escores foram considerados como fatores dependentes e os pontos de amostragem, agrupados nas categorias rio e tributário, como fatores independentes.

Com o objetivo de investigar se as médias da riqueza, abundância, equitabilidade e diversidade específica das assembléias de protozoários testáceos também variaram significativamente, ao longo dos pontos de amostragem, foi realizada outra ANOVA uni-fatorial, sendo os resultados desses atributos da comunidade considerados como fatores dependentes e os tipos de ambiente (rio e tributário), como fatores independentes. Essa categorização em tipos de ambientes deveu-se ao fato das diferenças marcantes na carga transportada pelo rio Madeira (elevada quantidade de sedimento) e seus tributários (de águas transparentes, com menor carga sedimentar),

Os pressupostos da ANOVA, normalidade e homocedasticidade, foram previamente testados. A homocedasticidade das variâncias foi avaliada através do Teste de Levene, sendo as variâncias consideradas homogêneas quando a probabilidade foi maior que 0,05 (Sokal & Rohlf, 1991). Os resultados da ANOVA foram considerados significativos quando a probabilidade foi menor que 0,05.

As análises foram realizadas com auxílio do pacote estatístico Statistica 6.0[®] (Statsoft Inc., 2001).

5 RESULTADOS

5.1 Composição

Nas amostras de plâncton, relativas às coletas realizadas nos dias 26 e 27 de março de 2006, na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau, foi registrada a ocorrência de 34 táxons de protozoários testáceos, distribuídos em 7 famílias, sendo Arcellidae a mais especiosa (14 espécies), seguida por Centropyxidae e Diffugiidae (6 espécies, cada) (Tabela 2; Figura 15). Essas famílias constituem, via de regra, as mais importantes em ambientes aquáticos continentais brasileiros, sejam em ambientes lóticos ou lênticos, sejam em amostras de plâncton, sedimento ou de fauna associada à vegetação aquática (Velho et al. 1999; Lansac-Tôha et al., 2000a e 2001).

Tabela 2 - Inventário faunístico dos protozoários testáceos registrados nas amostras do plâncton em diferentes pontos de amostragem na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

	PA	P1	P2	P3	P4	P5	P6	PB	P7	PC	PD	PE
Arcellidae												
<i>Arcella catinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>A. conica</i>	0	0	33	3	0	0	3	0	1	0	10	10
<i>A. crenulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>A. cf. crenulata</i>	0	4	0	19	20	5	16	0	2	0	0	0
<i>A. discoides</i>	10	1	0	5	1	6	4	20	1	1	20	20
<i>A. gibbosa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>A. hemisphaerica</i>	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>A. marginata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. megastoma</i>	10	3	67	7	9	18	9	0	3	20	40	1
<i>A. nordestina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>A. vulgaris</i>	0	0	0	0	0	2	0	10	0	0	0	10
<i>A. v. undulata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>A. rota</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Arcella</i> sp1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
Centropxyidae												
<i>Centropyxis aculeata</i>	1	2	67	4	3	13	10	60	5	20	50	30
<i>C. constricta</i>	0	0	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. discoides</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>C. ecornis</i>	1	2	33	1	0	2	0	10	1	40	60	50
<i>C. hirsuta</i>	10	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>C. marsupiformis</i>	0	1	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0
Diffugiidae												
<i>Cucurbitella mespiliformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
<i>C. dentata crucilobata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
<i>Diffugia corona</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	10	0
<i>D. c. tuberculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>D. lobostoma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
<i>D. oblonga</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10
Trigonopyxidae												
<i>Cyclopyxis impressa</i>	0	2	0	0	0	1	2	0	1	20	0	0
<i>C. kahli</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	10	50	0
Hyalospheniidae												
<i>Heleopera cf. petricola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Nebela</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Lesquereusiidae												
<i>Lesquereusia mimetica</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>L. modesta</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>L. spiralis</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
Plagiopyxidae												
<i>Plagiopyxis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	10
Total	32	15	234	41	41	55	53	103	15	124	264	151

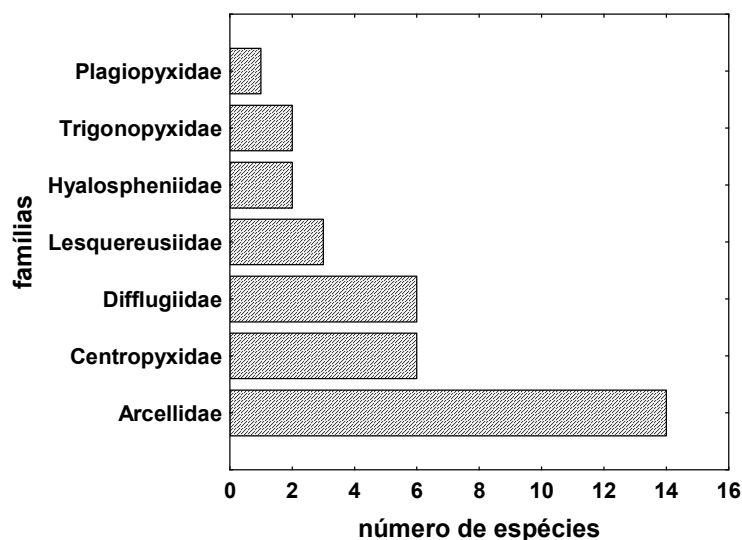


Figura 15 - Número de espécies registrado nas diferentes famílias de protozoários testáceos, em amostras de plâncton, nos diferentes pontos de amostragem na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

5.2 Riqueza de Espécies

Em relação à riqueza de espécies, considerado aqui o número de espécies registradas por amostra, os valores variaram de 5 a 14 espécies. Resultados similares foram encontrados por Bonecker et al. (1996) no rio Doce (de 6 a 21 espécies), e por Souza (2004) na bacia do rio Araguari (de 1 a 19 espécies), ambos no Estado de Minas Gerais. Por outro lado, esses resultados foram bem inferiores aos registrados em estudos realizados em grandes rios, como aqueles desenvolvidos por Velho et al. (2004), na bacia do rio Paraná (de 9 a 50 espécies), Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná, e Silva-Neto (2001), no rio Cuiabá (de 53 a 76 espécies), Estado do Mato Grosso. Deve-se considerar que esses dois últimos rios apresentam extensas áreas de planícies de inundação associadas, e os ambientes presentes nesses ecossistemas contribuem sobremaneira para o incremento da biodiversidade.

O predomínio de espécies de tecamebas no plâncton de ambientes lóticos está relacionado com a velocidade de corrente nesses ambientes, que, por sua vez, propiciam o carreamento dos organismos do sedimento, bem como da vegetação marginal, para a coluna de água. Nesse sentido, Velho et al. (2004 a) observaram um maior número de espécies de tecamebas nos ambientes lóticos da planície de inundação do alto rio Paraná.

Os resultados obtidos evidenciam um maior número de espécies em um tributário, o rio Mutumparaná (pontos P5 – 11 espécies e P6 – 14 espécies), além de um ponto de amostragem no rio Madeira, localizado a montante da cachoeira Santo Antônio (ponto PD – 14 espécies) (Figura 16). Nesses locais foi registrado, ainda, um maior número de famílias de testáceos. Por outro lado, os menores valores de riqueza de espécie foram constatados nos pontos mais a montante do rio Madeira (pontos PA – 5 espécies e P2 – 6 espécies). Além destes dois pontos, baixos valores deste atributo foram também observados nos demais tributários (pontos P1, P3, P4 e P7), além de um ponto no rio Madeira, localizado a montante da cachoeira de Jirau (ponto PB) (Figura 16).

Assim como o constatado para toda a área de estudo, Arcellidae e Centropyxidae foram, em geral, as famílias mais diversas nos diferentes pontos de amostragem, sendo as únicas famílias registradas em todos os pontos de amostragem, chegando a ocorrer exclusivamente em três deles, nos pontos mais a montante do rio Madeira (pontos PA e P2) e no rio São Simão (ponto P3) (Figura 16).

A ANOVA, aplicada para testar diferenças entre a riqueza de espécies registrada nos dois tipos de ambientes (tributários e rio Madeira), não apontou diferenças significativas ($F_{(1,10)} = 0,215$; $p = 0,6527$), embora os resultados tenham sugerido uma tendência de ocorrer um maior número médio de espécies nos tributários. Nesse sentido, os resultados da ANOVA sugerem que a riqueza de espécies apresentou uma maior variância entre os pontos de amostragem nos tributários e no rio do que entre os tipos de ambientes categorizados.

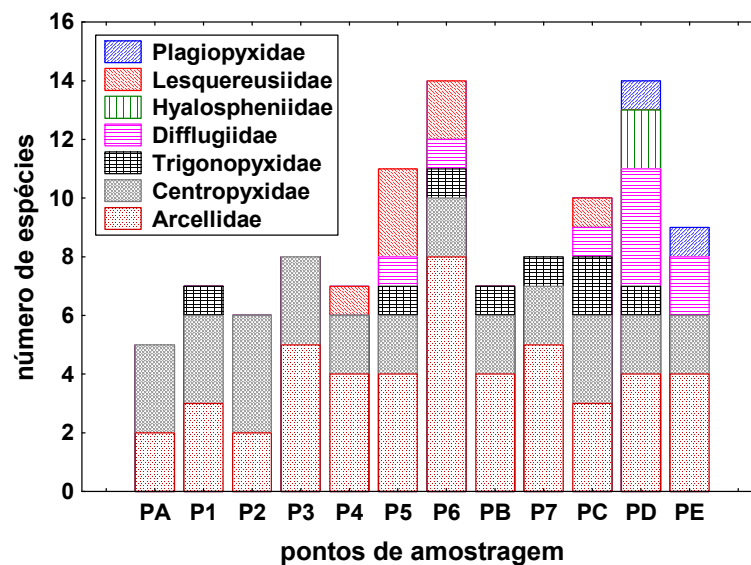


Figura 16 - Número de espécies de protozoários testáceo registrado, por família, em amostras de plâncton, nos diferentes pontos de amostragem na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

5.3 Abundância

Os resultados de abundância dos protozoários testáceos mostraram valores variando entre 15 e 264 ind.m⁻³ (Figura 17). Esses resultados foram inferiores aos que têm sido observados em outros estudos. Velho et al. (1999), estudando as tecamebas do plâncton na planície de inundação do alto rio Paraná, constaram uma variação entre 116 e 204.000 ind.m⁻³, sendo, no entanto, os menores valores registrados nos rios. Além disso, Souza (2004) encontrou densidades de tecamebas variando entre 15 e 87.000 ind.m⁻³ em estudos sobre o plâncton da bacia do rio Araguari. Em reservatórios, Velho et al. (2004 b) registrou variações de densidade de tecameba entre 4 e 2.484 ind.m⁻³, sendo as maiores abundâncias observadas nos reservatórios com características lóticicas. Lansac-Tôha et al. (1999), estudando o zooplâncton da área de influência do reservatório de Corumbá, constatarem o predomínio dos protozoários testáceos em todos os pontos de amostragem na fase pré represamento e nos pontos de amostragem com características lóticicas na fase pós-represamento. Esses resultados

evidenciam a relevância dos estudos desses protozoários no potamoplâncton (plâncton de ambientes lóticos).

Ao contrário da riqueza de espécies, o maior número de indivíduos foi constatado, em geral, no rio Madeira, com maiores valores observados nos pontos localizados a montante da cachoeira de Santo Antônio (pontos PD – 264 ind.m⁻³) e a jusante do rio Abunã (ponto P2 - 234 ind.m⁻³) (Figura 17). Por outro lado, menores valores desse atributo foram registrados, em geral, nos tributários, principalmente no rio Abunã (P1 – 15 ind.m⁻³) e rio Jaciparaná (ponto P7 - 15 ind.m⁻³). Os resultados da ANOVA mostraram, ainda, que a abundância dos protozoários testáceos nos pontos de amostragem no rio Madeira foi significativamente diferente da abundância desses organismos nos tributários (Figura 18).

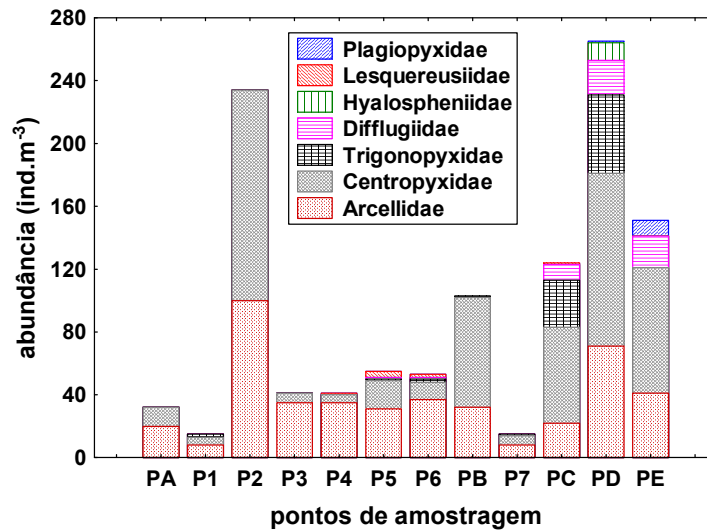


Figura 17 - Abundância de protozoários testáceo registrado, por família, em amostras de plâncton, nos diferentes pontos de amostragem na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

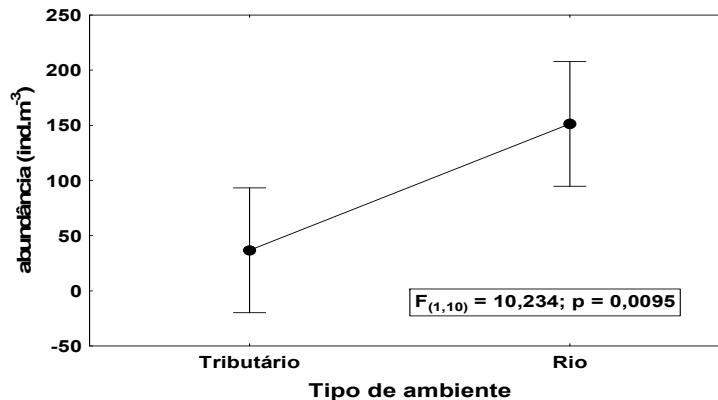


Figura 18 - Variação significativa da abundância dos protozoários testáceo, em amostras de plâncton, de acordo com os resultados da ANOVA, nos diferentes ambientes (tributário e rio) na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006 (símbolo = média; barras = variância).

Nos pontos do rio Madeira onde foram registradas as maiores abundâncias também foi constatada a contribuição de um maior número de famílias para a abundância dos testáceos (Figura 17).

Considerando as famílias mais abundantes, Arcellidae e Centropyxidae se destacaram numericamente em toda a área estudada, além de representar exclusivamente os protozoários testáceos nos pontos de amostragem PA, P2 e P3 (Figura 17). Segundo Lansac-Tôha et al. (2004 a), essas duas famílias, juntamente com Difflogiidae, representam, em média, 95% da abundância total de tecamebas na planície de inundação do alto rio Paraná. Os tipos morfológicos dessas famílias são típicos de ambientes como grande disponibilidade hídrica.

Dentre as espécies registradas, em toda área de estudo, *Centropyxis aculeata* (265 ind.m⁻³), *C. ecornis* (200 ind.m⁻³), *Arcella megastoma* (187 ind.m⁻³), *A. discoides* (89 ind.m⁻³), *A. cf. crenulata* (66 ind.m⁻³), *Cyclopyxis impressa* (60 ind.m⁻³), *A. conica* (60 ind.m⁻³) foram as espécies mais abundantes, e *A. catinus*, *A. crenulata*, *A. marginata*, *A. nordestina*, *A. vulgaris undulata*, *A. rota*, *C. discoides*, *Difflogia corona tuberculata*, e *Heleopera cf. petricola* ocorreram em apenas um dos pontos de amostragem com 1 ind.m⁻³, cada, sendo assim consideradas, nesse estudo, como raras (Tabela 2).

5.4 Diversidade Específica

Os resultados da diversidade específica da assembléia de protozoários testáceos evidenciaram uma forte influência da riqueza de espécies sobre essa diversidade, tendo em vista que os maiores valores deste atributo foram também registrados no rio Mutumparaná (pontos P5 e P6) e no rio Madeira a montante da cachoeira de Santo Antônio (ponto PD) (Figura 19). Além disso, da mesma forma que o constatado, em geral, para a riqueza, os menores valores de diversidade específica foram observados nos pontos mais a montante do rio Madeira (pontos PA e P2), nos tributários rio São Simão e Cotia (pontos P3 e P4), além do ponto no rio Madeira, localizado a montante da cachoeira de Jirau (ponto PB) (Figura 19). Os mais baixos valores de diversidade específica registrados nos pontos PA e PB foram influenciados, além dos baixos valores de riqueza, pelos reduzidos valores de equitabilidade. Esse último atributo da assembléia apresentou altos valores nos pontos P7 (tributário) e PE (rio Madeira) (Figura 20).

Os resultados da ANOVA não mostraram diferenças significativas de diversidade específica da assembléia entre os tipos de ambientes (tributário e rio) ($F_{(1,10)} = 1,025$; $p = 0,335$); no entanto, constatou-se uma tendência de maiores valores médios nos tributários.

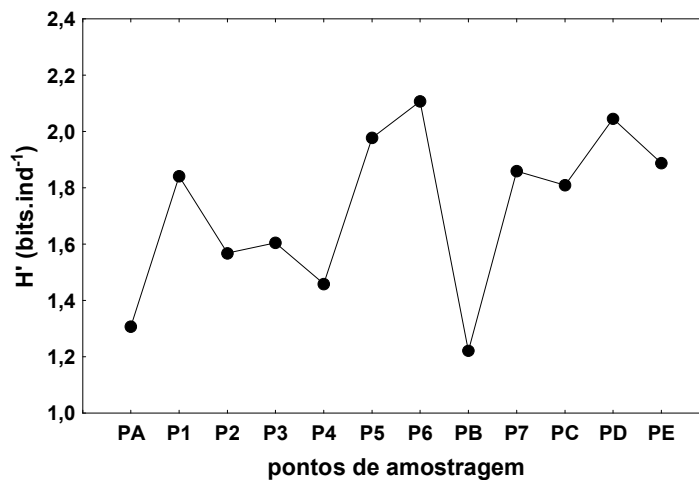


Figura 19 - Diversidade específica da assembléia de protozoários testáceo, em amostras de plâncton, verificada nos diferentes pontos de amostragem na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

Os resultados de diversidade específica da assembléia de protozoários testáceos estiveram relacionados com os padrões de variação espacial da riqueza de espécies e da equitabilidade. Assim como a diversidade específica, elevados valores de riqueza de espécies foram verificados nos pontos de amostragem P5, P6 (tributários), PC, PD e PE (rio Madeira). Nesse último ponto de amostragem também foram constatados expressivos valores de equitabilidade. Esse atributo da assembléia apresentou, ainda, altos valores nos pontos de amostragem P7 (tributário) e PE (rio Madeira) (Figura 20).

Os resultados da ANOVA também não mostraram diferenças significativas da equitabilidade entre os tipos de ambientes (tributário e rio) ($F_{(1,10)} = 0,598$; $p = 0,457$), embora tenham indicado maiores valores médios nos tributários. Esses resultados evidenciam que os valores desse atributo, bem como os da diversidade específica, apresentaram uma maior variância entre os pontos de amostragem nos tributários e no rio, do que entre os tipos de ambientes categorizados.

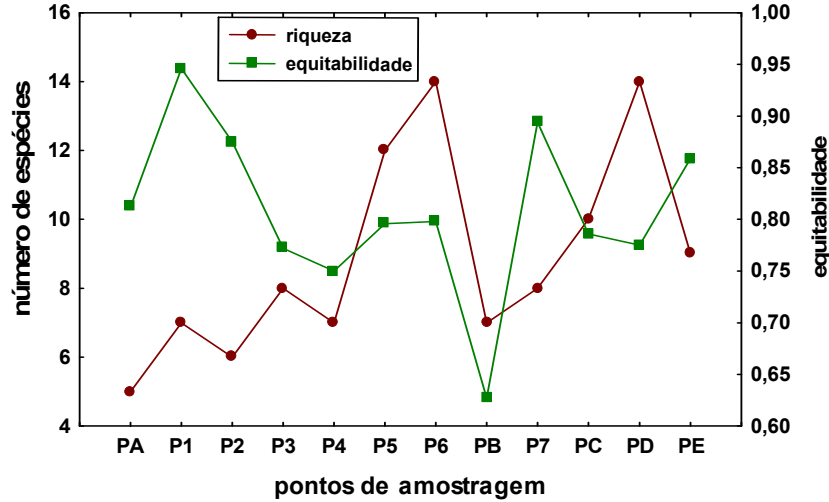


Figura 20 - Riqueza (número de espécies) e equitabilidade da assembléia de protozoários testáceo, em amostras de plâncton, verificadas nos diferentes pontos de amostragem na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

5.5 Distribuição Espacial das Espécies e Caracterização do Ambiente

A ocorrência e a abundância das 34 espécies de protozoários testáceos, nas amostras do plâncton, indicaram, através da DCA, um padrão de caracterização dos tipos de ambientes, tendo em vista que, analisando o primeiro eixo da análise (DCA 1), observou-se a formação de dois grupos distintos: pontos de amostragem dos tributários e pontos de amostragem do rio Madeira (Figura 21).

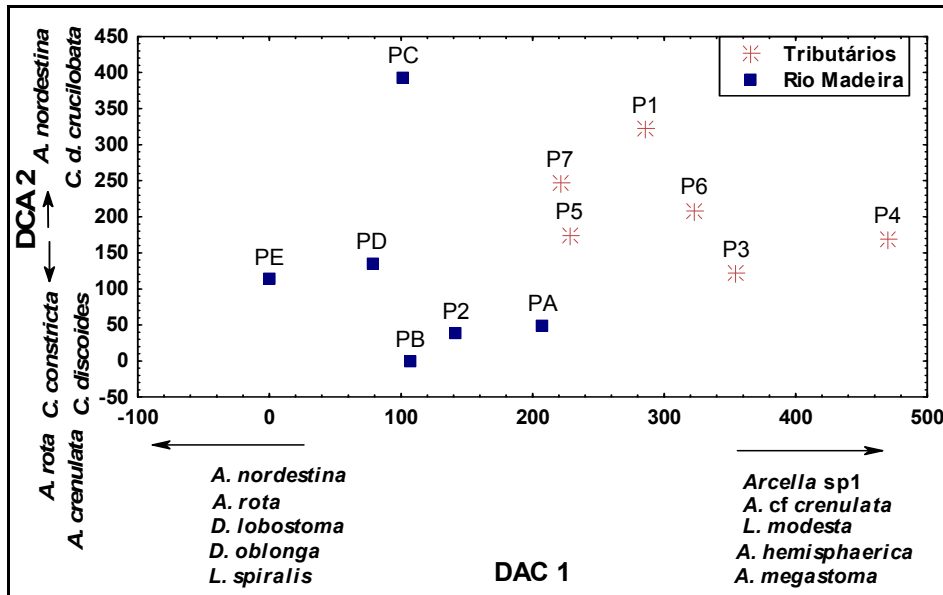


Figura 21 - Distribuição dos escores da DCA (DCA 1 e DCA 2) considerando os diferentes pontos de amostragem, e as principais espécies de protozoários testáceos descritoras dos ambientes, em amostras do plâncton, na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006.

Esses resultados sugerem que a fauna dos tributários pode ser considerada distinta do rio Madeira, como verificado para *Arcella* sp1, que ocorreu apenas em um dos tributários (ponto P4), bem como *Lesquereusia mimetica* (ponto P5), e *A. gibbosa* que ocorreram em dois tributários (pontos P6 e P7). Por outro lado, *Centropyxis hirsuta* ocorreu com maior número de indivíduos no rio Madeira (ponto PA), além de *A. nordestina* e *Cucurbitella dentata crucilobata* que ocorreram apenas nesse ambiente (ponto PC) (Tabela 2 e Figura 21).

A ANOVA evidenciou a distinção dos dois grupos faunísticos apresentados pela DCA, tendo em vista que os escores do principal eixo da análise (DCA 1) variaram significativamente entre os tipos de ambientes amostrados (tributários e rios) (Figura 22). Esses resultados sugerem que a fauna presente em cada tipo de ambiente foi mais distinta entre os mesmos do que entre os pontos de amostragem em cada um deles.

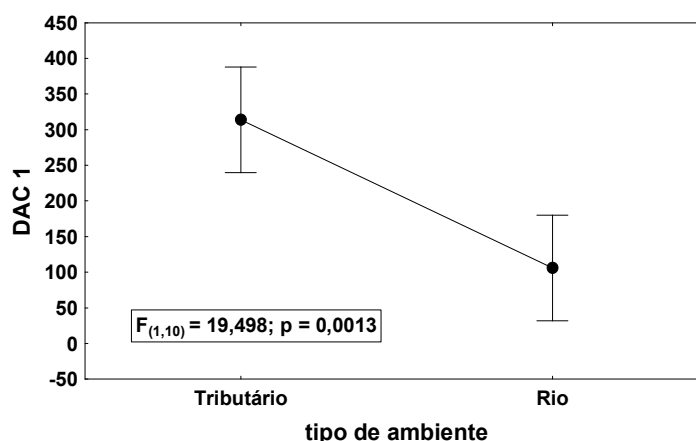


Figura 22 - Variação significativa da distribuição das espécies de protozoários testáceo, em amostras de plâncton, de acordo com os resultados da ANOVA e da DCA, nos diferentes ambientes (tributário e rio) na área de influência dos AHEs Santo Antônio e Jirau em março de 2006 (símbolo = média; barras = variância).

Por outro lado, o padrão de distribuição das espécies e dos pontos de amostragem apontado pelo segundo eixo da análise (DCA 2) não apresentou variação significativa ($F_{(1,10)} = 1,7332$; $p = 0,2137$), tendo em vista que não foi evidenciado nenhum padrão de variação espacial da ocorrência e abundância das espécies de protozoários testáceos (Figura 22).

5.6 Comentários sobre as Espécies

Nesta seção são apresentados comentários sobre a ocorrência, abundância e distribuição das diferentes espécies registradas. Considerando que este relatório constitui o primeiro levantamento sobre as tecamebas no Estado de Rondônia, as espécies identificadas representam o primeiro registro das mesmas para este Estado.

Arcella catinus Pénard, 1890 (Figura 23).

Esta espécie ocorreu em baixa frequência e abundância na área de estudo, sendo registrado apenas um indivíduo em um ponto de amostragem do rio Madeira (Tabela 1). No Brasil esta espécie também tem sido registrada esporadicamente, apenas em amostras de plâncton, e sempre em reduzidas densidades. Registros desta espécie foram feitos no rio Grande e

reservatório de Volta Grande (Rolla et. al., 1990, 1992), no Estado de Minas Gerais; rio Cuiabá (Silva-Neto, 2001); e na planície de inundação do alto rio Paraná (Lansac-Tôha et al, 2004). Este registro representa o primeiro para a região Norte do Brasil.



Figura 23 – *Arcella catinus*, vista lateral.

Arcella conica (Playfair, 1917) (Figura 24).

Esta espécie apresentou maior frequência de ocorrência, sendo registrada em seis dos 12 pontos de amostragem, ocorrendo principalmente na calha principal do rio Madeira (Tabela 1), no entanto, em baixas densidades. De acordo com Lansac-Tôha et al. (2000a), esta espécie apresenta ampla distribuição no Brasil, ocorrendo com elevada frequência em amostras de plâncton, sedimento e associada à vegetação aquática. Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).

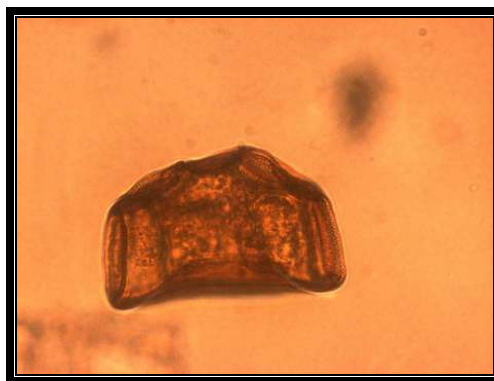


Figura 24 - *Arcella conica*, vista lateral.

Arcella crenulata Deflandre, 1928.

Ocorreu em baixa frequência e abundância na área de estudo, sendo registrada apenas no rio Madeira, a montante da cachoeira do Jirau (Tabela 1). Esta espécie tem sido registrada em várias regiões do país principalmente em amostras de plâncton e de esfagno (Lansac-Tôha et al., 2000a). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo). (Não foi apresentada imagem pois o exemplar foi danificado durante a análise).

Arcella cf. crenulata ? (Figura 25).

Os indivíduos desta espécie, embora apresentem teca do tipo vulgaris e pseudostoma crenulado, diferem de *A. crenulata* por apresentarem ondulações marcantes na teca. Considerando a escassez de estudos sobre os testáceos na região Norte e a provável ocorrência de espécies novas para a Ciência nesta região, estudos mais detalhados se fazem necessários para o correto enquadramento taxonômico desta espécie. Ela apresentou alta frequência de ocorrência, sendo uma das mais abundantes espécies na área de estudo, especialmente nos tributários.

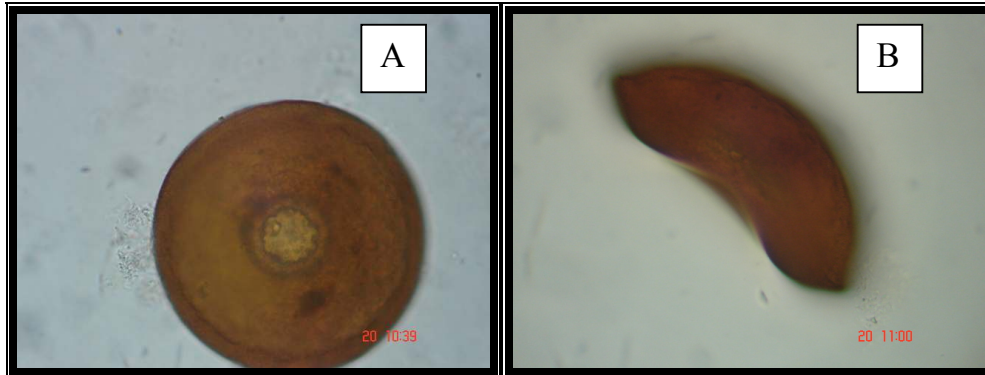


Figura 25 - *Arcella cf. crenulata* ?. A) vista ventral e B) vista lateral

Arcella discoides Ehrenberg, 1843 (Figura 26)

Esta espécie foi uma das mais frequentes e abundantes na área de estudo, não ocorrendo apenas em um ponto de amostragem, no rio Madeira. As maiores abundâncias foram registradas nos pontos localizadas na calha principal do rio Madeira (Figura 1). Esta espécie é amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em amostras de plâncton, sedimento e vegetação marginal (Lansac-Tôha et al., 2000a). Na região Norte foi encontrada em amostras de sedimento e macrófitas do sistema Rio Negro, no Estado do Amazonas (Walker, 1978) e em amostras de plâncton do reservatório de Curuá-Una, no Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).

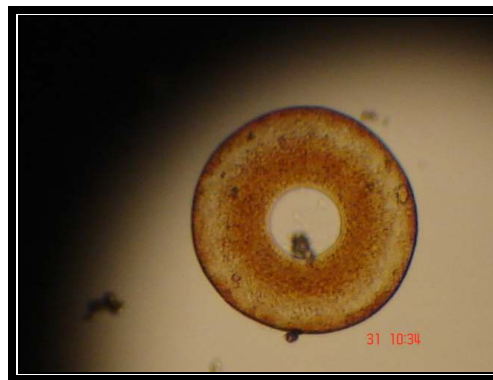


Figura 26 - *Arcella discoides*, vista ventral.

Arcella gibbosa Pénard, 1890 (Figura 27).

Ocorreu apenas em dois tributários, em baixa abundância (Tabela 1). No Brasil, esta espécie é frequentemente registrada em amostras de plâncton e vegetação marginal (Lansac-Tôha et al., 2000a). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 27 - *Arcella gibbosa*, vista lateral

Arcella hemisphaerica Perty, 1852 (Figura 28).

Espécie rara, ocorrendo apenas em duas estações localizadas em tributários, com reduzidas densidades (Tabela 1). No Brasil, foi registrada anteriormente em amostras de plâncton e macrófitas aquáticas no Estado do Mato Grosso (Green, 1975; Hardoin e Heckman, 1996; Hardoin, 1997; Missawa, 2000; Silva-Neto, 2001); em amostras de plâncton do Estado do Mato Grosso do Sul (Lansac-Tôha et al., 2004a, b), Estado de Goiás (Lansac-Tôha et al., 1999, 2000b); Estado de Minas Gerais (Dabés, 1995; Souza, 2004) e Estado de São Paulo (Gomes, 1991; Fulone et al., 2005).

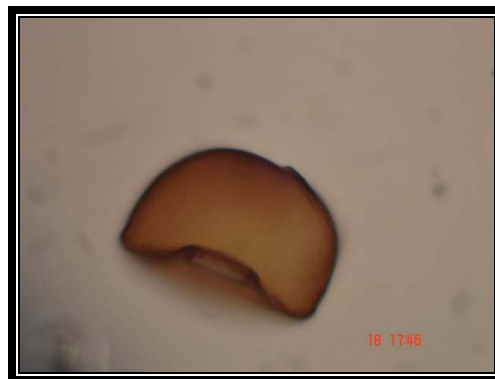


Figura 28 - *Arcella hemisphaerica*, vista lateral.

Arcella marginata Daday, 1905 (Figura 29).

Espécie rara sendo registrado apenas um indivíduo, em um tributário, o rio Mutumparaná (Tabela 1). Devido ao fato de ter sido registrado apenas um único indivíduo, para a identificação precisa desta espécie seriam necessários um número maior de exemplares. Caso

estudos mais detalhados confirmem a espécie como sendo *A. marginata*, este registro representaria a primeira ocorrência para o Brasil.

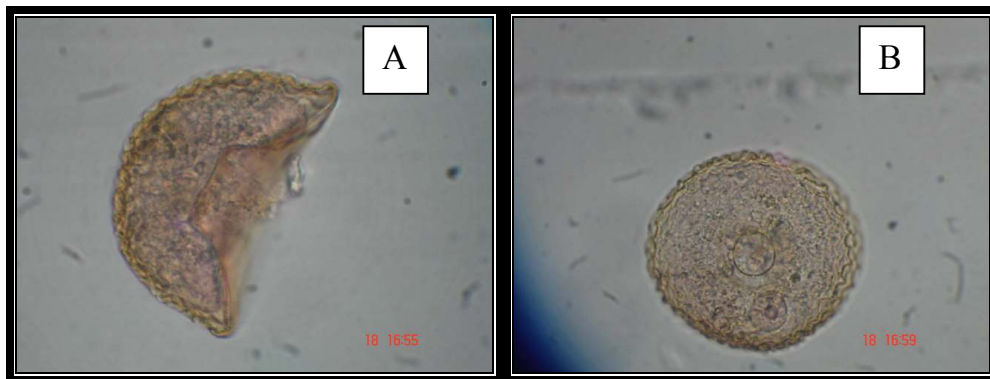


Figura 29 - *Arcella marginata*, A) vista lateral e B) vista ventral.

Arcella megastoma Pénard, 1902 (Figura 30).

Esta espécie foi uma das mais frequentes e abundantes na área de estudo, não ocorrendo apenas em um ponto de amostragem, no rio Madeira. As maiores abundâncias foram, em geral, registradas nos pontos localizadas na calha principal do rio Madeira (Figura 1). Esta espécie é amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em amostras de plâncton, sedimento e vegetação marginal (Lansac-Tôha et al., 2000a). Na região Norte foi encontrada em amostras de sedimento e macrófitas do sistema Rio Negro, no Estado do Amazonas (Walker, 1978) e em amostras de plâncton do reservatório de Curuá-Uma, no Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).

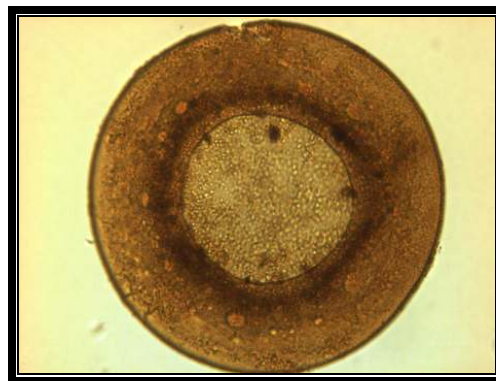


Figura 30 - *Arcella megastoma*, vista ventral.

Arcella nordestina Vucetich, 1973 (Figura 31).

Na área de estudo, foi registrado apenas um exemplar desta espécie em uma única amostra do rio Madeira (Tabela 1). No Brasil, registros anteriores foram feitos apenas em amostras de vegetação marginal, no Estado do Rio Grande do Sul (Torres e Jebram, 1994) e em amostras de plâncton da planície de inundação do alto rio Paraná, Estado do Mato Grosso do Sul (Lansac-Tôha et al., 2004b). Representa o primeiro registro para a região Norte do País.



Figura 31 - *Arcella nordestina*, vista lateral.

Arcella vulgaris Ehrenberg, 1830 (Figura 32).

Esta espécie ocorreu em três pontos de amostragem, incluindo amostra de tributários e do rio principal, com maiores densidades neste último ambiente (Tabela 1). Segundo Lansac-Tôha et al. (2000a), *A. vulgaris* é a espécie de Arcellidae com maior número de registros no Brasil. Representa a segunda ocorrência para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 32 - *Arcella vulgaris*, vista lateral.

Arcella vulgaris f. *undulata* Deflandre, 1928 (Figura 33).

Foi registrado apenas um exemplar desta espécie na foz do rio Mutumparaná (Tabela 1). Os registros anteriores no Brasil foram feitos apenas em amostras de plâncton da planície de inundação do alto rio Paraná, Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná (Lansac-Tôha et al. 2004b), reservatório de Corumbá e tributários, Estado de Goiás (Lansac-Tôha et al. 2000a) e bacia do rio Araguari, Estado de Minas Gerais (Souza, 2004). Representa a segunda ocorrência para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 33 - *Arcella vulgaris* f. *undulata*, vista lateral

Arcella rota Daday, 1905 (Figura 34).

Foi uma espécie rara na área de estudo, ocorrendo apenas um exemplar em uma estação do rio Madeira (Tabela 1). Registros anteriores no Brasil foram feitos para amostras de plâncton nos Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná (Lansac-Tôha et al. 2004b), Mato Grosso (Silva-Neto, 2001) e Minas Gerais (Dabés, 1995), e em amostras de vegetação marginal, no Estado do Mato Grosso (Hardoin, 1997). Representa o primeiro registro para a região norte do País.

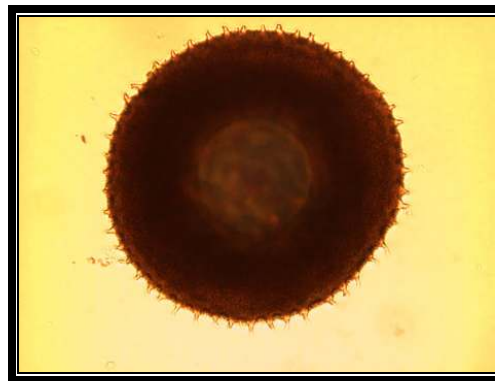


Figura 34 - *Arcella rota*, vista ventral.

Arcella sp. (Figura 35).

Foi uma espécie pouco frequente, sendo registrada apenas no rio Cotia, em reduzida densidade (Tabela 1). Para a identificação precisa destes exemplares são necessários estudos taxonômicos mais detalhados, visto que suas características morfológicas e morfométricas não correspondem a nenhuma espécie de arcelídeo descrita até o momento.



Figura 35 - *Arcella* sp., vista lateral.

Centropyxis aculeata (Ehrenberg, 1838) (Figura 36).

Esta espécie foi a mais freqüente e abundante na área de estudo, com as maiores densidades sendo registradas no rio Madeira (Tabela 1). Dentre as espécies de tecamebas registradas no Brasil, *C. aculeata* é a que apresenta a mais ampla distribuição, ocorrendo em grandes densidades em amostras de plâncton, sedimento e vegetação (Velho et al. 2000). Representa a segunda ocorrência para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 36 - *Centropyxis aculeata*, vista ventral.

Centropyxis constricta (Ehrenberg, 1841) (Figura 37).

C. constricta ocorreu apenas em um ponto do rio Madeira, a montante do rio São Simão, com densidades relativamente altas (Tabela 1). Segundo Velho et al. (2000) esta espécie apresenta ampla distribuição no Brasil, ocorrendo em amostras de plâncton, vegetação marginal, sedimento e esfagno, ocorrendo inclusive em sedimento de ambientes costeiros/estuarinos. Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 37 - *Centropyxis constricta*, vista lateral.

Centropyxis discoides (Pénard, 1890) (Figura 38).

Esta espécie também ocorreu apenas no rio Madeira, a montante do rio São Simão, porém representada por um único indivíduo. A exemplo da espécie anterior, apresenta também ampla distribuição, sendo registrada em todos os tipos de habitats de água doce e salobros (Velho et al., 2000). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 38 - *Centropyxis discoides*, vista ventral.

Centropyxis ecornis (Ehrenberg, 1841) (Figura 39).

Foi uma espécie amplamente distribuída na área de estudo, e uma das mais abundantes, no entanto com maiores densidades na calha principal do rio Madeira (Tabela 1). No Brasil, é também uma espécie freqüente e abundante em outras regiões (Velho et al., 2000) e, juntamente com *C. aculeata*, é uma das espécies mais comuns no plâncton de ambientes lóticos. Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 39 - *Centropyxis ecornis*, vista ventral.

Centropyxis hirsuta Deflandre, 1929 (Figura 40).

Ocorreu em apenas quatro pontos de amostragens, sendo dois no rio Madeira e dois em tributários, sempre em baixas densidades (Tabela 1). Apresenta ampla distribuição no Brasil, sendo registrada especialmente em amostras de plâncton (Velho et al., 2000). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 40 - *Centropyxis hirsuta*, vista ventral.

Centropyxis marsupiformis (Wallich, 1864) (Figura 41).

Ocorreu apenas em três tributários amostrados, sempre em reduzidas densidades (Tabela 1). No Brasil, é uma espécie amplamente distribuída, ocorrendo, no entanto, sempre em baixas densidades em todos os tipos de habitats, com exceção dos ambientes costeiros/estuarinos, onde são mais representativos. Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 41 - *Centropyxis marsupiformis*, vista lateral.

Cyclopyxis impressa (Daday, 1905) (Figura 42).

Esta espécie ocorreu em cinco pontos de amostragem, dos quais quatro estavam localizados em tributários. No entanto, o maior valor de abundância ocorreu na amostra tomada no rio Madeira (Tabela 1). É também uma espécie amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo especialmente em amostras de plâncton (Velho et al., 2000). Representa o primeiro registro para a região Norte do País.

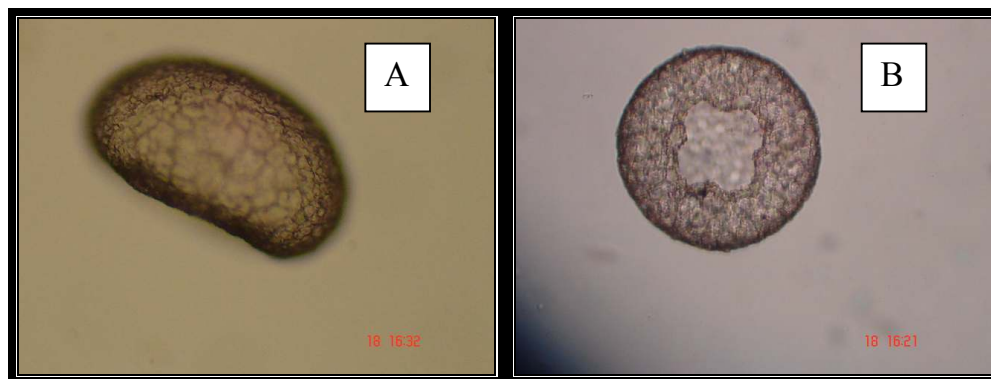


Figura 42 - *Cyclopyxis impressa*. A) vista lateral e B) vista ventral.

Cyclopyxis kahli (Deflandre, 1929) (Figura 43).

Esta espécie foi registrada apenas em três pontos de amostragem localizados no rio Madeira, com maiores densidades a montante da cachoeira de Santo Antônio. No Brasil esta espécie foi registrada apenas em amostras de plâncton, nos Estados de Mato Grosso (Green, 1975; Silva-Neto, 2001), Paraná e Mato Grosso do Sul (Lansac-Tôha et al. 2004b), Minas Gerais (Bonecker et al., 1996), São Paulo (Fulone et al, 2005) e Goiás (Lansac-Tôha et al. 1999). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 43 - *Cyclopyxis kahli*, vista lateral.

Cucurbitella dentata f. *crucilobata* Gauthier-Lièvre e Thomas, 1958 (Figura 44).

Espécie rara na área de estudo, tendo sido registrada apenas em uma estação do rio Madeira, a jusante do rio Jaciparaná (Tabela 1). As espécies do gênero *Cucurbitella* têm sido pouco registradas em nosso país, possivelmente por falta de especialistas, o que faz com que elas sejam frequentemente confundidas com espécies do gênero *Diffugia*. *C. dentata* f. *crucilobata* foi registrada apenas na planície de inundação do alto rio Paraná, em amostras de plâncton, em baixa frequência e abundância (Lansac-Tôha et al. 2004a), representando este o segundo registro deste táxon para o Brasil.

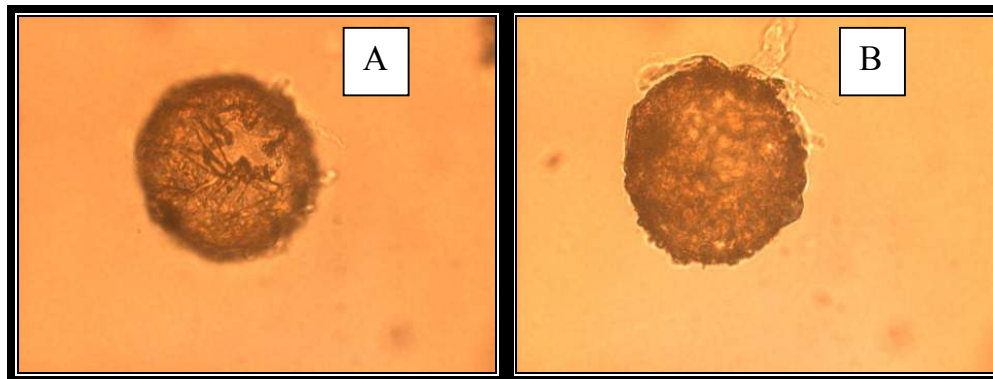


Figura 44 - *Cucurbitella dentata* f. *crucilobata*, A) vista apical e B) vista lateral.

Cucurbitella mespiliformis Pénard, 1902 (Figura 45).

Foi também uma espécie rara, sendo registrada apenas no rio Madeira, a montante da cachoeira de Santo Antônio (Tabela 1). No Brasil, esta espécie foi registrada apenas nos Estados do Mato Grosso (Hardoin e Heckman, 1996; Hardoin, 1997; Silva-Neto, 2001), Mato Grosso do Sul (Lansac-Tôha et al. 2004b) e Rio Grande do Sul (Torres, 1996). Representa o primeiro registro para a região norte do País.



Figura 45 - *Cucurbitella mespiliformis*, vista lateral.

Difflugia corona Wallich, 1864 (Figura 46).

Esta espécie de diflúgideo foi registrada apenas em dois tributários e em um ponto do rio Madeira, com maior densidade neste último (Tabela 1). *D. corona* é a espécie de *Difflugia* com o maior número de registros no Brasil, ocorrendo em amostras de plâncton, sedimento e vegetação marginal bem como em ambientes costeiro/estuarinos (Lansac-Tôha et al., 2001). Na região Norte foi encontrada em amostras de sedimento e macrófitas do sistema Rio Negro, no Estado do Amazonas (Walker, 1978) e em amostras de plâncton do reservatório de Curuá-Uma, no Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 46 - *Difflugia corona*, vista lateral.

Difflugia corona var. *tuberculata* Vucetich, 1973 (Figura 47).

Táxon raro na área de estudo, ocorrendo apenas no rio Madeira, a montante da cachoeira de Santo Antônio, representado por um único indivíduo (Tabela 1). Registros anteriores foram feitos apenas na planície de inundação do alto rio Paraná, Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul (Velho e Lansac-Tôha, 1996; Lansac-Tôha et al., 2004b), córregos do Estado de São Paulo (Fulone et al., 2005) e reservatório de Curuá-Uma, Estado do Pará, constituindo o segundo registro para a região Norte do país (Robertson et al., no prelo).

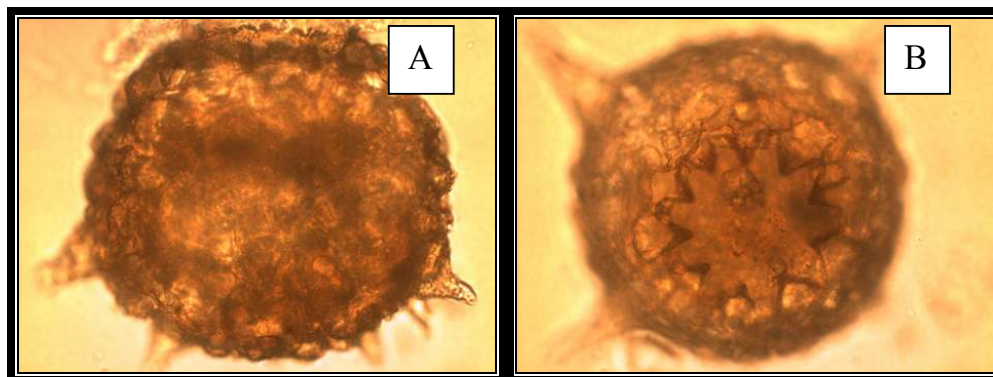


Figura 47 - *Diffflugia corona* var. *tuberculata*. A) vista lateral e B) vista apical.

Diffflugia lobostoma Leidy, 1879 (Figura 48).

Esta espécie foi rara na área de estudo, ocorrendo apenas no rio Madeira, nas proximidades da cidade de Porto Velho (Tabela 1). Segundo Lansac-Tôha et al. (2001), esta espécie é bastante freqüente em outras regiões do Brasil, ocorrendo em amostras de plâncton, sedimento e vegetação marginal, sendo frequentemente abundantes em ambientes costeiros/estuarinos. Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 48 - *Diffflugia lobostoma*, vista lateral.

Diffflugia oblonga Ehrenberg, 1838 (Figura 49).

Esta espécie foi registrada apenas nos pontos de amostragem mais a jusante da área de estudo, no rio Madeira, a montante da cachoeira de Santo Antônio e próximo à cidade de Porto Velho (Tabela 1). Segundo Lansac-Tôha et al. (2001), esta espécie é amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo em todos os tipos de habitats de água doce, sendo inclusive uma das mais comuns em ambientes costeiros estuarinos. Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 49 - *Diffflugia oblonga*, vista lateral.

Heleopera cf. *petricola* Leidy, 1879 (Figura 50).

O indivíduo registrado do gênero *Heleopera*, embora tenha apresentado características semelhantes à *H. petricola*, diferiu em alguns aspectos morfológicos, sendo, portanto, necessário um maior número de exemplares para uma identificação precisa desta espécie. Essa espécie ocorreu apenas no rio Madeira, a montante da cachoeira de Santo Antônio. Os registros no Brasil incluem amostras de musgos e esfagnos dos Estados de Minas Gerais e Paraná (Hoogenraad e Groot, 1951) e Rio Grande do Sul (Rhoden e Pitoni, 1999) e em amostras de plâncton nos Estados do Mato Grosso (Silva-Neto, 2001), Mato Grosso do Sul (Lansac-Tôha et al., 2004b) e Goiás (Lansac-Tôha et al. 1999). Representa o primeiro registro para o Norte do País.



Figura 50 - *Heleopera* cf. *petricola*, vista lateral.

Nebella sp. (Figura 51).

Os gêneros da família Hyalospheniidae, como *Nebella* e *Heleopera*, são mais característicos de amostras de musgos e esfagnos, sendo, desta forma, menos conhecidos devido à escassez de trabalhos nestes habitats. Desta forma, a identificação de suas espécies é dificultada pela falta de material bibliográfico. Na área de estudo, esta espécie foi encontrada apenas no rio Madeira, a montante da cachoeira de Santo Antônio.

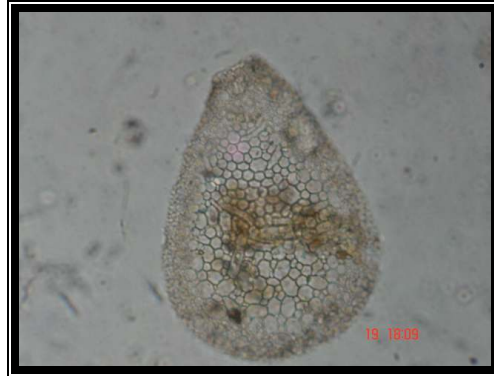


Figura 51 - *Nebella* sp., vista lateral.

Lesquereusia mimetica Pénard, 1911 (Figura 52).

Esta espécie ocorreu apenas em um tributário, o rio Mutumparaná, em baixa densidade (Tabela 1). Registros anteriores no Brasil foram feitos apenas em amostras do plâncton do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás (Lansac-Tôha et al., 2000b), rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso (Silva-Neto, 2001) e reservatório de Curuá-Uma, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo), representando, assim, o segundo registro para a região Norte do país.



Figura 52 - *Lesquereusia mimetica*., vista lateral.

Lesquereusia modesta Rhumbler, 1896 (Figura 53).

Esta espécie foi registrada apenas no sistema Mutumparaná (rio Mutumparaná e rio Cotia) sempre em baixas densidades (Tabela 1). É a espécie do gênero *Lesquereusia* com maior número de registros no Brasil, ocorrendo em todos os tipos de habitats de água doce (Velho et al., 2001). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Uma, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).



Figura 53 - *Lesquereusia modesta*, vista lateral.

Lesquereusia spiralis (Ehrenberg, 1840) (Figura 54).

Esta espécie ocorreu apenas no rio Mutumparaná e no rio Madeira, a jusante do rio Jaciparaná, sempre em reduzidas densidades (Tabela 1). Assim como *L. modesta*, é uma espécie com ampla distribuição no país (Velho et al., 2001). Representa o segundo registro para a região Norte do Brasil, tendo sido encontrada anteriormente no reservatório de Curuá-Una, Estado do Pará (Robertson et al., no prelo).

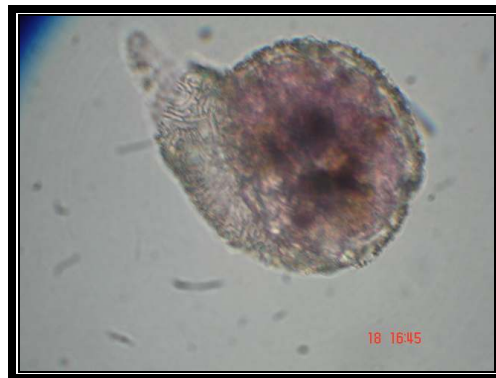


Figura 54 - *Lesquereusia spiralis*., vista lateral.

Plagiopyxis sp. (Figura 55).

Esta espécie ocorreu apenas no rio Madeira, nos pontos de amostragem mais a jusante da área de estudo, em baixa densidade (Tabela 1). Como já comentado para a família Hialospheniidae, os plagiopixídeos são também característicos de musgos e esfagnos. Considerando o fato de não ser comumente registrado em amostras de plâncton é, ainda, um grupo pouco conhecido em nosso país.



Figura 55 - *Plagiopyxis* sp., vista lateral.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos para a assembléia de protozoários testáceos evidenciaram padrões de composição, riqueza de espécies e abundância desses protozoários semelhantes aos encontrados para os outros ambientes continentais brasileiros, com predomínio de espécies de Arcellidae, Centropyxidae e Diffugiidae.

Considerando-se que o rio Madeira estudado é um rio de grande porte, os reduzidos valores de riqueza de espécies e abundância registrados diferem marcadamente daquelas observados em outros grandes rios brasileiros, como rio Paraná e rio Cuiabá. Esses resultados podem estar relacionados com a ausência, no trecho estudado, de áreas alagáveis que, normalmente, contribuem para o incremento da biodiversidade.

A ocorrência e o predomínio numérico de algumas espécies de tecamebas nos diferentes ambientes amostrados (tributários e rio) foram significativamente descritores da área estudada. Esse fato foi influenciado, principalmente, pelas variações significativas da abundância desses protozoários nesses dois tipos de ambientes, quando comparada os demais atributos da assembléia estudados.

Deve ser considerado que os resultados dos atributos analisados referem-se apenas a uma amostragem na área de estudo, durante um período de elevada vazão do rio caracterizado pelo transporte de elevada carga sedimentar, e que resultados distintos podem ser encontrados se outros períodos hidrológicos forem analisados.

7 REFERÊNCIAS

- ARNDT, H.. A critical review of the importance of rhizopods (naked and testate amoebae) and actinopods (Heliozoa) in lake plankton. *Mar. Microb. Food Webs*, v. 7, p. 3-29, 1993.
- BONECKER, C.C. *et al.* Zooplankton composition under the influence of liquid wastes from a pulp mill in middle Doce river (Belo Oriente/MG – Brazil). *Arq. Biol. Tecnol.*, Curitiba, v. 39, n.4, p. 893-901, 1996.
- BONECKER, C.C. *et al.* Limnological characterization of Marola lake, a pound in the middle Doce valley river – Belo Oriente, State of Minas Gerais, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 817-828, 1997.
- BONNET, L. Lés thecamoebiens. In: *Quelques aspects de la faune des mousses*. Clermont-Ferrand: Ann. C. D. P., 1974, p. 21-30

- DABÉS, M.B.G.S. Composição e descrição do zooplâncton de 5 (cinco) lagoas marginais do rio São Francisco, Pirapora, Três Marias, Minas Gerais - Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, Rio de Janeiro, v. 55, n.4, p. 831-845, 1995.
- FULONE, L. J. *et al.* Composição de amebas testáceas (Protozoa-Rhizopoda) de dois córregos do Estado de São Paulo, incluindo novos registros para o Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci.*, Maringá, v. 27, n. 2, p. 113-118, 2005.
- GOMES, E.A.T. *Microorganismos planctônicos (bactérias e protozoários) em um reservatório tropical – densidade, biomassa, composição e distribuição temporal e espacial*. 1991. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1991.
- GREEN, J. Freshwater ecology in the Mato Grosso, central Brazil. IV. Associations of testate Rhizopoda. *J. Nat. Hist.*, London, v. 9, p. 545-560., 1975.
- GREEN, J. The temperate tropical gradient of planktonic Protozoa and Rotifera. *Hydrobiologia*, geologia.ufjr.br/nukleo/pdfs/0131_abequa_hansen_pronto.pdf. Acesso em: 11 nov.2005.
- HARDOIM, E.L. *Taxonomia e ecologia de Testacea (Protista, Rhizopoda) do Pantanal do Poconé – rio Bento Gomes e vazante Birici, Mato Grosso, Brasil*. 1997. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.
- HARDOIM, E.L.; HECKMAN, C.W. The seasonal succession of biotic communities in wetlands of the tropical wet and dry climatic zone: IV. Free living sarcodines and ciliates of the Pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, Berlin, v. 81, n. 3, p. 367-384., 1996.
- HOOGENRAAD, H.R.; GROOT, A.A. Thekamoebe Moosrhizopoden aus Südamerika. *Arch. Hydrobiol.*, Stuttgart, v. 45, p. 346-366, 1951
- HYNES, H.B.N.. *The ecology of running waters*. Toronto :University of Toronto Press, 1976.
- LANDA, G.G. Contribuição ao estudo da comunidade zooplanctônica em uma área sob influência de mineração na bacia do rio Jequitinhonha-MG. *Bios*, Belo Horizonte, v. 5, n. 5, p. 69-80, 1997.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Estrutura da comunidade zooplanctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá – GO. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Universidade Estadual Paulista/Fapesp, 1999, p. 347-374.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. I. Family Arcellidae. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 22, n. 2, p. 355-363, 2000a
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Horizontal distribution patterns of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in plankton samples of Corumbá reservoir area, State of Goiás, Brazil. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 22, n. 2, p. 347-353, 2000b.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. III Family Diffugiidae: genus *Diffugia*. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, p. 305-319, 2001.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Composition, species richness and abundance of the zooplankton community. In: THOMAZ, S.M. (Ed.). *The upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 2004a, p. 145-190.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Zooplankton in the Upper Paraná River floodplain: Composition, richness, abundance and relationships with the hydrological level and the

- connectivity. In: AGOSTINHO, A.A. (Ed.). *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. LTER – site 6: (PELD sítio 6), Maringá: Eduem, 2004b, p. 75-84.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatório. In: RODRIGUES, L. (Ed.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RiMa, 2005, p. 115-127.
- LOPES, R.M. Zooplankton spatial and seasonal distribution in the Tibagi River (Paraná State, Brazil). *Semina*, Londrina, v. 14, n. 2, p. 95-101, 1993.
- MARZOLF, G.R.. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W. *et al.* (Ed.). *Reservoir Limnology: ecological perspectives*. New York: John Wiley & Sons, 1990, p.195-208.
- MISSAWA, N.A. *Influência das alterações físicas e químicas provocadas por poluentes orgânicos na estrutura de comunidades de Testacea (Protozoa: Rhizopoda) no rio Cuiabá, Cuiabá - Mato Grosso*. 2000. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2000.
- OLIVEIRA, D. *Análise ambiental dos canais da bacia hidrográfica do rio Itanhaém – SP, Brasil, com base em tecamebas e foraminíferos*. 1999. Dissertação (Mestrado em Geociências) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.
- PIELOU, E.C. *Ecological diversity*. New York: John Wiley, 1975.
- PIELOU, E.C. The measurement of diversity in different types of biological collection. *J. Theoret. Biol.*, v.13, p.131-144, 1966.
- RHODEN, R.; PITONI, V.L.L. Amebas testáceas (Protista, Sarcostigophora, Rhizopoda) em *Sphagnum recurvum* P. Beauv e *Sphagnum perichartiale* Hampe (turfeira), no Município de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 91-120, 1999.
- ROBERTSON, B. *et al.* Composição, riqueza e abundância de tecamebas na área de influência do reservatório Curuá-Una. In: ROBERTSON, B. *et al.* (Ed.). *Reservatório Curuá-Una*. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (no prelo).
- ROLLA, M.E. *et al.* Aspectos limnológicos do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais / São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensis*, São Paulo, v. 3, p. 219-244, 1990.
- ROLLA, M.E. *et al.* Inventário limnológico do rio Grande na área de influência da futura usina hidrelétrica (UHE) de Igarapava. *Acta Limnologica Brasiliensis*, São Paulo, v. 4, p. 139-162, 1992.
- SILVA-NETO, E.V. *Índices ecológicos de comunidades de Testacea (Protozoa: Rhizopoda) no rio Cuiabá, perímetro urbano de Rosário Oeste, Mato Grosso*. 2001. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação da Biodiversidade) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2001.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, New York, 1991, 859 pp.
- SOUZA, M.B.G. *Qualidade das águas e a comunidade do zooplâncton: bacia do rio Araguari*. 2004. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.
- STATSOFT, Inc. 2001. *STATISTICA* (data analysis software system), version 6.0, www.statsoft.com
- TORRES, V.S. *Amebas testáceas (Protista, Rhizopoda) associadas à rizosfera de Eichhornia crassipes (Martius) Solomons na represa Lomba do Sabão, Porto Alegre, RS*. 1996. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.
- TORRES, V.S.; JEBRAM, D.H.A. Amebas testáceas ocorrentes na região de Porto Alegre, RS. *Biotemas*, Porto Alegre, v. 7, p. 65-78, 1994.

- VELHO, L.F.M.; LANSAC-TÔHA, F. A. Testate amoebae (Rhizopodea, Sarcodina) from zooplankton of the High Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil: II. Family Difflogiidae. *Stud. Neotrop. Fauna Environm.*, Lisse, v. 31, p. 179-192, 1996.
- VELHO, L.F.M. *et al.* Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton of the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 411, p. 103-113, 1999.
- VELHO, L.F.M. *et al.* On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. II. Families Centropyxidae, Trigonopyxidae and Plagiopyxidae. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 22, n. 2, p. 365-374, 2000.
- VELHO, L.F.M. *et al.* On the occurrence of testate amoebae (Protozoa, Rhizopoda) in Brazilian inland waters. IV. Families Difflogiidae (genus *Cucurbitella*, *Lagenodifflogia*, *Pentagonia*, *Pontigulasia*, *Protocucurbitella*, *Suiadifflogia*) and Lesquereusiidae. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, p.320-332, 2001.
- VELHO, L.F.M. *et al.* Testate amoeba (Rhizopoda) diversity in plankton of the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, Dordrecht, v. 523, p. 103-111, 2004 a.
- VELHO, L.F.M. *et al.* Testate amoebae abundance in plankton samples from Paraná State reservoirs. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, Maringá, v. 26, n. 4, p. 415-419, 2004 b.
- VUCETICH, M.C. Estudio de tecamebianos argentinos, en especial los del dominio pampasico. *Rev. Mus. la Plata, sér. Zool.*, La Plata, v. 11, n. 108, p. 287-332, 1973.
- WALKER, I. Rede de alimentação de invertebrados das águas pretas do sistema rio Negro. 1. Observações sobre a predação de uma ameba do tipo *Ameba discoides*. *Acta Amazonica*, Manaus, v.8, n. 3, p. 423-438, 1978.
- ZOPPI DE ROA *et al.* Composicion preliminar del zooplancton del io Churum (Auyantepuy, Venezuela). *Men. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, v. 133-134, p. 29-44, 1990.

8 EQUIPE RESPONSÁVEL

Dr. Luiz Felipe Machado Velho
 Dr. Fábio Amodêo Lansac-Tôha
 Dra. Cláudia Costa Bonecker
 M.Sc. Geziele Mucio Alves

AVALIAÇÃO DA MACROFAUNA BENTÔNICA, EM TRECHO DO RIO MADEIRA E AFLUENTES, PRÓXIMOS A CIDADE DE PORTO VELHO (RO).

1. INTRODUÇÃO

O sedimento, do ponto de vista da ciclagem de matéria e do fluxo de energia, é um compartimento importante dos ecossistemas aquáticos continentais, pois segundo MARGALEF (1983) e ESTEVES (1988), pode ser considerado um reflexo dos diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nestes ambientes, influenciando o metabolismo de todo o sistema.

Segundo WETZEL (2001), os sedimentos dos ecossistemas de água doce têm sido estudados sob diversos aspectos, físicos, químicos e biológicos, estando estes relacionados à formação, constituição granulométrica, às concentrações de nutrientes e matéria orgânica, além das comunidades que habitam este compartimento.

As comunidades que habitam a superfície e/ou o interior dos sedimentos ou outros substratos de fundo (como rochas, troncos e macrófitas) dos ambientes aquáticos são denominadas comunidades bentônicas. Estas comunidades são extremamente diversificadas, havendo representantes de praticamente todos os filos, que vão desde os protozoários até vertebrados. Dentre as diversas classificações para as comunidades bentônicas, os macroinvertebrados representam os organismos com tamanho superior a 500 µm cujos principais grupos representantes são moluscos, anelídeos, insetos e crustáceos (WETZEL, 2001; CALLISTO, 1994).

Segundo ODUM (1983), os organismos, assim como as comunidades, não são apenas “escravos” do ambiente físico, mas sim interagem com este atuando também como agentes modificadores dos ambientes. As comunidades de macroinvertebrados bentônicos são constituídas por um conjunto de organismos extremamente adaptados às condições ecológicas impostas pelo ambiente aquático (MERRITT & CUMMINS, 1996). Fatores físicos e químicos como o tipo de substrato, a disponibilidade de oxigênio, pH, temperatura e a natureza do ambiente (lótico ou lêntico), são considerados fatores chaves, para a estrutura e dinâmica das comunidades bentônicas. Entretanto, estas comunidades também agem transformando o ambiente e desempenhando diversas funções ecológicas nos ecossistemas aquáticos continentais.

Quanto às funções ecológicas desempenhadas pela comunidade de macroinvertebrados bentônicos, pode-se destacar a sua grande importância no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 2001; MARGALEF, 1983; ESTEVES, 1988). Especificamente nas cadeias tróficas aquáticas, esta comunidade apresenta organismos que ocupam diversos níveis tróficos (incluindo desde consumidores primários até predadores).

Dentre os diversos Filos que compõem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, o Filo Arthropoda representa o grupo mais abundante, sendo a classe Insecta representada por nove ordens de insetos, as quais incluem famílias aquáticas que constituem a fauna mais representativa de lagos e rios (PÉREZ, 1988; CALLISTO, 1994).

O estudo das comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos ecossistemas aquáticos amazônicos é de fundamental importância para o conhecimento de seus sistemas hídricos, principalmente no que se refere à manutenção das cadeias tróficas através da produção secundária, na ciclagem de nutrientes, através de processos de decomposição de matéria orgânica e bioturbação, e como indicadores da qualidade das águas (WALKER, 1995).

Os ecossistemas aquáticos amazônicos, como os grandes rios e lagos, estão submetidos a grandes flutuações do nível d’água, sendo influenciados pelas marcadas diferenças de precipitações durante as épocas de chuvas e secas. Esta marcada flutuação do nível fluviométrico resulta na determinação de dois períodos com características distintas nos ecossistemas aquáticos amazônicos, ou seja uma época de águas baixas e uma época de águas altas.

As grandes variações do nível d’água nos ecossistemas aquáticos amazônicos exercem grande influência sobre o metabolismo e a produção destes ecossistemas (SIOLI, 1984), bem como nas diversas comunidades aquáticas, como as macrófitas aquáticas, as comunidades zooplancônicas e fitoplancônicas, a comunidade de peixes e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos (BOZELLI et al, 2000).

2. OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo avaliar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Madeira e afluentes, localizados em trecho a montante a cidade de Porto Velho. Tal proposta consiste em informação técnica, complementar ao Diagnóstico Ambiental do EIA/RIMA dos AHEs Jirau e Santo Antônio (RO).

3. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado ao longo do Rio Madeira, no trecho compreendido a montante a Cidade de Porto Velho (RO) até o Rio Abunã, próximo a divisa deste estado com a Bolívia. O Estado de Rondônia localiza-se na Região Norte (Amazônia Ocidental), entre as coordenadas 7°58' e 13°43' S e 59°50' e 66°48' W, inserida dentro da zona tropical. Este estado limita-se ao norte e nordeste com o Estado do Amazonas; a leste e sudeste com o Estado do Mato Grosso; ao sul e oeste com a República da Bolívia e, a noroeste com o Estado do Acre.

4. CLIMA

O clima corresponde à Zona da Floresta Tropical Úmida (Holdridge, 1947), onde a forte incidência da energia solar e as baixas altitudes do relevo determinam um clima quente, com variação espacial da temperatura pouco significativa e pequena amplitude anual. De acordo com a classificação o clima da região é classificado como tipo **Am**, isto é, clima tropical chuvoso com a temperatura média anual variando entre 24°C e 26 °C, podendo a máxima oscilar entre 28 e 33 °C e a temperatura para o mês mais frio superior a 18°C. A precipitação média anual varia de aproximadamente 1.800mm a 2.700 mm. O verão é o período mais chuvoso, se estendendo de novembro a março, quando se concentram 70% da precipitação anual, sendo o período de dezembro a maio o mais úmido. A menor queda pluviométrica ocorre no trimestre de junho a agosto (estação seca), correspondente ao inverno.

5. ESTAÇÕES AMOSTRAIS

O trecho estudado constitui parte da bacia hidrográfica do rio Madeira e está inserido no Município de Porto Velho e tem sua rede de drenagem organizada em função do rio Madeira, destacando-se ainda como principais tributários as sub-bacias do rio Abunã e Igarapé São Simão pela margem esquerda, e dos rios Mutumparaná, Cotia e Jaciparaná pela margem direita. A drenagem principal apresenta padrão sinuoso com trechos retinizados localizados, enquanto que a drenagem secundária é caracterizada por um padrão dendrítico a subdendrítico.

No presente trabalho foram realizadas coletas da macrofauna bentônica em sete pontos amostrais, sendo os mesmos representados na figura 1 e tabela 1:

- Estação 1: Localizada próximo a foz do Rio Abunã (afluente esquerdo do Rio Madeira), junto ao Rio Madeira ;
- Estação 2: Em região marginal do rio Madeira, entre a foz do Rio Abunã e a foz do Igarapé São Simão;
- Estação 3: Na foz do tributário Igarapé São Simão, afluente esquerdo do Rio Madeira;
- Estação 4: Localizada no Rio Cotia, afluente esquerdo do Rio Mutumparaná, constituinte

- da planície de inundação do Rio Madeira;
- Estação 5: Representando o Rio Mutumparaná (afluente direito do Rio Madeira), antes da foz do Rio Cotia;
 - Estação 6: Na foz do Rio Mutumparaná com o Rio Madeira;
 - Estação 7: Representando o Rio Jaciparaná (afluente direito do Rio Madeira), próximo a sua foz.

As referidas estações contemplam a malha amostral considerada no Relatório de Diagnóstico Ambiental, abrangendo além do Rio Madeira seus principais afluentes, compreendidos no trecho específico estabelecido.

Na estação amostral no Rio Madeira a coleta da comunidade bentônica foi realizada próximo à margem esquerda por questões logísticas e ecológicas. Do ponto de vista logístico, a profundidade (58 m, em Porto Velho) juntamente com a elevada vazão (40.000 m³/s) em que o rio Madeira se encontra, impossibilita a utilização de instrumentos de coleta desta comunidade de forma precisa e representativa na calha central do Rio. Do ponto de vista ecológico, esta profundidade e a elevada vazão constituem condições extremamente limitantes (como correnteza e tipo de sedimento) à colonização pela comunidade bentônica, sendo que este fato justifica a limitação da amostragem às áreas marginais.

Tabela 1 - Localização dos pontos de coleta no rio Madeira e tributários.

Estações	Descrição	Coordenadas GPs
Estação 1	Rio Abunã	09°41'38"S; 65°26'39"W
Estação 2	Rio Madeira à montante Igarapé São Simão	09°36'44"S; 65°23'30"W
Estação 3	Igarapé São Simão	09°30'34"S; 65°17'55"W
Estação 4	Rio Cotia	09°40'44"S; 64°58'50"W
Estação 5	Rio Mutumparaná, montante ao Rio Cotia	09°40'43"S; 64°58'42"W
Estação 6	Rio Mutumparaná próximo à rodovia	09°36'59"S; 64°58'42"W
Estação 7	Rio Jaciparaná	09°11'34"S; 64°22'37"W

6. COLETA E TRATAMENTO DAS AMOSTRAS

Foram coletadas três amostras em cada estação amostral, totalizando 21 amostras. As amostras foram coletadas utilizando uma draga de Petersen de aproximadamente 250 cm² de área amostral (Foto 1).

Cada amostra foi armazenada em um saco plástico e fixada com formol, com concentração final 10% (v/v.). Em laboratório as amostras foram lavadas em peneiras de 1,0 e 0,5 mm de abertura (Macrofauna bentônica) e triadas com auxílio de microscópio estereoscópico (Olympus). Após triagem os organismos foram identificados com auxílio de bibliografia atualizada (Pérez, 1988; MERRITT & CUMMINS, 1996) e preservados em álcool 70% (v/v).

7. RESULTADOS

Densidade e Riqueza Taxonômica

Foram coletados um total de 765 organismos bentônicos estes representados por 24 grupos taxonômicos distintos, sendo a maioria de Insetos aquáticos. Os resultados encontrados para densidade e riqueza taxonômica da macrofauna bentônica, nos diferentes ambientes amostrados: Rio Madeira, Rio Abunã, Igarapé São Simão, Rio Cotia, Rio Mutumparaná e Rio Jaciparaná estão apresentados na Tabela 2 e nas figuras 2 e 3.

Em relação aos resultados aqui apresentados, podemos destacar valores bem diferenciados de densidade média entre os diferentes ambientes coletados (Figura 2). Neste sentido, podemos observar os menores valores de densidade média encontrados para o Rio Abunã (estação 1) com valor de 139,8 ind/m² e para o Rio Madeira (estação 2), onde o valor de densidade foi de 233,0 ind/m². Os demais ambientes apresentaram valores médios de densidade bem mais elevados estes variando entre 1895,1 ind/m² valor este encontrados para o Rio Mutumparaná (estação 6) e 2889,2 ind/m² densidade encontrada no Rio Cotia (estação 4), como pode ser observado na tabela 2.

Os valores de riqueza taxonômica também foram bastante distintos entre os diferentes ambientes estudados (Tabela 2 e Figura 2). Novamente podemos observar menores valores de riqueza taxonômica nos Rios Abunã e Madeira ambos com riqueza de 3 táxons. Nos demais ambientes os valores de riqueza variaram entre 6 táxons no Rio Mutumparaná (Estação 6), próximo à foz com o Rio Madeira, até a maior riqueza taxonômica (13 táxons), encontrada no Rio Jaciparaná.

Com relação a constituição taxonômica da comunidade bentônica, esta apresentou-se diversificada para cada um dos ambientes amostrados, revelando padrões distintos quanto aos grupos taxonômicos presentes, bem como em relação ao percentual de contribuição dos mesmos em relação a densidade total (Tabela 2 e Figura 3).

No Rio Abunã assim como para o Rio Madeira, os grupos taxonômicos encontrados foram as larvas de insetos aquáticos das famílias Chironomidae e Ceratopogonidae (Diptera), além de Olygochaeta (Annelida). Quanto a predominância no Rio Abunã, Olygochaeta foi o grupo encontrado em maior densidade, representando 67 % do total de organismos, enquanto que Chironomidae e Ceratopogonidae representaram respectivamente 22 e 11% da densidade total. No Rio Madeira Chironomidae e Olygochaeta apresentaram valores de dominância bastante parecidos, respectivamente de 47 e 40 % do total de organismos encontrados, enquanto que Ceratopogonidae representou 13%.

Tabela 2: Valores médios de densidade de organismos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (ind/m²) coletados no Rio Madeira e Diferentes tributários, estes representados pelas diferentes estações amostrais, no período de abril de 2006.

Identificação Taxonômica	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4	Estação 5	Estação 6	Estação 7
Phylum Arthropoda							
Subphylum Crustácea							
Classe Copepoda							
Calanoida	0	0	0	15,5	46,6	31,1	0
Ciclopoida	0	0	0	0	15,5	0	0
Classe Insecta (Hexapoda)							
Ordem Díptera							
Família Chironomidae	31,2	108,7	1631,1	1599,9	683,5	264,1	1801,9
Família Ceratopogonidae	15,3	31,1	0	201,9	93,2	108,9	0
Família Chaoboridae	0	0	0	15,5	0	0	0
Família Tipulidae	0	0	0	93,3	0	0	0
Ordem Ephemeroptera							
Família Polymitarcyidae							
Gênero <i>Campsurus</i>	0	0	0	233,0	0	0	0
Família Caenidae	0	0	0	0	0	0	15,5
Família Leptophlebiidae	0	0	15,5	46,6	0	0	0
Ordem Trichoptera							
Família Polycentropodidae	0	0	15,5	15,3	0	0	31,1
Família Leptoceridae	0	0	0	0	15,5	0	15,5
Família Helicopsychidae	0	0	0	0	15,5	0	0
Ordem Hemiptera							
Família Naucoridae	0	0	0	0	62,2	15,5	0
NID	0	0	0	0	0	0	15,5
Ordem Odonata							
Família Libellulidae	0	0	0	0	0	0	31,1
Família Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	15,5
Ordem Coleoptera							
Família Elmidae	0	0	15,5	46,6	217,5	0	31,1
Família Dytiscidae	0	0	0	0	93,2	0	31,1
Phylum Mollusca							
Classe Bivalvia							
Família Hyriidae	0	0	0	0	0	0	15,5
Classe Gastropoda							
Família Ancyliidae	0	0	0	0	0	0	15,5
Phylum Annelida							
Classe Olygochaeta	93,3	93,2	559,3	590,3	745,6	1413,5	310,7
Classe Hirudínea	0	0	15,5	0	0	0	155,3
Phylum Platyhelminthes							
Ordem Tricladida							
Família Planariidae	0	0	15,5	0	0	0	0
Phylum Nematoda	0	0	0	31,3	0	62,1	0
Densidade (ind/m²)	139,8	233,0	2267,9	2889,2	1988,3	1895,2	2485,3
Riqueza	3	3	7	11	10	6	13

No Igarapé São Simão, Chironomidae representou 72% do total de organismos encontrados, enquanto Olygochaeta representou 25%. Os demais grupos como Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Polycentropodidae (Trichoptera), Elmidae (Coleoptera), Hirudínea (Anelida) e Planariidae (Turbelaria) representaram 1% da densidade total encontrada.

No Rio Cotia, onde foram encontrados 11 grupos taxonômicos, Chironomidae apresentou uma abundância de 55%, seguido de Olygochaeta 20%. Os demais grupos encontrados apresentaram percentual de contribuição variando entre 8% (*Campsurus*: Ephemeroptera) e 1% para os grupos Chaoboridae (Díptera), Polycentropodidae (Trichoptera) e Calanoida (Copepoda).

No Rio Mutumparaná, na estação a montante à foz do Rio Cotia (Estação 5), novamente Chironomidae (34%) e Olygochaeta (38%) foram os grupos encontrados em maior proporção. Quanto aos demais táxons, Ceratopogonidae (Díptera), Leptoceridae e Helycopsychidae (Trichoptera), Elmidae e Dytiscidae (Coleóptera), Naucoridae (Hemíptera), além de Calanoida e Ciclopoida (Copepoda) apresentaram percentual de contribuição variando entre 11 e 1% da densidade total da macrofauna. Neste mesmo ambiente, na estação 6, localizada próximo à desembocadura com o Rio Madeira, foram encontrados um total de 6 táxons. Dentre estes, Olygochaeta representou 75% do total de organismos encontrados, enquanto que Chironomidae representou 14%. Os demais grupos apresentaram valores variando entre 6 (Ceratopogonidae: Díptera) e 1% Naucoridae (Hemíptera).

No Rio Jaciparaná, onde foi encontrada a maior diversidade de grupos taxonômicos (13), Chironomidae foi o grupo dominante, representando 72 % da densidade total. Neste ambiente Olygochaeta representou 13%, enquanto que os demais grupos: Caenidae (Ephemeroptera), Polycentropodidae e Leptoceridae (Trichoptera), Elmidae e Dytiscidae (Coleoptera), Naucoridae (Hemiptera), Libellulidae e Coenagrionidae (Odonata), Hyriidae (Bivalvia), Ancylidae (Gastropoda) e Hirudínea, apresentaram percentual de contribuição variando entre 6 e 1% da densidade total.

Guildas Tróficas

Os resultados encontrados referentes as diferentes guildas tróficas às quais pertencem os diferentes grupos taxonômicos encontrados nos diferentes ambientes amostrados estão apresentadas na tabela 3. De maneira geral podemos observar que os grupos taxonômicos encontrados no Rio Madeira e demais Tributários foram bastante diversificados quanto as diferentes guildas tróficas, sendo então encontrados representantes das diversas classificações tróficas. Foram observados desde organismos detritívoros até carnívoros, como podemos observar para as diferentes descrições:

Fragmentadores: São aqueles organismos que vivem em tecido de plantas vivas ou mortas, e ajudam no processo de decomposição fragmentando-as. Algumas espécies são minadoras (podem ser herbívoros, detritívoros).

Coletores-filtradores: São aqueles organismos que filtram matéria orgânica particulada fina em suspensão na água (detritívoros, herbívoros e carnívoros).

Coletores-catadores: São aqueles organismos que catam o alimento no sedimento (detritívoros).

Raspadores: São aqueles organismos que raspam superfícies minerais e vegetais, para se alimentarem do perifíton e seu material associado (herbívoros).

Predadores: São aqueles organismos que se alimentam basicamente de tecido animal vivo (carnívoros).

Dentre os resultados encontrados para a macrofauna bentônica, podemos destacar que assim como para densidade e diversidade taxonômica, a variedade de guildas tróficas foi bem menor para as estações 1 e 2 referentes aos Rios Abunã e Madeira em relação aos demais ambientes amostrados.

Tabela 3: Guildas tróficas dos diferentes táxons coletados nos diferentes ambientes coletados, durante o período de abril de 2006.

Identificação Taxonômica	Fragmentadores	Coletores-filtradores	Coletores-catadores	Raspadores	Predadores
Phylum Arthropoda					
Subphylum Crustacea					
Classe Copepoda					
Calanoida		X			X
Ciclopoida		X			X
Classe Insecta (Hexapoda)					
Ordem Diptera					
Família Chironomidae	X	X	X	X	X
Família Chaoboridae					X
Família Ceratopogonidae					X
Família Tipulidae					X
Ordem Coleoptera					
Família Elmidae			X	X	
Família Dytiscidae					X
Ordem Trichoptera					
Família Leptoceridae	X		X	X	X
Família Hydropsychidae		X			X
Família Polycentropodidae		X			X
Família Helicopsychidae				X	
Ordem Ephemeroptera					
Família Polymitarcyidae					
Gênero <i>Campsurus</i>		X	X		
Família Leptophlebiidae	X		X	X	
Família Caenidae		X	X		
Ordem Odonata					
Família Libellulidae					X
Família Coenagrionidae					X
Ordem Hemiptera					
Família Naucoridae					X
Phylum Mollusca					
Classe Gastropoda					
Família Ancyliidae				X	
Classe Bivalvia					
Família Hyriidae		X			
Phylum Annelida					
Classe Hirudinea					X
Classe Oligochaeta	X		X		
Phylum Platyhelminthes					
Classe Turbellaria					
Ordem Tricladida					
Família Planariidae					X
Phylum Nematoda	X				X

8. DISCUSSÃO

A composição da macrofauna bentônica encontrada no presente estudo para o Rio Madeira e demais tributários estudados refletem valores semelhantes a resultados encontrados para outros estudos desta comunidade em ambientes aquáticos amazônicos (Cleto-Filho, 1998, Walker, 1995). Entretanto o número total de grupos taxonômicos presentes, apesar de semelhantes aos demais estudos, foi inferior àqueles em geral relatados para ecossistemas aquáticos amazônicos, como podemos observar comparando a diversidade de grupos taxonômicos encontrados no presente trabalho (24 táxons), com o resultado encontrado por Cleto-Filho (1998) (60 táxons) em corpos d'água na região de Manaus. Neste sentido podemos destacar alguns aspectos importantes quanto à diferença entre os estudos. O primeiro refere-se à frequência e ao número de amostras analisadas, o que para a maioria dos estudos apresentados, de forma geral, apresentam resultados referentes a pelo menos um ano de coleta, o que resulta em um maior número de amostras analisadas no total. Por outro lado, a realização de amostragens em períodos diferenciados do pulso hidrológico, ao qual estes ambientes estão submetidos, contemplando pelo menos os períodos de águas altas e águas baixas, constitui fator marcante na avaliação da diversidade de grupos taxonômicos bentônicos.

A influência da variação do nível d'água sobre a dinâmica das comunidades aquáticas é tradicionalmente conhecida para os ecossistemas aquáticos amazônicos (SIOLI, 1984, WALKER, 1995), assim como para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Neste sentido, é comumente observado uma redução do número de táxons e da densidade da macrofauna bentônica nos períodos de águas altas, em relação aos períodos de águas baixas. Neste aspecto, fatores limitantes como aumento de fluxo de água e profundidade tem influência direta sobre esta comunidade. Por outro lado, a ocorrência de áreas inundadas alternativas, como a mata de igapó e lagos de várzea, constituem habitats alternativos colonizados pela fauna bentônica durante os períodos de elevado nível d'água. Desta forma tais fatores devem ser considerados no presente estudo quanto à caracterização e composição da macrofauna bentônica do Rio Madeira e dos demais tributários analisados.

Os baixos valores de densidade e riqueza taxonômica encontrados para o Rio Madeira e Rio Abunã podem estar diretamente relacionados ao elevado volume d'água encontrado nestes ambientes durante o período de coleta. De acordo com o relatório técnico apresentado, a vazão do Rio Madeira durante o período de avaliação da macrofauna bentônica era de aproximadamente 40.000 m³/s. Este fator é extremamente limitante para esta comunidade, principalmente por arraste, tanto da macrofauna quanto de sedimentos.

Apesar do elevado nível d'água observado em todos os ecossistemas estudados, e da possível restrição que o mesmo impõe sobre a comunidade, foi possível evidenciar uma menor densidade e riqueza taxonômica nas estações de coleta referentes ao Rio Madeira e Abunã em relação aos demais ecossistemas avaliados, onde a macrofauna bentônica apresentou valores de densidade bem mais elevados assim como a riqueza taxonômica.

9. FIGURAS E FOTOS

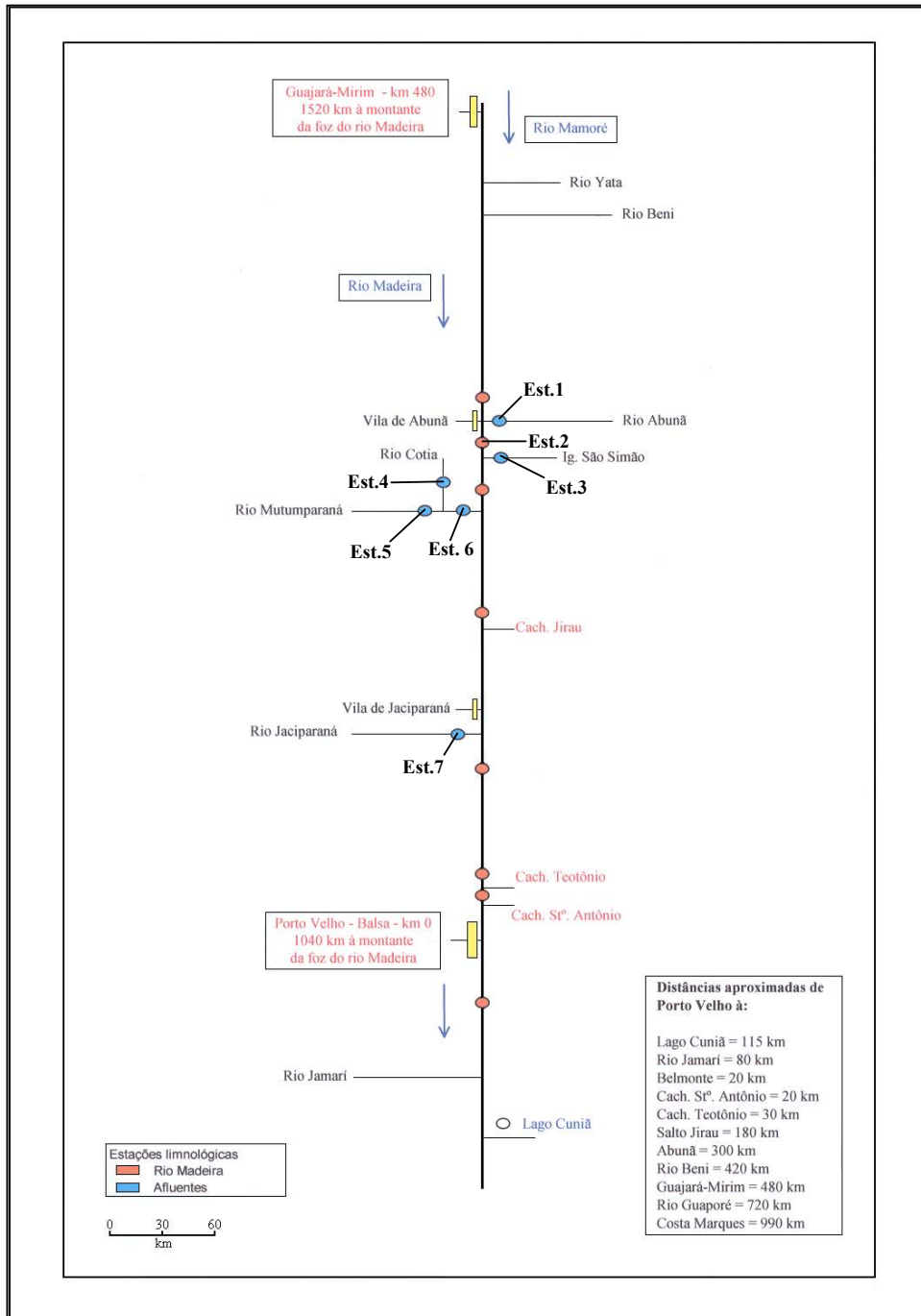


Figura 1: Esquema representativo de localização e distância entre as estações amostrais referentes ao relatório técnico (em cores azul e vermelho) e proposta para coleta complementar da macrofauna bentônica (numeral): Estações de 1 a 7, referentes aos diferentes ambientes amostrados durante o período de abril de 2006.

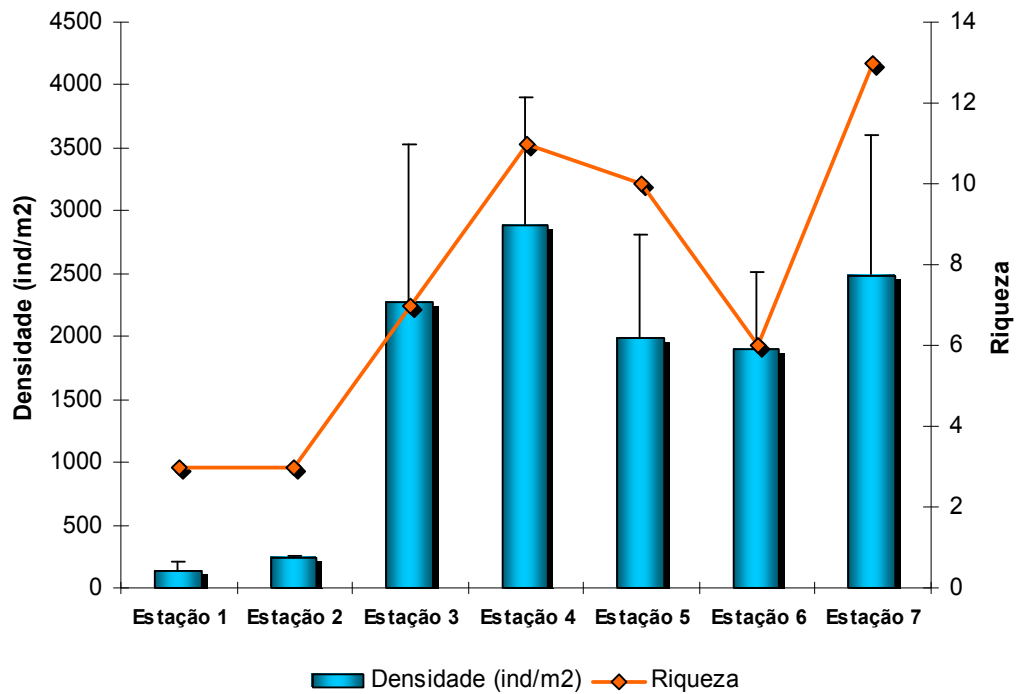


Figura 2: Valores médios de densidade e riqueza taxonômica da macrofauna bentônica nos diferentes ambientes amostrados durante o período de abril de 2006. Barras de erro referentes ao desvio padrão.

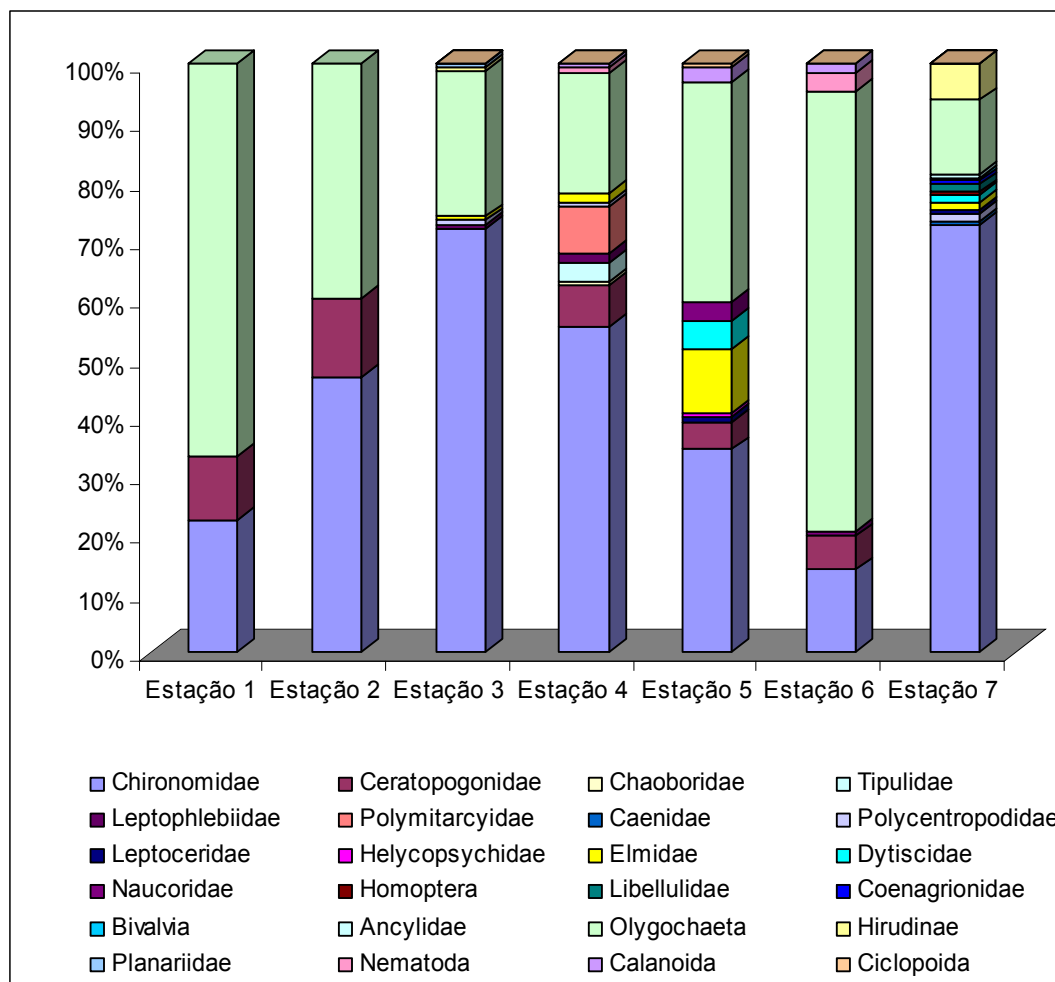


Figura 3: Percentual de contribuição dos diferentes grupos taxonômicos encontrados nas diferentes estações amostrais.



Foto 1: Draga de Petersen, utilizada para coleta da macrofauna bentônica nos diferentes ambientes aquáticos amostrados.

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOZELLI, R.L; Esteves., F.A.; Roland. F. (2000) Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema Amazônico. UFRJ/SBL, Rio de Janeiro. 342p.

- CALLISTO, M. (1994) Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos : Lago Batata e Lago Mussurá. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ. Dissertação de mestado. 109p.
- CLETO-FILHO, S.E.N. (1998). Efeito da ocupação urbana sobre a Macrofauna de Invertebrados aquáticos de um Igarapé da Cidade de Manaus – Amazônia Central. IMPA/UFA. Dissertação de mestrado. 72p.
- ESTEVES, F.A. (1988). Fundamentos de Limnologia. Ed. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro. 575p.
- MARGALEF, R. (1983) Limnologia. Ed. Omega S.A, Barcelona 999p.
- MERRITT, R.W & CumminsK.W. (1996). Na Introduction to the Aquatic Insects of North América. 3Th edition. Kendall/Hunt Publishing Company. USA.862p.
- PÉREZ, G. R. (1988) Guia para el estudo de los macroinvertebrados acuáticos Del Departamento de Antioquia. Fondo Fen Colômbia/ Colciencias/ Universidad de Antioquia. 217p.
- SIOLI, H. (1984) The Amazon Limnology Landscape and Ecology of a mighty tropical river and its basin. Junk Publishers. Dordrecht. 763p
- WALKER, I. (1995) Amazonian Streams and Smal Rivers. In: Tundisy, J.G.; Bicudo,C.E.M. & Matsumura, T. Limnology in Brazil. SBL.167 – 194.
- WETZEL, R.G. (2001). Limnology. Ed. Sauders, Philadelphia. 743p.

11. EQUIPE RESPONSÁVEL

Dr. João José Fonseca Leal – Reg. CRB (2) – 32.339/02-D
Lab. Limnologia, UFRJ. CCS, Ilha do Fundão.

2. Novas amostragens para caracterização ictiológica

Solicitação do IBAMA: Realizar novas amostragens para caracterização ictiológica especificamente em áreas que não foram amostradas, principalmente no meio do Rio Madeira e nos trechos mais a montante da desembocadura dos afluentes.

Esclarecimento ocorrido em reunião junto ao IBAMA em 09/03/2006: FURNAS informou que os consultores desaconselham a amostragem no meio da calha do rio, já que, na Amazônia, são obtidas amostras mais diversificadas próximo ao ponto de contato dos afluentes com o rio principal. Além disso, dada a velocidade e vazão das águas, na atual época das cheias, essa coleta apresentaria grandes obstáculos e riscos. Em função do argumento quanto à segurança das pessoas que fariam a coleta, o IBAMA concordou com a retirada dessa complementação, havendo consenso de que será feita coleta nos trechos mais a montante da desembocadura dos afluentes.

3. Complementação de amostras da ictiofauna utilizando coletor de “arrasto de fundo”

Solicitação do IBAMA: Realizar mais amostras da ictiofauna utilizando coletor de “arrasto de fundo” nos mesmos pontos da campanha anterior, objetivando uma clara estabilização da curva de coletor.

Esclarecimento ocorrido em reunião junto ao IBAMA em 09/03/2006: FURNAS informou que, no rio Madeira, essas coletas devem ser feitas fora da época das cheias, pois nesta época tal atividade se torna extremamente perigosa quanto à segurança dos trabalhadores.

FURNAS ponderou que a avaliação de impactos considerou as espécies de peixes que circulam no meio da calha rio, próximo ao fundo, e salientou que um dos programas apresentados no EIA prevê a continuidade do levantamento da ictiofauna. FURNAS também ponderou que a utilização dessa técnica foi feita por iniciativa da Empresa, como um “plus” do diagnóstico, e que seus resultados não interferem na avaliação dos impactos sobre a ictiofauna.

O IBAMA argumentou que devido à alta seletividade de cada aparelho de pesca faz-se necessário estabilizar a curva do coletor com esse petrecho especificamente, sendo esta solicitação uma complementação aos estudos, a qual traz resultados que devem ser incorporados à avaliação de impactos.

Dessa forma, ficou acordado que FURNAS procederá à coleta de arrasto solicitada, nos locais onde for possível, considerando a segurança dos profissionais que farão essa coleta, diante da situação de cheia em que o rio Madeira se encontra. Numa primeira análise ficou acertado que FURNAS fará a coleta em pelo menos quatro tributários, priorizando Jaci-Paraná, Mutum-paraná, Belmont e Abunã. Os dados serão consolidados em documento no qual constará justificativa da impossibilidade de se coletar em outros pontos. Em relação à curva do coletor, foi consenso de que a Empresa irá amostrar seguidamente os locais amostrados, até que a curva se estabilize.

1. INTRODUÇÃO

Os resultados obtidos neste trabalho de complementação são referentes às atividades realizadas entre 28 de março e 18 de abril de 2006. Este documento foi organizado de acordo com os objetivos propostos para o componente Ictiofauna e orientado pelas análises solicitadas pelo contratante, obedecendo à seqüência do ofício, apresentadas nos itens 2 e 3 acima discriminados.:

O estudo das áreas direta e indiretamente afetadas pelos empreendimentos Santo Antônio e Jirau, no rio Madeira, tiveram como objetivo principal caracterizar a estrutura da comunidade de peixes do trecho de corredeiras do rio Madeira, situado entre as cidades de Nova Mamoré e Porto Velho, obtendo informações sobre a ecologia e biologia das espécies mais abundantes.

As coletas de campo foram realizadas durante o período compreendido entre outubro de 2003 e fevereiro de 2005, durante as atividades do projeto “Diagnóstico da ictiofauna e da pesca comercial na área sob influência dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau”, na área proposta para os empreendimentos. As atividades envolveram sete expedições de coletas de campo (inventário preliminar e seis coletas bimestrais, compreendendo um ciclo hidrológico completo) em 10 afluentes da região, situados em quatro áreas: área de influência indireta a montante dos empreendimentos, área de influência direta do empreendimento Salto do Jirau, área de influência direta do empreendimento Santo Antônio e área de influência indireta a jusante dos empreendimentos. As coletas de campo envolveram capturas diversos aparelhos de pesca (malhadeira, rede de cerco, rede de arrasto de fundo “trawl-net”) com amostras padronizadas conforme metodologia descrita para ictiofauna, além de amostras com outros aparelhos (espinhel, puçá, linha e anzol), com o objetivo de complementar o inventário ictiofaunístico.

De forma geral, os resultados do trabalho revelaram que a área apresenta uma abundância excepcionalmente baixa (medida em valores de Captura por Unidade de Esforço-CPUE), associada à maior riqueza ictiofaunística registrada até o momento para ambientes aquáticos amazônicos. Trata-se de uma região especial por vários aspectos: constitui uma área aparentemente única de corredeiras de águas brancas; é drenada por afluentes com características típicas de igarapés, com altos barrancos e curso d’água estreito, com pequena planície inundável naquele trecho; está inserida em um dos maiores rios do mundo, o segundo maior afluente em vazão do rio Amazonas e o primeiro maior afluente em descarga de sedimentos.

Analisando os resultados obtidos (relatório final/maio de 2005) podemos destacar o baixo rendimento das pescarias experimentais, aparentemente, resultante de uma baixa produtividade deste trecho do rio Madeira. Foi constatado, ainda, que existe um importante efeito do obstáculo natural representado principalmente pelas cachoeiras Teotônio e Santo Antônio no gradiente de composição da ictiofauna. Este padrão foi mais fortemente evidenciado pela comunidade capturada por malhadeiras e rede de arrasto de fundo. As assembléias de peixes de pequeno porte (representada pelas espécies capturadas com rede de cerco) aparentemente não refletiram esse mesmo padrão.

A análise de características biológicas das espécies coletadas por malhadeiras apresentou uma estrutura trófica com abundância de consumidores secundários, representados na sua maioria por espécies detritívoras e iliófagas (82%). A comunidade revelou, ainda, baixa atividade

alimentar (muitos estômagos vazios ou com pouco alimento durante todo o período de estudo), pouco acúmulo de gordura e uso intenso da área especialmente para atividades reprodutivas (desova).

Atendendo às solicitações do IBAMA, a equipe de Ictiofauna retornou à área para realizar coletas adicionais durante os meses de março e abril de 2006, tendo realizado uma expedição a montante da confluência de cada afluente previamente amostrado, com a calha do rio Madeira. Na fase inicial dos estudos, foram realizadas coletas com a rede de arrasto de fundo em dois períodos, nas cinco áreas propostas; entretanto, as amostras da ictiofauna deste ambiente bentônico não permitiram uma estabilização da curva do coletor. Da mesma forma, a equipe atende à solicitação de empregar um maior esforço de pesca para este aparelho, no sentido de estabilizar a curva do coletor.

2. MÉTODOS

2.1 Definição da Área de Estudo para Coleta com Malhadeiras

A escolha dos pontos foi estabelecida após percorrer o trecho possível de ser navegado em cada um dos nove afluentes anteriormente amostrados. Os pontos selecionados para esta coleta, com exceção do rio Abunã, representam áreas que não haviam sido amostradas anteriormente com malhadeiras, e situam-se cerca de 30 a 40 km a montante da área de confluência com o rio Madeira. Os nove pontos de coleta selecionados são listados (TAB.1) e apresentados na Figura 1, apresentada no Anexo 1.

Ponto 02 - Igarapé do Arara, afluente da margem direita, localizado a jusante da Cachoeira das Araras, no rio Madeira, município de Nova Mamoré.

Ponto 03 - Igarapé Simão Grande, afluente da margem esquerda do rio Madeira, a jusante da balsa da BR-364.

Ponto 04 - Rio Mutumparaná, afluente da margem direita do rio Madeira, localizado próximo à vila de Mutumparaná.

Ponto 05 - Rio São Lourenço, afluente da margem esquerda do rio Madeira, a 7 km a montante do eixo da barragem do AHE Jirau.

Ponto 06 - Igarapé do Karipuna, afluente localizado na margem esquerda do rio Madeira, a jusante do eixo da barragem do AHE Jirau.

Ponto 07 - Rio Jaciparaná, afluente localizado na margem direita do rio Madeira, no distrito de Jaciparaná.

Ponto 08 - Igarapé Jatuarana I, afluente da margem esquerda do rio Madeira, localizado próximo à Vila Teotônio, a jusante da cachoeira do Teotônio.

Ponto 09 - Igarapé Jatuarana II, afluente da margem esquerda do rio Madeira, a jusante da cachoeira de Santo Antônio.

Ponto 10 - Igarapé Belmont, afluente da margem direita do rio Madeira, a jusante da cachoeira de Santo Antônio, responsável por parte da drenagem das águas da cidade de Porto Velho.

Durante o projeto, o rio Abunã foi amostrado com ponto fixo malhadeiras e rede de cerco, desde a jusante da Cachoeira Faia (localizada no distrito de Fortaleza do Abunã) até 60km a sua montante. Desta forma, consideramos que este afluente, em seu trecho mais a montante, já foi devidamente inventariado ao longo do projeto, não tendo sido incluído neste estudo de complementação.

2.2 Definição da Área de Estudo para Rede de Arrasto de Fundo “trawl-net”

As coletas de arrasto de fundo foram realizadas na calha do rio Madeira como uma tentativa de estabilizar a curva do coletor para este aparelho, nas seguintes áreas, localizadas em áreas próximas a foz dos afluentes estudados:

Área A1 (ponto 1): ponto Fortaleza do Abunã, considerada como fora da área de influência direta do alagamento provocado pela construção da UHE Jirau.

Área A2 (ponto 2): ponto Cachoeira do Arara, considerada como fora da área de influência direta do alagamento provocado pela construção da UHE Jirau.

Área B (pontos 3, 4 e 5): área dos afluentes do rio Madeira localizados entre a foz do rio Simão Grande e a Cachoeira Jirau, onde se localizam, também, as Corredeiras Paredão e Tamborete. Tais pontos deverão ser afetados diretamente pela eventual formação do lago da UHE Jirau.

Área C1 (pontos 6 e 7): área dos afluentes localizados entre a Cachoeira do Jirau e a Cachoeira do Teotônio. A construção da barragem da UHE Santo Antônio inundará a cachoeira do Teotônio e afetará estes afluentes com a formação do lago da UHE Santo Antônio.

Área C2 (Ponto 8): área do afluente localizado entre a Cachoeira do Teotônio e a Cachoeira de Santo Antônio, pertencente ao município de Porto Velho. Este afluente, denominado Jatuarana I, localiza-se em frente à Vila Teotônio e será diretamente afetado pela formação do lago da UHE Santo Antônio.

Área D (Pontos 9 e 10): área dos afluentes localizados a jusante da Cachoeira de Santo Antônio, pertencentes ao município de Porto Velho. Esta área engloba os afluentes Igarapé Belmont e Igarapé Jatuarana II, que farão parte da área imediatamente a jusante do lago do AHE Santo Antônio.

2.3 Coleta de Peixes

As amostras foram obtidas com uso de uma bateria de 13 malhadeiras (30 a 200 mm entre nós opostos), totalizando uma área de 431 m² para cada período de 24 horas.

As amostragens da ictiofauna bentônica do canal do rio Madeira foram realizadas com uso de redes de arrasto de fundo do tipo “trawl net” (Lopes-Rojaz *et al.*, 1984), denominadas neste relatório de “rede de arrasto de fundo”. A rede apresenta forma de funil, com abertura de boca de 3m e 6m de comprimento, com um saco de coleta interno com malha de 6mm entre nós opostos. Um par de portas de madeira com armação de ferro, faz com que a rede permaneça com a boca aberta, ao ser rebocado rio abaixo por uma canoa motorizada (no caso, uma canoa de alumínio de 8m, impulsionada por um motor de popa de 40 Hp). Cada área amostrada foi composta por 2 amostras com 3 lances consecutivos de 15 minutos cada.

2.4 Obtenção de Dados Quantitativos e Qualitativos

2.4.1 Amostras Obtidas com Malhadeiras

Os espécimes capturados com malhadeiras foram imediatamente preservados em formalina 10%, acondicionados em sacos plásticos, etiquetados com o código do local, data e hora da captura, e mantidos em tambores até o momento do transporte para o laboratório. No laboratório, cada exemplar foi identificado e numerado com dados anotados em ficha de laboratório para malhadeiras.

2.4.2 Amostras Obtidas com Rede de Arrasto de Fundo “trawl-net”

Os lances de rede de arrasto de fundo foram realizados em cinco pontos na calha do rio Madeira, definidos em função da presença das cachoeiras e da área de influência direta dos futuros empreendimentos hidrelétricos, também respeitando a divisão proposta por áreas realizada para os afluentes. Foram definidos: A1 foz do rio Abunã; A2 foz do igarapé do Araras; B foz do rio Mutumparaná; C foz do rio Jaciparaná e D foz do igarapé Belmont. No laboratório, cada exemplar foi identificado e numerado com dados anotados em ficha de laboratório para rede de arrasto de fundo.

As amostras obtidas com uso desses dois apetrechos de pesca, após serem imediatamente preservadas em formalina 10%, foram identificadas por uma etiqueta definitiva e acompanham uma ficha de campo contendo dados sobre o local, coordenadas geográficas, data, hora e tipo de substrato e levadas ao laboratório. As amostras coletadas foram totalmente preservadas em formalina 10% e encontram-se depositadas na coleção de referência da Universidade Federal de Rondônia (UNIR).

3. RESULTADOS

3.1 A Área de Coleta e as Capturas com Malhadeiras

Os afluentes deste trecho do rio Madeira, compreendendo os municípios de Nova Mamoré e Porto Velho apresentam características típicas de igarapés (FIG.2). Possuem leito fortemente encaixado, com altos barrancos e normalmente a largura não ultrapassa 20 metros após percorrer 15 km a montante, com exceção para o rio Jaciparaná.

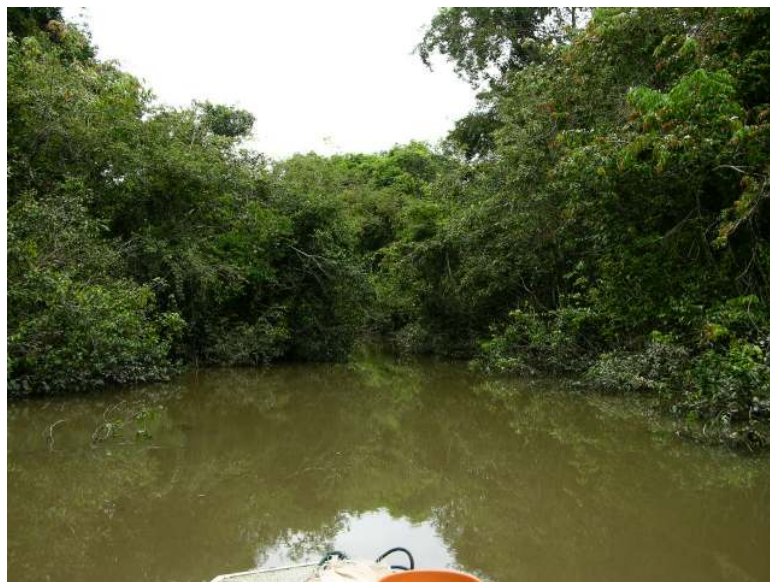


FIGURA 2: Igarapé Simão Grande cerca de 30 km a montante da confluência com o rio Madeira.

O rio Jaciparaná é o maior afluente daquele trecho do rio Madeira. Trata-se de um rio de águas claras que inunda algumas áreas de planície. Durante o período de coleta, representado pela cheia (abril de 2006), encontramos ainda barrancos expostos, evidenciando a estreita área de planície inundável deste rio (FIG.3).



FIGURA 3: Rio Jaciparaná na área da colocação Três Praias, cerca de 40 km a montante da confluência com o rio Madeira.



FIGURA 4: Rio Mutumparaná cerca de 30 km a montante da confluência com o rio Madeira.



FIGURA 5: Ambiente no rio Mutumparaná, representativo das áreas encontradas nos afluentes para pescarias com malhadeiras, a montante da confluência com o rio Madeira.

A coleta com malhadeiras resultou na captura de 541 exemplares, compondo uma lista de 79 espécies para esta coleta (TAB. 3). No entanto, ocorreu apenas um novo registro (*Tatia* sp. “cinza”, denominação provisória), mantendo o padrão de distribuição descrito no relatório anterior para a ictiofauna coletada com malhadeiras.

Não foi possível realizar coletas com malhadeiras na calha principal do rio Madeira. A alta velocidade da água impede coletas com esse equipamento de pesca em ambientes lóticos, inviabilizando tentativas de captura da ictiofauna. Durante a fase inicial de estudos, realizamos coletas com malhadeiras de deriva no canal do rio Madeira, na área da desembocadura do igarapé Belmont, na tentativa de capturar exemplares adultos de algumas

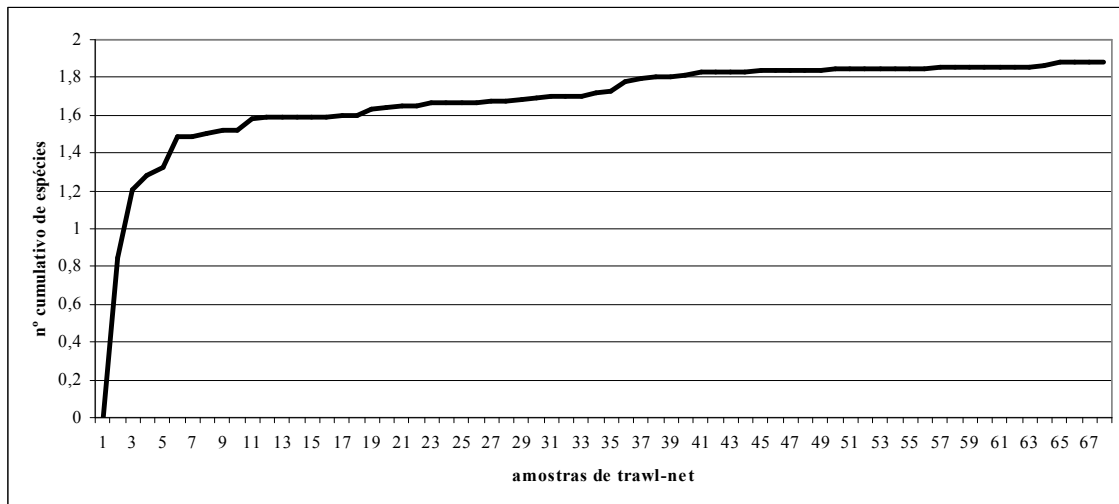
espécies de peixes (e.g., *Pellona castelnaeana*). Tais pescarias demonstraram que o uso de malhadeiras no canal principal do rio representa um método de pesca muito pouco efetivo para os estudos propostos, tanto em termos de complementação do inventário ictiofaunístico, quanto para a captura de espécimes para estudos de biologia.

3.2 Pesca de Arrasto de Fundo

A rede de arrasto de fundo “trawl-net” foi utilizada na calha do rio Madeira, em profundidades que variaram de 7 a 20 metros, nas margens esquerda, direita e calha principal do rio. A coleta com a rede de arrasto de fundo resultou na captura de 352 exemplares, compondo uma lista de 40 espécies para esta coleta, distribuídas nas cinco áreas de coleta (TAB.4). Para este aparelho de pesca houve um maior número de exemplares capturados para várias das espécies: no entanto apenas três novos registros foram encontrados: *Lamontichthys sp.*, *Megalocentor sp* e *Orthorsternarchus tamandua*, todos na calha do rio Madeira, na área da foz do igarapé Belmont.

A curva do coletor foi elaborada com os dados coletados para este aparelho de pesca, considerando todas as amostras coletadas até o momento (FIG.6).

FIGURA 6: Curva do coletor para o total de amostras coletadas com a rede de arrasto de fundo no rio Madeira, entre dezembro de 2004 e abril de 2006.



4. DISCUSSÃO

As coletas com rede de arrasto de fundo revelaram apenas três novos registros para a região de estudo (*Lamontichthys sp.*, Loricariidae; *Megalocentor echtrus*, Trichomycteridae e *Orthorsternarchus tamandua*, Apterontidae), e um único novo registro ocorreu na pesca experimental com malhadeiras, ainda com denominação provisória (*Tatia sp.* “cinza”, Auchenipteridae). A rede de arrasto de fundo totaliza até o momento 76 espécies (TAB.5), que corresponde a 73% da ictiofauna possível de ser amostrada com esse aparelho, cuja riqueza máxima de espécies, considerando esta coleta adicional, foi estimada em 104 espécies ($\alpha=95\%$). Os valores aqui encontrados apresentam-se dentro do limite de confiança (70 a 137 espécies).

Conforme esperado, os resultados dos esforços desenvolvidos para a complementação dos estudos básicos da ictiofauna do rio Madeira na área dos empreendimentos de Jirau e Santo Antônio não modificaram o padrão que havia sido encontrado para a ictiofauna deste trecho do rio Madeira durante os levantamentos efetuados para o diagnóstico dos Estudos de Impacto Ambiental. Embora desenvolvido em um espaço de tempo curto (um ciclo hidrológico completo), os estudos básicos desenvolvidos anteriormente basearam-se em um esforço de pesca considerável, e seria difícil obter algo significativamente diferente nessa nova campanha de campo. Além disso, as novas amostragens, conduzidas durante um período de águas altas, podem ter sua efetividade afetada negativamente pelas dificuldades de captura dos peixes, então dispersos por uma grande área.

Independentemente das dificuldades de trabalho durante a cheia, acreditamos que os resultados obtidos são importantes no sentido de que confirmam nossas observações anteriores em relação ao baixo rendimento da pesca experimental naquele trecho do rio Madeira. O acréscimo muito pequeno de novos registros também corrobora a eficácia dos estudos anteriormente desenvolvidos, e indica que um esforço adicional muito grande seria necessário para que houvesse um registro significativo de novos táxons naquela área. Assim, acreditamos que os resultados desses estudos complementares fortalecem nossas conclusões sobre as características faunísticas e ecológicas dos peixes na área dos empreendimentos, e não modificam nossas hipóteses sobre os prováveis impactos ambientais negativos sobre a ictiofauna.

Quanto à forma de análise dos resultados, nossas interpretações dos resultados obtidos foram objetivas e basearam-se na consistência dos dados obtidos em campo, sempre respeitando os limites impostos pelo desenho experimental empregado e a natureza dos resultados. Análises multivariadas podem ser úteis para auxiliar na elucidação de padrões em conjuntos de dados muito complexos, como é o caso das informações obtidas sobre a ictiofauna do rio Madeira no trecho considerado. Entretanto, tais análises não têm um caráter preditivo forte, pois geralmente não são adequadas para o teste de hipóteses. Assim, na ausência de uma pergunta clara sobre os dados ou sobre as conclusões obtidas, optamos por não realizar tais análises. Caso haja alguma informação específica a ser esclarecida, poderemos proceder as análises adicionais dos dados.

5. ANEXOS

TABELA 1: Locais de coleta com os respectivos códigos, áreas e coordenadas geográficas, para as capturas com malhadeiras.

Ponto	Local	Coordenada (UTM)
2	igarapé Cachoeira do Araras	0246562/8891968
3	igarapé Simão Grande	0246603/8950716
4	igarapé Mutumparaná	0282694/8929472
5	igarapé São Lourenço	0296087/8964072
6	igarapé Karipunas	0317388/8986382
7	rio Jaciparaná	0344890/8954751
8	igarapé Jatuarana I	0384314/9025626
9	igarapé Jatuarana II	0397114/9043496
10	igarapé Belmont	0405913/9043904

TABELA 2: Pontos de coleta amostrados com a rede de arrasto de fundo (“trawl-net”), os respectivos códigos e coordenadas geográficas.

Nº Arrasto	Local	Código (Lance)	Coordenadas (UTM)	
			Inicial	Final
1	Belmont	ARABEL 01	0406973/9046330	0408535/9047446
1	Belmont	ARABEL 02	0407386/9046592	0408710/9047552
1	Belmont	ARABEL 03	0406552/9046158	0408066/9047080
1	Belmont	ARABEL 04	0407111/9045516	0408340/9046202
1	Belmont	ARABEL 05	0406964/9045802	0408390/9046652
1	Belmont	ARABEL 06	0406918/9045888	0408601/9046858
2	Jaciparaná	ARAJACI 01	0329399/8987632	0331175/8988374
2	Jaciparaná	ARAJACI 02	0329575/8987724	0331147/8988446
2	Jaciparaná	ARAJACI 03	0329521/8987786	0331057/8988524
2	Jaciparaná	ARAJACI 04	0331230/8988454	0332850/8988462
2	Jaciparaná	ARAJACI 05	0331173/8988426	0332945/8988390
2	Jaciparaná	ARAJACI 06	0331172/8988432	0332746/8988406
3	Mutumparaná	ARAMUTUM 01	0297016/8962818	0297581/8964422
3	Mutumparaná	ARAMUTUM 02	0297049/8962758	0297421/8964310
3	Mutumparaná	ARAMUTUM 03	0297069/8962606	0297613/8964120
3	Mutumparaná	ARAMUTUM 04	0297402/8962576	0298025/8964100
3	Mutumparaná	ARAMUTUM 05	0297443/8962818	0298022/8964126
3	Mutumparaná	ARAMUTUM 06	0297504/8962292	0298138/8964168
4	Araras	ARRARAS 01	0246848/8905068	0246861/8905072
4	Araras	ARRARAS 02	0246861/8905072	0246861/8905068
4	Araras	ARRARAS 03	0246888/8905094	0248255/8906596
4	Araras	ARRARAS 04	0246795/8905090	0248037/8906576
4	Araras	ARRARAS 05	0246770/8905152	0247936/8906420
4	Araras	ARRARAS 06	0247965/8906262	02488904/8907308
5	Abunã	ARABU 01	0231742/8931686	0232563/8933428
5	Abunã	ARABU 02	0231751/8931662	0232660/8933402
5	Abunã	ARABU 03	0231766/8931670	0232493/8933222
5	Abunã	ARABU 04	0231673/8931682	0232562/8933388
5	Abunã	ARABU 05	0231734/8931634	0232596/8933396
5	Abunã	ARABU 06	0231710/8931622	0232485/8933316

TABELA 3: Número de exemplares capturados por espécie para cada afluente (a montante) nas capturas realizadas com malhadeiras, entre os dias 28 março e 12 de abril de 2006.

Espécie	Local									Total
	Arara	Simão	Mutumparaná	São Lourenço	Karipunas	Jaciparaná	Jatuarana I	Jatuarana II	Belmont	
<i>Auchenipterus ambyiacus</i>	17	1			2					20
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	10				1		4		2	17
<i>Pellona castelnaeana</i>	8	4			2					14
<i>Anodus sp.</i>	7				1			1		9
<i>Tatia intermedia</i>	5	2				1				8
<i>Triportheus albus</i>	4		1				1	2	2	10
<i>Calophysus macropterus</i>	2									2
<i>Auchenipterichthys longimanus</i>	1	1		1	4		5			12
<i>Serrasalmus eigenmanni</i>	1		1			1				3
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1				1		3			5
<i>Pellona flavipinnis</i>	1				1			2		4
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1				1					2
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	1				1					2
<i>Myleus rubripinnis</i>	1						1			2
<i>Myleus torquatus</i>	1									1
<i>Ageneiosus atronasmus</i>	1									1
<i>Triportheus angulatus</i>	1									1
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	1									1
<i>Hemiodus amazonum</i>		22			5		19			46
<i>Hypostomus sp.</i>		5								5
<i>Hemiodus microlepis</i>		3								3
<i>Agoniates anchovia</i>		2								2
<i>Brycon amazonicus</i>		1	1			4	70			76
<i>Schizodon fasciatum</i>		1			1		2			4
<i>Acestrorhynchus heterolepis</i>		1			1		2			4
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>		1					6			7
<i>Leporinus friderici</i>		1					2		1	4

Espécie	Local									
	Arara	Simão	Mutumparaná	São Lourenço	Karipunas	Jaciparaná	Jatuarana I	Jatuarana II	Belmont	Total
<i>Brycon melanopterum</i>		1								1
<i>Pirinampus pirinampu</i>		1								1
<i>Tatia</i> sp. "cinza"		1								1
<i>Bryconops giacopinii</i>			4		31		1	4		40
<i>Cynodon gibbus</i>			2	2						4
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>			2							2
<i>Acestrorhynchus microlepis</i>			1	5	10	2		1		19
<i>Roestes molossus</i>				7						7
<i>Moenkhausia</i> gr. lepidura sp.4				4		2	1		1	8
<i>Anodus elongatus</i>				4						4
<i>Potamorhina altamazonica</i>				2	1			12		15
<i>Serrasalmus altispinis</i>				2		2				4
<i>Potamorhina latior</i>				2				17	14	33
<i>Parauchenipterus galeatus</i> "malhado"				2						2
<i>Laemolyta proxima</i>				2						2
<i>Acestrorhynchus abbreviatus</i>				1	18				2	21
<i>Leporinus</i> cf. <i>friderici</i>				1		2				3
<i>Hemiodus</i> "rabo de fogo"				1				2		3
<i>Acestrorhynchus falcistrostris</i>					3	1	1			5
<i>Hoplias malabaricus</i>					3	1				4
<i>Astyanax</i> sp. 1					2	1				3
<i>Crenicichla johana</i>					2					2
<i>Satanoperca jurupari</i>					2					2
<i>Cyphocharax notatus</i>					2					2
<i>Megalechis thoracata</i>					1				2	3
<i>Aequidens tetramerus</i>					1					1
<i>Moenkhausia</i> aff. <i>comma</i>					1					1
<i>Ancistrus</i> sp.1					1					1

Espécie	Local									Total
	Arara	Simão	Mutumparaná	São Lourenço	Karipunas	Jaciparaná	Jatuarana I	Jatuarana II	Belmont	
<i>Crenicichla proteus</i>					1					1
<i>Tatia cf. brunnea</i>					1					1
<i>Charax caudimaculatus</i>					1					1
<i>Laemolyta taeniata</i>						30		2		32
<i>Piaractus brachypomum</i>						3		1		4
<i>Chalceus guaporensis</i>						3				3
<i>Brycon falcatus</i>						2				2
<i>Moenkhausia gr. chrisargyrea</i>						2				2
<i>Pseudanos trimaculatus</i>						2				2
<i>Hypoptopoma gulare</i>						2				2
<i>Psectrogaster amazonica</i>						1	1		1	3
<i>Acestrorhynchus cf. microlepis</i>						1				1
<i>Ancistrus sp. "pintinhas"</i>						1				1
<i>Hypostomus hoplonites</i>						1				1
<i>Myleus setiger</i>						1				1
<i>Brycon cephalus</i>						1				1
<i>Mylossoma duriventre</i>							1		1	2
<i>Psectrogaster rutiloides</i>								13		13
<i>Pimelodus sp. n. blochii</i>								2	1	3
<i>Prochilodus nigricans</i>								1	1	2
<i>Leporinus fasciatum</i>								1		1
<i>Triportheus elongatus</i>								1		1
<i>Hydrolycus scomberoides</i>									1	1
<i>Hypophthalmus emarginatus</i>									1	1
Total										541

TABELA 4: Número de exemplares capturados por espécie para cada área nas capturas realizadas com rede de arrasto de fundo “trawl-net”, entre março e abril de 2006.

Espécie	Total	
<i>Pimelodidae</i>	gen. novo 1	105
<i>Cetopsis</i>	<i>coecutiens</i>	36
<i>Exallodontus</i>	sp.	35
<i>Pimelodus</i>	sp. n. <i>blochii</i>	31
<i>Sternarchella</i>	<i>orthos</i>	16
<i>Pimelodidae</i>	gen. novo 2	13
<i>Pterodoras</i>	<i>lentiginosus</i>	13
<i>Propimelodus</i>	sp. 2	9
<i>Propimelodus</i>	sp.	9
<i>Porotergus</i>	sp.	9
<i>Planiloricaria</i>	cf. <i>cryptodon</i>	9
<i>Bathycetopsis</i>	<i>oliveirai</i>	9
<i>Paraloricaria</i>	sp. 1	6
<i>Calophysus</i>	<i>macropterus</i>	5
<i>Pinirampus</i>	<i>pirinampu</i>	4
<i>Sternarchella</i>	<i>schotti</i>	4
<i>Nemadoras</i>	sp. "Karipuna"	4
<i>Sternarchella</i>	sp. "queixo"	3
<i>Compsaraia</i>	<i>compsus</i>	3
<i>Aphanotorulus</i>	<i>unicolor</i>	2
<i>Farlowella</i>	aff. <i>rugosa</i>	2
<i>Sternarchorhynchus</i>	<i>oxyrhynchus</i>	2
<i>Opsodoras</i>	<i>boulengeri</i>	2
<i>Adontosternarchus</i>	<i>balaenops</i>	2
<i>Pimelodella</i>	sp. 1	2
<i>Propimelodus</i>	<i>eigenmanni</i>	2
<i>Brachyplatystoma</i>	<i>rousseauixii</i>	2
<i>Brachyplatystoma</i>	<i>juvuense</i>	1
<i>Distocyclus</i>	<i>conirostris</i>	1
<i>Eigenmannia</i>	<i>macrops</i>	1
<i>Lamontichthys</i>	sp.	1
<i>Leptodoras</i>	<i>juvuensis</i>	1
<i>Megalocentor</i>	<i>ecthrus</i>	1
<i>Megalonema</i>	sp. 2	1
<i>Pimelodella</i>	<i>cristata</i>	1
<i>Trachydoras</i>	<i>nattereri</i>	1
<i>Pimelodina</i>	<i>flavipinnis</i>	1
<i>Rhaphiodon</i>	<i>vulpinus</i>	1
<i>Sternarchogiton</i>	<i>nattereri</i>	1
<i>Orthosternarchus</i>	<i>tamandua</i>	1
Total		352

TABELA 5: Número total de exemplares capturados por espécie para cada área pela rede de arrasto de fundo “trawl-net”, no período compreendido entre fevereiro de 2005 e abril de 2006.

	Espécie	Áreas					Total
		A1	A2	A3	A4	A5	
<i>Pimelodidae</i>	gen. novo 1	49	27	19	20	3	118
<i>Cetopsis</i>	<i>coecutiens</i>	18	12	28	25	1	84
<i>Exallodontus</i>	sp.	15	3	7	9	7	41
<i>Pimelodidae</i>	gen. novo 2	7	2	8	17	1	35
<i>Sternarchella</i>	<i>orthos</i>	18	10	1	4	1	34
<i>Pimelodus</i>	sp. n. <i>blochii</i>	14	11	2	4	1	32
<i>Bathycetopsis</i>	<i>oliveirai</i>	2	1	7	8	12	30
<i>Propimelodus</i>	sp.	3		8	2	9	22
<i>Sternarchogiton</i>	<i>nattereri</i>	11	2	6		1	20
<i>Compsaraia</i>	<i>compsus</i>	9	1	3	4		17
<i>Brachyplatystoma</i>	<i>rousseauxii</i>	3	1	2	8	3	17
<i>Pterodoras</i>	<i>lentiginosus</i>	5	5		3	3	16
<i>Apteronotus</i>	<i>bonapartii</i>	9	1	4	1		15
<i>Pimelodus</i>	sp. "fontanela longa"	7	2	3	1	1	14
<i>Sternarchogiton</i>	<i>porcinum</i>	2	4	4	2		12
<i>Porotergus</i>	sp.	1			11		12
<i>Sternarchella</i>	<i>schotti</i>	4	5			2	11
<i>Paraloricaria</i>	sp. 1		2	3	1	5	11
<i>Pinirampus</i>	<i>pirinampu</i>	3	4			3	10
<i>Pseudohemiodon</i>	sp.				2	7	9
<i>Planiloricaria</i>	cf. <i>cryptodon</i>	3			6		9
<i>Propimelodus</i>	sp. 2					9	9
<i>Rhinodoras</i>	cf. <i>dorbignyi</i>	1	2	6			9
<i>Leptodoras</i>	<i>juvuensis</i>					8	8
<i>Planiloricaria</i>	<i>cryptodon</i>	1	4		1	2	8
<i>Loricaria</i>	<i>cataphracta</i>			5	2		7
<i>Odontostilbe</i>	<i>fugitiva</i>					7	7
<i>Nemadoras</i>	sp. "Karipuna"			1		5	6
<i>Calophysus</i>	<i>macropterus</i>	1			3	2	6
<i>Sternarchorhynchus</i>	<i>mormyrus</i>	2		2	1		5
<i>Pimelodina</i>	<i>flavipinnis</i>					5	5
<i>Goslinia</i>	<i>platynema</i>	2				2	4
<i>Propimelodus</i>	<i>eigenmanni</i>	1		1	1	1	4
<i>Pimelodidae</i>	não identificado (jovem)	4					4
<i>Aguarunichthys</i>	<i>inpai</i>			3		1	4
<i>Sternarchella</i>	sp. "queixo"	3				1	4
<i>Adontosternarchus</i>	<i>balaenops</i>	1	2				3
<i>Aphanotorulus</i>	<i>unicolor</i>					3	3
<i>Pimelodella</i>	<i>cristata</i>	2				1	3
<i>Rhaphiodon</i>	<i>vulpinus</i>	1		1	1		3
<i>Planiloricaria</i>	sp.2	1		1	1		3
<i>Pimelodus</i>	sp.1 n. <i>blochii</i>					3	3
<i>Farlowella</i>	aff. <i>rugosa</i>					2	2
<i>Sternarchorhynchus</i>	<i>oxyrhynchus</i>	2					2
<i>Apistoloricaria</i>	cf. <i>laani</i>			1	1		2
<i>Brachyplatystoma</i>	sp.				2		2
<i>Distocyclus</i>	<i>conirostris</i>	2					2

	Espécie	Áreas					Total
		A1	A2	A3	A4	A5	
<i>Vandellia</i>	sp. "vampiro"	1			1		2
<i>Horiomyzon</i>	<i>retropinnatus</i>					2	2
<i>Plagioscion</i>	<i>squamosissimus</i>	2					2
<i>Trachydoras</i>	sp. "longo"					2	2
<i>Pimelodus</i>	sp. "longo"	1		1			2
<i>Opsodoras</i>	<i>boulengeri</i>	1	1				2
<i>Pimelodella</i>	sp. 1	1				1	2
<i>Paracanthopoma</i>	sp. "truculenta"	1				1	2
<i>Pseudopimelodus</i>	sp.	1					1
<i>Sternarchorhynchus</i>	<i>curvirostris</i>	1					1
<i>Paraloricaria</i>	sp. 2					1	1
<i>Rhabdolichops</i>	<i>eastwardi</i>	1					1
<i>Brachyplatystoma</i>	<i>juruese</i>		1				1
<i>Pseudosturisoma</i>	<i>microps</i>					1	1
<i>Zungaro</i>	<i>zungaro</i>				1		1
<i>Pseudostegophilus</i>	<i>nemurus</i>			1			1
<i>Vandellinae</i>	sp. "gen. novo"					1	1
<i>Ernstichthys</i>	cf. <i>megistus</i>					1	1
<i>Cetopsorhamdia</i>	sp.2					1	1
<i>Megalocentor</i>	<i>ecthrus</i>					1	1
<i>Crossoloricaria</i>	sp.			1			1
<i>Eigenmannia</i>	<i>macrops</i>	1					1
<i>Phenacorhamdia</i>	sp.			1			1
<i>Orthosternarchus</i>	<i>tamandua</i>					1	1
<i>Trachydoras</i>	<i>nattereri</i>				1		1
<i>Platystomatichthys</i>	<i>sturio</i>	1					1
<i>Lamontichthys</i>	sp.					1	1
<i>Megalonema</i>	sp. 2		1				1
<i>Cetopsorhamdia</i>	sp.1					1	1
Total							724

6. EQUIPE RESPONSÁVEL

Pesquisadores:

Carolina Rodrigues da Costa Dória, Dra.

Gislene Torrente Vilara, MSc.

Jansen Alfredo Sampaio Zuanon, Dr.

Técnicos:

Túlio Raimundo de Araújo, Biólogo

Bolsistas do curso de Ciências Biológicas da UNIR:

Luiz Jardim Queiroz

Ariana Cella Ribeiro

Pescadores:

Roberval Pinto Ribeiro

4. Medições e experimentos preditivos da deposição de ovos e larvas.

Solicitação do IBAMA: Apresentar medições e realizar possíveis experimentos que possam ser preditivos da deposição de ovos e larvas a montante dos reservatórios. Do mesmo modo, os resultados devem ser usados para apresentar as medidas mitigadoras para minimizar esse impacto.

Esclarecimento ocorrido em reunião junto ao IBAMA em 09/03/2006: Conforme estabelecido no item 5.3 da ata de reunião GA.I.005.2006, anexa para pronta referência, uma vez que atualmente ainda não existem modelos matemáticos para esse prognóstico, e que o desenvolvimento de tais modelos demandam um longo período de tempo para a sua conclusão, FURNAS propôs a implementação de um projeto de pesquisa e desenvolvimento visando a construção de um modelo matemático preditivo para a deriva e deposição de ovos e larvas de peixes, utilizando o caso do rio Madeira como piloto, não inserindo-o, entretanto, no licenciamento ambiental do empreendimento, dadas as variáveis e fatores envolvidos. Houve concordância do IBAMA quanto a essa proposta.

ATENDIMENTO AOS PEDIDOS DE ADEQUAÇÕES DO MEIO BIÓTICO

5. Dimensionamento de áreas de campinarana que podem ser afetadas pela elevação do lençol freático.

Solicitação do IBAMA: Dimensionar a área de campinarana que poderá ser afetada pela elevação do lençol freático e o impacto que essa vegetação sofrerá com a implantação do AHE Jirau.

1. INTRODUÇÃO

O termo campinarana é um vocábulo híbrido das línguas portuguesa e tupi (rana) que significa “parecido com campina”. Geralmente, esta terminologia é utilizada na região norte do Brasil para se referenciar a um complexo mosaico de tipologias vegetais, algumas delas xeromórficas, que se desenvolvem sobre solos arenosos ou argilosos, extremamente pobres (oligotróficos), na maioria dos casos hidromórficos, e ricos em ácido húmico.

A campinarana é um ecossistema exclusivo do bioma Amazônia (IBGE, 1991) podendo ser observado no Brasil, Peru, Colômbia, Venezuela, Bolívia, Suriname, Guiana. Entretanto, em cada um destes países este ecossistema é conhecido por uma nomenclatura própria, muitas vezes de uso regional. Silveira, (2003) apresenta uma extensa revisão bibliográfica sobre as terminologias utilizadas nestes países.

No Brasil, a principal e maior área de ocorrência da campinarana situa-se na região do alto-médio rio Negro, no Estado do Amazonas, com cerca de 83.000 km² o que corresponde a cerca de 1% do território nacional. Manchas menores e mais esparsas, porém frequentes, desta formação, também são observadas nos estados do Acre, Roraima, Amapá, Piauí, Maranhão, Mato Grosso e Rondônia.

No Estado de Rondônia, de acordo com o Zoneamento Socioeconômico-Ecológico (ZSEE, 1998), as ocorrências de campinaranas concentram-se nos municípios de Pimenteira, Guajará-Mirim e Porto Velho com áreas de 84,62 km², 40,85 km² e 486,47 km², respectivamente.

No município de Porto Velho, região de maior ocorrência de campinarana no Estado, as áreas situam-se na sua grande maioria na margem direita do rio Madeira, no trecho compreendido entre as cidades de Abunã e Mutum-Paraná.¹ Grande parte desta região, com cerca de 468

¹ Estas áreas de campinarana foram mapeadas no ZSEE (1998) como sendo Formação Aluvial de Pequeno Porte (Umirizal). Entretanto, levantamentos realizados nestas formações vegetais pela equipe de botânica do INPA e UNIR, durante a elaboração dos Estudos de Impacto Ambiental dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio - EIA, concluíram que o termo umirizal é usado localmente para descrever um tipo de vegetação com fisionomia, estrutura e florística similares às campinaranas hidromórficas da Amazônia, contendo, também, algumas espécies típicas dos cerrados do Brasil Central. Apesar do nome popular sugerir a abundância da espécie *Humiria balsamifera* (umirí) nesta formação, os levantamentos de campo encontraram predominância de outra espécie lenhosa, a *Ruizterania retusa*, espécie comum nos igapós e campinaranas do Rio Negro. Assim, a classificação do ZSEE foi substituída no âmbito do EIA por campinarana, por ser este um termo mais comumente utilizado para descrever este tipo de vegetação amazônica.

km², insere-se na Área de Influência Indireta (AII) dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio que possui uma área aproximada de 23.520 km².

De acordo com os estudos de uso do solo e cobertura vegetal do EIA, apenas o reservatório do AHE Jirau, na cota máxima operacional de 90 metros², afetará **de forma direta**, através da inundação e limpeza da cobertura arbórea da área, cerca de 32,9 km² das tipologias vegetais que compõem a campinarana atualmente existente. Esta área corresponde a cerca de 7% da área desta formação vegetal existente na AII na época dos estudos.

Os **impactos indiretos** da formação do lago do AHE Jirau e das regras operativas do reservatório sobre as áreas de campinarana, decorrentes da alteração do nível do lençol freático, foram previstos no EIA.

Entretanto, a magnitude deste impacto não pode ser quantificada devido à dificuldade de qualificação do mesmo, decorrente da impossibilidade de mensuração precisa das principais variáveis ambientais envolvidas. Dentre elas pode-se destacar o comportamento da variação anual do lençol freático, estudos ecológicos básicos do comportamento das espécies existentes na campinarana e informações pedológicas e levantamentos altimétricos de detalhe das áreas críticas.

Para se avaliar corretamente o comportamento do lençol freático será necessário o levantamento de uma série de dados históricos que deverão ser coletados durante vários ciclos hidrológicos, antes e após o enchimento do reservatório, nas diversas cotas de inundação previstas no regime operativo da Usina de Jirau (82,5 a 90 metros).

Por estas razões, nesta fase do licenciamento, foram concebidos dois Programas de Monitoramento Ambiental que deverão ser implementados e analisados de forma integrada, desde o início de implantação do empreendimento, para se possa fazer um acompanhamento e prognóstico mais realistas deste impacto indireto.

-
- ² Os dados disponíveis à época dos Estudos de Inventário permitiram definir o AHE Jirau como uma usina a fio de água com NA máximo normal de 90,00m, de modo a manter inalterado o regime fluvial do rio Madeira, a montante da localidade de Abunã (divisa Brasil – Bolívia), e de seus afluentes bolivianos. Contudo, os levantamentos topográficos executados na etapa de viabilidade demonstram que o nível de água normal do reservatório do AHE Jirau, mantido constante na cota 90,00m poderá influenciar o regime fluvial do rio Madeira a montante de Abunã, inundando áreas antes só atingidas durante o período de cheias. Diante desse problema, ficou definido que o reservatório do AHE Jirau será operado com *NA variável*, por intermédio de uma *Curva Guia do Reservatório*, de forma que as condições do regime fluvial do rio Madeira a montante de Abunã, em território boliviano, permaneçam inalteradas. Com a operação do AHE Jirau com nível de água variável, as características de temporalidade do reservatório são muito marcantes em função da grande variabilidade dos níveis operativos (82,50m a 90,00m) e das vazões afluentes (5.600 a 33.600m³/s). Dessa forma, o reservatório ficará sempre limitado ao trecho a jusante de Abunã. No período de estiagem, cujo pico é em setembro, considerando o NA mínimo normal na El. 82,50m e a vazão média mensal estimada em 5.600m³/s, o reservatório se estenderá por cerca de 128km a montante da usina. A área estimada do reservatório é de cerca de 136,9km², enquanto que a área inundada em condições naturais é de 109,9km², resultando em um acréscimo de área inundada de apenas 27km². No período de cheias, em janeiro, considerando o reservatório com NA máximo normal na El. 90,00 m e a máxima vazão média mensal estimada em 23.900 m³/s, o reservatório se estenderá até cerca de 110 km a montante da usina. A área estimada do reservatório é de cerca de 244 km², que resulta em um acréscimo de área inundada de 108 km².

A concepção destes Programas encontra-se no EIA e a síntese metodológica dos mesmos é apresentada a seguir.

- a) **Monitoramento do Lençol Freático:** Foram previstos levantamentos e estudos em áreas críticas, em escala compatível; instalação e operação de rede de piezômetros antes, durante e após o enchimento do reservatório; monitoramento da rede de poços existentes, visando acompanhar alterações nos níveis dinâmico e estático.
- b) **Subprograma de Monitoramento do Efeito da Elevação do Lençol Freático Sobre a Vegetação de Campinarana:** Previu-se a demarcação de parcelas para a coleta de dados quali-quantitativos incluindo o levantamento florístico e fitossociológico dos estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo, além de epífitas. Dessa forma, será feito o acompanhamento da possível ocorrência de mudanças na estrutura e na composição da vegetação. A coleta dos dados será realizada anualmente na estação seca, quando o acesso às áreas é facilitado. Os resultados do monitoramento deverão subsidiar decisões relativas à escolha de espécies para utilização em plantios, em locais com condições abióticas similares àquelas onde demonstraram ter maior sucesso de colonização, bem como a necessidade de controle da população de alguma espécie oportunista.

2. OBJETIVOS

Este relatório visa apresentar uma estimativa da área de campinarana que poderá ser afetada pela elevação do lençol freático e a apresentação dos possíveis impactos indiretos que essa vegetação sofrerá com a implementação e operação do AHE Jirau.

3. METODOLOGIA

Inicialmente realizou-se a revisão dos dados e informações produzidas e levantadas durante a execução dos estudos ambientais. Foram analisados, em especial, o regime operativo do reservatório e os relatórios de climatologia, solos, geologia, geomorfologia, uso do solo e cobertura vegetal, flora, bem como os dados planialtimétricos da restituição aerofotogramétrica. Através da análise destas informações foi possível identificar e hierarquizar as áreas de campinarana que apresentam maior risco de impacto ambiental decorrente da provável elevação de lençol freático.

Posteriormente, na área identificada de maior risco procedeu-se o levantamento e a complementação dos dados e informações mínimas necessárias para a elaboração do prognóstico e a estimativa das magnitudes dos impactos ambientais sobre a campinarana. Estes estudos complementares foram realizados para os temas discriminados a seguir utilizando-se de abordagens metodológicas específicas.

a) Geomorfologia da planície aluvial do rio Madeira.

Este estudo teve como objetivo detalhar o processo de formação de parte da planície fluvial do rio Madeira. Para isso realizou-se a interpretação de 45 fotografias aéreas, na escala de 1:30.000, e a análise integrada das informações disponíveis na literatura e nos relatórios temáticos do Estudo de Impacto Ambiental.

b) Geração de Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente – MDEHC.

A restituição aerofotogramétrica da área de estudo encontra-se originalmente no formato vetorial, onde a altimetria é representada por isolinhas e pontos cotados. O intervalo entre as curvas de nível é de cinco metros.

Este formato não é o mais adequado para a representação e visualização do relevo em áreas muito planas onde situam-se as áreas de campinarana. Além disso, ele dificulta a realização de análises espaciais mais complexas a partir do uso de programas computacionais implementados em Sistemas de Informações Geográficas. Assim, é mais recomendado o uso do formato matricial para representação do relevo que possibilita uma melhor visualização das classes altimétricas do que os pontos cotados.

Por estas razões gerou-se um MDEHC que é uma representação matricial do relevo que também assegura a convergência do escoamento superficial para e ao longo da drenagem mapeada, garantindo assim a sua consistência hidrológica. Para cada célula do modelo é atribuído um valor de altitude proveniente da interpolação dos dados altimétricos vetoriais respeitando-se, durante a geração do modelo, a representação fidedigna da rede de drenagem mapeada.

Para a geração deste modelo digital de elevação, com resolução de 30 metros, utilizou-se o algoritmo TOPOGRID implementado no software ArcInfo. A rede de drenagem e os dados altimétricos vetoriais tiveram que ser pré-processados conforme metodologia descrita por Chaves (2002) e que foi utilizada pela Universidade Federal de Viçosa na geração dos modelos digitais de elevação da base de dados do SIVAM.

c) Aspectos fisionômicos, ecológicos e de distribuição espacial da campinarana.

Nesta etapa produziu-se uma carta imagem de satélite ETM/Landsat-7 e uma das ortofotocartas, ambas de trabalho, na escala de 1:30.000. Estes produtos, impressos em escala de maior detalhe, permitiram avaliar melhor a distribuição espacial das diversas tipologias vegetais e correlacioná-las com aspectos geomorfológicos e pedológicos, bem como os dados altimétricos provenientes da restituição aerofotogramétrica e do modelo digital de elevação produzido na etapa anterior. Os aspectos fisionômicos da vegetação e características dos solos, observados nas fotografias aéreas e de campo, auxiliaram na identificação de aspectos ecológicos das diversas formações.

Realizou-se também a análise das informações disponíveis na literatura e nos relatórios temáticos do Estudo de Impacto Ambiental. Para a elaboração do prognóstico e a estimativa das magnitudes dos impactos ambientais adotou-se, como premissa conservadora de segurança, uma faixa altimétrica de até 5 metros acima da cota de inundação de 90 metros. Esta faixa, somada com a zona de depleção de 7,5 metros do reservatório, garantiria, em tese, a ocorrência de uma região de baixa probabilidade de impacto indireto da elevação do lençol freático nas áreas de campinarana .

Adotou-se este critério devido, em especial, ao desconhecimento científico aprofundado a respeito da ecologia das espécies de campinarana, à ausência de curvas de nível da restituição em intervalos menores do que 5 metros e à inexistência de instrumentos analíticos capazes de

prever o comportamento detalhado e a distribuição espacial do lençol freático, após o enchimento e a operação do reservatório do AHE Jirau em cotas variáveis.

Assumiu-se que uma faixa total de 12,5 metros englobaria a variação do lençol freático³ e uma zona altimétrica que garantiria o desenvolvimento das raízes (1,5 metros)⁴ e permitiria a percolação ou escoamento da precipitação durante a estação chuvosa (1,5 metros ou 1500 mm de chuva)⁵.

As estimativas de área foram realizadas a partir do cruzamento dos dados altimétricos e do mapa de vegetação do EIA utilizando-se de ferramentas de análise espacial disponíveis no software de sistemas de informação geográfica ArcGis, versão 9.0.

Posteriormente, os resultados foram avaliados a partir da análise dos registros locais obtidos durante os trabalhos de campo para levantamentos florísticos e de mapeamento do uso do solo e cobertura vegetal realizado em 2004.

4. RESULTADOS

4.1 Identificação e hierarquização das áreas mais susceptíveis aos possíveis impactos da elevação do lençol freático nas áreas de campinarana

Os estudos de vegetação do EIA na Área de Estudo do AHE Jirau, realizados pelas equipes de botânica da Universidade Federal de Rondônia-UNIR e INPA, identificaram e caracterizaram, em nível de detalhe conforme apresentado no EIA, quatro fitofisionomias vegetais que compõem a formação campinarana, a saber:

- a) Campinarana Gramíneo-Lenhosa (campina, campinara aberta; campos da natureza)
- b) Campinarana Arborizada (campinara arbustiva);
- c) Campinarana Florestada (campinarana arbórea densa);
- d) Transição Campinarana Florestada/ Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas.

Estas fitofisionomias ocorrem na forma de um complexo mosaico vegetacional enclavado no domínio de floresta ombrófila, em áreas de relevo plano da planície fluvial da margem direita do rio Madeira. Pelo fato de estarem localizadas em uma mesma zona climática que as florestas adjacentes, mais que a pluviosidade e a temperatura, o solo, o relevo e o nível do lençol freático são os principais fatores que determinam o contraste entre a campinarana e as florestas vizinhas, bem como as próprias fitofisionomias.

As Fotos 1,2,3,4 mostram padrões fisionômicos da Campinarana Gramíneo-Lenhosa, Campinarana Arborizada, Campinarana Florestada, Transição Campinarana Florestada/ Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas, respectivamente. O grau de encharcamento do

³ Segundo avaliação da CPRM apresentada no EIA o lençol freático observado na Formação Rio Madeira, área de ocorrência das campinaranas, situa-se na faixa de 4 a 8 metros, exceto nas zonas argilosas onde o mesmo encontra-se próximo à superfície.

⁴ Os trabalhos disponíveis na literatura mostram que as raízes da campinarana concentram-se nas camadas superficiais do solo alimentando-se dos nutrientes provenientes da decomposição da própria matéria orgânica depositada no solo. Silveira, (2003) mostra a concentração de raízes até a um metro de profundidade.

⁵ Os índices pluviométricos da região situam-se na faixa de 1700 a 2000 mm/ano.

solo é muito maior nas duas primeiras fitofisionomias e decresce no sentido das áreas de transição. O acúmulo de água nas camadas superficiais do solo pode ser decorrente do escoamento deficiente em áreas planas, da impermeabilização dos horizontes sub-superficiais ou pelo afloramento do lençol freático estático/variável.



Fotos 1 e 2 - Campinarana Gramíneo-Lenhosa e Campinarana Arborizada



Fotos 3 e 4 - Campinarana Florestada e Transição Campinarana Florestada/ Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas.

A transição entre estas fisionomias pode ocorrer de forma gradual (algumas centenas de metros) ou abrupta (poucas dezenas de metros). A forma de transição é condicionada por variações no tipo de solo e ao seu grau de encharcamento e secagem que está relacionado com microrelevo, a textura do solo e a profundidade do lençol freático.

Em áreas deprimidas ou elevadas na paisagem com alta concentração de argila e/ou lençol freático superficial a saturação de água no solo permanece elevada até o final da estação seca – agosto/setembro(Foto 2 – áreas elevadas), enquanto que em locais de solos arenosos mais

drenados pode ocorrer déficit hídrico acentuado nesta época do ano, onde as temperaturas e as horas de insolação são maiores.

Estes dois casos extremos de condições ambientais, observados em campo nas áreas de campinarana, aliado ao baixo nível de fertilidade dos solos limitam o estabelecimento e o crescimento de plantas menos adaptadas. Também por estas razões as áreas de campinarana, à exceção das áreas de transição, não são ocupadas preferencialmente pelas atividades agropastoris em qualquer nível de manejo (primitivo ou tecnificado).

A Figura 1 mostra a localização das três grandes manchas de ocorrência de campinarana na Área de Estudo do AHE Jirau levantadas no mapeamento de uso do solo e cobertura vegetal do EIA, impresso na escala de 1:100.000, que se encontra no Tomo específico do EIA.

Estas três áreas totalizam cerca de 400 km². O primeiro mosaico próximo à cidade de Abunã, localizada na divisa do Brasil com a Bolívia, o segundo, próximo à cidade de Mutum-Paraná e o terceiro mosaico encontra-se próximo ao local do barramento. A maior área de concentração localiza-se na região entre Mutum-Paraná e Abunã. Ressalta-se que as áreas de campinarana de Abunã e Mutum-Paraná são contínuas, estendendo-se além da Área de Entorno, possivelmente até para dentro do território boliviano.

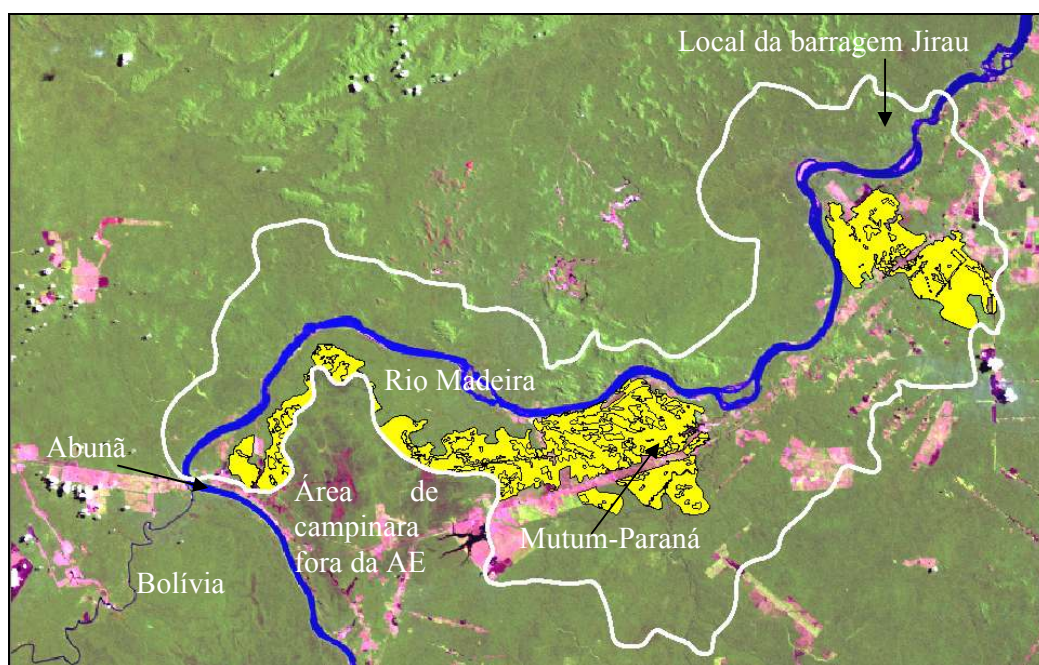


Figura 1 – Áreas de concentração de campinarana, em amarelo, no interior e entorno da Área de Estudo (AE) sobrepostas à imagem de satélite Landsat.

Estas três áreas foram avaliadas e hierarquizadas quanto ao possível impacto da elevação do lençol freático quando da formação do reservatório. As avaliações foram feitas em ambiente de sistemas de informações geográficas – SIG considerando as curvas de nível do levantamento aerofogramétrico, a espacialização do deplecionamento máximo previsto para o reservatório (7,5 metros), o mapeamento das áreas de campinarana e as observações de campo realizadas em julho de 2004.

Os resultados finais mostraram que a área de Mutum Paraná é a de maior risco potencial, seguido da área próxima ao barramento e da área próxima a Abunã, esta última com baixo risco.

Apresenta-se a seguir, para as duas últimas áreas, os resultados desta avaliação. A área de Mutum-Paraná é avaliada separadamente no item 4.3.

4.2 Estimativa da área de impacto ambiental indireto da elevação do lençol freático nas áreas de campinarana de Abunã e próximas ao eixo do AHE Jirau

a) Área de Abunã com área de 5.508 hectares na Área de Entorno (AE)

As **Fotos 5 e 6** mostram visões panorâmicas da área no entorno da área de Abunã onde observa-se o rio madeira ao fundo, o uso antrópico concentrado ao longo do seu dique e o mosaico de tipologias vegetais que integram a campinarana.



Foto 5 - Campinarana Gramíneo-Lenhosa (a) e Campinarana Arborizada (b) no entorno da área de Abunã

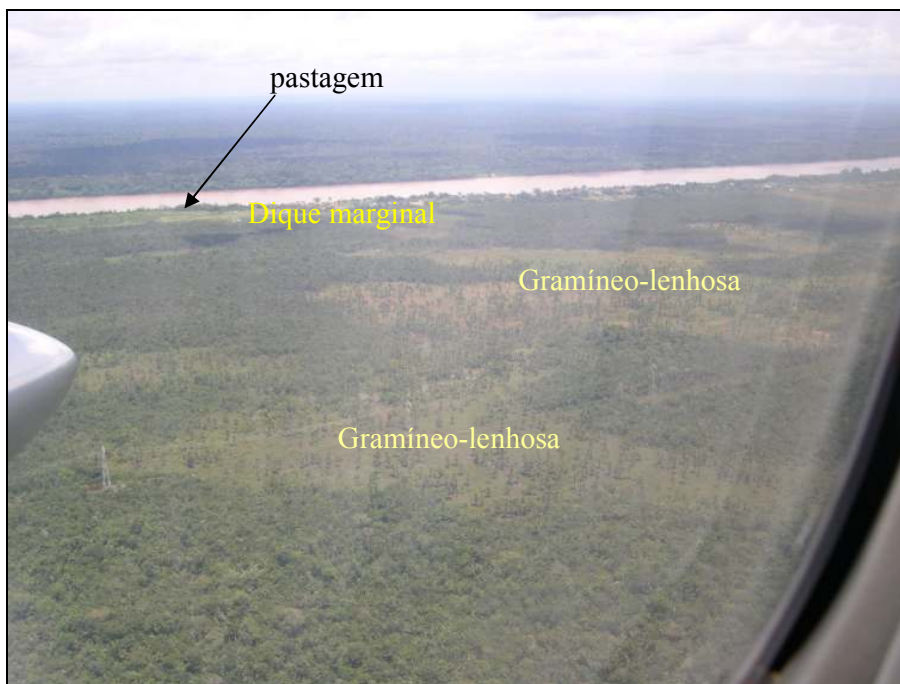


Foto 6 – Uso antrópico ao longo do dique marginal do rio Madeira (área de floresta ombrófila aluvial) e mosaico de tipologias na área de campinarana.

A **Figura 2** mostra a sobreposição na imagem de satélite das curvas de nível 90 (cyan), 95 (vermelho) e 100 metros (preto) e da área de ocorrência de campinarana representada pelo polígono amarelo nessa região, compreendida entre Abunã e a foz do rio Castanho,.

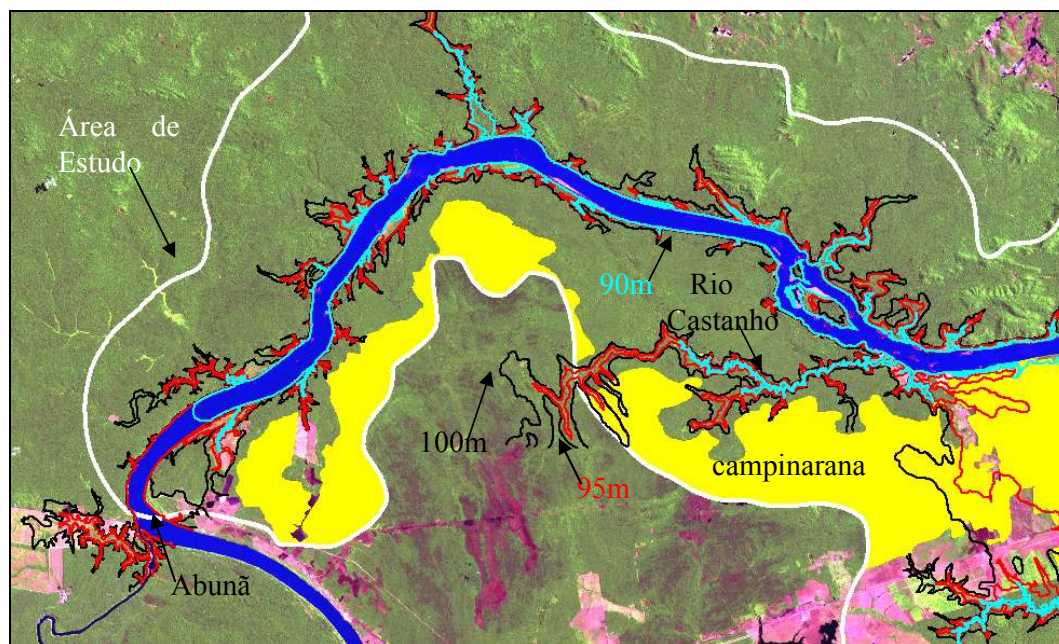


Figura 2 – Simulação das cotas altimétricas do relevo X áreas de campinarana de Abunã

Observa-se que o reservatório na cota 90 encontra-se praticamente encaixado no leito natural do rio Madeira (em azul na imagem). Pode-se notar também que a totalidade das áreas de campinarana encontra-se numa posição topográfica elevada na paisagem (mais de 10 metros) em relação à futura cota de inundação. Por esta razão e pelo fato do regime operativo do reservatório propiciar uma depleção de até 7,5 metros, no término da estação seca, pode-se considerar como remota ou nula a probabilidade desta área de campinarana ser afetada indiretamente pela elevação do lençol freático.

b) Área próxima ao barramento do AHE Jirau com 11.457 hectares na AE

A **Figura 3** mostra a sobreposição na imagem de satélite das curvas de nível 90 (cyan), 95 (vermelho) e 100 metros (preto) e da área de ocorrência de campinarana próxima ao barramento, representada pelos polígonos claros (Campinarana Gramíneo-Lenhosa e Campinarana Arborizada), amarelos (e Campinarana Florestada) e pelos polígonos ocre (transição Campinarana Florestada/ Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas).

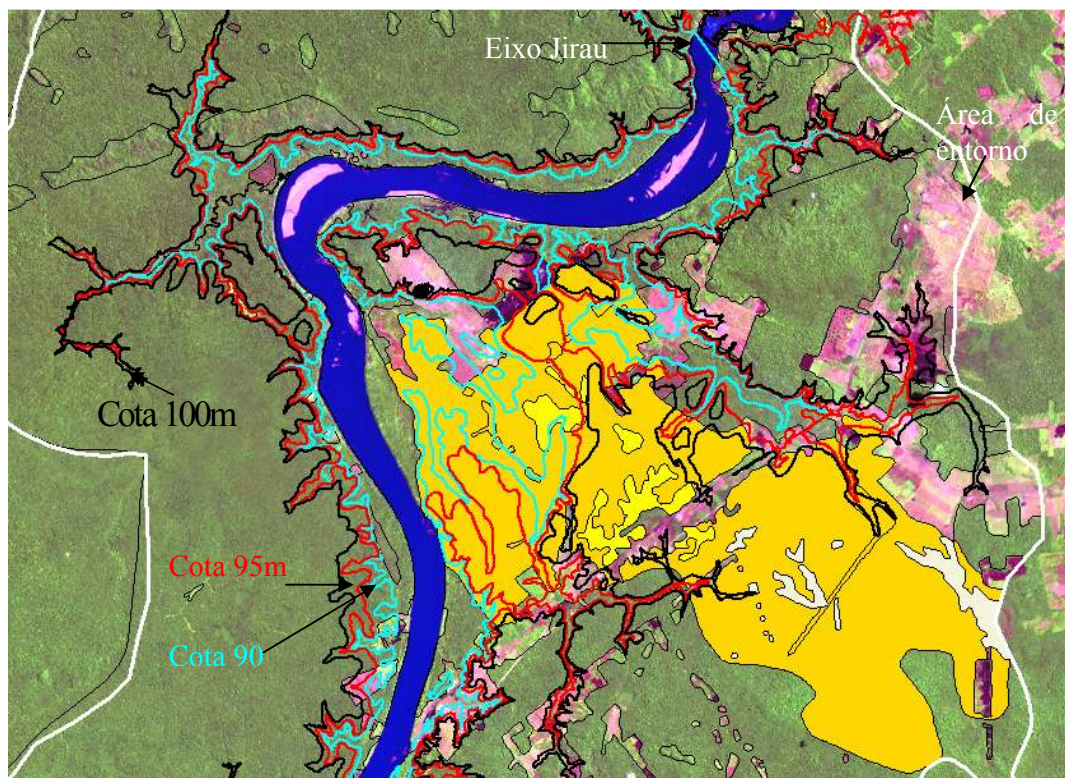


Figura 3 - Simulação das cotas altimétricas do relevo X áreas de campinarana

Observa-se nesta Figura que o reservatório na cota 90 torna-se dendrítico, acompanhando as depressões da rede de drenagem, e já não fica restrito à calha do rio. Os braços do reservatório avançarão sobre áreas de pastagem (tom rosa na imagem), de florestas e de áreas de transição de campinarana florestada/floresta ombrófila, em especial, e campinarana florestada compreendidas entre a margem direita do rio Madeira e à BR-354.

As áreas de transição, situadas entre os braços dos reservatórios que ficarão muito próximos uns dos outros, apresentam uma alta probabilidade de serem afetados pela alteração do lençol freático, em especial as espécies típicas das florestas ombrófilas de terra firme. As campinaranas totalizam cerca de 1887 hectares, representando cerca de 16,5% da área desta formação nesta região. Nos limites desta área de transição com áreas de floresta observou-se, durante os trabalhos de campo em julho de 2004, um intensa pressão de desmatamento para formação de pastagem conforme os padrões de interpretação de queimada (áreas magenta escuro) observados na imagem de satélite de 2002 (Figura 3) e na Foto 7.

As áreas de transição situadas no outro lado da BR-354, bem como as áreas de campinarana gramíneo-lenhosa, campinarana arborizada (Foto 8) e a grande maioria da área de campinarana florestada, representadas pelos polígonos amarelos, não devem ser atingidas indiretamente pela provável elevação do lençol freático por se situarem a mais de 10 metros acima da cota de inundação e da faixa de deplecionamento do reservatório. Cabe ressaltar que os limites estabelecidos no mapeamento para a classe de transição, com maior extensão de área de impacto provável, não são muito precisos por se tratar de uma área onde os padrões de interpretação destas áreas e de floresta ombrófila não são facilmente distinguíveis na imagem de satélite.



Foto 7 – Área de floresta ombrófila aberta desmatada em 2002 com implantação de pastagem e surgimento de palmeiras pioneiras em julho de 2004.



Foto 8 – Área de campinarana florestada e área de pastagem próxima à BR-153.

4.3 Estimativa da área de impacto ambiental indireto da elevação do lençol freático na área de campinarana de Mutum-Paraná

Os resultados apresentados neste tópico referem-se ao trecho da planície fluvial do rio Madeira entre a foz do rio Castanho e a vila de Mutum-Paraná. Essa área foi selecionada a partir dos resultados da avaliação prévia apresentada no item 4.1 e consiste na maior extensão de campinarana com cerca de 22.995 hectares o que corresponde a aproximadamente 57,5% da ocorrência desta formação vegetal na Área de Entorno.

Esta área foi, inicialmente, objeto de uma investigação mais detalhada da altimetria, por se tratar de uma área com baixo gradiente altimétrico, e dos processos geomorfológicos que contribuíram para a sua formação, de forma a subsidiar a compreensão da ecologia e da distribuição do mosaico vegetacional e particularmente da campinarana e a sua evolução após a implementação do barramento do AHE Jirau.

As **Fotos 9 e 10** mostram visões panorâmicas da área no entorno da área de Mutum-Paraná. Pode-se observar o rio Madeira ao fundo, o uso antrópico concentrado ao longo do seu estreito dique marginal e o mosaico de tipologias vegetais que integram a campinarana.

A **Foto 11** mostra, em primeiro plano, a cidade de Mutum-Paraná, no plano intermediário um reservatório artificial circundado por áreas de transição e pastagem e, ao fundo, o rio Madeira.



Foto 9 – Área de mosaico das tipologias que integram a região de campinarana próxima de Mutum-Paraná



Foto 10 – Detalhe da área campinarana próximo de Mutum-Paraná com uso antrópico na área do dique aluvial, outrora recoberto com floresta ombrófila

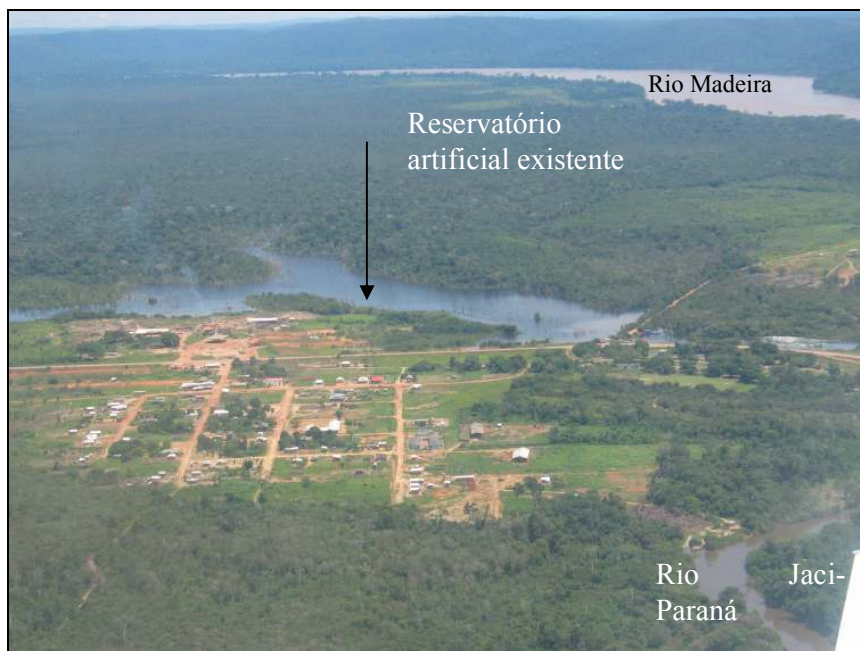


Foto 11 – Cidade de Mutum Paraná e área de transição no entorno do reservatório existente

4.3.1 Revisão e complementação do Diagnóstico Ambiental de parte da planície fluvial do rio Madeira – área de Mutum-Paraná

a) Aspectos Geológicos da Planície fluvial do rio Madeira

Nesta área encontram-se duas unidades litoestratigráficas, a Formação Rio Madeira predominantemente e os Sedimentos Aluvionares Holocênicos (CPRM, 2004).

A Formação Rio Madeira é constituída de depósitos fluviais originados pelo rio homônimo distribuídos nas margens do rio e no interior da Bacia de Abunã. É representada por sedimentos inconsolidados a semi-consolidados, parcialmente ferruginizados, depositados no leito e na planície de inundação e datados como Pleistocênicos

Segundo os estudos geológicos do Estudo de Impacto Ambiental - EIA a seqüência estratigráfica mais representativa é composta por camada inferior de argila plástica cinza, fossilífera (restos vegetais – folhas, galhos, troncos), maciça com estruturas sedimentares plano-paralela. Acima dessa camada ocorre uma camada cascalhífera ou conglomérática aurífera, maciça, com matriz arenosa. Sobreposta ao cascalho, ocorre uma camada de areia ferruginizada, endurecida e cimentada por óxi-hidróxidos de ferro. A areia é grossa, mal selecionada, com níveis de grânulos e seixos dispersos, exibindo, por vezes, granodecrescência para areia fina. As estruturas mais comuns nessa camada são a estratificação cruzada, plano-paralela e cruzada acanalada.

Na parte superior da Formação encontram-se cordões sinuosos de um pacote de argila-siltosa, maciça, capeada por chapa laterítica centimétrica. A Figura 4 exhibe os perfis esquemáticos da Formação Rio Madeira.

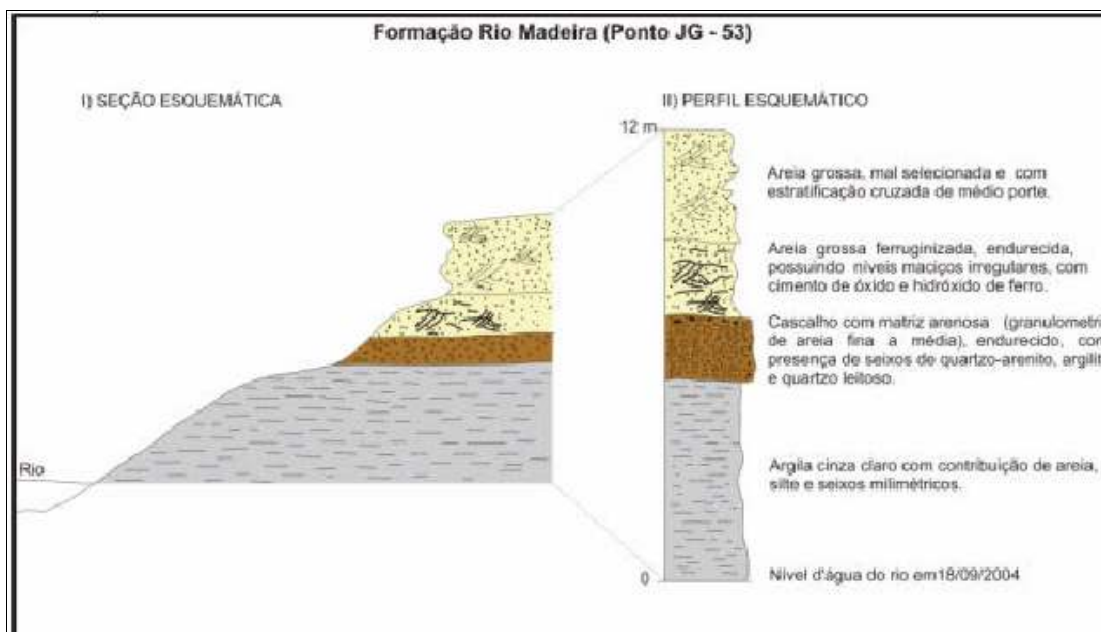


Figura 4 – Perfil esquemático de uma seção completa dos sedimentos que constituem a Formação Rio Madeira

Os sedimentos aluvionares holocênicos são “depósitos subatuais e atuais constituídos de sedimentos detríticos mal selecionados e com domínio das argilas. Estes depósitos estão associados ao rio Madeira e seus afluentes, ocorrendo nas margens e formando ilhas nos canais” CPRM (2004).

Estas unidades litoestratigráficas descritas estão inseridas na unidade morfotectônica denominada Bacia do Abunã, classificada como um *rombograben*, que se constitui em uma larga faixa de acumulação de depósitos sedimentares recentes, gerada por uma tectônica modificadora que aprisionou os sedimentos. Esta bacia está associada “a movimentos transtrativos instalados ao longo do megalineamento Madre de Dios-Itacoatiara, denominado por Igreja & Catique (1997), que coincide com o lineamento Baixo-Médio Amazonas (Lima 1988)”, ambos citados por Souza Filho (1999).

A atividade neotectônica nesta região é marcada, principalmente, pelo encaixe da rede de drenagem na direção N-S.

b) Aspectos Geomorfológicos e Hidrogeológicos da Planície fluvial do rio Madeira

Na Figura 5 pode-se observar a área deprimida, reconhecida pela tonalidade mais escura no Modelo Digital de Elevação (menores altitudes), denominada como Bacia de Abunã. Ressaltam-se também as pequenas manchas mais escuras, indicadas pela seta, correspondentes às áreas dos depósitos argilosos denominadas como Depressões Embrejadas Recobertas por Campinarana Gramíneo-Lenhosa, segundo CPRM (2004). Estas áreas estão indicadas na imagem de satélite ETM+/Landsat-7 apresentada na Figura 6.

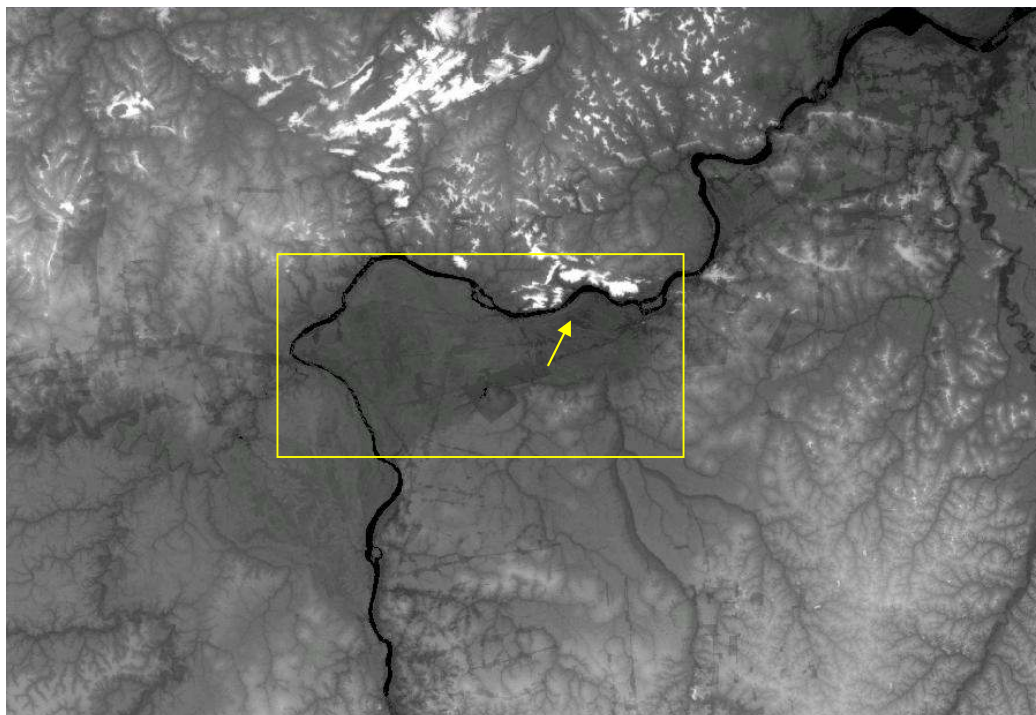


Figura 5 – Parte da depressão da bacia de Abunã destacada no Modelo Digital de Elevação (caixa amarela) com indicação de alguns depósitos argilosos (seta)

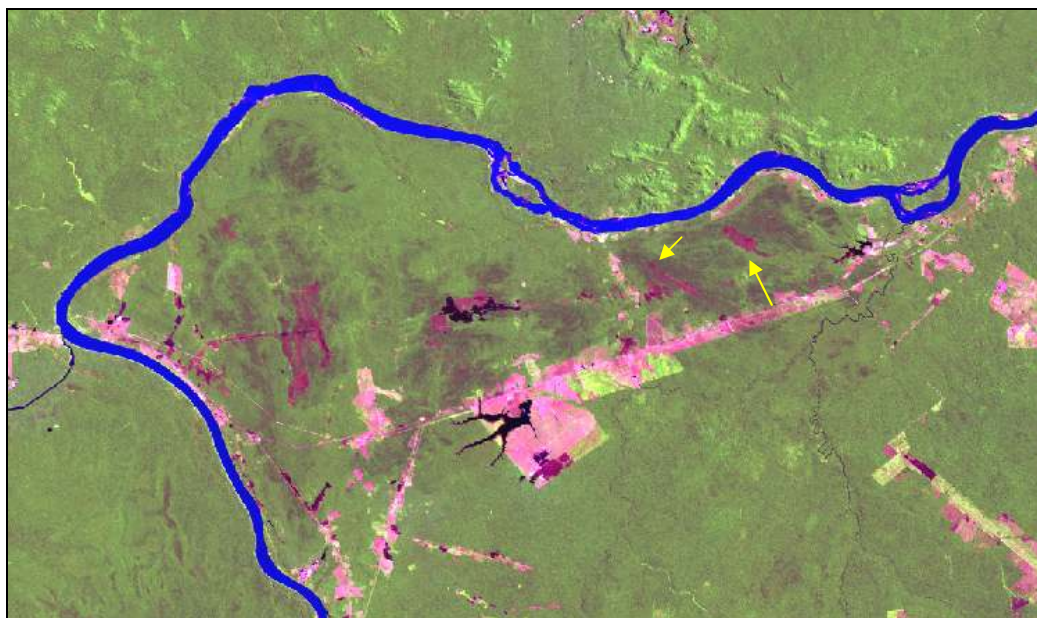


Figura 6 – Destaque de alguns dos depósitos argilosos (magenta) em parte da depressão de Abunã

Segundo mapeamento geomorfológico realizado pela CPRM (2004) a área de estudo (Figura 7) está localizada nas unidades identificadas como Terraços Fluviais Altos, com Dissecação Baixa, recobertos por Floresta aluvial e Depressões Embrejadas Recobertas ora campinarana arbórea e arbustiva (predominante), ora por campinarana gramíneo-lenhosa. Essas áreas caracterizadas pelas condições topográficas (depressões planas e alagáveis) e pela má drenagem dos solos permitiram a instalação de um mosaico vegetacional peculiar.

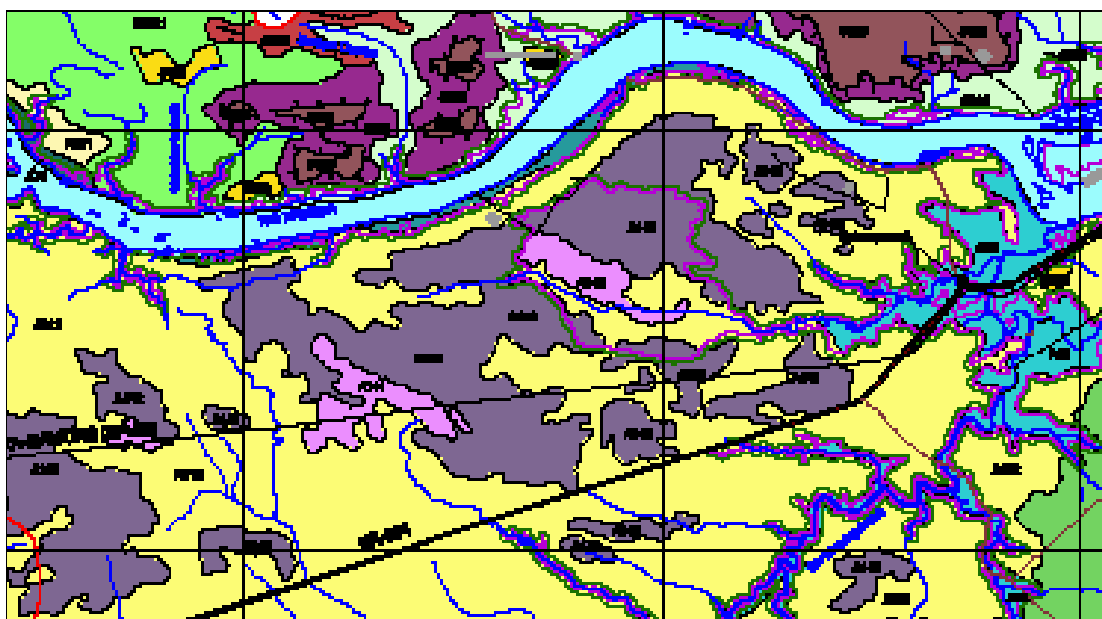






Figura 7 – Recorte adaptado do mapa geomorfológico da área de Mutumpananá até a foz do rio Castanho (CPRM, 2004).

Legenda

-  Terraços Fluviais Altos, com Dissecação baixa, recobertos por floresta aluvial
-  Depressões embrejadas recobertas por campinarana arbórea/arbustiva (Depósitos arenosos do leque aluvial)
-  Depressões embrejadas recobertas por campinarana gramíneo -lenhosa (Depósitos argilosos do leque aluvial)
-  Planícies fluviais

Na margem direita do rio Madeira - entre Mutumpanarana ao leste, e a foz do rio Castanho ao oeste – a Formação Rio Madeira apresenta formas de deposição fluvial conhecidas como leques aluviais. Estes leques são formados durante as cheias, quando o rio rompe o dique

marginal e inunda as áreas mais baixas da planície fluvial, depositando a carga pela perda de energia.

O rompimento dos diques marginais é denominado como avulsão e os depósitos formados como leques aluviais ou *crevasse splay*. Entre as causas do processo de avulsão citam-se a elevação do nível do mar, o aumento de descarga líquida e sedimentos, a ação da neotectônica e ainda a influência humana. Se a avulsão se consolida, um novo canal é formado, contudo, se a avulsão termina, o material depositado forma um leque aluvial ou *crevasse splay*.

Próximo ao local de rompimento do dique marginal, o canal do rio Madeira apresenta vários depósitos aluvionares, afloramentos rochosos e corredeiras. É possível que seja um trecho de menor profundidade, contribuindo desta forma para o processo de rompimento do dique marginal e formação dos leques fluviais observados. Uma hipótese sobre a tendência à avulsão no local pode ser explicada pela “neotectônica que afetou a região no Quaternário, possibilitando a geração e reativação de falhas geológicas, movimentação de blocos crustais, assim como alteração do gradiente do rio e a migração do seu canal ao longo do tempo” (CPRM, 2004 corroborada pelos estudos de Souza F. et al 1999).

A Foto 11 ilustra o local de rompimento do dique (*avulsão*) e um típico leque aluvial (*crevasse splay*), no rio Columbia no Canadá, que demonstra a configuração dos canais, denominados distributários, os depósitos em formação e a instalação da vegetação nas partes mais altas.

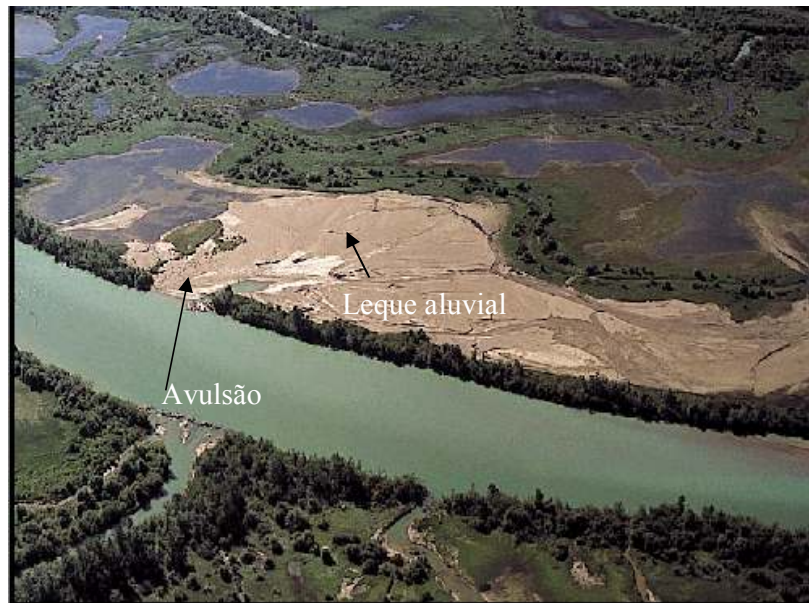


Foto 12 – Rompimento do dique (*avulsão*) e formação de leque (*crevasse splay*) no rio Columbia, Canadá

O dique marginal do rio Madeira, próximo à foz do rio Castanho, tem sido rompido em várias ocasiões e vários leques aluviais superpostos podem ser identificados na depressão da margem direita. A geometria do leque aluvial mais recente é visível nas imagens de satélite e fotos aéreas, confinado entre áreas mais elevadas representadas por terraços e diques marginais. Próximos à origem do rompimento os depósitos do leque são mais arenosos e nas

áreas mais afastadas são mais argilosos. Nas áreas mais baixas há também evidência dos canais principal e secundários do leque aluvial.

Os sedimentos dos leques caracterizam-se, normalmente, por serem arenosos e pela granodecrescência e adelgaçamento na direção da zona deprimida marginal ao rio. Além disso, são características a presença de marcas de onda e as laminações. Os depósitos formam cordões arenosos mais elevados e entre eles é comum formarem-se pequenas lagoas.

Há sinais de várias *leques aluviais* no local, com distribuição de leques superpostos nas áreas mais elevadas - terraços, diques marginais, depósitos arenosos do leque, próximos à origem do rompimento. E nas áreas mais baixas a evidência dos canais principal e secundários do leque aluvial, e as áreas argilosas distais da origem, e planícies recentes.

Podem ser observadas marcas de paleocanais e ondulações (marcas de ondas) nas áreas dos depósitos tipicamente argilosos (Qarg – Mapa geológico da AID do EIA) com presença de indivíduos arbustivos/arbóreos da Campinarana no topo dessas ondulações, e pequenos meandros abandonados nos depósitos arenosos (Figura 8). Como são áreas mal drenadas, com lençol freático próximo à superfície, algumas depressões evidenciam umidade, e são alagadas na época de chuvas pela elevação do lençol freático e baixa capacidade de escoamento e infiltração da água chuva.



Figura 8 – Ondulações em áreas de depósitos argilosos

Como a vegetação está intimamente relacionada com o aquífero, e o enchimento e a operação do reservatório terão interferência no nível deste aquífero, ressaltam-se as características da área descritas no item Hidrogeologia do Estudo de Impacto Ambiental EIA, elaborado pela CPRM.

As maiores extensões da área correspondem a “Aquíferos Intergranulares Descontínuos, Livres (Aidl)”. Esta unidade corresponde aos sedimentos quaternários, ferruginosos, pouco consolidados da Formação Madeira. Os sedimentos são mal selecionados, com a granulometria variando de cascalho a argila, apresentando caráter inconsolidados a pouco consolidado. Este sistema aquífero apresenta as melhores vazões, de cerca de 3 a 4m/h. A proximidade do lençol freático com a superfície, entre 4 a 8m, torna-o vulnerável à contaminação. Na área dos depósitos argilosos, onde predomina a campinarana gramíneo-lenhosa, tem-se o aquífero do tipo “Aquicludo (Aqc), que corresponde às litologias porosas, mas não permeáveis, incapazes de ceder água, economicamente, a obras de captação.

Superposta aos ambientes criados pelo processo de formação do leque aluvial, tem-se a drenagem recente, que percola condicionada pela distribuição dos depósitos aluviais. Uma vez

instalada, os canais condicionam uma melhor drenagem da área e o ressecamento do entorno, permitindo a instalação da Floresta Ombrófila Aluvial, completando o complexo padrão de distribuição da vegetação observado.

c) Aspectos ecológicos da vegetação com os ambientes originados pelo leque aluvial e sua distribuição espacial na Planície fluvial do rio Madeira.

A vegetação, em especial a campinarana, registra e se adapta evolutivamente às variações de textura dos sedimentos, à irregularidade na topografia, às peculiaridades e as flutuações do nível dos aquíferos e à evolução dos processos hídricos do local.

Como exemplo, as Fotos 13 e 14 mostram, numa área de transição de campinarana florestada para campinarana arborizada, o crescimento da maioria das espécies arbóreas em áreas de murundus que consistem em ambientes menos úmidos por se situarem numa posição mais elevada no microrelevo de uma região sujeita à inundação por um período de 2 a 3 meses.



Fotos 13 e 14 – Presença de espécies arbóreas em murundus na área de inundação temporária da campinarana.

A Foto 15 mostra camada espessa, compacta e flexível de raízes finas situadas na camada superficial de um solo arenoso pobre em nutrientes. Segundo Silveira (2003) esta camada pode apresentar até um metro de profundidade, em alguns casos. Comparada com as florestas crescendo em outros tipos de solo, a vegetação de campinarana apresenta uma proporção muito maior de raízes finas na fitomassa (Klinge & Herrera, 1978; citado por Souza, 2003) e utiliza a própria matéria orgânica que deposita no ambiente, como fonte de nutrientes.



Foto 15 – Camada espessa de raízes superficiais em área de campinarana no Acre.
Fonte:Silveira, 2003.

Nas áreas com longos períodos de inundação é comum a presença de gramíneas e ciperáceas, com presença de grupamentos de palmeiras como o caran  (*Mauritia carana*) e o buriti (*M. flexuosa*) (Foto 16) que suportam longos períodos de inundação.



Foto 16 –  rea de campinarana gramíneo-lenhosa com período prolongado de inundação.

Assim, tem-se neste processo de adaptação da vegetação na região do leque fluvial uma associação de florestas e transição desta floresta com a campinarana florestada nos diques marginais e partes dos terraços altos; a campinarana florestada e a uma transição desta com a campinarana arborizada sobre os depósitos arenosos do leque aluvial; e uma vegetação de campinarana gramíneo-lenhosa com buritis nas partes mais baixas, que correspondem às áreas com depósitos argilosos, anteriormente ocupadas por lagoas perenes e atualmente sujeitas a um período mais prolongado de inundação.

No ambiente dos canais antigos abandonados e nas áreas de decantação argilosas do leque, tem-se um nível freático superficial, com inundação entre 4-6 meses, e o aquífero poroso, mas impermeável (*Aquiclude*), onde está instalada a vegetação de campinarana com buritis.

Nos depósitos arenosos do leque, que correspondem às áreas de aquífero livre com lençol subterrâneo entre 4-8m, tem-se a ocupação da formação campinarana florestada e transição desta formação para floresta ombrófila. O período de inundação nessa região é de 2-3 meses.

Nas planícies fluviais recentes, que correspondem às áreas com lençol freático superficial, mas bem drenadas, a floresta ombrófila aluvial está presente. Nos terraços fluviais e diques marginais que dispõem de lençol mais profundo, tem-se a associação de florestas ombrófilas.

A **Figura 9** mostra, sobre a imagem de satélite de 2002 a distribuição espacial das fitofisionomias de campinarana na área em estudo. Os polígonos claros representam as áreas de campinarana gramíneo-lenhosa e de campinarana arborizada, os polígonos amarelos as áreas de campinarana florestada e os polígonos ocres as áreas de transição de campinarana florestada e floresta ombrófila aberta. Em verde estão representadas as florestas ombrófilas e em magenta as áreas de pastagem.

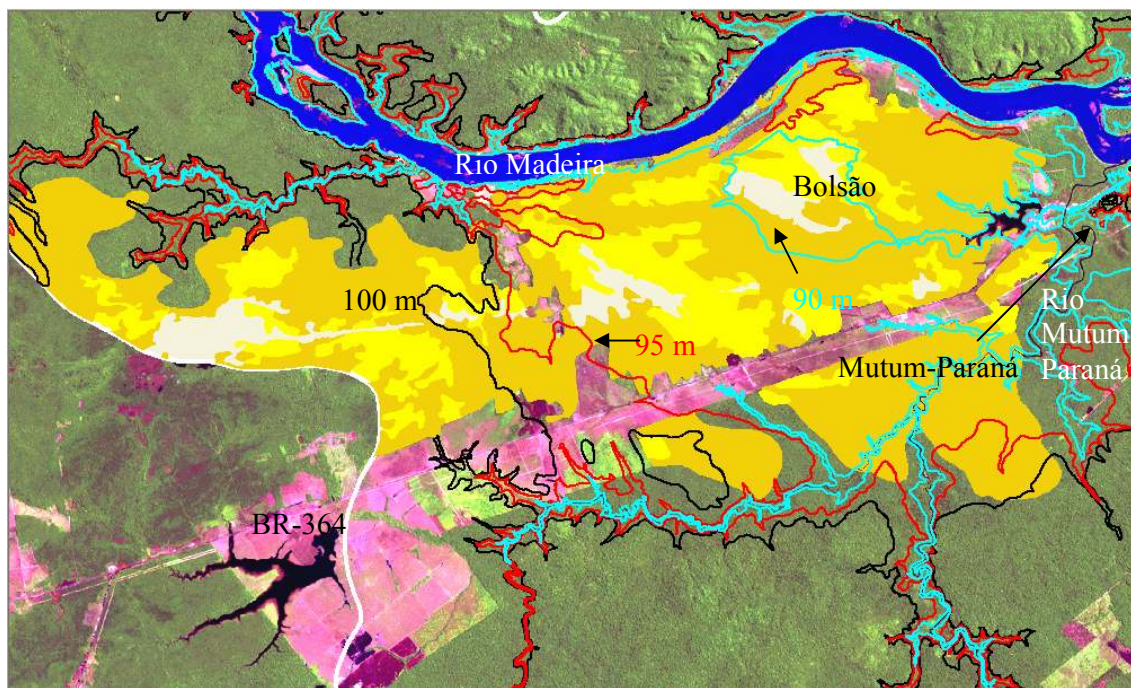


Figura 9 - Simulação das cotas altimétricas do relevo X áreas de campinarana de Mutum Paraná

4.3.2 Estimativa da área de impacto ambiental indireto da elevação do lençol freático na Área de Mutum-Paraná

A figura 9 apresenta as curvas de nível 90 (cyan), 95 (vermelho) e 100 metros (preto) sobrepostas às áreas de campinarana do trecho em análise.

Observa-se que o reservatório na cota 90 nessa região, compreendida entre a foz do rio Castanho e a cidade de Mutum-Paraná, encontra-se praticamente encaixado no leito natural do rio Madeira (em azul na imagem) e na rede de drenagem à exceção de um trecho da margem direita do rio Madeira, ao longo do trecho final do rio Jaci-Paraná e do grande bolsão de inundação a ser formado a montante do reservatório artificial já instalado junto à cidade de Mutum-Paraná.

Observa-se também que uma parte das áreas de campinarana, com cerca de 13.550 hectares, encontra-se numa posição topográfica elevada na paisagem (mais de 10 metros) em relação à futura cota de inundação. Por outro lado cerca de 9450 hectares, ou 40% da área, encontra-se entre a cota de inundação (90 metros - cyan) e a cota 95 metros, em vermelho.

A figura 10 apresenta os mesmos polígonos apresentados na figura 9, porém não preenchidos com cores, para percepção dos padrões das fitofisionomias de campinarana na imagem de satélite. Apresenta-se também a rede de drenagem da restituição e a cota de 85 metros (branco pontilhado) mostrando que na época da depleção, o reservatório retorna praticamente para a calha do rio e o bolsão de inundação não se forma.

Observa-se ainda, que se for considerada a zona teórica de potencial impacto no lençol freático toda a área abaixo da cota 95 e os leques aluviais do rio Madeira poderiam ser afetados, bem como algumas sub-bacias hidrográficas da margem esquerda do rio Jaci-Paraná.

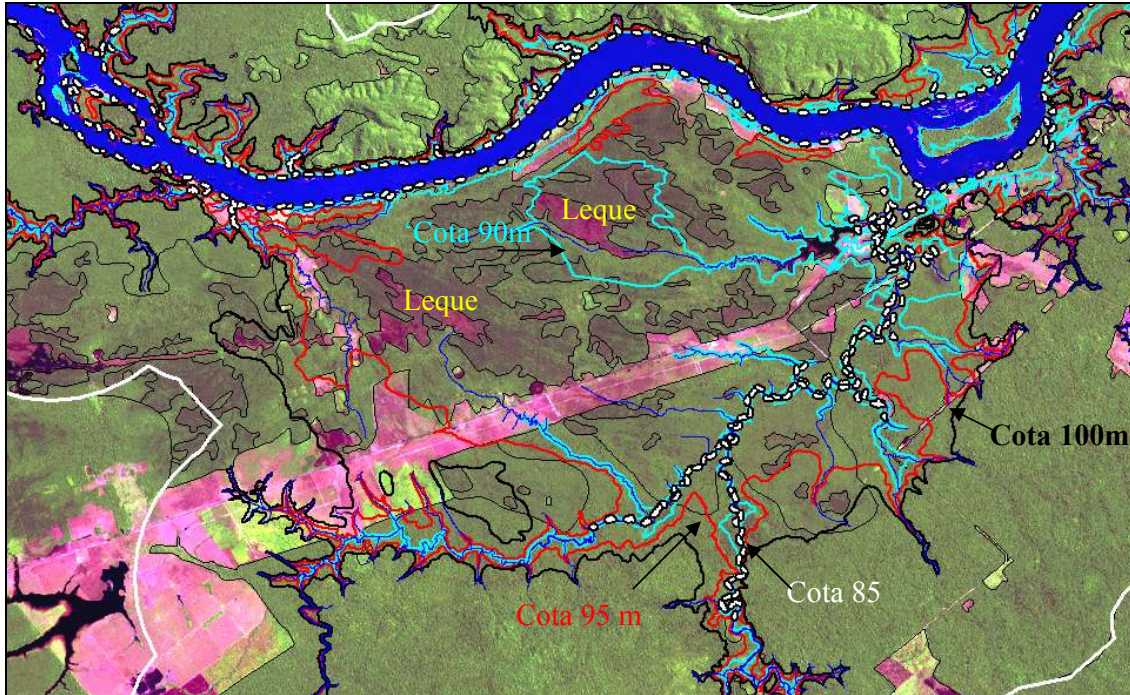


Figura 10 - Simulação das cotas altimétricas do relevo e depleção X padrões de interpretação de campinarana de Mutum-Paraná na imagem Landsat

Para se realizar outras simulações altimétricas para zona teórica de potencial impacto da elevação do lençol foi necessário a geração do modelo digital de elevação hidrologicamente consistente - MDEHC. A **Figura 11** mostra as curvas de nível, a rede de drenagem e a nuvem de pontos cotados da restituição utilizada para geração do modelo.

A **Figura 12** apresenta, em amarelo, a simulação da zona teórica de potencial impacto considerando-se a cota aproximada de 92,5 metros, ao invés da cota 95 m, extraída via interpolação através do MDEHC. Nesta simulação, menos conservadora sob o ponto de vista ambiental, a área de impacto seria consideravelmente reduzida e restrita ao entorno do reservatório na sua cota máxima.

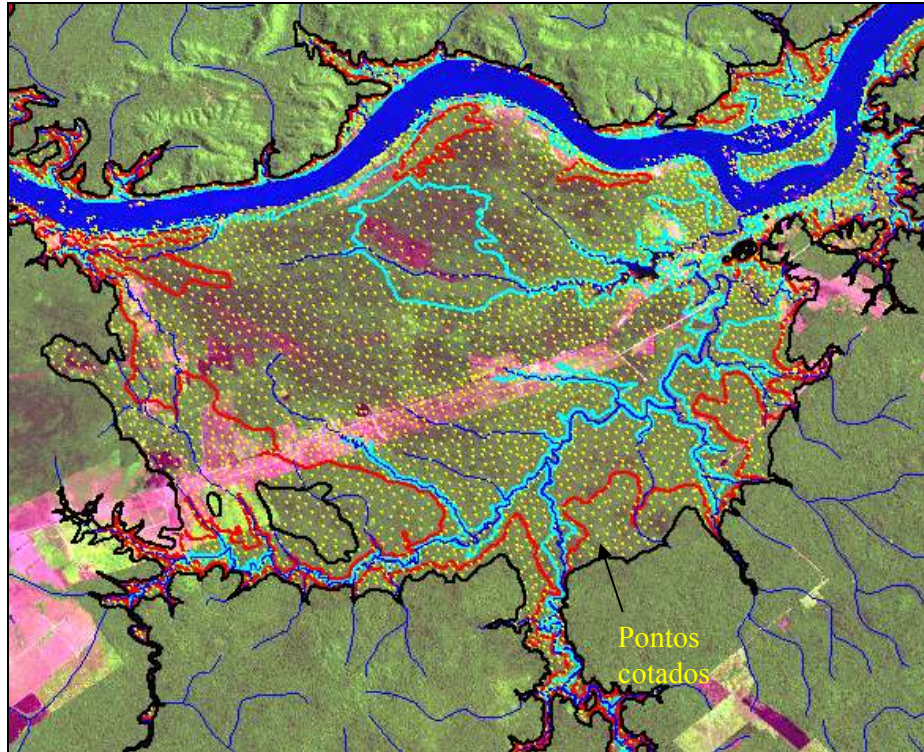


Figura 11 – Rede de drenagem e dados altimétricos (curvas de nível e pontos cotados) utilizados na geração do MDEHC em parte da planície fluvial do rio Madeira

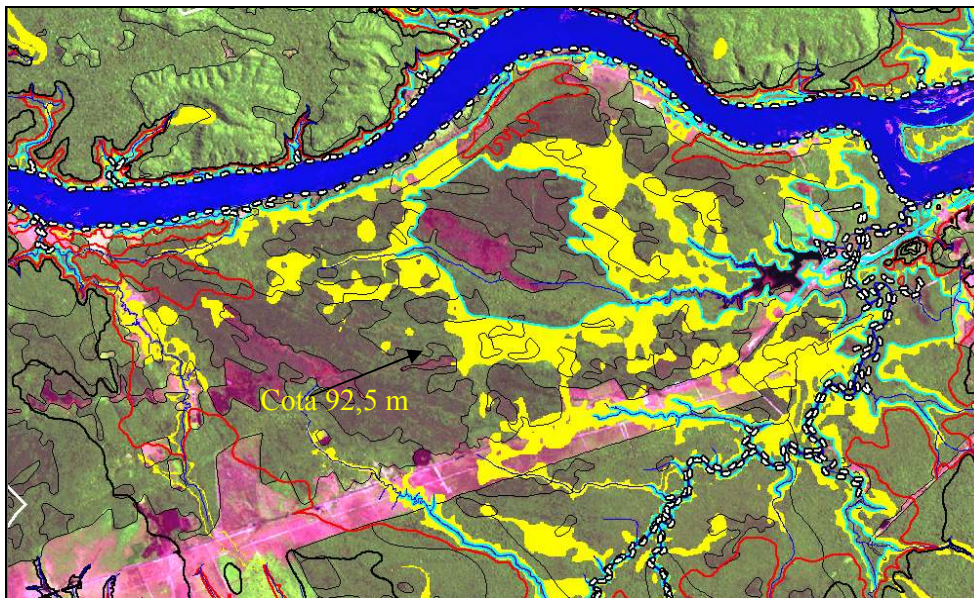


Figura 12 - Simulação da cota altimétrica 92,5 (em amarelo) sobre padrões de interpretação de campinarana de Mutum Paraná na imagem Landsat

4.4. Prognóstico de impacto ambiental indireto da elevação do lençol freático sobre a campinarana

As áreas de campinarana ocupam as áreas de relevo plano da planície aluvial da margem direita do rio Madeira. Neste trabalho foram avaliadas três grandes áreas de ocorrência desta formação na planície, conforme apresentado nos itens 4.1, 4.2 e 4.3.

O resultado da estimativa das áreas que poderão ser afetadas pela elevação do lençol freático, considerando uma faixa de impacto entre a cota 90 a 95 metros, encontra-se na Tabela 1.

Regiões de ocorrência de campinarana	Áreas de campinarana mapeadas na AE (hectares) ⁶	Áreas de campinarana na Área de Interferência Direta (hectares) ⁷	Áreas de campinarana existentes na faixa de impacto provável indireto	Probabilidade de impacto nas áreas de campinarana
Abunã	5.508,1	-	-	Nula ou remota
Próximo ao eixo do barramento	11.457,4	1.183,9	1.887	Baixa a média
Mutum-Paraná	11.995,4	2.101,6	9.457	Média a alta
Total	39.960,8	3.285,5	11.344	

Tabela 1 - Resumo da estimativa das áreas que poderão ser afetadas pela elevação do lençol freático

A totalidade das áreas de campinarana de Abunã e a 84% das áreas próximas ao eixo do barramento do AHE Jirau estão fora da faixa de impacto ambiental simulada. A área de impacto provável de campinarana nesta última região é predominantemente de transição cujos limites entre elas não é preciso. Assim, os impactos ambientais decorrentes da elevação do lençol freático sobre as áreas de campinarana nestas duas áreas não devem ser significativos. Elas situam-se nos terraços ou antigas áreas de várzea do rio Madeira. Nestas áreas, parece que o acúmulo de água, fator ambiental determinante para a existência da campinarana, é função da deficiência da drenagem e do escoamento superficial condicionado pela textura do solo e topografia, respectivamente.

Por outro lado, as áreas de campinarana de Mutum-Paraná situam-se em áreas com cotas altimétricas menores e provavelmente foram formadas num período geológico mais recente, podendo ser consideradas como parte da planície de inundação do rio Madeira em eventos hidrológicos excepcionais (cheias decamilenares). Estas áreas de campinarana e floresta ombrófila são mais susceptíveis aos impactos ambientais decorrentes da elevação do lençol freático, pela sua posição topográfica.

⁶ Área de estudo (AE) é uma porção da Área de Influência Indireta – AII onde os estudos temáticos do EIA foram realizados em nível de mais detalhe. No município de Porto Velho existem aproximadamente 48.647 hectares de áreas de campinarana segundo ZSEE (1998). Na Área de Influência Indireta existem cerca de 46.832 hectares de campinarana de acordo com recorte dos mapas de uso e cobertura vegetal do ZSEE elaborados pela LEME Engenharia.

⁷ Área de Interferência Direta é a cota de inundação 90 metros. Integra a Área de Influência Direta – AID.

A vegetação atual desta última área evoluiu ao longo do tempo geológico. No pleistoceno os dados e as análises apresentados indicam que ocorreram sucessivos eventos de avulsão e soterramento da vegetação desta parte da planície de inundação do rio Madeira. Numa segunda etapa, sucederam-se processos de recuo das avulsões e a formação dos leques aluviais ou *crevasse splay*. Os depósitos dos leques foram então colonizados pelas espécies que ocorrem na campinarana. A partir daí iniciou-se também a instalação da drenagem superficial existente atualmente sobre o leque e penetração da floresta aluvial nas áreas mais secas e ao longo da rede de drenagem proeminente.

Nas áreas com cotas mais baixas, com alagamento permanente, ocorre a fitofisionomia Campinarana Gramíneo-lenhosa que se caracteriza pela cobertura do solo por comunidades gramíneo-ciperáceas além de indivíduos esparsos de *Mauritia flexuosa* e *Mauritiella armata*, palmeiras estas com capacidade de suportar terrenos inundáveis. Afastando-se do centro daquelas depressões, aparecem agrupamentos de arbustos de baixo porte, de maneira esparsa. Portanto, a cobertura vegetal das áreas mais alagadas é caracterizada pelo baixo número de espécies lenhosas e consequentemente baixa biomassa, e pela presença de indivíduos arbóreos da família das palmeiras.

Em locais onde o encharcamento do solo não ocorre ou o tempo de alagamento anual é pequeno, estabelecem-se comunidades vegetais cujo porte aumenta com a diminuição do tempo de alagamento em que é submetida a vegetação, sendo esta predominantemente arbórea. Além do porte e da biomassa, aumenta também a diversidade de espécies arbóreas das áreas de Campinarana Arborizada, cujo tempo de alagamento é maior, para as áreas de Campinarana Florestada com tempo de alagamento menor.

Para a área de Mutum-Paraná podem ser esperadas alterações na vegetação de campinarana e floresta ombrófila ocasionadas pela formação do reservatório e seu regime de operação e pela elevação do lençol freático.

Para muitas espécies o alagamento permanente ou temporário representa risco que pode levar à morte dentro de poucos dias a semanas. De maneira geral, alagamentos são mais letais às plantas que a deficiência hídrica. Segundo Joly (1991), a duração do alagamento tem forte impacto na diversidade específica. Segundo Crawley (1997), algumas plantas poderão morrer mesmo que submetidas a um pequeno intervalo de tempo de alagação. Outras são capazes de responder de diversas maneiras o que lhes possibilitará a sobrevivência ao alagamento de suas raízes. As espécies que ocorrem nas campinaranas são mais adaptadas a esta condição ambiental do que espécies de floresta de terra firme.

Com o processo de alagamento e elevação do lençol freático ocorre uma limitação na disponibilidade de oxigênio no solo, criando-se assim um ambiente favorável ao desenvolvimento de organismos anaeróbicos os quais poderão tornar-se dominantes, criando um meio extremamente redutor com a produção de substâncias tóxicas e a consequente restrição das trocas gasosas das raízes com o ambiente hedáfico, ocasionada pela diminuição de O₂ e acúmulo de N₂, CO₂, CH₄ e H₂ (Crawley, 1997).

As plantas poderão sobreviver a este novo meio através de adaptações morfo-anatômicas ou fisiológicas (Crawford, 1978; Armstrong, 1979; Larcher, 2004). Dentre as estruturas anatômicas mais comuns podemos citar desenvolvimento de raízes pneumatóforas (Foto 17),

aerênquima em raízes e caules submersos (Davanso-Fabro *et al.*, 1998; Kolb *et al.*, 1998), possibilitando à planta armazenar e transportar oxigênio. Sob o ponto de vista morfológico poderá haver formação de lenticelas (Marques *et al.*, 1996), bem como o aumento do número destas estruturas e de raízes adventícias e daquelas próximas a superfície do substrato (Lobo & Joly, 1995). O conjunto destas estruturas possibilita ao indivíduo a difusão do oxigênio das partes aéreas para as raízes mantendo o processo aeróbico viável. Por outro lado, Crawley, (1997) citando Dale & Causton (1992), afirma que alagamento produz efeitos negativos nas taxas de crescimento relativo.



Foto 17 – Raízes pneumatóforas crescendo em meio a camadas de raízes finas em depressão alagável em campinaranas do sudoeste amazônico (Fonte:Silveira, 2003).

“As árvores, por terem vida longa e uma estrutura complexa e rígida, podem tolerar não somente algumas variações anuais no ambiente das raízes, mas também mudanças a longo prazo” (Rodge *et. al*, 1998).

Em nível específico, cabe aqui um breve comentário sobre a espécie *Ruizterania retusa*, espécie monodominante das áreas de Campinaranas. Como observado nos trabalhos de campo, esta espécie possui grande plasticidade de ocupação territorial, possibilitando sua adaptação aos diferentes níveis de encharcamento do solo. Assim sendo, em áreas onde o solo não sofre processo de deposição de águas superficiais nem o lençol freático está próximo a superfície, seus indivíduos apresentam porte arbóreo, podendo alcançar até 12-14 metros de altura, formando assim as áreas de Campinaranas Florestadas. Com o acúmulo de águas superficiais e a elevação do lençol freático, seus indivíduos diminuem de porte chegando a apresentar-se como arbustos e subarbustos. Portanto, em nível específico, podemos esperar que indivíduos arbóreos de *R. retusa* sejam substituídos por outros de menor porte em áreas alteradas.

Assim sendo, para a área de Mutum-Paraná, pode-se esperar alterações em nível individual, onde adaptações morfo-anatômico-funcionais poderão ocorrer, e ainda em nível comunitário,

mais exatamente na composição florística e estrutura fitossociológica, as quais se estabelecerão com base na capacidade de adaptação de cada indivíduo/espécie.

Conforme apresentado nas fotos 9, 10 e 12, a formação e manutenção do reservatório na cota 90 metros, implicará numa elevação do lençol freático nas áreas adjacentes, o que deverá reduzir as áreas ocupadas com campinarana florestada, transição campinarana florestada/floresta ombrófila aberta e trechos de floresta aluvial nas encostas das drenagens mais encaixadas.

Posteriormente, prevê-se nestas áreas afetadas a ampliação das áreas de campinaranas gramíneo-lenhosa e arborizada, em detrimento das áreas de campinarana florestada, em especial, uma vez que estas últimas já situam-se em áreas sazonalmente úmidas e pelo fato das primeiras serem adaptadas aos ambientes mais úmidos que serão criados após a formação do reservatório.

O porte das novas comunidades aí estabelecidas deverá ser predominantemente herbáceo/arbustivo, sendo colonizado possivelmente e principalmente por aquelas espécies de gramíneas e ciperáceas que estão presentes na região e que hoje ocupam as áreas mais alagadas.

A alteração da composição florística e da estrutura das comunidades deverá sempre ser esperada, mesmo que em pequeno grau. Todas as alterações esperadas nas áreas de campinarana deverão ocorrer no médio e longo prazo, à exceção da área de inundação do reservatório e em determinadas porções de floresta ombrófila. O acompanhamento destas alterações deverá ser executado conforme os programas ambientais de monitoramento previstos no EIA.

As fotos 18, 19 e 20 mostram os impactos diretos e indiretos no entorno de um reservatório já existente, no domínio das campinaranas, situado ao lado da vila de Mutum-Paraná. Com a formação do reservatório do AHE Jirau, a lâmina de inundação deste reservatório será ampliada. Observa-se no interior do reservatório existente, a presença de troncos de árvores mortas (paliteiros), provavelmente devido à não limpeza da área, e formações naturais abertas em algumas áreas adjacentes que podem ser decorrentes de ação antrópica (desmate) ou pela elevação do lençol freático.



Foto 18 – Presença de árvores mortas no interior do reservatório artificial



Foto 19 – Presença de áreas abertas na lateral do reservatório de origem desconhecida.



Foto 20 – Vista geral do reservatório artificial em Mutum-Paraná

5. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA OU REFENCIADA

- 1 ARMSTRONG, W. (1979). **Aeration in higher plants**. *Adv. Bot. Res.*, 7, 225-332.
- 2 CHAVES, M. A. Modelos Digitais de Elevação Hidrologicamente Consistentes para a Bacia Amazônica. Tese de Doutorado, UFV-MG, 2002.115p.
- 3 CPRM, **Mapas e relatórios temáticos do Eia Rima**, 2004
- 4 CRAWFORD, R. M. M. (1978). **Metabolic adaptation to anoxia**. In: *Plant life in anaerobic environments*, eds. Hook, D. D.; Crawford, R. M. M. *Ann Arbor Science*, pp. 119-136.
- 5 CRAWLEY, M. J. (1997). **Plant ecology**. Blackwell Science Ltda. Oxford.
- 6 DAVANSO-FABRO, V. M., MEDRIL, M. E.; BIANCHINI, E. and PIMENTA, J. A. (1998). **Tolerância à inundação: aspectos da anatomia ecológica e do desenvolvimento de *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. (Fabaceae)**. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, 41: (4), 475-482.
- 7 IBGE, Geografia do Brasil, Região Norte. Volume 3, rio de Janeiro, 1991.307 p.

- 8 JOLY, C. A. (1991). **Flooding tolerance in tropical trees.** Pp. 23-34. In M. B. Jackson; D. D. Davis & H. Lambers (eds.) Plant under oxygen deprivation. SPB Academic Publishing, The Hague.
- 9 KOLB, R. M.; MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; GILONI, P. C. and CORREA, G. T. (1998), **Anatomia ecológica de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith and Downs (Euphorbiaceae) submetida ao alagamento.** *Rev. Bras. Bot.*, **21** : (3), 305-312.
- 10 LARCHER, W. (2004). **Ecofisiologia Vegetal.** Ed. RiMa. São Carlos.
- 11 LOBO, P. C. and JOLY, C. A. (1995), **Mecanismos de tolerância à inundação de plantas de *Talauma ovata* St. Hil. (Magnoliaceae), uma espécie típica de matas de brejo.** *Rev. Bras. Bot.*, **18** : (2), 177-183.
- 12 MARQUES, M. C. M.; PIMENTA, J. A. and COLLI, S. (1996), **Aspectos do metabolismo e da morfologia de *Cedrella fissilis* Vell. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Bren. submetidas a diferentes regimes hídricos.** *Braz. Arch. Biol. Technol.*, **39** : (2), 385-392.
- 13 **Relatórios EIA-RIMA, vol.2 Itens Geologia, Hidrogeologia, Geomorfologia**
- 14 RODGE, G.D., Pimenta, J.A., Bianchini, E., Medri, M.E., Colli, S. e Alves, L.M.T. (1998), **Metabolismo respiratório de raízes de espécies arbóreas tropicais submetidas à inundação.** *Rev. Bras. Bot.*, **21** : (2), 153-158.
- 15 SILVEIRA, Marcos Vegetação e flora das campinaranas do sudoeste amazônico (JU-008), Universidade Federal do Acre, Rio Branco, outubro de 2003.
- 16 SOUZA FILHO, P. W.M.; Quadros, M.L.do E.S.; Scandolara, J.E.; Silva Filho, E. P. & Reis, M. R. **Compartimentação Morfoestrutural e Neotectônica do Sistema Fluvial Guaporé-Mamoré-Alto Madeira, Rondônia-Brasil.** *RBG*, **29**(4): 469-476, dezembro 1999.

6. EQUIPE RESPONSÁVEL

Dr. Marcelo de Ávila Chaves
Ms. Ceres Virginia Rennó Moreira
Ms. Márcia Couto
Ms. Antonio Laffayette Pires da Silveira

6. Espécies endêmicas e ameaçadas de extinção por formação vegetal.

Solicitação do IBAMA: Apresentar de forma consolidada as espécies endêmicas e as ameaçadas de extinção, por formação vegetal, ocorrentes nas áreas afetadas pelos AHEs Santo Antônio e Jirau.

A presente compilação de dados foi realizada com base nas cinco listagens de espécies elaboradas para os empreendimentos de Santo Antônio e Salto do Jirau. Para Santo Antônio, ocorreram duas fitofisionomias o que gerou duas listas de espécies para as seguintes fitofisionomias: Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras e Floresta Ombrófila Aberta Aluvial. Para área de Salto Jirau foram confrontadas cinco lista de espécies: Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras, Floresta Ombrófila Aberta Aluvial, Campinarana Florestada, Campinarana Arborizada e Transição Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras/Campinarana Florestada.

Para averiguação da ocorrência de espécies ameaçadas, utilizou-se três listas de espécies ameaçadas de extinção: a) Lista Oficial de Flora Ameaçada de Extinção do Ibama, b) Red List of Threatened Plants formulada pela IUCN – The World Conservation Union e a lista de espécies ameaçadas formulada pela SEMA/PR. Cada uma das cinco listagens foi confrontada com as listas de espécies em perigo de extinção. Um total de 17 espécies ameaçadas, em suas diversas categorias, foram encontradas. Para as áreas de Campinas e Campinaranas não foram encontradas espécies em perigo de extinção.

Para as áreas dos empreendimentos, baseando-se nas listas produzidas para as diferentes fisionomias vegetais, não foram encontradas espécies endêmicas. Podemos explicar a presente situação por dois motivos básicos:

a) pelo ambiente sobre o qual se deu a investigação. Tanto as florestas ombrófilas quanto as áreas de Campinaranas são fisionomias cuja ocorrência é registrada para outras partes da Amazônia. No caso particular das Campinas e Campinaranas é grande a identificação florística entre elas apesar de estruturalmente diferentes. Para as florestas ombrófilas aberta das terras baixas e aluvial, estas fisionomias constituem-se entre as principais em área, quando analisamos a totalidade das floresta rondonienses. Com isto, são grandes as possibilidades de encontrarmos espécies ocorrentes nas áreas dos empreendimentos em outros locais. Diversas espécies registradas têm inclusive área de ocorrência além do Bioma Amazônico.

b) Rondônia constitui-se em um local onde estudos botânicos de taxonomia/sistemática são inexistentes. Estudos de biodiversidade florística são raros, podendo ser citados basicamente aqueles patrocinados por grandes empreendimentos como a BR 64 e UHE de Samuel ou então os projetos patrocinados pelos governos estadual e federal como Polonoeste e Planaflo. Assim sendo, a flora estadual é pouco conhecida inclusive no que se refere a espécies endêmicas do estado.

A não apresentação de justificativa com relação ao endemismo da espécie *Tulasneantha monadelpha* foi questionada na Informação Técnica nº 08/2006 de 26 de junho de 2006. A espécie em questão não se encontra em qualquer lista oficial de espécies ameaçadas ou endêmicas. No entanto, foi considerada “possivelmente” endêmica (não se trata de alguma categoria oficial) pela equipe responsável pelo EIA/RIMA, com base na experiência pessoal

da especialista contactada (Aldaléa Sprada Tavares, da UFSC) segundo a qual muitas Podostemaceae apresentam ocorrência restrita a um determinado rio, ou até mesmo a uma cachoeira determinada. No caso de *T. monadelpha*, só há uma amostra em herbário, coletada exatamente na Cachoeira do Teotônio, mesmo local em que a espécie foi encontrada durante os trabalhos de campo para os estudos ambientais da área de influência das AHEs do rio Madeira.

Tabela 01 - Espécies em perigo de extinção e suas respectivas categorias e fonte, para a área de Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras da área de influência da AHE de Salto do Jirau. 2006.

Família	Espécie	Categoria	Fonte
Araceae	<i>Alloschemone occidentalis</i> (Poepp.) Engler & Krause	Rara	IUCN
Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart. var. <i>ferrugineum</i> Kahn & Millán	Vulnerável	IUCN
Lauraceae	<i>Aniba roseodora</i> Ducke	Em perigo	IBAMA
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Vulnerável	IBAMA
Lecythidaceae	<i>Couratari tauari</i> Berg	Vulnerável	IUCN
Lecythidaceae	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	Vulnerável	IUCN
Lecythidaceae	<i>Lecythis prancei</i> Mori	Vulnerável	IUCN
Meliaceae	<i>Guarea convergens</i> T.D. Penn.	Vulnerável	IUCN
Sapotaceae	<i>Chromolucuma rubiflora</i> Ducke	Indeterminada	IUCN
Sapotaceae	<i>Manilkara cavalcanti</i> Pires & W. Rodrigues	Rara	IUCN
Sapotaceae	<i>Micropholis cylindrocarpa</i> (Poepp.) Pierre	Indeterminada	IUCN
Sapotaceae	<i>Micropholis splendens</i> Gilly ex. Aubrév.	Indeterminada	IUCN

Tabela 02 - Espécies em perigo de extinção e suas respectivas categorias e fonte, para a área de Floresta Ombrófila Aberta Aluvial da área de influência da AHE de Salto do Jirau. 2006.

Família	Espécie	Categoria	Fonte
Araceae	<i>Alloschemone occidentalis</i> (Poepp.) Engler & Krause	Rara	IUCN
Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart. var. <i>ferrugineum</i> Kahn & Millán	Vulnerável	IUCN
Fabaceae	<i>Bowdickia nitida</i> Spruce ex. Benth.	Vulnerável	IBAMA
Lauraceae	<i>Ocotea cymbarum</i> H.B.K.	Vulnerável	IBAMA
Lecythidaceae	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	Vulnerável	IUCN
Meliaceae	<i>Guarea convergens</i> T.D. Penn.	Vulnerável	IUCN
Sapotaceae	<i>Chromolucuma rubiflora</i> Ducke	Indeterminada	IUCN
Sapotaceae	<i>Manilkara cavalcanti</i> Pires & W. Rodrigues	Rara	IUCN
Sapotaceae	<i>Micropholis cylindrocarpa</i> (Poepp.) Pierre	Indeterminada	IUCN

Tabela 03 - Espécies em perigo de extinção e suas respectivas categorias e fonte, para a área de Transição Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras/Campinarana Florestada da área de influência da AHE de Salto do Jirau. 2006.

Família	Espécie	Categoria	Fonte
Annonaceae	<i>Bocageopsis pleiosperma</i> P. Mass.	Rara	IUCN
Meliaceae	<i>Guarea convergens</i> T.D. Penn.	Vulnerável	IUCN
Sapotaceae	<i>Manilkara cavalcanti</i> Pires & W. Rodrigues	Rara	IUCN

Tabela 04 - Espécies em perigo de extinção e suas respectivas categorias e fonte, para a área de Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras da área de influência da AHE de Santo Antônio. 2006.

Família	Espécie	Categoria	Fonte
Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart. var. <i>ferrugineum</i> Kahn & Millán	Vulnerável	IUCN
Caesalpiniaceae	<i>Swartzia lamellata</i> Ducke	Em perigo	IUCN
Fabaceae	<i>Bowdickia nitida</i> Spruce ex. Benth.	Vulnerável	IBAMA
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Vulnerável	IBAMA
Lecythidaceae	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	Vulnerável	IUCN
Lecythidaceae	<i>Lecythis prancei</i> Mori	Vulnerável	IUCN
Meliaceae	<i>Guarea convergens</i> T.D. Penn.	Vulnerável	IUCN
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Em perigo	SEMA/PR
Sapotaceae	<i>Manilkara cavalcanti</i> Pires & W. Rodrigues	Rara	IUCN
Sapotaceae	<i>Micropholis splendens</i> Gilly ex. Aubrév.	Indeterminada	IUCN

Tabela 05 - Espécies em perigo de extinção e suas respectivas categorias e fonte, para a área de Floresta Ombrófila Aberta Aluvial da área de influência da AHE de Santo Antônio. 2006.

Família	Espécie	Categoria	Fonte
Arecaceae	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart. var. <i>ferrugineum</i> Kahn & Millán	Vulnerável	IUCN
Fabaceae	<i>Bowdickia nitida</i> Spruce ex. Benth.	Vulnerável	IBAMA
Lecythidaceae	<i>Eschweilera atropetiolata</i> S.A. Mori	Vulnerável	IUCN
Lecythidaceae	<i>Lecythis prancei</i> Mori	Vulnerável	IUCN
Meliaceae	<i>Guarea convergens</i> T.D. Penn.	Vulnerável	IUCN
Moraceae	<i>Naucleopsis macrophylla</i> Miq.	Indeterminada	IUCN
Sapotaceae	<i>Manilkara cavalcanti</i> Pires & W. Rodrigues	Rara	IUCN

EQUIPE RESPONSÁVEL

Dr. Antonio Laffayete Pires da Silveira

7. Risco disponibilização, bioacumulação e biomagnificação do mercúrio nos ecossistemas aquáticos

Solicitação do IBAMA: Avaliar o risco de disponibilização, bioacumulação e biomagnificação do mercúrio nos ecossistemas aquáticos diretamente afetados pelo empreendimento, considerando as diferentes etapas de construção do reservatório.

1. BREVE HISTÓRICO DO Hg NO RIO MADEIRA

A bacia superior do Rio Madeira foi a segunda mais importante região produtora de ouro de garimpo na Amazônia durante os anos 70 até meados dos anos 90. Esta atividade teve seu ápice durante a década de 80, quando da liberação da Reserva Garimpeira do Rio Madeira, regulamentada pelas Portarias MME 1345/79 e 1034/80, que delimitou a área SW de Porto Velho à NE-SW da Vila de Abunã (Bastos & Lacerda, 2004). Entre 1979 e 1990 estima-se que cerca de 90 toneladas de Hg foram emitidas para o meio ambiente, sendo cerca de 60% emitida para a atmosfera e o restante perdido sob forma de Hg metálico na calha do próprio rio (Pfeiffer & Lacerda, 1988; Lacerda *et al.*, 1989). Segundo Lacerda *et al.* (2004), essa porção emitida para atmosfera teria se depositado nos corpos d'água e em solos próximos as margens do Rio Madeira, considerando que a deposição do Hg gasoso originário dessa atividade acontece a até 60 km da fonte. A atividade de mineração de ouro no Rio Madeira em território brasileiro decresceu significativamente nos últimos 10 anos, no entanto, na porção boliviana (Rios Beni e Madre de Dios) esta atividade tem apresentado um crescimento substancial, sendo responsável pela emissão anual de 0,25 a 0,5t de Hg, contribuindo diretamente para porção brasileira da bacia (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2000). O Rio Mutum-Paraná, afluente da margem direita, desde a “corrida do ouro” vem sendo utilizado como apoio logístico para balsas e dragas, atividade que era realizada durante os períodos de cheia com objetivos de refúgio até o próximo período de seca e para a manutenção dos equipamentos. Ainda hoje essa prática ocorre embora em escala bastante reduzida.

Não desconsiderando, entretanto, o Hg de origem natural que no caso do Rio Madeira, as fontes podem ser originárias da Cordilheira dos Andes em função do processo de erosão natural vulcânico e, principalmente dos solos da região, sobretudo por estes apresentarem o dobro dos teores de Hg que nos sedimentos de fundo e em suspensão (Bastos *et al.*, 2006).

Os processos envolvidos na capacidade de imobilização e de acumulação de Hg em um solo incluirão as propriedades biogeoquímicas das localidades específicas, o que na região pode estar sendo influenciado pelas várias formas de uso da terra, que deverão resultar em capacidades diferentes de acumulação e liberação de Hg (Bastos & Lacerda, 2004). Alguns autores defendem que os altos teores de Hg nos solos Amazônicos sejam oriundos de uma lenta acumulação a partir da deposição vagarosa ao longo de milhões de anos, ao invés de ter sua origem por ações antropogênicas, embora para a região do alto Rio Madeira a contribuição antrópica não possa ser desconsiderada. Já em áreas sem histórico do uso do Hg, como no Rio Negro e seus principais tributários, Fadini & Jardim (2001), atribuíram às altas concentrações de mercúrio à contribuição do solo como fonte de disponibilização do mercúrio para o ambiente aquático, através de processos erosivos do solo e do desmatamento. Ressalta-se para as condições eficientes de biodisponibilização e metilação do Hg nos sistemas

aquáticos de águas pretas em relação às águas brancas, devido aos baixos pH (entre 3,6 e 5,8) e elevados teores de carbono orgânico.

O outro fator importante que comprovadamente contribui para a mobilização do Hg é o intenso uso da terra na região, como a emissão de mercúrio devido ao desmatamento seguido de queimada (Lacerda, 1998) e a, conseqüente, erosão do solo como fator de transporte e enriquecimento do mercúrio em sedimentos (Roulet *et al.*, 1998). Estes solos atuam como depósito de Hg que, por erosão e lixiviação acabam atingindo os ecossistemas aquáticos. Acredita-se que as queimadas liberem uma significativa fração de Hg disponível por volatilização, sulfato ou carbono lábil, sendo que desta forma podem estimular os processos de metilação. Portanto, o mercúrio depositado nos sedimentos de rios e lagos, pode ser proveniente dos lançamentos diretamente nos rios como ocorre na exploração de ouro (Pfeiffer *et al.*, 1991) ou pela enxurrada devido à erosão do solo onde o Hg está depositado e, então transportado adsorvido as partículas de solo até os sistemas aquáticos adjacentes (Roulet *et al.*, 1999).

2. NATUREZA DA DISPONIBILIZAÇÃO DE MERCÚRIO PARA O SISTEMA AQUÁTICO

Uma vez lançando no sistema aquático na sua forma química metálica o Hg tende, devido sua alta densidade, ir para o fundo, porém a elevada energia do Rio Madeira seria suficiente para transportá-lo até áreas de “encaixes” onde ficaria retido e, provavelmente seria sedimentado pela deposição dos sólidos em suspensão. Com isso, as regiões de maior probabilidade desta deposição ocorrer seriam as áreas de cachoeiras, então, baseado nos cálculos de Lacerda *et al.* (1989), poderão estar depositados na sub-bacia do Rio Madeira aproximadamente 40t de Hg. Certamente, uma porção desse Hg se disponibilizou e transformou-se quimicamente até sua forma mais tóxica, metil-Hg, bioacumulando-se e biomagnificando-se ao longo da cadeia trófica. Outra parcela pode ter sido transportada adsorvida aos sólidos em suspensão, que por sua vez sedimentada em outras áreas de remanso do rio, também sujeitas aos processos de biodisponibilização, já que o mercúrio adsorvido no particulado é passível de formar complexos solúveis, principalmente quando na presença de compostos húmicos.

As porções inativas desse Hg metálico, por sua vez, são fontes potenciais com riscos de sofrerem remobilização, por atividades que envolvam solos recentes, tais como as atividades envolvidas na fase de construção deste projeto hidroelétrico, assim como nas atividades de mineração e nas dragagens na calha do rio, promovidas por garimpeiros de ouro no período de estagem, respectivamente.

3. TRANSFORMAÇÃO EM METIL -Hg, BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO NAS CADEIAS TRÓFICAS

O ciclo biogeoquímico do mercúrio se dá por alterações na forma química do mercúrio por meio de reações de oxirredução (mediados ou não por luz), metilação e demetilação (estes predominantemente controlados por microorganismos). Estes processos ocorrem, principalmente, pela ação de microorganismos. No entanto, a eficiência dessas reações e transformações químicas será controlada pelas variações das condições físicas e químicas do sistema aquático.

Por não se degradar no ambiente, o mercúrio pode acumular-se nos diferentes compartimentos ambientais, onde manifesta sua toxicidade. Sofre diversas transformações químicas, principalmente nos sistemas aquáticos. A mais importante une o Hg inorgânico (íons Hg^{+2}) a radicais metil (CH_3), formando o composto organometálico ou metilmercúrio (CH_3Hg^+).

A forma química irá indicar o grau de toxicidade do mercúrio. Na sua forma elementar metálica (Hg^0) é pouco tóxico e de baixa solubilidade em água, porém nesta mesma forma química, mas na fase gasosa, sua toxicidade já é bastante considerada. É reconhecidamente tóxico na forma catiônica Hg^{+2} , mas sua forma química mais tóxica é a metil-Hg (CH_3Hg^+), composto organometálico que ocupa a sexta posição de toxicidade num universo de 6 milhões de substâncias. Possui características lipofílicas, o que lhe permite atravessar membranas biológicas, garantindo-lhe eficiência na bioacumulação e biomagnificação.

A metilação pode ocorrer através da ação de microorganismos aeróbicos, sendo mais intensa realizada pelos anaeróbicos, no entanto, pode ainda ser exclusivamente química, ocorrendo de diferentes modos, como os intermediados por ácidos húmicos e fúlvicos ou pela metilcobalamina (Mauro *et al*, 2001). Os mesmos autores conseguiram em experimentos de bioensaio uma taxa de metilação de cerca de 30% superior em raízes de macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) que em sedimento de fundo, ambos de uma mesma região. Isso ocorre devido a eficiente superfície de retenção de partículas realizada pelas raízes da espécie mencionada, somada a grande atividade microbiana residente nesse *habitat*.

A entrada de metil-Hg em peixes ocorre pela absorção direta pelas brânquias e por meio da dieta alimentar. Distribui-se por todas as partes do organismo ao se ligar aos grupos “SH” das proteínas. A biomagnificação se caracteriza pelo aumento da concentração ao longo da teia alimentar, o que enquadra as espécies de hábito alimentar preferencial piscívoras e com maior tempo de vida, serem as espécies com as concentrações mais elevadas de Hg. Entre 70 e 90% do mercúrio total encontrado no pescado da Amazônia está na forma química metil-Hg.

Portanto, em resumo, o mercúrio de origem natural e/ou antrópica, ao entrar nos ecossistemas aquáticos é envolvido em ciclos biogeoquímicos mediados por microorganismos, onde serão transformados quimicamente, bioacumulando e biomagnificando na cadeia trófica. Sendo assim, os peixes predadores podem acumular altos níveis de mercúrio e funcionar como veículos desta forma química para seus consumidores, como répteis, aves e os seres humanos.

4. MERCÚRIO EM LAGOS E RESERVATÓRIOS

A construção de grandes lagos para instalação de usinas hidrelétricas, o que não seria o caso para as hidroelétricas do Madeira, pode contribuir para a disponibilização e transformação química do mercúrio para a biota. A decomposição da vegetação submersa com a inundação reduz o oxigênio dissolvido da água, produz o gás metano e fornece condições para a metilação do mercúrio. Contudo, o transporte e acumulação de poluentes têm sido pouco estudados, especialmente em ambientes tropicais. Os primeiros estudos de concentração de Hg em lagos de hidrelétrica na Amazônia foram realizados em Tucuruí (PA) por Porvari (1995) e Aula *et al* (1995). Neste estudo foram encontradas as maiores concentrações de mercúrio em peixes carnívoros relatadas na Amazônia, embora a região não tenha histórico de garimpo, o que indica a ocorrência de condições ideais para mobilização do Hg dos solos alagados e sua posterior metilação do Hg dentro do reservatório. Estudos no lago Manso (MT)

concluídos no ano de seu total enchimento em 1999 e após 3 e 6 anos posterior ao enchimento, realizado por pesquisadores das universidades do Mato Grosso, de Estocolmo e de Uppsala, revelaram um sensível aumento das concentrações de Hg em peixes carnívoros, com valores de até 3 vezes acima do recomendado para consumo pela OMS – $0,500\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Tuomola, 2005), muito embora considerando a legislação brasileira a média desses peixes ultrapassou 1,3 vezes o recomendado, pois a Vigilância Ambiental preconiza o valor de $1,000\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para as espécies carnívoras (ANVISA, 1998). Neste estudo a população não foi avaliada.

Na década de 70, em uma represa em Quebec (Canadá), a concentração de Hg em peixes excedeu em cerca de 10 vezes a média nacional com o passar dos anos e foi necessária a adoção de restrições ou mesmo de proibição da pesca (Verdon *et al*, 1991).

Nos reservatórios artificiais ou naturais a entrada de Hg pode ocorrer também através de lançamentos direto na coluna d' água; através da deposição úmida e seca; e através dos rios, aí em grande parte ligada às partículas em suspensão formadas por materiais minerais e orgânicos, resultantes dos processos de erosão (Lacerda & Salomons, 1998, Roulet *et al*, 1998).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto e considerando a simulação de cenários futuros realizada pela modelagem hidrológica e da qualidade da água, podem-se considerar dois momentos importantes no empreendimento durante as etapas de construção e de funcionamento das barragens de Jirau e Santo Antônio:

1. A remobilização de Hg dos prováveis bolsões durante as perfurações e extrações do material rochoso e sedimentos das cachoeiras do Jirau e Santo Antônio para a construção das barragens;
 - Na fase de movimentação de terras e rochas do leito do rio para construção das duas barragens (Jirau e Santo Antônio), por existir possibilidades de residir Hg na forma metálica concentrado em bolsões nas áreas de cachoeiras do rio, deverá ocorrer monitoramento constante desses bolsões e uma vez encontrado(s) deverão ser recolhidos e armazenados em reservatórios de polietileno (sintonia entre as engenharias civil e ambiental);
 - Uma vez remobilizado e não recuperado, o Hg metálico poderá sofrer a transformação química regulada pelas condições físico-químico-biológicas do meio, ou se depositar a jusante em outros bolsões na calha do rio, tendendo a se imobilizar como na condição inicial;
 - O Hg de origem natural e/ou antrópica, adsorvidos na forma química Hg^{+2} nos sedimentos de fundo e nos sólidos em suspensão, também poderão ser remobilizados e disponibilizados;
 - De acordo com a modelagem hidrológica o mercúrio potencialmente revolvido não penetraria nos bolsões laterais (ver item 2.3 do relatório complementar de modelagem de qualidade da água dos reservatórios), reduzindo assim suas condições ideais de metilação.

2. Durante e após a fase de enchimento do reservatório quando mudanças físico-químicas podem ocorrer nos bolsões laterais no Rio Madeira e em seus afluentes, a exemplo dos Rios Mutum-Paraná e Jaci-Paraná;
- Mudanças na qualidade da água do sistema aquático poderão promover o aumento da biodisponibilização do Hg para o sistema, principalmente pela decomposição da matéria orgânica. De acordo com a modelagem, o tempo de residência e fluxo nos afluentes Rios Mutum-Paraná e Jaci-Paraná (que apresentam maior vazão) não apresentaram cenários críticos definitivos quanto à estagnação de suas águas e, conseqüente anoxia permanente (ver itens 3 e 4 do relatório complementar de modelagem, já mencionado). Ambos alagamentos ocorrem com águas provenientes de suas próprias bacias e que apenas excepcionalmente águas do rio Madeira invadem os Rios Mutum-Paraná e Jaci-Paraná, fenômeno chamado na região de “repiquete” que acontece em situações de elevações brusca do nível do Rio Madeira, portanto, estes ambientes não apresentam riscos elevados de aumento da biodisponibilização além do que já ocorre na situação atual.
 - O mesmo não foi observado para o Igarapé Jatuarana que apresenta baixa vazão, assim como outros braços menores, onde ocorrerá a inversão de fluxo durante o enchimento promovendo a anoxia desses (ver itens 5 e 6 do relatório complementar de modelagem, já mencionado). Esta preocupação está fundamentada nas condições ideais para a metilação aí criadas, ou seja: anoxia, acúmulo de matéria orgânica e aumento de atividade microbiológica, elevação da temperatura e diminuição do pH, além da proliferação de macrófitas, portanto, este ambiente, e outros que compartilhem estas características, merece atenção especial da parte do monitoramento de mercúrio previsto para o empreendimento.
 - As características físico-químicas da água do Rio Madeira, desde então, não são as mais propícias para a biotransformação do Hg e de acordo com a modelagem o tempo de residência no canal principal, durante e pós-enchimento, não acarretará grandes mudanças nas condições físico-químicas, assim como estratificação na coluna d'água;
 - A redução da velocidade de fluxo do Rio Madeira, associado ao represamento de seus afluentes, favorecerá a formação de banco de macrófitas aquáticas. Essas áreas potenciais formadoras de banco de macrófitas estão sendo evidenciadas na modelagem matemática, a exemplo dos afluentes de baixa vazão, como os: Igarapés Caiçara, Jirau, Jatuarana e Mucuím (ver itens 5 e 6 do relatório complementar de modelagem, já mencionado). Em recentes estudos, as raízes da espécie *Eichhornia crassipes* demonstrou ser um micro-*habitat* eficiente para a metilação do Hg adsorvidos à partículas. Estes ambientes também merecem atenção especial.
 - A quantificação da mobilização e metilação do Hg mesmo que por simulação, de acordo com o estado de conhecimento atual no tema, não é ainda possível, portanto após a disponibilização e metilação do Hg não se conhece meios de se evitar a sua entrada na biota e, conseqüentemente, chegar aos seres humanos, que conforme relatado acima já vêm acontecendo na bacia do Rio Madeira;
 - Comparações das plantas (usinas) para geração de energia elétrica tradicionais com a planejada para o rio Madeira não são possíveis pelas diferenças na capacidade de

represamento, assim como por suas características hidrodinâmicas, conforme demonstrada pela modelagem;

- Importante enfatizar que os fenômenos de transformação química e a biodisponibilidade do Hg já ocorrem na bacia do Rio Madeira, assim como em outros rios da região, muito embora os compartimentos não biológicos apresentem concentrações normais, conforme demonstrado em recente estudo por Bastos *et al* (2006, *in press*). Os dados publicados no referido artigo não sugerem nenhuma redução das concentrações de Hg nas matrizes biológicas ao longo dos últimos 15 anos (tabela 1), entretanto essas flutuações com valores elevados não se registra a toxicologia do Hg na população ribeirinha da região.

Tabela 1. Concentrações médias de Hg em diferentes matrizes abiótica e biótica entre os anos de 1990 e 2000 no Rio Madeira (Bastos *et al*, 2006).

Matriz	(Malm <i>et al</i> , 1990) Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \pm \text{D.P.}$) (Mín. – Máx.)	(Bastos <i>et al</i> , 2006) Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1} \pm \text{D.P.}$) (Mín. – Máx.)
Sedimentos de Fundo	0,13 \pm 0,11 (0,03 – 0,35)	0,06 \pm 0,02 (0,03 – 0,12)
Sólidos em Suspensão	0,50 \pm 0,13 (0,35 – 0,58)	0,04 \pm 0,02 (0,02 – 0,05)
Solos	0,39 \pm 0,10 (0,27 – 0,54)	0,11 \pm 0,09 (0,04 – 0,37)
Peixes	0,92 \pm 0,75 (0,10 – 2,10)	0,34 \pm 0,36 (0,01 – 2,52)
Cabelos Humano	9,20 \pm 14,0 (0,22 – 40,0)	15,22 \pm 9,60 (0,36 – 150,0)

Com relação a ambientes aquáticos ácidos, com baixos valores de potencial redox e concentração de matéria orgânica elevada, observa-se boas condições à formação do metilHg. Por outro lado, em pH básico o mercúrio tem maior afinidade pela fração mineral, desfavorecendo a formação do metilHg (Bisinoti & Jardim, 2004). Quanto a formação de metilHg em meio aeróbico e anaeróbico há controvérsias, embora seja melhor observado nos ambientes anaeróbicos em presença de ácidos húmicos. Com isso, ambientes aquáticos de águas pretas possuem as melhores condições para essa transformação química do Hg em MetilHg do que os de águas brancas.

6. RECOMENDAÇÕES

Uma avaliação batimétrica e geofísica prévia poderão contribuir na identificação de áreas dos prováveis bolsões de Hg metálico nas cachoeiras de Jirau e Santo Antônio. Independente dessa avaliação, durante a perfuração e retirada de material rochoso e sedimentar para a construção das barragens deverá ocorrer um monitoramento constante para que os possíveis bolsões de Hg, uma vez encontrados serem recolhidos e armazenados (sintonia entre as engenharias civil e ambiental).

Durante o enchimento do reservatório e na fase de operação das usinas, situações de interferência podem ser adotadas no caso de decréscimo da qualidade da água nos corpos d'água de baixa vazão a partir de depleções dos níveis de cota, tanto em Jirau como em Sto. Antonio, permitindo a renovação das águas em locais onde o fluxo ascendente do Rio Madeira impeça a renovação das águas destes ambientes, que anteriormente ocorria sem restrições, como por exemplo o Rio Jatuarana. Essa medida manterá esses corpos d'água oxigenados reduzindo as possibilidades de condições ideais para a metilação do Hg.

Recomenda-se um controle na formação de bancos de macrófitas, com um programa de remoção dessa biomassa, principalmente nos afluentes Rios Jatuarana e Mutum-Paraná. O pescado deve ser acompanhado por investigações em início de cadeia trófica como com transplante de macrófitas e/ou coleta de plâncton.

O monitoramento limnológico e dos teores de Hg (Hg Total e Metil-Hg) nos compartimentos ambientais (água, solos e sedimentos e a biota aquática) e humano (ribeirinhos) deverão ser realizados a montante e a jusante das barragens durante todo o processo de construção e após, pois será fundamental na avaliação da mobilidade do mercúrio. As áreas de bolsões devem ser priorizadas no monitoramento após o enchimento, assim como, os afluentes de baixa vazão, a exemplo do Rio Jatuarana. O Rio Mutum-Paraná deve ser um ponto de monitoramento por suas características naturais potenciais metiladoras e por ter sido amplamente utilizado pela garimpagem para a manutenção das balsas e dragas. O Rio Mutum Paraná historicamente apresenta os valores mais elevados em seus sedimentos comparados ao Rio Madeira ($\sim 45 \mu\text{g.Kg}^{-1}$), com valores de Hg total de $157 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ encontrados por Malm *et al* (1990) e, neste levantamento, médias de $129 \mu\text{g.Kg}^{-1}$.

Como pontos de monitoramento, deverão ser atendido todo o trecho do Rio Madeira desde Abunã até jusante da barragem de Sto. Antônio na confluência do Rio Jamari, conforme indicado na modelagem de simulação pós-enchimento, como região de normalidade na qualidade da água.

7. BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

- 1 ALMEIDA, M.D.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R. & HERRMANN, J.C. Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondônia, western Amazon, Brazil. *Environmental Pollution*, v. 137, p. 179-186, 2005.
- 2 ANVISA. Divisão Nacional de Vigilância Sanitária de Alimentos – DINAL – Portaria nº 685 de 27 de agosto de 1998 fixa limites máximos de tolerância de contaminantes químicos em alimentos. *Diário Oficial* de 24/09/98. 1998.
- 3 AULA, I.; BRAUNSWEILLER, H.; LEINO, T.; MALIN, I.; PORVARI, P.; HATANAKA, T.; LODENIUS, M. & JURAS, A. Levels of mercury in the Tucuruí reservoir and its surrounding area in Pará, Brazil. *In: Watras, C.J. & Huckabee, J.W. (Eds.) Mercury Pollution: Integration and Synthesis. Lewis Publ.*, p. 21-40.1995.
- 4 BASTOS, W. & LACERDA, L.D. A contaminação por Mercúrio na bacia do Rio Madeira: Uma breve revisão. *Geochimica Brasiliensis*, v. 18, n. 2, p. 99-114, 2004.

- 5 BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O; OLIVEIRA, R.C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E.L.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G. & PFEIFFER, W.C. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Sci. Tot. Environm. (in press)* 2006.
- 6 BISINOTI, M.C. & JARDIM, W.F. Behavior of methylmercury in the environment. *Quím. Nova*, July/Aug., vol.27, no.4, p.593-600. ISSN 0100-4042. 2004.
- 7 FADINI, P.S. & JARDIM, W.F. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *Sci. Tot. Environ.*, 275:71-82, 2001.
- 8 LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; OTT, A.T. & SILVEIRA, E.G. Mercury contamination in the Madeira River, Amazon - Hg inputs to the environment. *Biotropica*, 21:91-93, 1989.
- 9 LACERDA, L.D. Mercury from gold and silver mining. Springer New York. 1998.
- 10 LACERDA, L.D. & SALOMONS, W. Mercury from Gold and Silver Mining: A Chemical Time Bomb. Springer Verlag, 146 p. 1998.
- 11 LACERDA, L.D.; SOUZA, M. & RIBEIRO, M.G. The effects of land use change on mercury distribution in soils of Alta Floresta, Southern Amazon. *Environ. Pollut.*, 129:247-255, 2004.
- 12 MALM, O.; PFEIFFER, W.C.; SOUZA, C.M.M. & REUTHER, R. Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil. *Ambio. Stockholm*. Vol. 19, no. 1, pp. 11-15. 1990.
- 13 MAURICE-BOURGOIN, L.M.; QUIROGA, I; CHINCHEROS, J. & COURAU, P. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira Rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *Sci. Tot. Environm.*, 260:73-86, 2000.
- 14 MAURO, J.B.N.; GUIMARÃES, J.R.D. & MELAMED, R. Mercury methylation in macrophyte roots of a tropical lake. *Water Air Soil Pollut.*, 127:271-280, 2001.
- 15 PFEIFFER, W.C.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; LACERDA, L.D. & SILVEIRA, E.G. Mercury in the Madeira River Ecosystem, Rondonia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, Vol. 38, No. 3/4, p 239-245, 1991.
- 16 PFFEIFER, W. C. & LACERDA, L. D. Mercury inputs to the Amazon region, Brazil. *Environ. Technol. Lett.*, 9:325-350, 1988.
- 17 PORVARI, P. Mercury levels in fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Moju in Amazônia, in the state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment* 175: 109-117, 1995.
- 18 ROULET, M.; LUCOTTE, M.; SAIT ALBAN, A.; TRAN, S.; RHEAULT, I.; FARELA, N.; SILVA, E.D.; DESENCOURT, J.; PASSOS, E.D.; SOARES, G.S.; GUIMARÃES, J.R.D.; MERGLER, D. & AMORIM, M. The geochemistry of

mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará State, Brazil. *Sci. Tot. Environ.*, 223:1-24, 1998.

- 19 TUOMOLA, L. Mercury Levels in Fish Five Years after Construction of Lago Manso Reservoir, Brazil. Degree project in Biology. *Examensarbete i biologi*, 20 p, 2005. Biological Education Centre and Department of Limnology. Uppsala University. Supervisors: Lars Hylander and Edinaldo de Castro e Silva
- 20 VERDON, R.; BROUARD, D.; DEMERS, C.; LALUMIERE, R. & LAPERLE, M. Mercury Evolution (1978-1988) in Fishes of the La Grande Hydroelectric Complex, Quebec, Canada. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 56, p 405-417, 1991.

8. EQUIPE RESPONSÁVEL

Prof. Dr. Wanderley Rodrigues Bastos

8. Nova simulação do modelo da qualidade da água.

Solicitação do IBAMA: Apresentar uma nova simulação do modelo prognóstico da qualidade da água, considerando as inter-relações entre o corpo d'água principal, tributários e lagoas (bolsões) marginais, em função do tempo, desde o início do enchimento até a estabilização do reservatório, ao longo de todo trecho diretamente afetado pelo empreendimento.

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS SANTO ANTÔNIO E JIRAU

APRESENTAÇÃO

Trata o presente documento da resposta à segunda adequação solicitada pelo IBAMA por meio do ofício nº. 135/2006 – DILIQ/IBAMA, de 24 de fevereiro de 2006 e Informação Técnica nº 08/2006 – COHID/CGENE/DILIC/IBAMA, de 26/06/2006.

Conforme diagnosticado no EIA, os dois reservatórios a serem implantados no rio Madeira, Santo Antônio e Jirau, apresentam regime hidráulico de escoamento com características fluviais, ou seja, com velocidades longitudinais significativas e preponderantes, mesmo nas proximidades das barragens. Por este motivo, estes reservatórios podem ser representados matematicamente através de modelos unidimensionais de escoamento e de qualidade da água, conforme procedido nos estudos apresentados.

Entretanto, ainda na fase de diagnóstico foi constatada a ocorrência de poucas (mas importantes) áreas marginais alagadas, que na modelagem apresentada anteriormente foram traduzidas por cargas introduzidas no corpo hídrico principal, originadas pelo afogamento da vegetação existente, tendo sido admitida a hipótese de não remoção da mesma.

A solicitação do IBAMA evidencia, então, o interesse em melhor conhecer o comportamento desses corpos hídricos marginais (afluentes ou bolsões) diante da formação dos reservatórios, seja em sua fase de implantação seja na fase posterior, de operação.

Para atender esta solicitação, foi feita uma identificação e caracterização dos principais afluentes e bolsões marginais dos reservatórios de Santo Antônio e Jirau, selecionando aqueles a serem estudados em maior detalhe. Para os corpos hídricos selecionados, foram desenvolvidos modelos prognósticos do seu comportamento hidráulico e de qualidade da água, considerando as inter-relações com o regime do rio Madeira, conforme solicitado. Foram empregados modelos hidráulicos e de qualidade da água bi-dimensionais e unidimensionais, dependendo das características de cada corpo hídrico (bolsão, braço lateral ou afluente), conforme justificado ao longo do trabalho realizado.

Este documento apresenta o resultado final dos estudos realizados. A abordagem metodológica empregada é descrita de forma sumária e os resultados são apresentados e discutidos individualmente, para cada corpo hídrico estudado. Ao final, é feita uma análise global buscando caracterizar os comportamentos dos corpos hídricos laterais em função de

sua geometria e de seu regime hidrológico, estendendo as conclusões dos estudos para os corpos hídricos não abordados diretamente.

O documento aqui apresentado está organizado da forma sumarizada a seguir.

1. Introdução
2. Comportamento hidrodinâmico dos principais corpos água laterais
3. Estudo do rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral
4. Estudo do rio Jaci-Paraná
5. Estudo do igarapé Jatuarana
6. Considerações finais
7. Referências bibliográficas
8. Equipe responsável

1. INTRODUÇÃO

1.1 Aspectos Metodológicos

Para atender à solicitação do IBAMA quanto à modelagem dos afluentes dos reservatórios e dos bolsões de inundação formados lateralmente ao mesmo, foi empregada a seguinte metodologia:

- Identificação dos bolsões e afluentes existentes nos dois reservatórios e seleção daqueles mais importantes e/ou representativos;
- Caracterização dos afluentes e bolsões laterais quanto à sua fisiografia, definindo suas curvas cota – área – volume, cobertura vegetal, regime fluvial e regime hidráulico de escoamento, antes e depois da implantação dos reservatórios;
- Caracterização do comportamento dos afluentes e bolsões selecionados quanto à qualidade da água, com emprego de modelos matemáticos bi-dimensionais ou unidimensionais, dependendo da fisiografia de cada um, e simulação das condições esperadas futuras de qualidade da água desses corpos hídricos, tanto para o período de enchimento dos reservatórios quanto para o período de operação dos mesmos, em condições estabilizadas;
- Identificação, com auxílio da modelagem, dos principais impactos da implantação dos reservatórios sobre a qualidade da água desses corpos hídricos; e
- Introdução, no modelo de qualidade da água do rio Madeira empregado nos estudos anteriores, das novas condições de contorno decorrentes do processamento da biomassa afogada dentro de cada corpo lateral estudado.

1.2 Caracterização dos Reservatórios do Rio Madeira

As principais características dos reservatórios que constituem o Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira, Santo Antônio e Jirau já foram apresentadas e discutidas nos Estudos de Impacto Ambiental – EIA do empreendimento. Algumas dessas características são reproduzidas aqui, como forma de facilitar a apresentação e compreensão dos estudos realizados.

O reservatório de Santo Antônio será implantado com nível d'água na cota 70,00 m, apresentando uma área total de 271,26 km² (da qual 40% correspondem à área do curso natural do rio Madeira) e volume total de 2.075,13 hm³. O enchimento do reservatório de

Santo Antônio será realizado no final do período de estiagem, estando previsto para o mês de novembro. O tempo esperado de enchimento em novembro é pequeno, sendo inferior a 3,6 dias com 90% de garantia. Em anos úmidos, este tempo pode ser inferior a um dia.

O reservatório de Jirau será implantado na cota 90,00 m, apresentando uma área total de 244,03 km² (56% da qual corresponde à própria calha fluvial) e volume total de 2.014 hm³. O reservatório será operado com níveis variáveis ao longo do ano, como forma de evitar alterações no regime fluvial do rio Madeira a montante de Abunã. Durante o período de cheia, de janeiro a abril, o NA normal do reservatório será na cota 90,00 m. À medida que as vazões afluentes vão diminuindo, o NA normal do reservatório vai sendo deplecionado, até alcançar o valor mínimo na cota 82,50 m, no mês de setembro. A partir de outubro, o NA normal volta a ser gradativamente elevado, até alcançar seu valor máximo, em janeiro.

Como consequência dessa variação sazonal de nível d'água, o reservatório de Jirau irá apresentar um comportamento bem diferenciado ao longo do ano, não apenas devido à variação das vazões afluentes, mas também por causa das alterações significativas de volumes armazenados e de área inundada.

A regra operativa sazonal do reservatório de Jirau irá afetar também seu enchimento, previsto para ser iniciado no mês de novembro, tal qual em Santo Antônio. Como o nível d'água normal só alcança a cota máxima (El. 90,00 m) em janeiro, o enchimento do reservatório será realizado em três etapas: até a cota 85,00 m em novembro, subindo para a cota 87,50 m em dezembro e finalmente alcançando a cota 90,00 m em janeiro.

A área inundada pelo reservatório de Santo Antônio se concentra principalmente às margens do rio Madeira e ao longo dos pequenos afluentes existentes, particularmente aqueles que confluem a jusante da cachoeira de Salto Teotônio, localizada cerca de 10 km a montante do barramento, porque nesse trecho a elevação do nível d'água provocada pela barragem é mais pronunciada. A montante da cachoeira, os níveis d'água do rio Madeira são menos afetados pelo reservatório, de forma que a área inundada é menos importante e os afluentes são apenas remansados pelo reservatório.

Por este motivo, ocorrem poucos bolsões laterais ao reservatório de Santo Antônio, conforme pode ser visto na Figura 1.1, onde são identificados os dois mais importantes, correspondentes aos braços afogados dos Igarapés Jatuarana e Mucuim.

O afluente mais importante do reservatório de Santo Antônio, rio Jaci-Paraná, também representado na Figura 1.1, situa-se no terço superior do reservatório. Em condições naturais, o rio Madeira já apresenta, neste local, níveis médios próximos à Cota 70,00 m, de forma que o Jaci Paraná irá experimentar, após a implantação do empreendimento, níveis d'água muito próximos aos observados nas conduções atuais.

O reservatório de Jirau apresenta maior quantidade de corpos d'água laterais, principalmente pela sua margem direita, conforme ilustrado na Figura 1.2, onde são mostrados os quatro principais, considerando o reservatório operando em seu NA máximo, na cota 90,00 m.

Na parte baixa do reservatório foram identificados dois corpos laterais associados aos Igarapés Jirau e Caiçara. Mais a montante, o reservatório de Jirau recebe seu principal

afluente, o rio Mutum-Paraná. O reservatório provoca sobrelevação no rio Mutum-Paraná e em seu afluente principal, o rio Cotia, além de alagar um grande bolsão lateral pela margem esquerda, próximo à foz do Mutum-Paraná, que será denominado, neste trabalho, Bolsão do Mutum. A Figura 1.2 ilustra a disposição deste bolsão em relação ao Mutum-Paraná e ao reservatório de Jirau.

FIGURA 1.1 – PRINCIPAIS CORPOS HÍDRICOS MARGINAIS AO RESERVATÓRIO DE SANTO ANTÔNIO

Legenda

-  Rio Madeira
-  Inundação do Reservatório de Santo Antônio
-  Bolsões do Reservatório de Santo Antônio

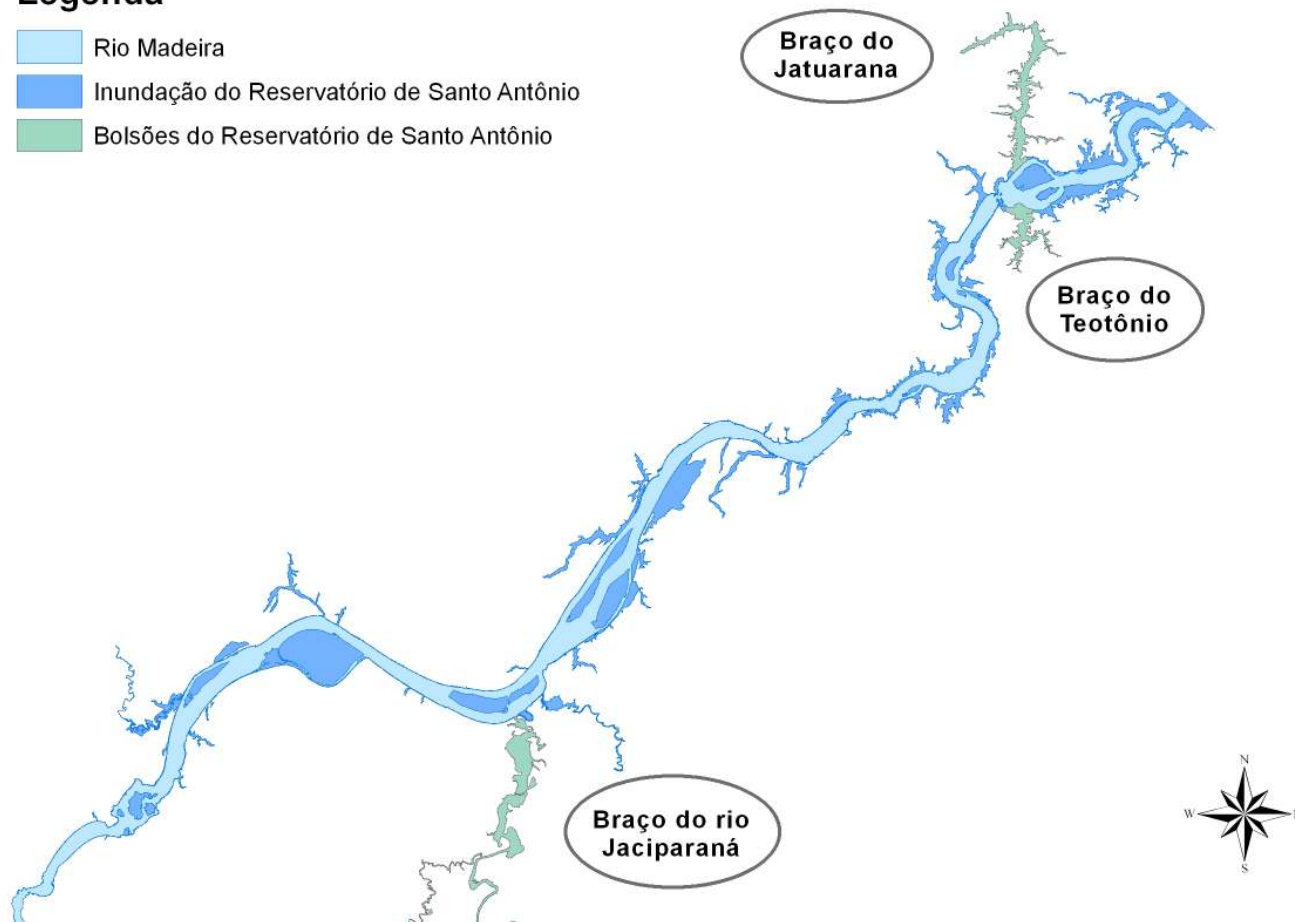
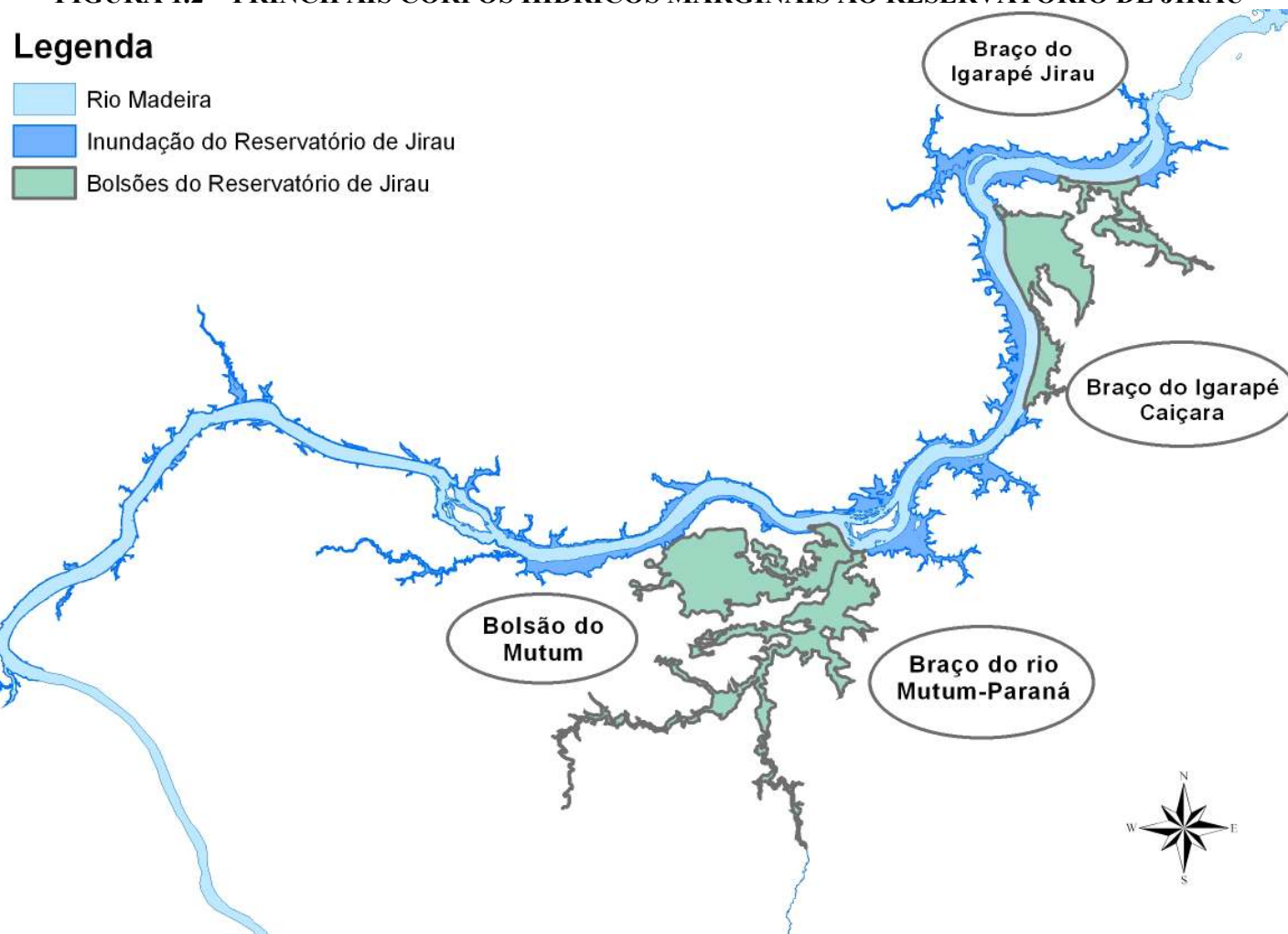


FIGURA 1.2 – PRINCIPAIS CORPOS HÍDRICOS MARGINAIS AO RESERVATÓRIO DE JIRAU



1.3 Metodologia Geral

Conforme já mencionado, os estudos envolveram cinco etapas de trabalho, sendo que a primeira delas, identificação dos principais corpos laterais, foi apresentada no subitem anterior.

A segunda etapa, de caracterização fisiográfica e de regime hidrodinâmico dos corpos laterais selecionados, apresentada no item 2 deste relatório, foi alcançada através da metodologia a seguir.

A caracterização fisiográfica dos braços laterais foi feita com base na restituição aerofotogramétrica, estabelecendo-se um modelo digital de terreno e obtendo-se as curvas cota-área e cota-volume para cada pequeno reservatório lateral. Os mapas de uso do solo e de cobertura vegetal de cada bolsão foram obtidos do mapeamento apresentado nos Estudos de Impacto Ambiental

Para a caracterização do regime hidrodinâmico dos diversos corpos d'água laterais selecionados, procurou-se enfatizar as modificações introduzidas pela operação dos reservatórios. Para isso, foi necessário realizar uma estimativa das vazões afluentes em cada braço lateral, o que foi feito distribuindo-se a vazão incremental observada no rio Madeira entre Abunã Vila e Porto Velho pelos diversos tributários, proporcionalmente a sua área de drenagem.

Os níveis d'água do rio Madeira junto a estes braços laterais foram estimados com auxílio do modelo de remanso, estabelecido durante os estudos de viabilidade, o que possibilitou caracterizar a evolução de níveis dos tributários junto à foz ao longo do ano, antes e depois da implantação dos reservatórios.

Nesse sentido, os braços laterais do reservatório de Jirau mereceram especial atenção, já que a regra operativa prevê seu deplecionamento anual até a cota 82,50 m, manobra que imprime a estes corpos laterais uma dinâmica semelhante àquela existente em condições naturais, com os níveis d'água do rio Madeira (ou do futuro reservatório) subindo durante a enchente, se mantendo elevado durante a cheia, descendo durante a vazante e permanecendo baixo durante a estiagem. Este comportamento é semelhante para todos os braços laterais do reservatório de Jirau, independente de sua distância em relação à barragem.

Para os braços laterais do reservatório de Santo Antônio, que irá operar com nível constante ao longo de todo o ano, foram identificadas duas tendências diferenciadas. Os braços laterais próximos à barragem ficarão, após a implantação do reservatório, “represados” na cota 70,00 m, apresentando variações de nível d'água muito reduzidas, provocadas apenas pelo efeito de remanso (pequeno, devido à proximidade da barragem). Este é o caso dos Igarapés Jatuarana e Mucum, afluentes ao rio Madeira a jusante da cachoeira de Teotônio.

Os braços laterais mais distantes da barragem, basicamente aqueles que afluem a montante da cachoeira de Teotônio, serão influenciados diretamente pelo nível d'água do reservatório apenas durante os meses de vazões baixas, passando a sofrer os efeitos de remanso do reservatório nos meses de vazões altas, apresentando um comportamento similar ao seu

comportamento atual, mesmo após a implantação da UHE Santo Antônio. Este é o caso do rio Jaci, cujo estudo será realizado de forma detalhada.

Os estudos de qualidade da água dos corpos laterais, correspondentes à terceira etapa de trabalho, estão apresentados em itens específicos para cada corpo d'água estudado, a partir do item 3, tendo-se aprofundado os estudos com aplicação de modelos de qualidade da água específicos apenas para os braços correspondentes ao rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral, ao rio Jaci Paraná e ao Igarapé Jatuarana. O comportamento dos demais corpos laterais pode ser inferido a partir do estudo desses três.

A apresentação dos estudos de qualidade da água é feita percorrendo-se os reservatórios de montante para jusante, de modo a se iniciar o trabalho pelo corpo d'água de maior dimensão e de comportamento mais complexo, representado pelo rio Mutum-Paraná e o bolsão do Mutum, afluente ao rio Madeira pela margem direita no reservatório de Jirau.

Para o estudo, apresentado no item 3, foi empregado nas análises um modelo bi-dimensional (escoamento e qualidade da água), tendo sido escolhido o modelo WASP-7, juntamente com seu módulo hidrodinâmico DINHYD. No item 3 é apresentada uma descrição sucinta desses modelos. As conclusões desse estudo orientaram a análise do comportamento dos braços laterais correspondentes aos igarapés Caiçaras e Jirau, situados mais a jusante.

O rio Jaci-Paraná, afluente ao reservatório de Santo Antônio, foi estudado com auxílio de modelos unidimensionais, tanto para escoamento quanto para qualidade da água, devido às características de escoamento existentes. Embora este curso d'água não seja muito influenciado pela implantação do reservatório, já que fica localizado no terço superior do reservatório, onde o comportamento do rio Madeira é afetado mais pelo seu regime fluvial que pela presença da barragem, situa-se em suas margens a Vila de Jaci-Paraná, onde será implantada uma vila residencial de apoio à construção das barragens, sendo previsto grande crescimento populacional na fase construtiva, com fixação definitiva de uma parcela significativa dessa população após a conclusão das obras.

Para a caracterização hidráulica do Jaci-Paraná empregou-se o modelo HEC-RAS, tendo sido as seções transversais obtidas a partir da restituição aerofotogramétrica e complementadas por algumas seções topobatimétricas disponíveis nos estudos de Viabilidade. Os estudos de qualidade da água foram desenvolvidos com auxílio do modelo QUAL2-E, distribuído pelo EPA (United States Environmental Protection Agency), e encontram-se apresentados no item 4, onde também é feita uma descrição sucinta dos modelos empregados.

Para os dois corpos laterais do reservatório de Santo Antônio situados próximos à barragem, Igarapés Jatuarana e Mucuí, escolheu-se o primeiro deles, de maior porte, para uma análise mais aprofundada, tendo sido empregada a mesma abordagem descrita para os estudos do Rio Jaci-Paraná. Estes estudos são apresentados no item 5 desse relatório.

O item 6 apresenta uma análise dos resultados obtidos nos três itens anteriores, visando sua extensão aos demais braços laterais dos dois reservatórios. Neste item também é feito um sumário identificando os principais impactos da implantação dos reservatórios sobre os corpos d'água laterais, listando-se as possíveis medidas mitigadoras, cumprindo-se deste modo a quarta etapa dos estudos.

Quando a vegetação dos corpos laterais é afogada, os processos de incorporação e decomposição da fitomassa são iniciados no local e transferidos ao rio Madeira (ou ao reservatório implantado) em função do regime hidrodinâmico vigente. Desse modo, o corpo lateral age como um intermediário entre o afogamento da fitomassa e a transferência dessa carga ao corpo principal, funcionando como um “dosador”. A carga resultante desse processo é inferior à carga adotada nos estudos anteriores, onde se assumia que os bolsões estavam incorporados ao reservatório. Como consequência, os padrões críticos de qualidade da água ao longo do rio Madeira, que ocorrem durante o enchimento dos reservatórios, serão menos rigorosos que aqueles identificados nos estudos anteriores.

A quinta e última etapa dos trabalhos é consolidada no item 7, quando os efeitos dos processos biológicos encadeados nos corpos hídricos pelo afogamento da vegetação lá existente, identificados nos estudos apresentados nos itens 3 a 6, são transferidos à modelagem realizada anteriormente (e apresentada no EIA), por meio de análises específicas.

2. COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DOS PRINCIPAIS CORPOS HÍDRICOS LATERAIS

Foram identificados, para orientar o estudos dos corpos hídricos laterais afetados pela implantação dos aproveitamentos, quatro corpos no reservatório de Jirau e três no reservatório de Santo Antônio, conforme ilustrado anteriormente nas Figuras 1.1 e 1.2. Os trabalhos de caracterização foram conduzidos em paralelo, de forma que sua apresentação é feita nos subitens a seguir, cada um dedicado a um tema específico. Ao final é feita uma apreciação geral sob a ótica de cada corpo hídrico individualmente.

2.1 Caracterização Fisiográfica – Curvas Cota-Área-Volume

O estabelecimento das curvas cota-área-volume dos corpos laterais foi feito com base no modelo digital de terreno estabelecido a partir das curvas de nível resultantes da restituição aerofotogramétrica, a cada 5,0m, interpoladas de metro em metro com auxílio dos pontos cotados disponibilizados naquela mesma base.

Para o desenvolvimento dos modelos de balanço hídrico de cada corpo d’água lateral, foram ajustadas expressões analíticas aos pontos cota-volume, de modo a automatizar os cálculos. As Figuras 2.1.1 a 2.1.7, a seguir, apresentam as curvas cota-área-volume levantadas.

FIGURA 2.1.1 – Bolsão do Mutum

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
84.5	0.00	0.00
85	0.08	0.01
86	1.05	0.49
87	2.83	2.36
88	4.95	6.20
89	11.78	14.32
90	18.24	29.22
91	26.07	51.26
92	38.44	83.31

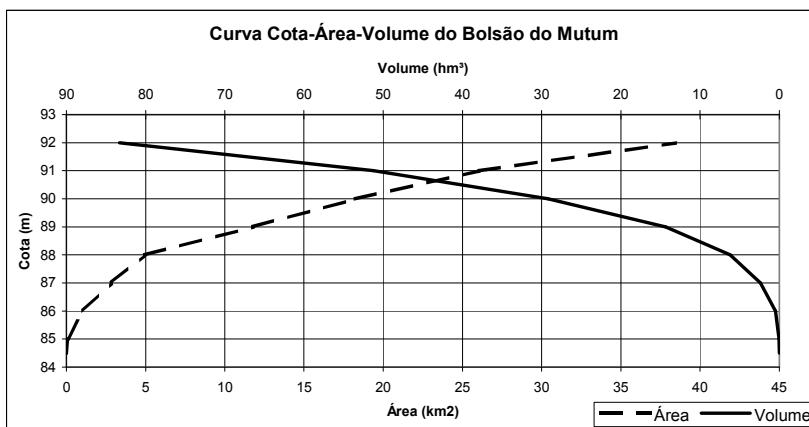


FIGURA 2.1.2 – Rio Mutum-Paraná (sem o Bolsão do Mutum)

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
82	0.00	0.00
85	4.08	4.08
86	6.07	9.12
87	8.60	16.42
88	11.37	26.37
89	15.37	39.69
90	22.27	58.41
91	34.23	86.44
92	46.91	126.85

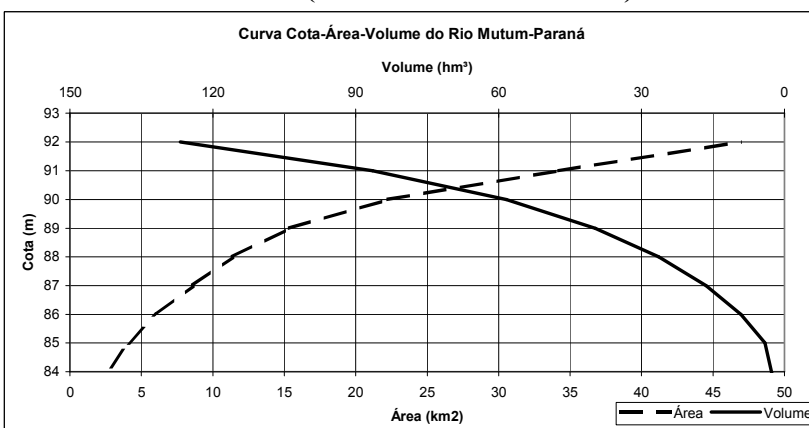


FIGURA 2.1.3 – Igarapé Caiçara

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
77	0.12	0.00
78	0.29	0.19
79	0.53	0.60
80	0.91	1.30
81	1.53	2.51
82	2.25	4.39
83	3.23	7.12
84	4.34	10.89
85	5.49	15.80
86	7.90	22.46
87	10.56	31.66
88	13.25	43.54
89	16.04	58.16
90	17.84	75.09
91	20.70	94.34
92	23.73	116.54

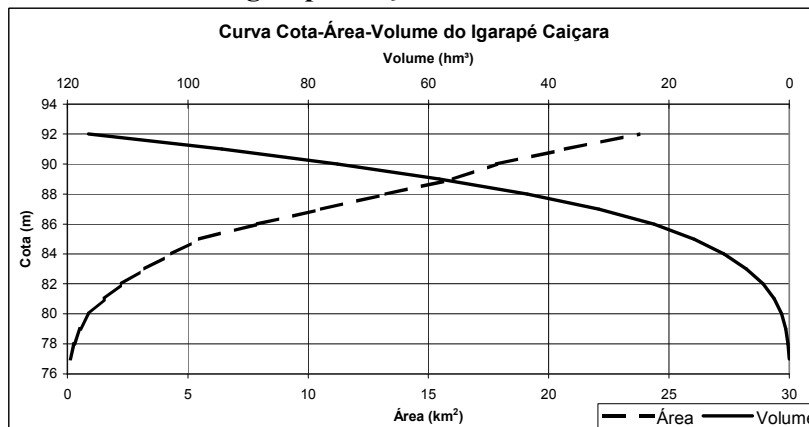


FIGURA 2.1.4 – Igarapé Jirau

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
76	0.05	0.00
77	0.13	0.09
78	0.19	0.24
79	0.27	0.47
80	0.48	0.84
81	0.83	1.49
82	1.45	2.62
83	2.01	4.34
84	2.71	6.69
85	3.38	9.73
86	4.46	13.64
87	5.73	18.72
88	7.18	25.15
89	8.65	33.06
90	9.84	42.30
91	11.05	52.74
92	12.30	64.40

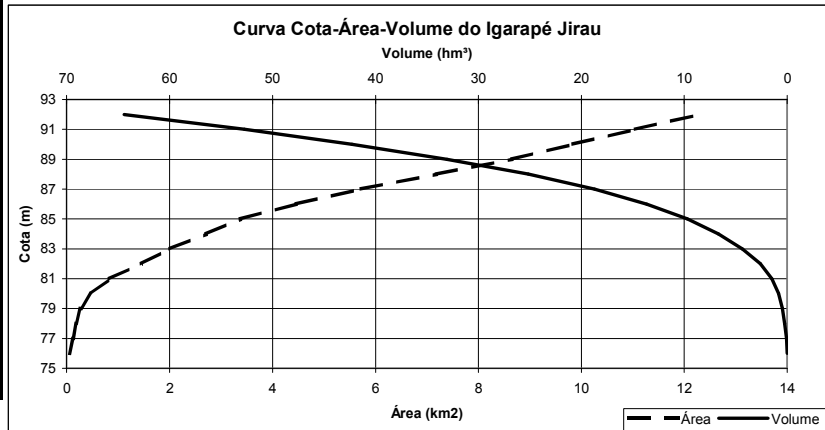


FIGURA 2.1.5 – Rio Jaci-Paraná

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
64	0.00	0.0
65	0.35	0.1
66	1.67	1.0
67	4.06	3.8
68	7.65	9.6
69	12.48	19.6
70	18.51	35.0
71	25.71	57.0
72	33.89	86.7
73	42.88	125.0
74	52.42	172.5
75	62.17	229.8
76	71.83	296.7
77	80.90	373.0
78	88.92	457.9
79	95.33	550.0
80	99.51	627.4

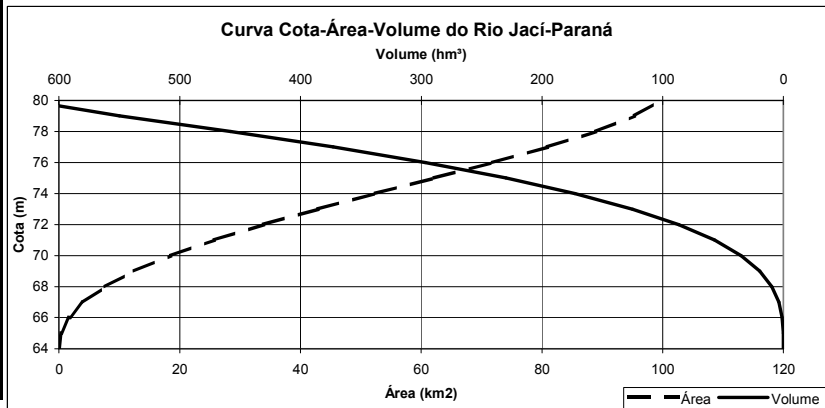


FIGURA 2.1.6 – Igarapé Mucuí (Teotônio)

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
54	0.03	0.00
55	0.14	0.08
56	0.21	0.25
57	0.29	0.50
58	0.38	0.83
59	0.54	1.29
60	0.66	1.89
61	0.82	2.63
62	1.03	3.55
63	1.29	4.71
64	1.71	6.21
65	2.21	8.16
66	2.62	10.57
67	2.99	13.37
68	3.36	16.54
69	3.79	20.11
70	4.55	24.28
71	5.29	29.20
72	5.75	34.72
75	9.01	56.68

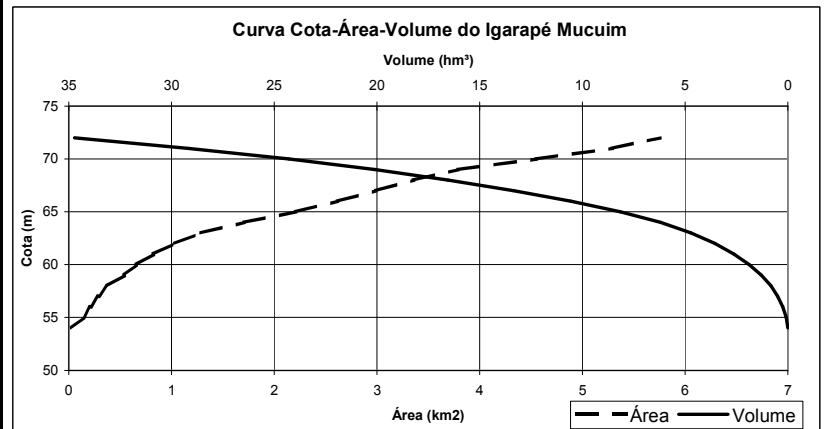
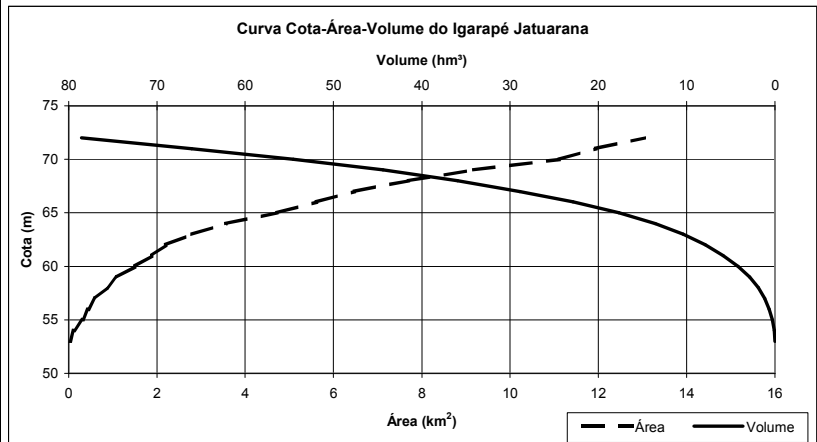


FIGURA 2.1.7 – Igarapé Jatuarana

Cota (m)	Área (km ²)	Volume (hm ³)
53	0.03	0.00
54	0.11	0.07
55	0.32	0.28
56	0.44	0.65
57	0.60	1.17
58	0.86	1.90
59	1.10	2.88
60	1.50	4.17
61	1.89	5.86
62	2.20	7.90
63	2.80	10.39
64	3.57	13.57
65	4.72	17.70
66	5.61	22.86
67	6.48	28.90
68	7.70	35.97
69	9.18	44.40
70	11.11	54.53
71	11.95	66.05
72	13.04	78.55
75	19.62	127.20



2.2 Regime Fluvial – Vazões Médias Mensais e Níveis de Controle do Rio Madeira

A estimativa das vazões médias mensais correspondentes a cada tributário ou braço lateral do rio Madeira, ao longo dos dois reservatórios, foi feita aplicando-se as vazões específicas médias mensais calculadas para a bacia incremental entre as estações fluviométricas de Abunã-Vila e Porto Velho à área de drenagem de cada tributário. Este procedimento foi adotado por não se dispor de um tributário do rio Madeira, na região de interesse, com dados fluviométricos registrados. Embora exista um posto fluviométrico no rio Jaci-Paraná, as pesquisas de dados desse posto junto à ANA – Agência Nacional de Águas resultaram infrutíferas.

É possível também que haja um comportamento diferenciado entre os afluentes da margem direita e da margem esquerda, neste trecho do rio Madeira, mas neste momento não foi possível fazer tal diferenciação.

Os dados básicos (séries de vazões médias mensais em Abunã-Vila e Porto Velho) foram obtidos dos Estudos de Viabilidade das duas usinas. O período comum de observação nos dois postos foi de 1977 a 2002.

O Quadro 2.2.1, a seguir, apresenta vazões médias mensais calculadas a partir dos dados disponíveis para os diversos tributários e braços laterais do rio Madeira estudados.

QUADRO 2.2.1
Vazões Médias Mensais (m³/s) dos Afluentes do Rio Madeira no Estirão Entre as Estações de Abunã-Vila e Porto Velho.

LOCAL Área de Drenagem (km ²)	Abunã Vila	Porto Velho	Bacia Incremental	Igarapé Mucuí	Igarapé Jatuarana	Bolsão do Mutum	Rio Mutum- Paraná	Igarapé Caiçara	Igarapé Jirau	Rio Jaci- Paraná
	932.622	988.997	56.375	64,1	140	82,7	3.604	204	137	11.847
Janeiro	23932	24848	916	1,30	2,83	1,68	73,1	4,15	2,78	292
Fevereiro	29379	31318	1939	2,25	4,90	2,90	126	7,17	4,80	355
Março	33069	36205	3135	3,62	7,88	4,67	203	11,5	7,72	409
Abril	31812	35720	3909	4,62	10,1	5,96	260	14,7	9,85	370
Mai	25930	28233	2304	3,17	6,91	4,09	178	10,1	6,77	281
Junho	18430	19849	1419	2,03	4,43	2,62	114	6,48	4,34	196
Julho	11461	12757	1296	1,61	3,50	2,07	90,4	5,13	3,43	131
Agosto	6455	7522	1067	1,24	2,70	1,60	69,7	3,95	2,65	84,0
Setembro	4789	5763	973	1,06	2,30	1,36	59,5	3,37	2,26	69,2
Outubro	6115	6784	669	0,86	1,88	1,11	48,5	2,75	1,84	83,5
Novembro	10002	11055	1053	1,16	2,54	1,50	65,5	3,71	2,48	127
Dezembro	15987	17098	1110	1,22	2,65	1,57	68,5	3,88	2,60	206

Para a determinação dos níveis d'água do rio Madeira na confluência com cada braço lateral estudado, antes e depois da implantação dos reservatórios, foram consultados os estudos de remanso do reservatório, realizados durante os Estudos de Viabilidade. A partir desses estudos foram estabelecidas curvas-chave nas seções de interesse, para o rio Madeira em condições naturais. Para a situação futura, após a implantação dos reservatórios, foi possível

também ajustar curvas-chave semelhantes para os braços laterais do reservatório Santo Antônio, que opera com níveis constantes. Para os corpos laterais ao reservatório de Jirau, que opera com níveis d'água variáveis ao longo do ano, foi preparada uma tabela de níveis d'água para cada mês, construída a partir dos estudos de remanso referenciados.

Estes resultados são apresentados mais adiante, em conjunto com outras informações empregadas na caracterização hidrodinâmica dos corpos laterais.

2.3 Dinâmica dos Corpos Laterais – Balanço Hídrico Mensal

Uma primeira abordagem à questão da dinâmica dos braços laterais foi feita realizando-se o balanço hídrico mensal dos mesmos e calculando-se os tempos de residência da água mês a mês, antes e depois da implantação dos reservatórios.

Os Quadros 2.3.1 a 2.3.6 apresentam as principais características dos corpos laterais estudados, tendo sido agrupados, nessa análise, o bolsão do Mutum com o rio Mutum-Paraná, que na verdade constituem um único sistema.

É importante notar que os níveis d'água considerados nesses quadros para a condição futura já levam em consideração os efeitos de remanso dos reservatórios, ou seja, são ligeiramente superiores aos níveis do reservatório junto à barragem, mesmo para os dois braços do Santo Antônio (Jatuarana e Mucuí), que se situam bem próximos à barragem. Nos meses de cheia, as grandes vazões em trânsito pelo rio Madeira causam sobrelevação do nível d'água a montante da barragem.

Os quadros apresentam também as características dos bolsões em condições naturais, pois o rio Madeira já inunda parcialmente estes afluentes laterais em condições naturais, durante os períodos de cheia.

QUADRO 2.3.1
Comportamento do Rio Mutum-Paraná Antes e Depois da Implantação do Reservatório de Jirau

Mês	Vazão Média Mensal Madeira	Vazão Média Mensal Mutum	Condições Naturais					Condições Futuras					
			NA natural	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência
			m	hm³	hm³	m³/s	m³/s	m	m	hm³	hm³	m³/s	m³/s
Setembro	5600	60.82	76.78	0.00	0.00	0.00	60.82	82.50	82.70	0.00	-0.18	-0.29	61.12
Outubro	6800	49.60	77.63	0.00	0.00	0.00	49.60	83.00	83.26	0.18	0.18	0.07	49.53
Novembro	10400	66.96	79.89	0.00	0.00	0.00	66.96	85.00	85.39	6.79	6.60	2.55	64.41
Dezembro	16600	70.06	82.75	0.00	0.00	0.00	70.06	87.50	88.09	34.27	27.48	10.60	59.46
Janeiro	23900	74.82	85.51	7.42	7.42	2.86	71.96	90.00	90.74	123.36	89.09	34.37	40.45
Fevereiro	29100	129.33	87.17	20.84	13.43	5.18	124.15	90.00	91.06	141.92	18.56	7.16	122.17
Março	33600	208.08	88.41	40.46	19.61	7.57	200.51	90.00	91.36	161.40	19.47	7.51	200.57
Abril	30200	265.57	87.49	24.87	-15.59	-6.01	271.58	90.00	91.13	146.28	-15.12	-5.83	271.40
Mai	22700	182.35	85.07	5.26	-19.61	-7.56	189.92	89.50	90.24	98.47	-47.81	-18.44	200.80
Junho	15900	116.86	82.47	0.00	-5.26	-2.03	118.89	87.00	87.60	26.40	-72.07	-27.81	144.66
Julho	10600	92.47	80.00	0.00	0.00	0.00	92.47	85.00	85.40	6.84	-19.56	-7.55	100.01
Agosto	6800	71.34	77.63	0.00	0.00	0.00	71.34	83.00	83.26	0.18	-6.65	-2.57	73.91
Setembro	5600	60.82	76.78	0.00	0.00	0.00	60.82	82.50	82.70	0.00	-0.18	-0.07	60.89

QUADRO 2.3.2
Comportamento do Igarapé Caiçara Antes e Depois da Implantação do Reservatório de Jirau

Mês	Vazão Média Mensal Madeira	Vazão Média Mensal Caiçara	Condições Naturais					Condições Futuras					
			NA natural	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência
			m ³ /s	m ³ /s	m	hm ³	hm ³	m ³ /s	m ³ /s	m	m	hm ³	hm ³
Setembro	5600	3.37	75.68	0.00	0.00	0.00	3.37	82.50	82.62	4.93	-1.27	-0.29	3.66
Outubro	6800	2.75	76.47	0.00	0.00	0.00	2.75	83.00	83.20	6.21	1.27	0.49	2.26
Novembro	10400	3.71	78.62	0.48	0.48	0.19	3.53	85.00	85.29	13.57	7.36	2.84	0.87
Dezembro	16600	3.88	81.63	3.31	2.83	1.09	2.79	87.50	87.97	32.62	19.05	7.35	-3.47
Janeiro	23900	4.15	84.28	9.39	6.08	2.34	1.80	90.00	89.94	56.32	23.71	9.15	-5.00
Fevereiro	29100	7.17	85.75	15.96	6.57	2.53	4.64	90.00	90.74	68.94	12.62	4.87	2.30
Março	33600	11.53	86.84	22.95	7.00	2.70	8.83	90.00	91.15	76.04	7.10	2.74	8.79
Abril	30200	14.72	86.03	17.56	-5.40	-2.08	16.80	90.00	90.86	70.99	-5.04	-1.95	16.67
Maiο	22700	10.11	83.90	8.12	-9.43	-3.64	13.75	89.50	89.69	52.78	-18.21	-7.03	17.13
Junho	15900	6.48	81.33	2.93	-5.20	-2.00	8.48	87.00	87.72	30.25	-22.53	-8.69	15.17
Julho	10600	5.13	78.73	0.58	-2.35	-0.91	6.03	85.00	85.39	14.08	-16.17	-6.24	11.36
Agosto	6800	3.95	76.47	0.00	-0.58	-0.22	4.18	83.00	83.20	6.21	-7.87	-3.04	6.99
Setembro	5600	3.37	75.68	0.00	0.00	0.00	3.37	82.50	82.62	4.93	-1.27	-0.49	3.86

QUADRO 2.3.3

Comportamento do Igarapé Jirau Antes e Depois da Implantação do Reservatório de Jirau

Mês	Vazão Média Mensal Madeira	Vazão Média Mensal Igarapé Jirau	Condições Naturais					Condições Futuras					
			NA natural	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência
			m	hm³	hm³	m³/s	m³/s	m	m	hm³	hm³	m³/s	m³/s
Setembro	5600	2.26	75.68	0.00	0.00	0.00	2.26	82.50	82.41	3.18	-1.43	-0.29	2.55
Outubro	6800	1.84	76.47	0.00	0.00	0.00	1.84	83.00	83.20	4.61	1.43	0.55	1.29
Novembro	10400	2.48	78.62	0.47	0.47	0.18	2.30	85.00	85.29	10.75	6.14	2.37	0.12
Dezembro	16600	2.60	81.63	2.14	1.67	0.64	1.96	87.50	87.97	25.19	14.44	5.57	-2.97
Janeiro	23900	2.78	84.28	7.31	5.17	1.99	0.78	90.00	89.94	41.51	16.32	6.30	-3.52
Fevereiro	29100	4.80	85.75	12.66	5.34	2.06	2.74	90.00	90.74	49.73	8.22	3.17	1.63
Março	33600	7.72	86.84	18.06	5.41	2.09	5.63	90.00	91.15	54.24	4.51	1.74	5.98
Abril	30200	9.85	86.03	13.91	-4.15	-1.60	11.46	90.00	90.86	51.04	-3.20	-1.23	11.09
Maiο	22700	6.77	83.90	6.25	-7.67	-2.96	9.73	89.50	89.69	39.15	-11.89	-4.59	11.35
Junho	15900	4.34	81.33	1.83	-4.41	-1.70	6.04	87.00	87.72	23.47	-15.68	-6.05	10.39
Julho	10600	3.43	78.73	0.50	-1.33	-0.51	3.95	85.00	85.39	11.16	-12.31	-4.75	8.18
Agosto	6800	2.65	76.47	0.00	-0.50	-0.19	2.84	83.00	83.20	4.61	-6.55	-2.53	5.17
Setembro	5600	2.26	75.68	0.00	0.00	0.00	2.26	82.50	82.41	3.18	-1.43	-0.55	2.81

QUADRO 2.3.4

Comportamento do Rio Jaci-Paraná Antes e Depois da Implantação do Reservatório de Santo Antônio

Mês	Vazão Média Mensal Madeira	Vazão Média Mensal Rio Jaci-Paraná	Condições Naturais					Condições Futuras					
			NA natural	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência
			m	hm³	hm³	m³/s	m³/s	m	m	hm³	hm³	m³/s	m³/s
Setembro	5691	69.22	64.15	0.06	-0.05	0.00	69.22	70.00	70.30	41.73	-2.24	-0.29	69.51
Outubro	6944	83.52	64.91	0.11	0.05	0.02	83.50	70.00	70.40	43.98	2.26	0.87	82.65
Novembro	10553	126.89	66.87	2.76	2.65	1.02	125.86	70.00	70.77	52.58	8.59	3.31	123.57
Dezembro	16896	206.33	69.62	28.93	26.17	10.10	196.23	70.00	71.63	76.30	23.73	9.15	197.18
Janeiro	24268	292.49	71.91	85.41	56.48	21.79	270.69	70.00	72.86	120.15	43.85	16.92	275.57
Fevereiro	29582	354.71	73.13	131.58	46.16	17.81	336.90	70.00	73.82	163.27	43.12	16.64	338.08
Março	34207	409.15	73.99	171.80	40.22	15.52	393.63	70.00	74.67	207.70	44.43	17.14	392.01
Abril	30706	369.52	73.35	141.37	-30.42	-11.74	381.26	70.00	74.03	173.54	-34.17	-13.18	382.70
Maiο	23107	281.40	71.61	75.58	-65.79	-25.38	306.78	70.00	72.65	112.00	-61.54	-23.74	305.14
Junho	16155	196.48	69.34	24.47	-51.12	-19.72	216.21	70.00	71.52	72.90	-39.10	-15.08	211.57
Julho	10750	130.95	66.97	3.13	-21.34	-8.23	139.18	70.00	70.79	53.14	-19.76	-7.62	138.57
Agosto	6938	84.03	64.90	0.11	-3.02	-1.17	85.20	70.00	70.40	43.97	-9.17	-3.54	87.57
Setembro	5691	69.22	64.15	0.06	-0.05	-0.02	69.24	70.00	70.30	41.73	-2.24	-0.87	70.08

QUADRO 2.3.5

Comportamento do Igarapé Mucuí (Teotônio) Antes e Depois da Implantação do Reservatório de Santo Antônio

Mês	Vazão Média Mensal Madeira	Vazão Média Mensal Igarapé Mucuí	Condições Naturais					Condições Futuras					
			NA natural	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência
			m ³ /s	hm ³	hm ³	m ³ /s	m ³ /s	m	m	hm ³	hm ³	m ³ /s	m ³ /s
Setembro	5691	1.06	49.87	0.00	0.00	0.00	1.06	70.00	70.00	24.31	-0.01	-0.29	1.35
Outubro	6944	0.86	50.65	0.00	0.00	0.00	0.86	70.00	70.00	24.32	0.01	0.00	0.86
Novembro	10553	1.16	52.70	0.00	0.00	0.00	1.16	70.00	70.01	24.38	0.05	0.02	1.14
Dezembro	16896	1.22	55.73	0.22	0.22	0.08	1.13	70.00	70.05	24.55	0.17	0.07	1.15
Janeiro	24268	1.30	58.50	1.00	0.78	0.30	1.00	70.00	70.11	24.85	0.30	0.12	1.18
Fevereiro	29582	2.25	60.11	1.91	0.90	0.35	1.90	70.00	70.17	25.12	0.27	0.10	2.15
Março	34207	3.62	61.33	2.90	0.99	0.38	3.23	70.00	70.22	25.37	0.25	0.10	3.52
Abril	30706	4.62	60.42	2.13	-0.77	-0.30	4.92	70.00	70.18	25.18	-0.19	-0.07	4.69
Maiο	23107	3.17	58.11	0.84	-1.29	-0.50	3.67	70.00	70.10	24.80	-0.38	-0.15	3.32
Junho	16155	2.03	55.41	0.17	-0.67	-0.26	2.29	70.00	70.04	24.53	-0.27	-0.11	2.14
Julho	10750	1.61	52.80	0.00	-0.17	-0.07	1.67	70.00	70.01	24.38	-0.14	-0.06	1.66
Agosto	6938	1.24	50.64	0.00	0.00	0.00	1.24	70.00	70.00	24.32	-0.06	-0.02	1.26
Setembro	5691	1.06	49.87	0.00	0.00	0.00	1.06	70.00	70.00	24.31	-0.01	0.00	1.06

QUADRO 2.3.6

Comportamento do Igarapé Jatuarana Antes e Depois da Implantação do Reservatório de Santo Antônio

Mês	Vazão Média Mensal Madeira	Vazão Média Mensal Igarapé Jatuarana	Condições Naturais					Condições Futuras					
			NA natural	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Volume Acumulado	Vazão Acumulada	Vazão na Confluência
			m ³ /s	hm ³	hm ³	m ³ /s	m ³ /s	m	m	hm ³	hm ³	m ³ /s	m ³ /s
Setembro	5691	2.30	49.87	0.00	0.00	0.00	2.30	70.00	70.00	54.40	-0.02	-0.29	2.60
Outubro	6944	1.88	50.65	0.00	0.00	0.00	1.88	70.00	70.00	54.42	0.02	0.01	1.87
Novembro	10553	2.54	52.70	0.00	0.00	0.00	2.54	70.00	70.01	54.55	0.12	0.05	2.49
Dezembro	16896	2.65	55.73	0.73	0.73	0.28	2.37	70.00	70.05	54.94	0.40	0.15	2.50
Janeiro	24268	2.83	58.50	2.40	1.67	0.65	2.19	70.00	70.11	55.63	0.69	0.27	2.57
Fevereiro	29582	4.90	60.11	4.17	1.76	0.68	4.22	70.00	70.17	56.24	0.61	0.23	4.67
Março	34207	7.88	61.33	6.19	2.02	0.78	7.10	70.00	70.22	56.82	0.58	0.22	7.66
Abril	30706	10.06	60.42	4.61	-1.57	-0.61	10.67	70.00	70.18	56.38	-0.44	-0.17	10.23
Maiο	23107	6.91	58.11	2.09	-2.52	-0.97	7.88	70.00	70.10	55.51	-0.87	-0.33	7.24
Junho	16155	4.43	55.41	0.57	-1.52	-0.59	5.01	70.00	70.04	54.89	-0.62	-0.24	4.67
Julho	10750	3.50	52.80	0.00	-0.57	-0.22	3.72	70.00	70.01	54.56	-0.33	-0.13	3.63
Agosto	6938	2.70	50.64	0.00	0.00	0.00	2.70	70.00	70.00	54.42	-0.13	-0.05	2.75
Setembro	5691	2.30	49.87	0.00	0.00	0.00	2.30	70.00	70.00	54.40	-0.02	-0.01	2.31

Com base nos seis Quadros apresentados anteriormente, e com auxílio de um modelo simples de balanço hídrico mensal, foram elaborados gráficos retratando a evolução dos níveis d'água dentro de cada corpo lateral, afetados pelas variações de nível d'água do próprio rio Madeira e, posteriormente, dos futuros reservatórios. As conseqüentes variações de área inundada e de volume armazenado ao longo do ano também foram representadas graficamente, assim como o resultado do balanço hídrico realizado.

Os gráficos resultantes para cada corpo hídrico (4 gráficos) foram reunidos em uma só figura, para facilitar a análise conjunta. Além disso, para permitir melhor compreensão da dinâmica do escoamento ao longo do ano, seja nas condições atuais, durante o enchimento dos reservatórios ou após sua conclusão, os gráficos cobrem um período de três ciclos hidrológicos completos, assim organizados:

- Período de outubro de 2006 a setembro de 2007 (datas fictícias) em condições atuais, sem reservatórios.
- Período de outubro de 2007 a janeiro de 2008, representativo do enchimento dos reservatórios (lembrar que Jirau enche em três etapas, novembro, dezembro e janeiro, enquanto que Santo Antônio enche totalmente no mês de novembro).
- Período a partir de fevereiro de 2008 (até dezembro de 2009, no gráfico) representativo da operação normal dos reservatórios.

Nos gráficos, os valores mensais de níveis d'água e vazões na foz, relativos à situação atual, são apresentados em tracejado, mesmo após a implantação dos reservatórios, para facilitar a comparação da dinâmica atual com a futura. Também foram indicados os níveis d'água associados à ocorrência de uma cheia com tempo de recorrência de 10 anos, nas condições atuais, que dá uma idéia do alcance atual de uma inundação, mesmo sem a presença dos reservatórios.

Estes gráficos são apresentados nas Figuras 2.3.1 a 2.3.6, sendo as três primeiras relativas aos corpos laterais do reservatório de Jirau e as três seguintes aos do reservatório de Santo Antônio.

2.3.1 Análise do Comportamento Braços Laterais do Reservatório de Jirau

As Figuras 2.3.1 a 2.3.3, a seguir, ilustram o comportamento hidrodinâmico dos três corpos hídricos laterais do reservatório de Jirau.

FIGURA 2.3.1 – Comportamento Dinâmico do Rio Mutum-Paraná

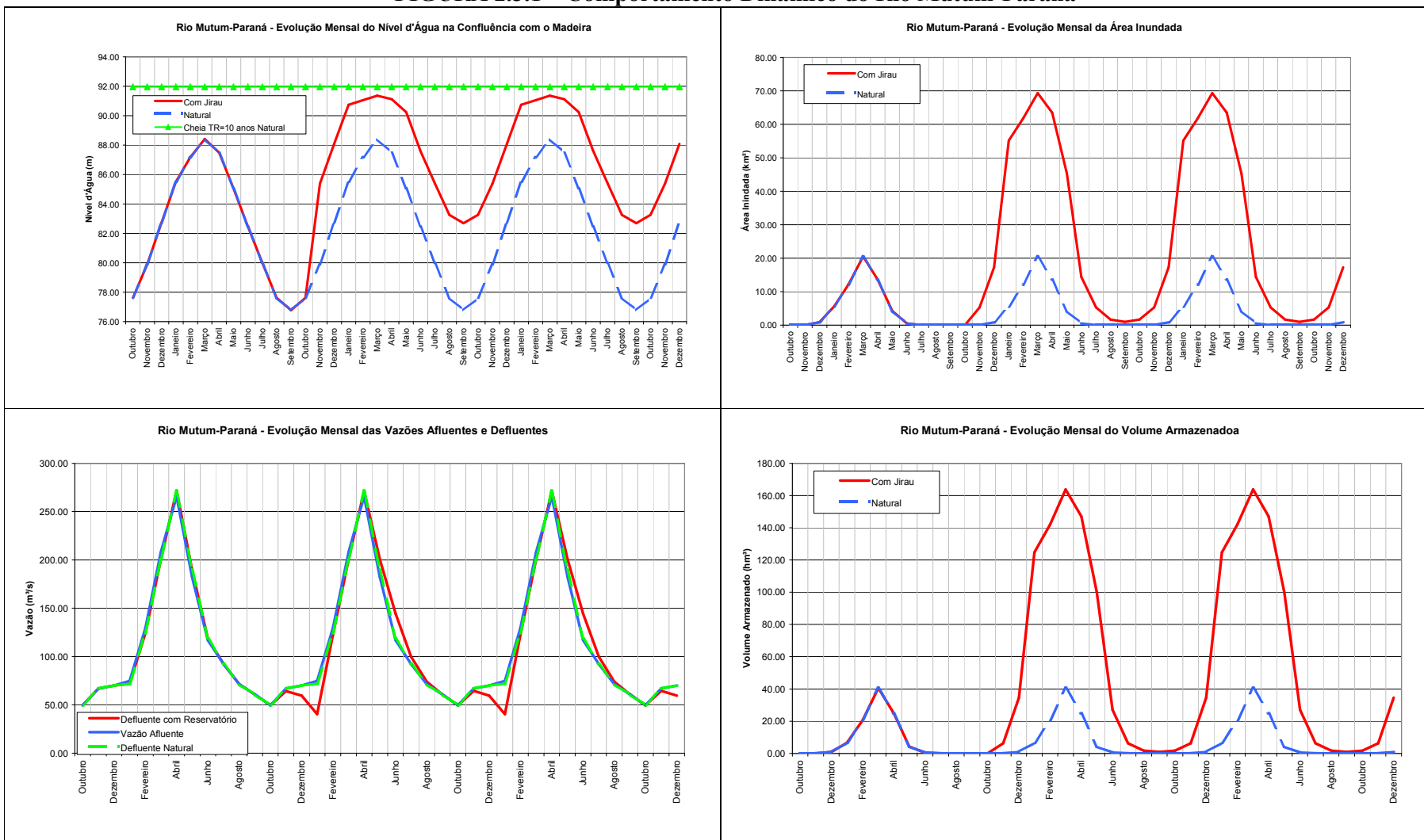


FIGURA 2.3.2 – Comportamento Dinâmico do Igarapé Caiçara

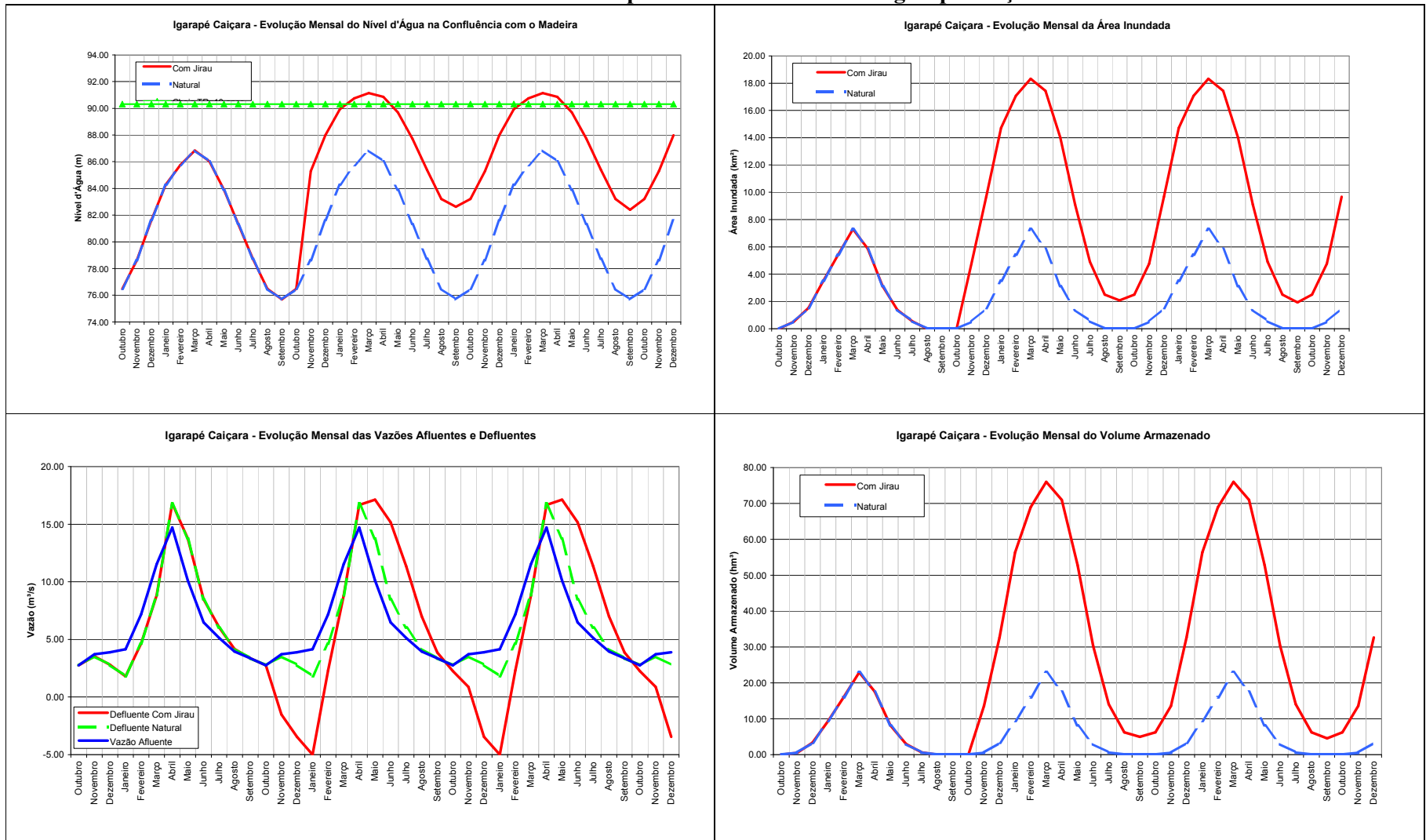
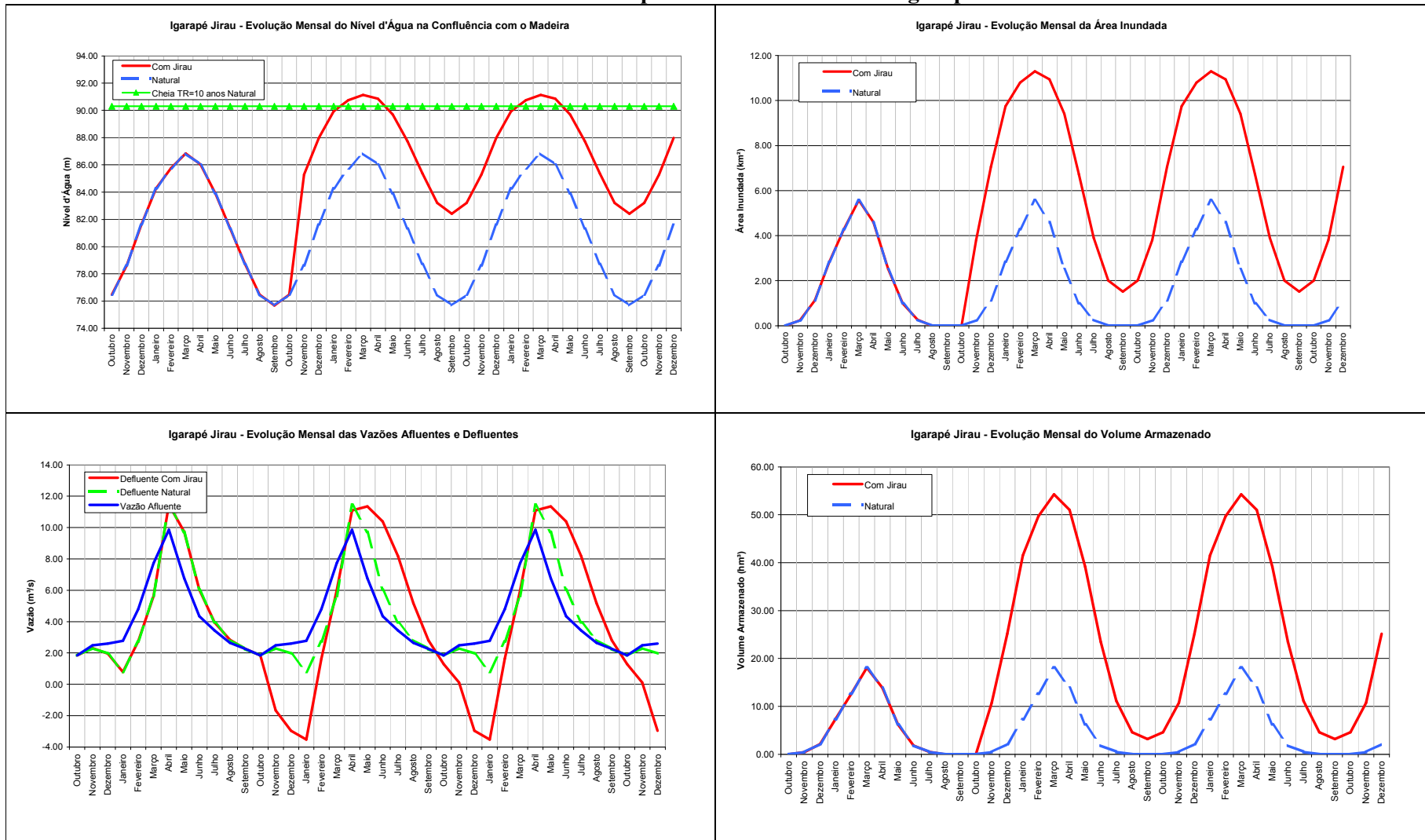


FIGURA 2.3.3 – Comportamento Dinâmico do Igarapé Jirau



O rio Madeira já impõe, nas condições atuais, variações de níveis d'água (e em consequência de áreas inundadas e volumes armazenados) bastante acentuadas a todos os afluentes e braços laterais existentes. Os resultados apresentados nas figuras anteriores são a seguir comentados, de forma separada para os corpos hídricos de cada reservatório.

A introdução do reservatório de Jirau, considerando sua variação de Nível d'Água ao longo do ano, garante a manutenção dessa dinâmica de forma parcial: os níveis d'água dos corpos laterais continuarão a apresentar variações sazonais, mas a amplitude dessas variações será reduzida e as oscilações ocorrerão em uma faixa mais elevada de níveis d'água. Em outras palavras, algumas áreas que hoje sofrem inundações periódicas passarão a ficar permanentemente inundadas, enquanto que a frequência e a permanência de inundações de algumas áreas mais elevadas serão aumentadas.

O rio Mutum-Paraná, por exemplo, apresenta hoje variações normais de nível em torno de 11,0 m, entre as cotas 77,0m e 88,0m. Com a implantação da UHE Jirau, esta variação se dará entre as cotas 83,0m e 91,0m, ou seja, numa faixa de 8,0m. As áreas entre as cotas 77,0m e 83,0m passarão a ficar permanentemente inundadas. As áreas abaixo da cota 86,0m, que hoje ficam completamente inundadas durante três meses por ano, em média, passarão a ficar inundadas durante quase seis meses por ano, em média.

No rio Mutum-Paraná, o nível d'água médio do mês mais cheio, que hoje alcança a cota 88,0m, irá alcançar no futuro a cota 93,0m, quase a cota correspondente a uma cheia de TR=10 anos nas condições atuais.

Já no Igarapé Caiçaras, situado mais a jusante, nas proximidades do futuro barramento, o nível d'água médio do mês mais cheio, que hoje pouco ultrapassa a cota 86,0m, irá alcançar no futuro a cota 91,0m, superior à cota correspondente a uma cheia de TR=10 anos nas condições atuais.

Quanto ao balanço hídrico, verifica-se que no rio Mutum-Paraná não ocorre penetração de água do rio Madeira (como pode ser visto pela não ocorrência de vazões negativas em sua foz), mesmo durante o enchimento inicial do reservatório. Já para os Igarapés Caiçaras e Jirau, a penetração de águas do rio Madeira, que não ocorre atualmente, passará a ocorrer após a implantação do reservatório, com vazões negativas máximas de 5 m³/s, no caso do Igarapé Caiçara, e de 4 m³/s, no Igarapé Jirau.

Esta alteração, se por um lado cria uma situação nova, com presença de águas provenientes do rio Madeira dentro dos dois corpos laterais, por outro lado evidencia que as águas deste braço serão renovadas anualmente em sua totalidade.

A introdução do reservatório de Jirau tende a duplicar as áreas máximas inundadas anualmente nos dois braços laterais de jusante e a triplicar essas áreas no braço do rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral. Na verdade, o bolsão lateral, por ser muito raso e espraiado, causa este aumento relativo de área inundada em relação aos dois corpos menores, que são mais representativos dos demais corpos hídricos laterais do reservatório de Jirau.

Da mesma forma, os volumes máximos armazenados anualmente nos corpos laterais de jusante irão triplicar enquanto que para o rio Mutum-Paraná esses volumes chegam a quadruplicar, devido à influência de seu bolsão lateral.

Os braços dos Igarapés Caiçaras e Jirau podem ser considerados como representativos de todos os corpos laterais do reservatório de Jirau.

O rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral são uma exceção, devido ao porte e à magnitude das vazões afluentes. Seu comportamento hidráulico será analisado em maior detalhe no item 3 desse relatório, para preparação dos dados para o modelo de qualidade da água.

2.3.2 Análise do Comportamento Braços Laterais do Reservatório de Santo Antônio

As Figuras 2.3.4 a 2.3.6, a seguir, ilustram o comportamento hidrodinâmico dos três corpos hídricos laterais do reservatório de Santo Antônio.

Ao final, para permitir uma visão comparativa, a Figura 2.3.7 sintetiza a análise da evolução de níveis d'água, que dá origem ao comportamento hidrodinâmico dos corpos laterais, mostrando lado a lado os gráficos correspondentes aos quatro corpos hídricos mais representativos, dois de cada reservatório.

Após as figuras são apresentados os comentários ao seu conteúdo.

FIGURA 2.3.4 – Comportamento Dinâmico do Rio Jaci-Paraná

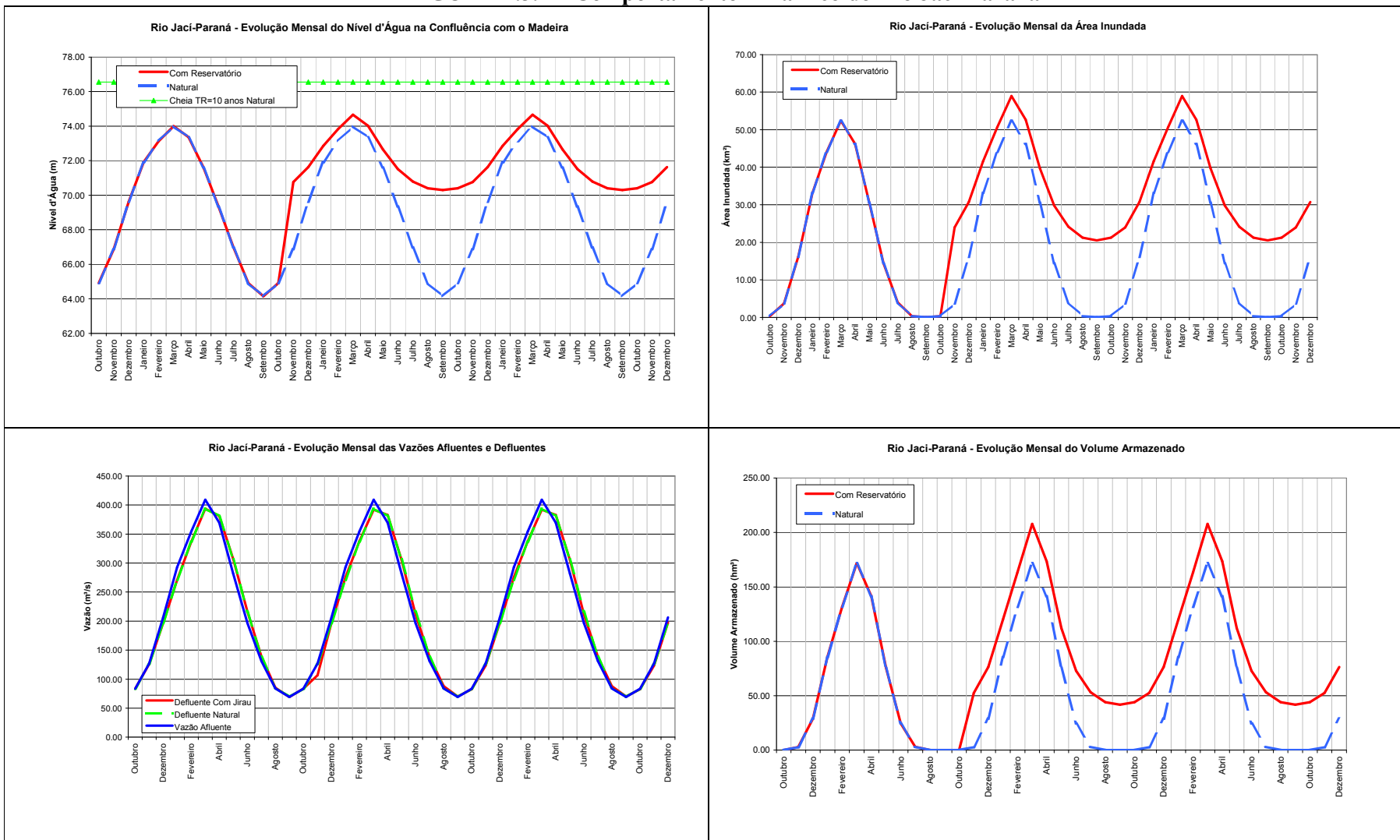


FIGURA 2.3.5 – Comportamento Dinâmico do Igarapé Mucuiim

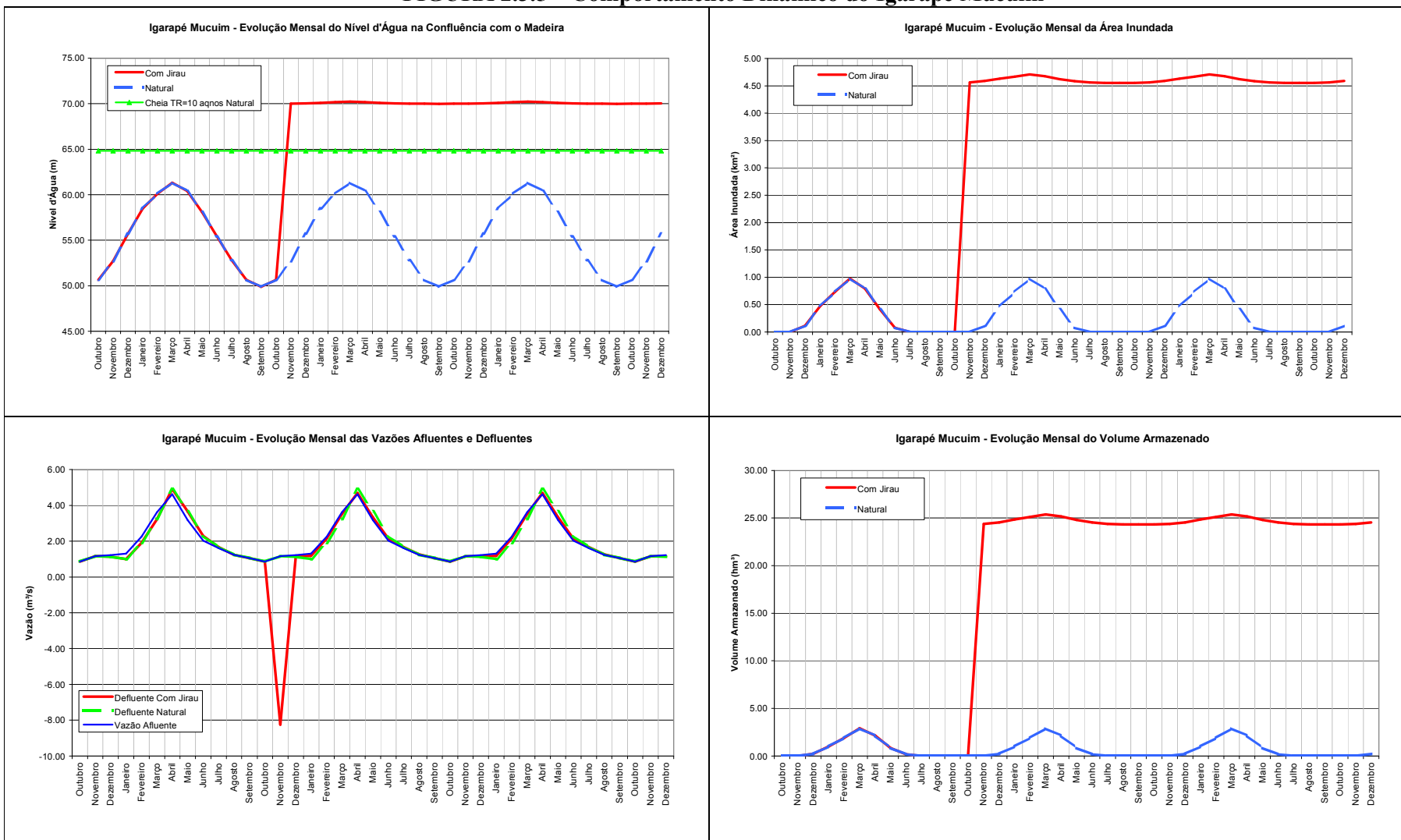


FIGURA 2.3.6 – Comportamento Dinâmico do Igarapé Jatuarana

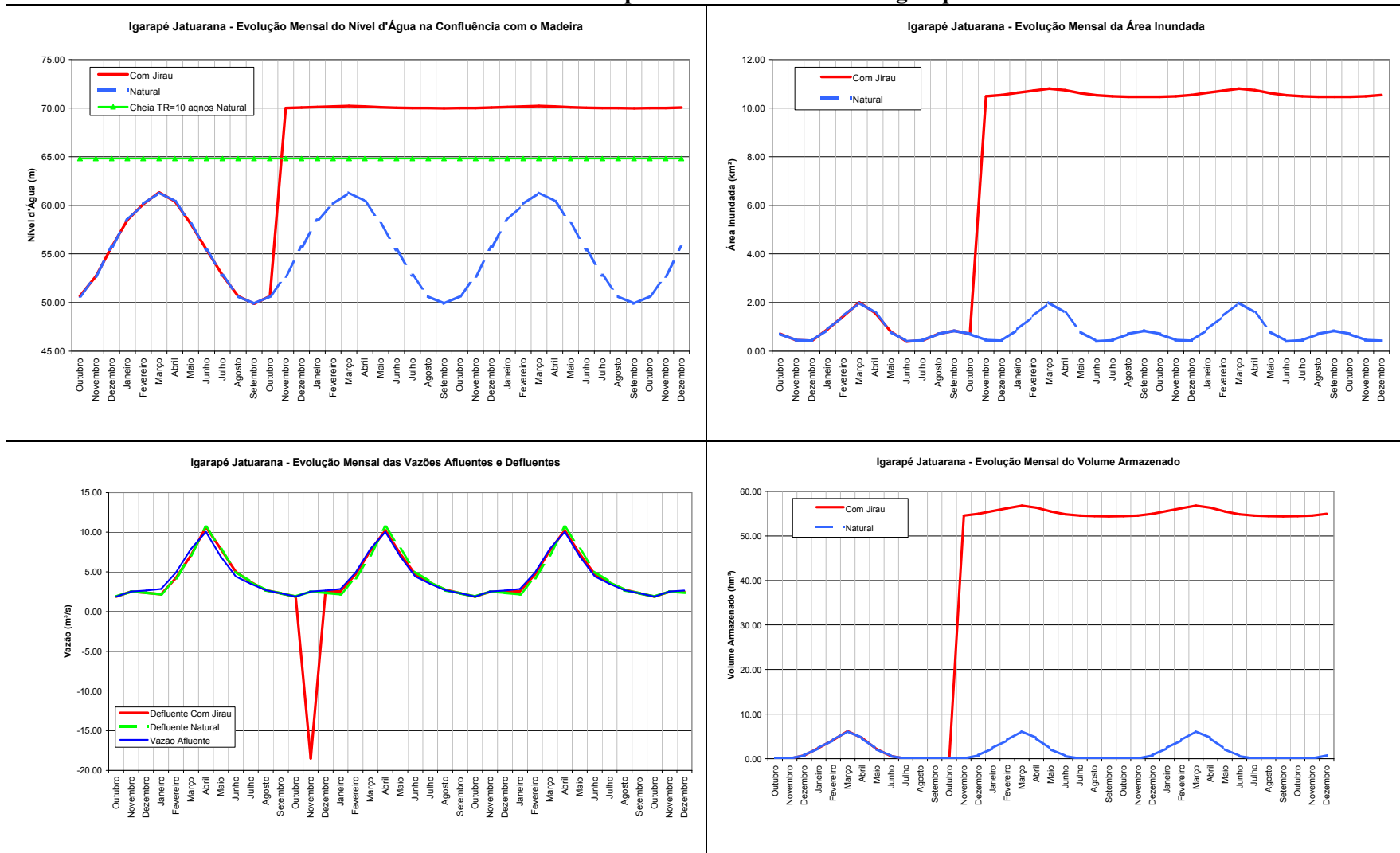
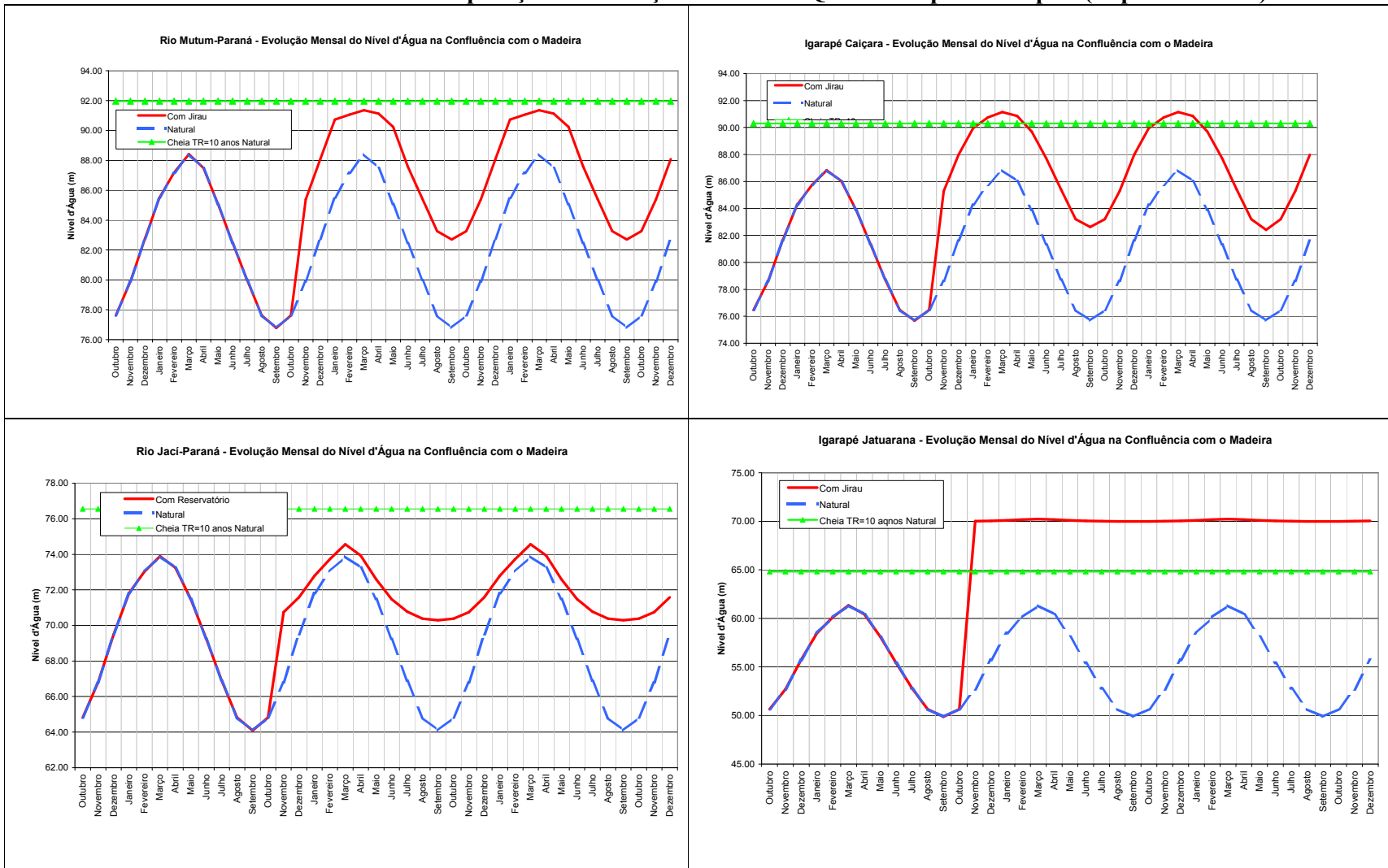


FIGURA 2.3.7 – Comparação do Balanço Hídrico dos Quatro Corpos Principais (Representativos)



No estirão correspondente ao futuro reservatório de Santo Antônio, o rio Madeira também impõe, nas condições atuais, variações de níveis d'água (e em consequência de áreas inundadas e volumes armazenados) bastante acentuadas a todos os afluentes e braços laterais existentes. Entretanto, ao contrário do reservatório de Jirau, o reservatório de Santo Antônio irá operar durante todo o ano com nível constante, de modo que sua única influência sobre a dinâmica dos braços laterais ficará por conta das variações muito reduzidas de níveis d'água devido aos efeitos de remanso. As figuras apresentadas anteriormente, e comentadas a seguir, ilustram bem o que foi dito.

É possível distribuir os braços laterais do reservatório de Santo Antônio em duas categorias, considerando o peculiar perfil do leito do rio Madeira neste trecho, que apresenta uma queda concentrada em Salto Teotônio. Os afluentes a jusante do Salto, mais próximos à barragem, possuem leitos mais baixos e, após a introdução do reservatório se transformarão em corpos hídricos de grande profundidade (na faixa de 20 m) junto à foz. Já os afluentes situados a montante serão, futuramente, braços mais rasos. Estes afluentes de montante também estarão sujeitos a maiores variações de nível d'água após a implantação do reservatório porque recebem mais influência do regime fluvial do rio Madeira (através do remanso) que os afluentes de jusante, sujeitos apenas aos níveis impostos pela barragem. Esta afirmativa pode ser comprovada na análise dos três gráficos apresentados anteriormente.

A introdução do reservatório de Santo Antônio irá inundar permanentemente áreas hoje apenas sujeitas à inundação periódica e, particularmente no caso dos braços mais próximos à barragem, muitas áreas atualmente não inundáveis.

Os Igarapés Jatuarana e Mucuí, por exemplo, apresentam hoje variações normais de nível d'água em torno de 6,0 m, entre as cotas 50,0m e 61,0m. A implantação da UHE Santo Antônio fará com que estas oscilações sazonais sejam reduzidas a cerca de 20 cm, em torno da cota 70,00 (NA normal do reservatório). As áreas entre as cotas 50,0m e 61,0m, hoje inundadas periodicamente, passarão a ficar permanentemente inundadas. As áreas acima da cota 65,0m, hoje inundável apenas durante cheias superiores àquela com tempo de recorrência de 10 anos, passarão a ficar permanentemente inundadas.

O rio Jaci-Paraná, situado a montante do Salto Teotônio, já no terço superior do trecho entre Santo Antônio e Jirau, apresenta um comportamento totalmente diferenciado, semelhante ao apresentado pelo Rio Mutum-Paraná. As variações normais de nível d'água no Jaci oscilam hoje em torno de 10,0 m, entre as cotas 64,0m e 74,0m. Com a implantação da UHE Santo Antônio, esta variação se dará entre as cotas 70,3m e 74,5m, ou seja, numa faixa de 4,2m. As áreas entre as cotas 64,0m e 74,0m passarão a estar permanentemente inundadas. As áreas abaixo da cota 72,0m, que hoje ficam completamente inundadas durante três meses por ano, em média, passarão a ficar inundadas durante cinco meses por ano, em média.

É interessante notar ainda que, no rio Jaci-Paraná, o nível d'água médio do mês mais cheio, que alcança hoje a cota 74,0m, deverá alcançar no futuro a cota 74,5,0m, continuando ainda cerca de 2,0m inferior à cota correspondente a uma cheia de TR=10 anos nas condições atuais.

Analisando-se o balanço hídrico, verifica-se que no rio Jaci-Paraná não ocorre penetração de água do rio Madeira (como pode ser visto pela não ocorrência de vazões negativas em sua

foz), mesmo durante o enchimento inicial do reservatório. Nos Igarapés Mucuim e Jatuarana também não ocorre, em condições naturais, penetração de águas do rio Madeira. Depois de estabelecida a operação normal do reservatório este comportamento também será válido. Entretanto, o enchimento desses braços laterais será feito predominantemente com água do rio Madeira, conforme demonstrado nos gráficos apresentados, com vazões negativas na foz da ordem de 8 m³/s no Mucuim e 20 m³/s no Jatuarana.

A renovação das águas desses braços laterais de jusante irá depender apenas das vazões afluentes aos mesmos, incompatível com os volumes armazenados, devendo se processar muito lentamente. Uma possibilidade é a renovação dessas águas através de manobras operativas de depleção do reservatório de Santo Antônio, realizadas com este objetivo específico, já que o aproveitamento está projetado para operação sem deplecionamento.

A magnitude das áreas inundadas e dos volumes armazenados nos corpos laterais do reservatório de Santo Antônio será amplificada, em relação às inundações sazonais hoje verificadas, sendo este efeito decrescente de jusante para montante. Como a inundação dos Igarapés Mucuim e Jatuarana é definitiva, esta amplificação não é relevante, pois será criado, na verdade, um ambiente novo nesses braços. Para os braços de montante, espera-se efeito similar aos verificados no reservatório de Jirau, sendo que no caso de Santo Antônio, o controle exercido pela calha do rio Madeira a montante do Salto Teotônio é que será responsável pela dinâmica sazonal dos corpos laterais.

2.4 Dinâmica dos Corpos Laterais – Tempos de Residência e Tendência à Estratificação

Para fazer uma avaliação da tendência à estratificação dos braços laterais, após a implantação dos reservatórios de Jirau e Santo Antônio, foram calculados, mês a mês, os tempos de residência da água nesses braços. O cálculo foi feito a cada mês porque a vazão afluente a cada braço varia ao longo do ano e também porque, no caso do reservatório de Jirau, os volumes dos braços variam significativamente devido à operação do reservatório, que depleciona até 7,5 m nos meses de estiagem.

A interpretação dos resultados, que são apresentados nos Quadros 2.4.1 a 2.4.6 (novamente um para cada corpo hídrico estudado) deve ser feita com cuidado, pois um tempo de residência de 180 dias não significa que a água levará 180 dias para ser totalmente renovada, já que no mês seguinte, com o aumento das vazões ou com o deplecionamento do reservatório (no caso de Jirau), essas condições podem mudar drasticamente. Um elevado tempo de residência significa que o regime de escoamento no braço lateral nesse mês é de muito baixas velocidades, favorecendo, por exemplo, uma estratificação, caso essa situação perdure e caso as profundidades sejam suficientemente elevadas. Normalmente tempos de residência superiores a 4 meses favorecem processos de estratificação, de acordo com os critérios preconizados pelo Water Resources Engineers Inc. - 1969.

Outra forma de se avaliar a tendência à estratificação de um reservatório é o critério do número de Froude Densimétrico, proposto por U.S. Army Corps of Engineers (1987). O número de Froude Densimétrico, *F_d*, é calculado por:

$$Fd = \frac{L \cdot Q}{Dm \cdot V} \cdot \sqrt{\frac{1}{g \cdot e}}$$

Onde:

Q = vazão em trânsito (m³/s)

L = comprimento do reservatório (m);

Dm = profundidade média do reservatório (m);

V = volume do reservatório em m³/s;

g = aceleração da gravidade (9,81 m/s²);

e = gradiente médio de massa específica (0,9643E-06).

Tendo como condições de estratificação:

se $Fd > 1$ - sistema misturado;

se $Fd < 1 / 3,1416 = 0,3183$ - sistema estratificado;

se $0,3183 < Fd < 1$ - estratificação intermitente.

Os Quadros 2.4.1 a 2.4.12 apresentam os cálculos de tempo de residência e de Froude Densimétrico, realizados mês a mês para cada um dos corpos hídricos estudados. Nesses quadros, os resultados indicativos de tendência à estratificação foram assinalados em cores, da seguinte forma: sem tendência (reservatório totalmente misturado) em azul, tendência à estratificação intermitente em amarelo e tendência à estratificação em alaranjado.

Os comentários acerca dos resultados dos quadros são feitos em separadamente para cada reservatório, para facilitar o acompanhamento da análise.

QUADRO 2.4.1

Rio Mutum-Paraná – Indicadores de Tendência à Estratificação Após a Implantação do Reservatório de Jirau

Mês	Condições Futuras								
	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Área	Tempo de Residência	Extensão	Profundidade Média	Vazão na Confluência	Froude Densimétrico
	m	m	hm³	km²	dias	km	m	m³/s	adimensional
Setembro	82.50	82.70	0.00	1.30	0.0	4.33	-	61.12	-
Outubro	83.00	83.26	0.18	2.10	0.0	4.97	-	49.53	-
Novembro	85.00	85.39	6.79	5.33	1.2	24.30	1.27	64.41	58.31
Dezembro	87.50	88.09	34.27	17.98	5.7	23.31	1.91	59.46	6.829
Janeiro	90.00	90.74	123.36	54.46	19.1	38.49	2.27	40.45	1.793
Fevereiro	90.00	91.06	141.92	61.36	12.7	38.91	2.31	122.17	4.660
Março	90.00	91.36	161.40	68.42	9.0	39.37	2.36	200.57	6.674
Abril	90.00	91.13	146.28	62.95	6.4	39.05	2.32	271.40	10.03
Maior	89.50	90.24	98.47	44.92	6.3	38.41	2.19	200.80	11.50
Junho	87.00	87.60	26.40	14.37	2.6	22.45	1.84	144.66	21.54
Julho	85.00	85.40	6.84	5.36	0.9	24.30	1.28	100.01	89.56
Agosto	83.00	83.26	0.18	2.10	0.0	4.97	-	73.91	-
Setembro	82.50	82.70	0.00	1.30	0.0	4.33	-	60.89	-

QUADRO 2.4.2
Igarapé Caiçara – Indicadores de Tendência à Estratificação Após a Implantação do Reservatório de Jirau

Mês	Condições Futuras								
	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Área	Tempo de Residência	Extensão	Profundidade Média	Vazão na Confluência	Froude Densimétrico
	m	m	hm ³	km ²	dias	km	m	m ³ /s	adimensional
Setembro	82.50	82.62	4.93	2.07	17	4.66	2.38	3.66	0.467
Outubro	83.00	83.20	6.21	2.49	26	5.23	2.49	2.26	0.246
Novembro	85.00	85.29	13.57	4.75	42	6.79	2.86	0.87	0.05
Dezembro	87.50	87.97	32.62	9.66	97	8.26	3.38	-3.47	0.084
Janeiro	90.00	89.94	56.32	14.71	157	9.93	3.83	-5.00	0.074
Fevereiro	90.00	90.74	68.94	17.08	111	10.22	4.04	2.30	0.027
Março	90.00	91.15	76.04	18.33	76	10.73	4.15	8.79	0.096
Abril	90.00	90.86	70.99	17.44	56	10.22	4.07	16.67	0.19
Mai	89.50	89.69	52.78	14.01	60	9.86	3.77	17.13	0.27
Junho	87.00	87.72	30.25	9.10	54	8.38	3.32	15.17	0.41
Julho	85.00	85.39	14.08	4.90	32	6.79	2.87	11.36	0.61
Agosto	83.00	83.20	6.21	2.49	18	5.23	2.49	6.99	1
Setembro	82.50	82.62	4.93	2.07	17	4.66	2.38	3.86	0.492

QUADRO 2.4.3
Igarapé Jirau – Indicadores de Tendência à Estratificação Após a Implantação do Reservatório de Jirau

Mês	Condições Futuras								
	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Área	Tempo de Residência	Extensão	Profundidade Média	Vazão na Confluência	Froude Densimétrico
	m	m	hm ³	km ²	dias	km	m	m ³ /s	adimensional
Setembro	82.50	82.41	3.18	1.51	16.3	7.04	2.10	2.55	0.865
Outubro	83.00	83.20	4.61	2.00	29.0	7.23	2.30	1.29	0.282
Novembro	85.00	85.29	10.75	3.79	50.1	7.68	2.83	0.12	0.01
Dezembro	87.50	87.97	25.19	7.05	112.1	10.31	3.57	-2.97	0.110
Janeiro	90.00	89.94	41.51	9.75	173.0	12.10	4.26	-3.52	0.078
Fevereiro	90.00	90.74	49.73	10.79	119.9	12.93	4.61	1.63	0.030
Março	90.00	91.15	54.24	11.29	81.3	13.40	4.80	5.98	0.099
Abril	90.00	90.86	51.04	10.94	59.9	12.93	4.66	11.09	0.19
Mai	89.50	89.69	39.15	9.41	67.0	12.08	4.16	11.35	0.27
Junho	87.00	87.72	23.47	6.72	62.6	9.58	3.49	10.39	0.39
Julho	85.00	85.39	11.16	3.90	37.6	7.68	2.86	8.18	0.63
Agosto	83.00	83.20	4.61	2.00	20.1	7.23	2.30	5.17	1
Setembro	82.50	82.41	3.18	1.51	16.3	7.04	2.10	2.81	0.953

Como pode ser visto nesses primeiros quadros, o comportamento dos corpos laterais do reservatório de Jirau é muito afetado pela sua operação, que envolve deplecionamentos no período de estiagem.

O rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral formam, na realidade, um único sistema que é alimentado pelas águas dos rios Mutum-Paraná e Cotia, apresentando tempos de residência pequenos, da ordem de 10 dias no máximo, não apresentando tendência à estratificação. O número de Froude Densimétrico, sempre superior a 2, confirma esta tendência (ver Quadro 2.4.1).

O bolsão do Mutum, que se forma lateralmente ao rio Mutum-Paraná, tem seu comportamento muito afetado pelas variações de níveis do rio Madeira, a ele transmitidas pelo próprio rio Mutum-Paraná. Este bolsão, se considerado isoladamente, apresenta tempos de residência elevadíssimos nos meses de cheia (janeiro a abril), devido às baixas vazões afluentes e ao grande volume armazenado nesse período, quando suas águas praticamente não são renovadas. Entretanto, devido a suas baixas profundidades, não oferece condições adequadas a um processo de estratificação. Além disso, quando o reservatório de Jirau é deplecionado, a partir de maio, o bolsão é rapidamente esgotado, ficando seco em três meses, já que a cota mínima deste corpo lateral é 84,50 m (vide curva cota-volume apresentada anteriormente). Nesse período de esvaziamento, o bolsão descarrega no rio Mutum, e em seguida no reservatório de Jirau, toda a carga de nutrientes nele acumulada durante o período de cheia, originada pela vegetação afogada durante o enchimento (ou re-enchimento anual) do reservatório, de outubro a janeiro.

Os tempos de residência médios nos bolsões dos Igarapés Caiçara e Jirau (Quadros 2.4.2 e 2.4.3), que possuem vazões afluentes pequenas, alcançam quase seis meses, quando calculados no mês de janeiro, que é quando o nível operativo do reservatório de Jirau alcança a cota 90,00 m. Entretanto, os níveis d'água elevados no rio Madeira duram apenas quatro meses (de janeiro a abril), de forma que a partir de maio ocorre uma renovação das águas desses bolsões devido ao deplecionamento do reservatório. No período de estiagem, o tempo de residência médio situa-se entre 2 e 3 meses.

Estas características indicam que, pelo critério do tempo de detenção (Water Resources Engineers Inc. - 1969), poderá ocorrer estratificação intermitente nesses dois bolsões, possivelmente no final do período de cheia. Esta estratificação, caso ocorra, é sempre desfeita pelo deplecionamento do reservatório de Jirau, que ocorre a partir de maio.

Aplicando-se o critério do Froude Densimétrico aos bolsões dos Igarapés Caiçara e Jirau, e levando em consideração as vazões induzidas pela variação sazonal do reservatório, verificou-se tendência à estratificação nos meses de outubro a maio. De junho a setembro, o Froude Densimétrico indicou a possibilidade de estratificação intermitente.

A seguir são apresentados e discutidos os resultados correspondentes aos três corpos laterais do reservatório de Santo Antônio.

QUADRO 2.4.4
Rio Jaci-Paraná – Indicadores de Tendência à Estratificação Após a Implantação do Reservatório de Santo Antônio

Mês	Condições Futuras								
	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Área	Tempo de Residência	Extensão	Profundidade Média	Vazão na Confluência	Froude Densimétrico
	m	m	hm³	km²	dias	km	m	m³/s	adimensional
Setembro	70.00	70.30	41.73	20.54	7.0	55.00	2.03	69.51	14.51
Outubro	70.00	70.40	43.98	21.27	6.1	55.40	2.07	82.65	16.20
Novembro	70.00	70.77	52.58	23.97	4.8	57.60	2.19	123.57	19.86
Dezembro	70.00	71.63	76.30	30.75	4.3	60.22	2.48	197.18	20.18
Janeiro	70.00	72.86	120.15	41.56	4.8	62.30	2.89	275.57	15.90
Fevereiro	70.00	73.82	163.27	50.69	5.3	63.20	3.22	338.08	13.08
Março	70.00	74.67	207.70	58.96	5.9	64.50	3.52	392.01	11.12
Abril	70.00	74.03	173.54	52.70	5.4	63.40	3.29	382.70	13.66
Maio	70.00	72.65	112.00	39.68	4.6	62.00	2.82	305.14	19.26
Junho	70.00	71.52	72.90	29.83	4.3	59.50	2.44	211.57	22.74
Julho	70.00	70.79	53.14	24.14	4.7	57.60	2.20	138.57	21.96
Agosto	70.00	70.40	43.97	21.27	6.1	55.40	2.07	87.57	17.17
Setembro	70.00	70.30	41.73	20.54	7.0	55.00	2.03	70.08	14.63

QUADRO 2.4.5
Igarapé Mucuí – Indicadores de Tendência à Estratificação Após a Implantação do Reservatório de Santo Antônio

Mês	Condições Futuras								
	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Área	Tempo de Residência	Extensão	Profundidade Média	Vazão na Confluência	Froude Densimétrico
	m	m	hm³	km²	dias	km	m	m³/s	adimensional
Setembro	70.00	70.00	24.31	4.55	266	6.15	5.34	1.35	0.021
Outubro	70.00	70.00	24.32	4.55	326	6.15	5.34	0.86	0.013
Novembro	70.00	70.01	24.38	4.56	242	6.15	5.35	1.14	0.02
Dezembro	70.00	70.05	24.55	4.59	233	6.15	5.35	1.15	0.017
Janeiro	70.00	70.11	24.85	4.63	221	6.15	5.37	1.18	0.018
Fevereiro	70.00	70.17	25.12	4.67	129	6.15	5.38	2.15	0.031
Março	70.00	70.22	25.37	4.70	81	6.15	5.39	3.52	0.051
Abril	70.00	70.18	25.18	4.68	63	6.15	5.38	4.69	0.07
Maio	70.00	70.10	24.80	4.62	91	6.15	5.37	3.32	0.05
Junho	70.00	70.04	24.53	4.58	140	6.15	5.35	2.14	0.03
Julho	70.00	70.01	24.38	4.56	176	6.15	5.35	1.66	0.03
Agosto	70.00	70.00	24.32	4.55	227	6.15	5.34	1.26	0
Setembro	70.00	70.00	24.31	4.55	266	6.15	5.34	1.06	0.016

QUADRO 2.4.6
Igarapé Jatuarana – Indicadores de Tendência à Estratificação Após a Implantação do Reservatório de Santo Antônio

Mês	Condições Futuras								
	NA do Reservatório	NA do Bolsão	Volume	Área	Tempo de Residência	Extensão	Profundidade Média	Vazão na Confluência	Froude Densimétrico
	m	m	hm ³	km ²	dias	km	m	m ³ /s	adimensional
Setembro	70.00	70.00	54.40	10.46	273	17.82	5.20	2.60	0.053
Outubro	70.00	70.00	54.42	10.46	335	17.82	5.20	1.87	0.038
Novembro	70.00	70.01	54.55	10.48	249	17.82	5.20	2.49	0.050
Dezembro	70.00	70.05	54.94	10.54	240	17.82	5.21	2.50	0.050
Janeiro	70.00	70.11	55.63	10.63	227	17.82	5.23	2.57	0.051
Fevereiro	70.00	70.17	56.24	10.72	133	17.82	5.25	4.67	0.091
Março	70.00	70.22	56.82	10.80	83	17.82	5.26	7.66	0.147
Abril	70.00	70.18	56.38	10.74	65	17.82	5.25	10.23	0.198
Mai	70.00	70.10	55.51	10.62	93	17.82	5.23	7.24	0.143
Junho	70.00	70.04	54.89	10.53	143	17.82	5.21	4.67	0.094
Julho	70.00	70.01	54.56	10.48	180	17.82	5.20	3.63	0.073
Agosto	70.00	70.00	54.42	10.46	233	17.82	5.20	2.75	0.056
Setembro	70.00	70.00	54.40	10.46	273	17.82	5.20	2.31	0.047

Como o reservatório de Santo Antônio é operado com nível d'água constante, as características de seus corpos laterais variam apenas em função das vazões afluentes aos mesmos e devido aos (pequenos) efeitos de remanso decorrentes das vazões em trânsito pelo rio Madeira. Estas características foram apresentadas mês a mês nos Quadros 2.4.4 a 2.4.6, comentados a seguir.

O rio Jaci recebe, mesmo nas condições atuais, profunda influência do rio Madeira

- Os dois bolsões apresentam forma alongada, com larguras médias de 600m a 700m.
- Os tempos de residência muito elevados, sempre superiores a 4 meses, indicam uma forte tendência à estratificação, de acordo com o critério do Water Resources Engineering Inc. (1969);
- O número de Froude Densimétrico, variando entre 0,006 e 0,10, confirma esta tendência, de acordo com o critério do U.S. Army Corps of Engineers (1987).
- Embora a profundidade média seja de cerca de 5,0 m, as profundidades junto à confluência com o rio Madeira alcançam os 20,0 m, fator que irá favorecer a ocorrência de anoxia.

Assim, os dois braços laterais do reservatório de Santo Antônio a jusante da cachoeira Teotônio, embora de dimensões pouco significativas, merecem manejo cuidadoso porque podem apresentar condições indesejáveis de qualidade da água, devido à estratificação, com conseqüências ambientais indesejáveis, devido à sua proximidade com a barragem (e, conseqüentemente, com os órgãos de descarga da mesma – turbinas e vertedouro).

Deve ser registrado que pode ocorrer uma circulação induzida por correntes de densidade na interface entre os braços laterais do Mucum e do Jatuarana e o corpo principal do rio Madeira, que pode ser intensificada ainda por uma estratificação térmica. O efeito dessa circulação, embora limitado ao trecho próximo à confluência, promoverá a renovação de água numa região de grande volume.

Um estudo mais detalhado do braço lateral do Igarapé Jatuarana é apresentado no item 5 desse relatório.

3. ESTUDO DO RIO MUTUM-PARANÁ E DE SEU BOLSÃO LATERAL

3.1 Caracterização do Bolsão Lateral do Mutum

A caracterização do comportamento rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral foi feita, de forma conjunta, no item 2. Devido à sua importância para os estudos de qualidade da água, o bolsão lateral do Mutum recebeu uma caracterização isolada, apresentada a seguir.

Para caracterização do regime hidráulico do Bolsão do Mutum, sujeito às variações de vazões afluentes nos rios Cotia e Mutum Paraná e às variações de níveis d'água do rio Madeira, foram consideradas as séries de vazões médias mensais no Madeira e nos dois afluentes, cujas características foram apresentadas anteriormente. Os níveis d'água do rio Madeira foram obtidos a partir das curvas-chave definidas nos estudos de remanso, tanto para as condições atuais quanto para as condições futuras, após a implantação do reservatório.

Como a qualidade da água do rio Madeira difere da qualidade da água dos dois afluentes, é necessário considerar a origem da água que penetra no bolsão lateral do Mutum. Nesse sentido, os estudos de balanço hídrico realizados no item 2 indicaram que, considerando intervalos mensais, não existe penetração de água do rio Madeira no bolsão do Mutum-Paraná, tanto em condições naturais quanto após a implantação do reservatório de Jirau, ou seja, todo o corpo hídrico é alagado apenas com água dos rios Cotia e Mutum-Paraná.

Como existe ainda a possibilidade de que ocorram inversões de fluxo na foz decorrentes de variações diárias mais acentuadas de vazão, foi feita uma investigação nesse sentido, considerando a série de vazões médias diárias registrada desde 1967 até dezembro de 2004. Em todo este período ocorreram apenas três inversões de fluxo para o bolsão do Mutum-Paraná, em março de 1977, março de 1978 e março de 1997. Todas as ocorrências foram registradas em período de cheia intensa, portanto.

Para o período operativo, as mudanças de nível d'água do reservatório serão definidas em função dos níveis d'água observados em Abunã, conforme prevê a regra de operação sazonal. Isso significa que as mudanças deverão ser graduais. De todo modo, foram realizados alguns cálculos que indicaram que, para que não ocorram inversões de vazão no bolsão, basta que as mudanças de NA operativo do reservatório sejam impostas em períodos iguais ou superiores a uma semana.

Esta avaliação também se aplica ao período de enchimento do reservatório. Como se sabe, o reservatório de Jirau enche em três etapas (procedimento repetido anualmente), de forma que a regra operativa deve prever um período de enchimento de uma semana para cada etapa, de modo a garantir a não inversão de fluxo no bolsão do Mutum Paraná.

Resumem-se em seguida as principais conclusões das análises do regime hidráulico do bolsão lateral do Mutum, apresentadas agora de forma destacada do corpo fluvial (rios Mutum-Paraná e Cotia):

- Em condições naturais, o bolsão lateral é inundado anualmente, em média até a cota 88,41 m, o que equivale a uma área inundada de 20,5 km² e a um volume acumulado de 40,6 hm³.
- Este alagamento é feito com águas provenientes do próprio Mutum-Paraná e de seu afluente, o rio Cotia. Apenas excepcionalmente (duas ocorrências de curtíssima duração desde 1967) águas do rio Madeira invadem o bolsão.
- Em condições naturais, o bolsão só é inundado quando ocorrem vazões no rio madeira superiores a 23.000 m³/s, normalmente no período de janeiro a maio.
- Após a implantação do reservatório, o bolsão passará a ser inundado no período de novembro a julho.

Em cheias excepcionais, o rio Madeira pode ultrapassar uma sela existente em sua margem direita, no segmento 25, e invadir o bolsão do Mutum por montante (ver linha tracejada ligando os segmentos 25 e 10 do modelo apresentado na Figura 3.2.1, no próximo subitem). De acordo com os estudos de remanso, isso pode ocorrer, em condições naturais, para vazões superiores a 40.000 m³/s. Após a implantação do reservatório, este galgamento será mais freqüente, ocorrendo para vazões superiores a 30.000 m³/s.

A seqüência de mapas de inundação apresentada nas Figuras 3.1.2 a 3.1.8, cujo índice é ilustrado na Figura 3.1.1, a seguir, ilustra a evolução das áreas inundadas no rio Mutum-Paraná e de seu Bolsão Lateral, em condições naturais e após a implantação do reservatório de Jirau. Esta dinâmica é muito importante para a compreensão do comportamento da qualidade da água desse sistema.

FIGURA 3.1.1 EVOLUÇÃO DOS NÍVEIS D'ÁGUA NO MUTUM PARANÁ

Rio Mutum-Paraná - Evolução Mensal do Nível d'Água na Confluência com o Madeira

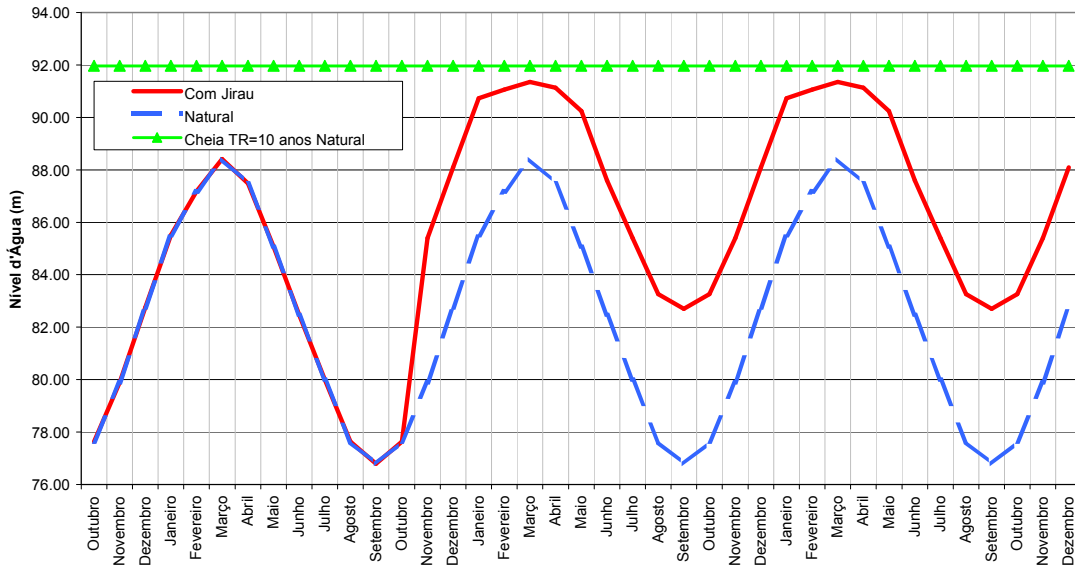


FIGURA 3.1.2
CONDIÇÕES NATURAIS – MÊS DE OUTUBRO – NÃO TEM INUNDAÇÃO

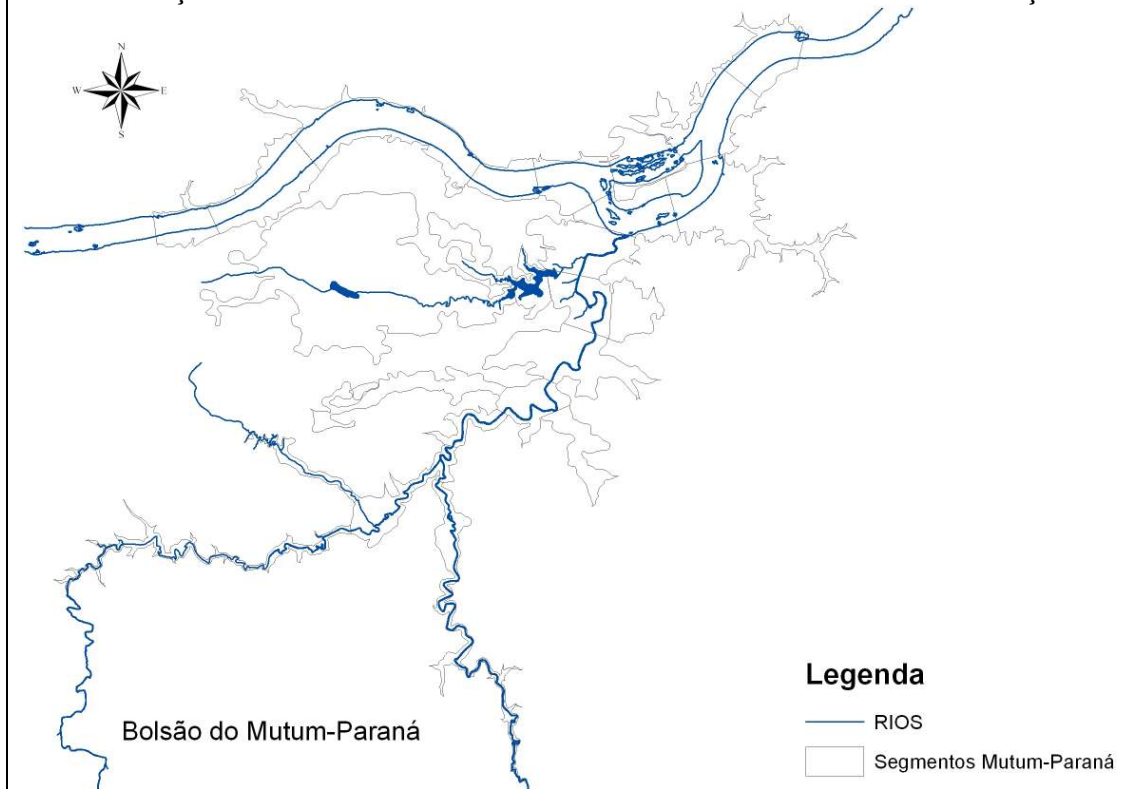


FIGURA 3.1.3
CONDIÇÕES NATURAIS – MÊS DE DEZEMBRO – INÍCIO DE INUNDAÇÃO

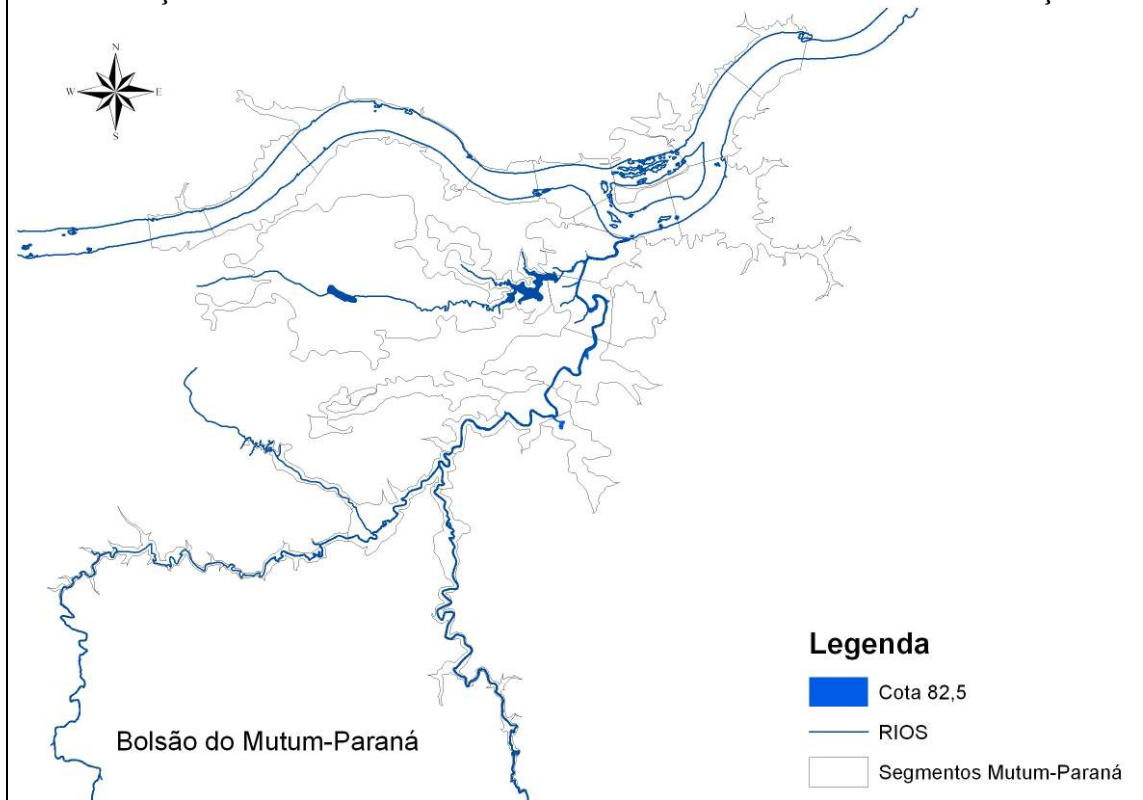


FIGURA 3.1.4
CONDIÇÕES NATURAIS – MÊS DE MARÇO – MÁXIMA INUNDAÇÃO

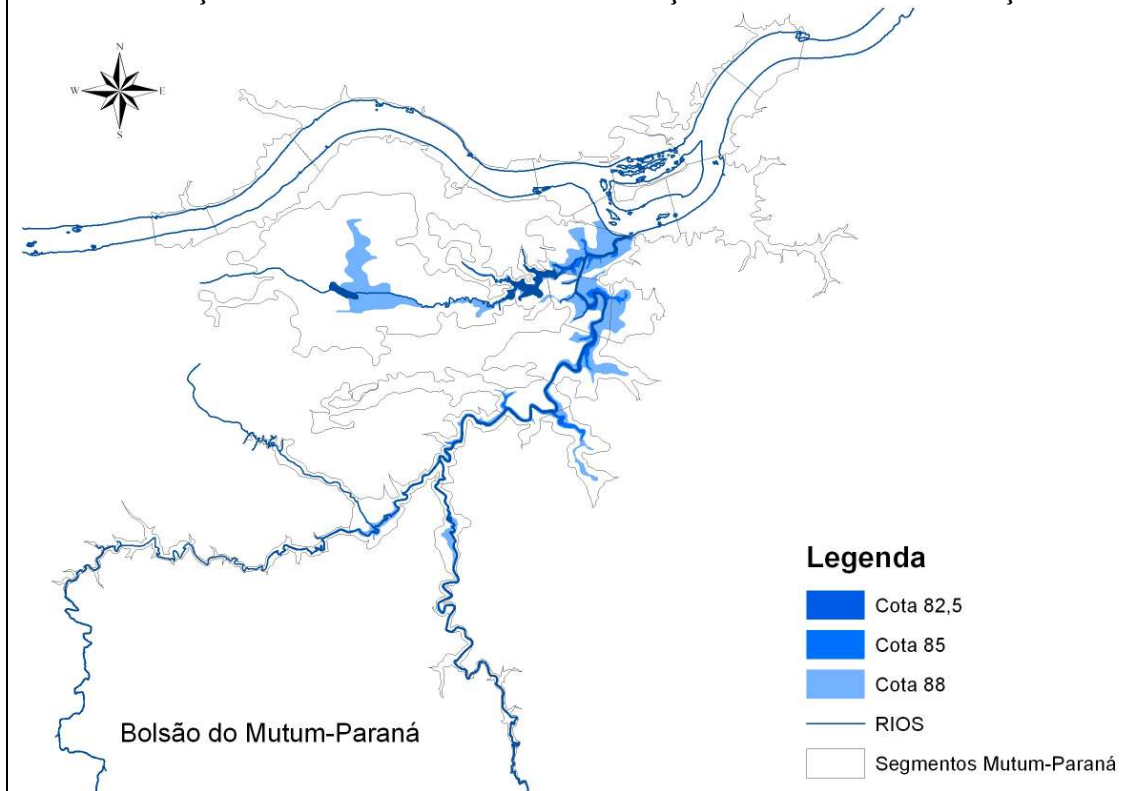
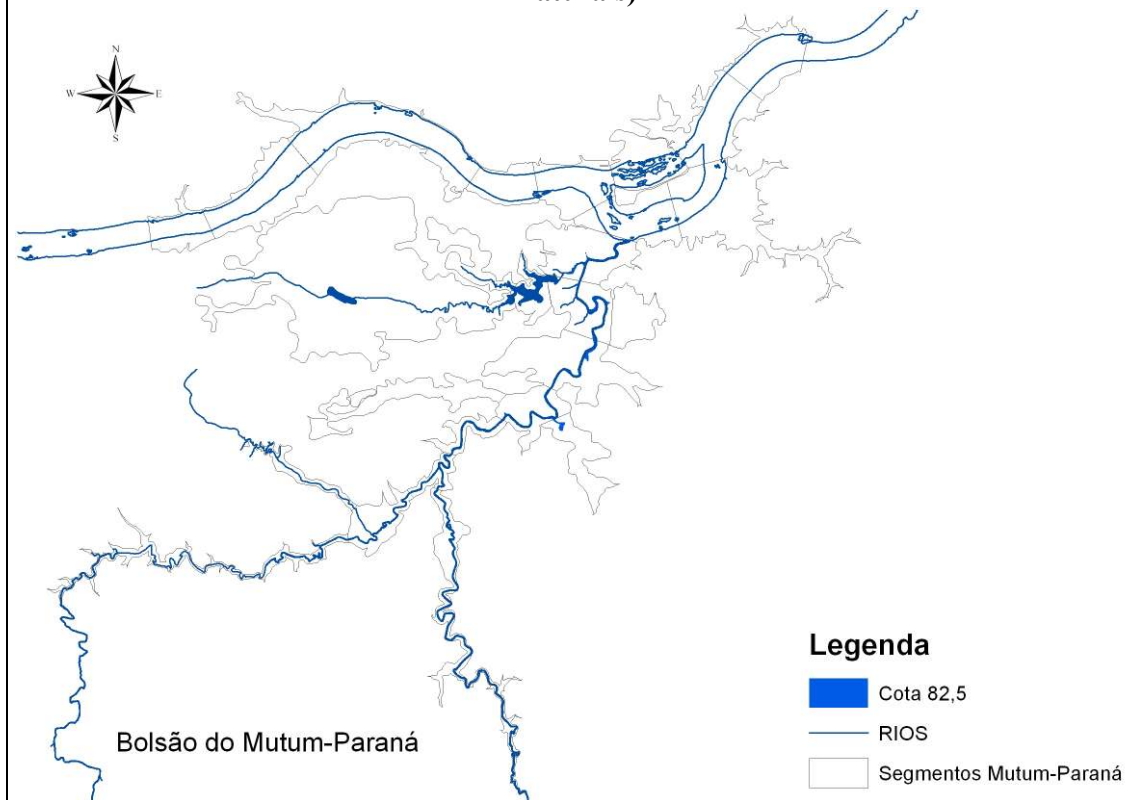


FIGURA 3.1.5
COM RESERVATÓRIO – MÊS DE OUTUBRO (como dezembro em condições naturais)



**FIGURA 3.1.6
COM RESERVATÓRIO – MÊS DE NOVEMBRO**

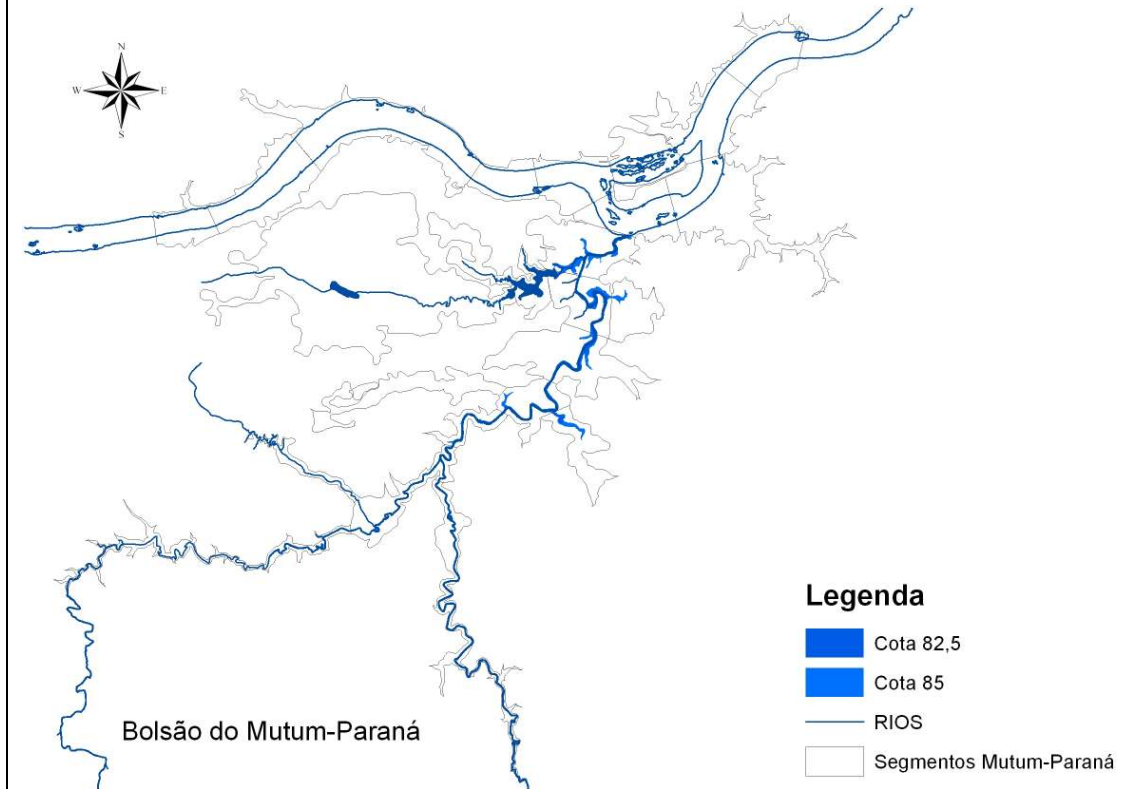


FIGURA 3.1.7
COM RESERVATÓRIO – MÊS DE DEZEMBRO (como março em condições naturais)

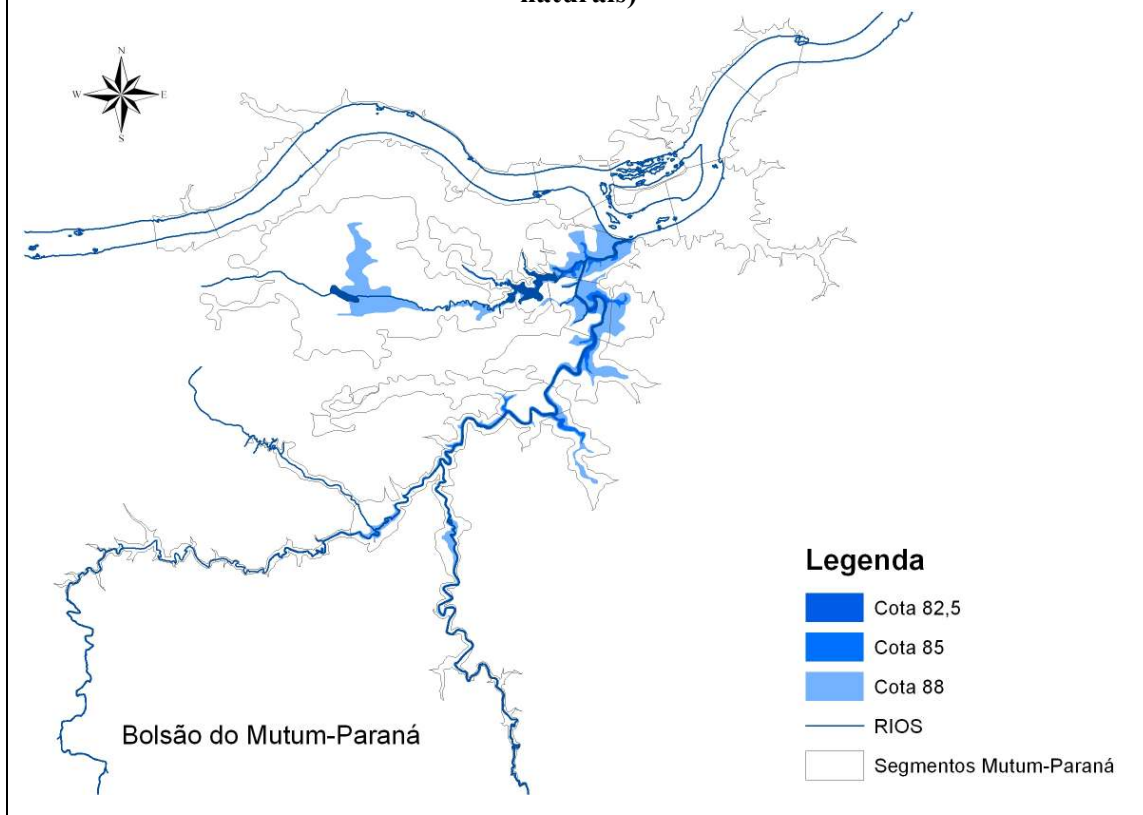
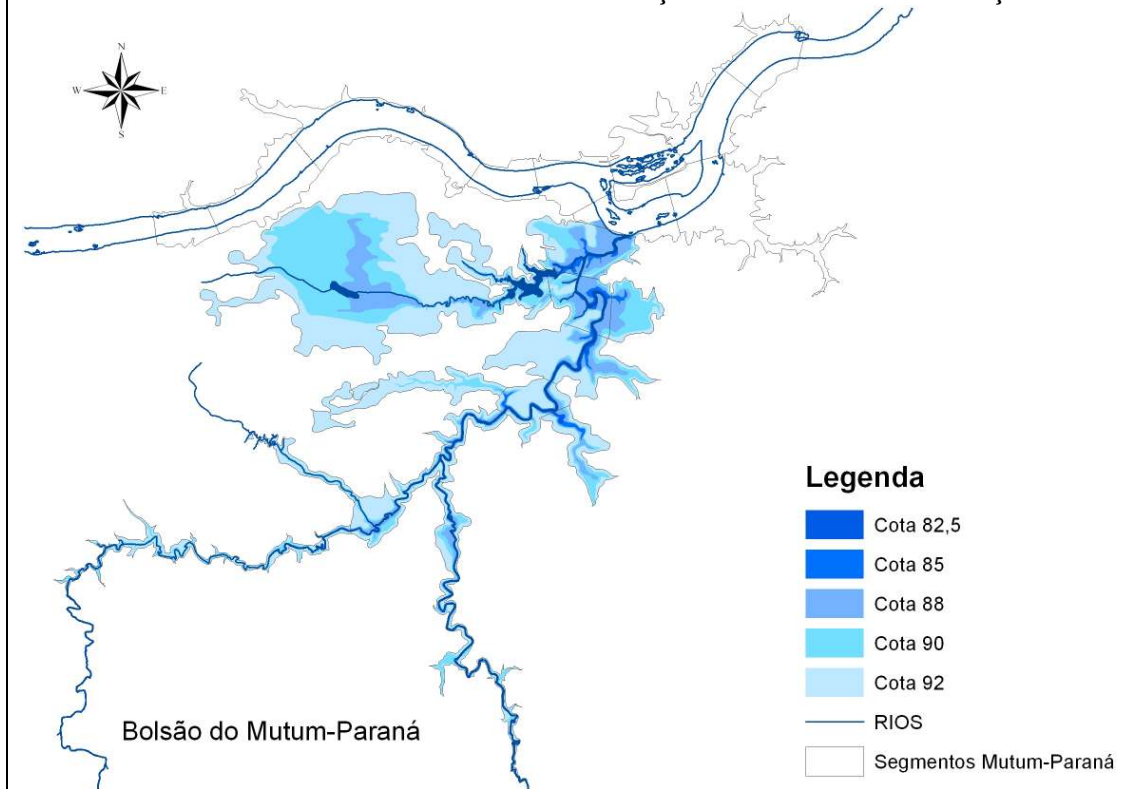


FIGURA 3.1.8
COM RESERVATÓRIO – MÊS DE MARÇO – MÁXIMA INUNDAÇÃO



3.2 Modelagem Hidráulica do Rio Mutum e Seu Bolsão Lateral

Para caracterização do regime hidráulico atual e futuro do rio Mutum-Paraná e de seu Bolsão Lateral (que constituem um sistema), foi estabelecido um modelo hidrodinâmico bi-dimensional, de forma a definir condições de contorno para aplicação do modelo de qualidade da água. Foi empregado o modelo DINHYD, que é o módulo hidrodinâmico do modelo de qualidade da água WASP, desenvolvido e distribuído pelo EPA – Environmental Protection Agency.

O modelo DINHYD resolve as equações unidimensionais que descrevem a propagação de ondas através de um sistema de águas rasas, verificando a conservação de quantidade de movimento (energia) e de volume (massa).

O objetivo principal da aplicação do modelo foi definir a influência das variações de nível d'água do rio Madeira (e, posteriormente, do reservatório de Jirau) sobre as velocidades dentro do bolsão.

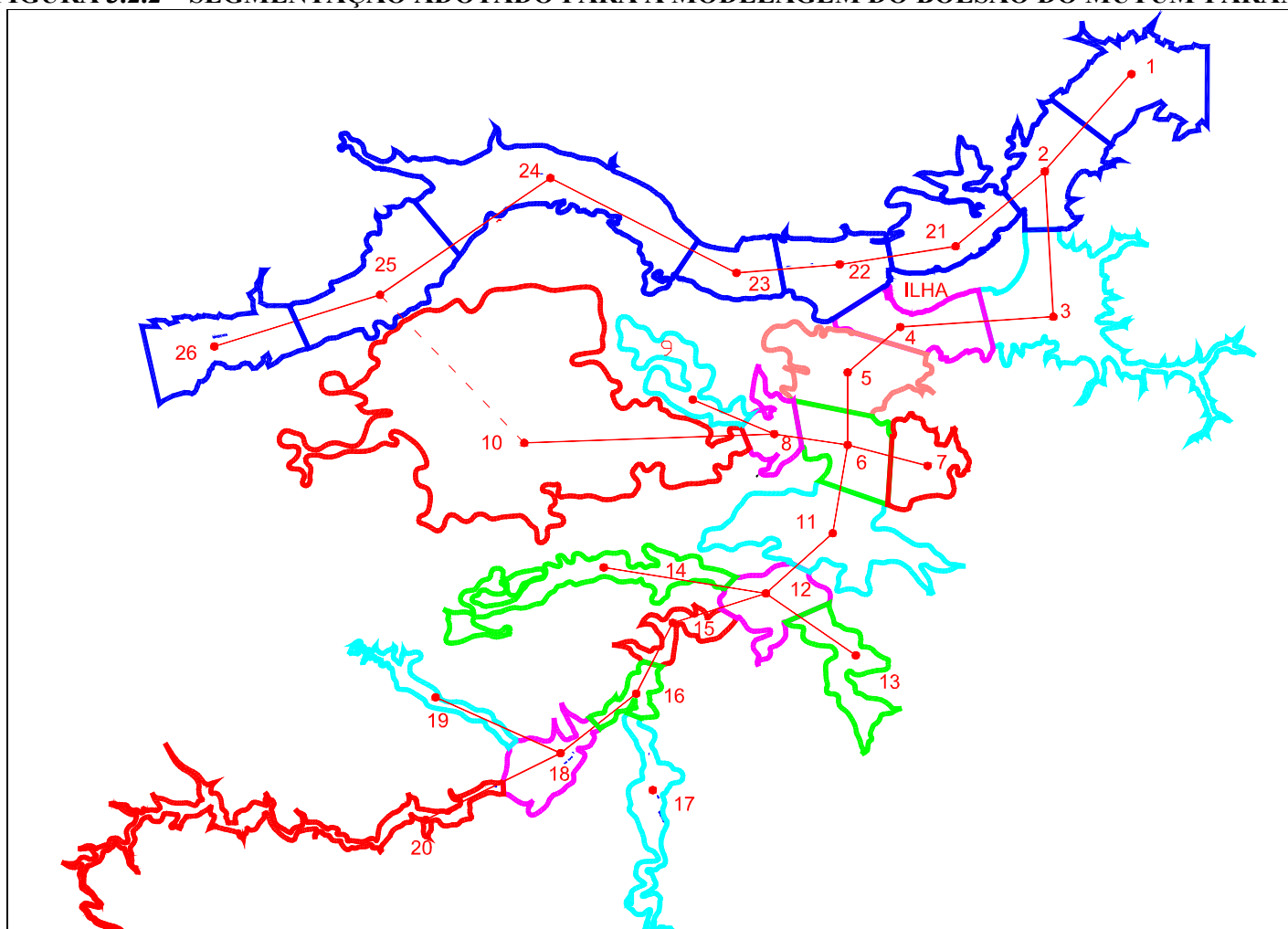
Para isso foi estabelecido um domínio para modelagem que inclui um trecho do rio Madeira (ou do futuro reservatório de Jirau) e o rio Mutum-Paraná, com seu bolsão lateral e seu afluente rio Cotia. A Figura 3.2.1 mostra a bacia hidrográfica do Bolsão do Mutum-Paraná, enquanto que a Figura 3.2.2 mostra o domínio considerado na modelagem hidráulica e, mais adiante, de qualidade da água desse bolsão, incluindo a segmentação do mesmo para aplicação do modelo.

As velocidades médias nos diversos segmentos do bolsão do Mutum-Paraná, são apresentadas no Quadro 3.2.1, a seguir, para condições críticas de enchimento do reservatório (mês de janeiro, vazões com 90% de garantia). Estas condições foram empregadas para avaliar a evolução da qualidade da água do bolsão devido ao afogamento da vegetação.

QUADRO 3.2.1
Velocidades no Bolsão do Mutum Paraná e no Rio Madeira no Mês de Janeiro
Condições Críticas Para Simulação do Enchimento
Vazões Com Permanência de 95%

Segmento	Volume (hm³)	Área Seção (m²)	Velocidade Média (m/s)
1	98	9070	1.939
2	89	15000	1.214
3	125	22700	0.489
4	53	19800	0.435
5	42	18200	0.004
6	19	19600	0.003
7	6	10000	0.000
8	8	4640	0.001
9	12	1200	0.000
10	135	1600	0.003
11	38	17200	0.017
12	16	2690	0.020
13	9	1580	0.000
14	3	957	0.000
15	8	2550	0.031
16	6	2500	0.029
17	25	1500	0.033
18	15	1450	0.018
19	1	360	0.004
20	4	975	0.028
21	50	14400	0.577
22	122	16000	0.497
23	79	36400	0.665
24	167	20600	0.723
25	168	29300	0.653
26	69	24700	0.709

FIGURA 3.2.2 – SEGMENTAÇÃO ADOTADO PARA A MODELAGEM DO BOLSÃO DO MUTUM-PARANÁ



3.3 Qualidade da Água Atual e Futura

3.3.1 Monitoramento de Qualidade da Água Disponível

O Monitoramento da qualidade da água do rio Mutum-Paraná foi realizado nos anos de 2003 e 2004, conforme apresentado no relatório “Diagnóstico Ambiental do Sistema Fluvial do Rio Madeira no Trecho de Implantação das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio (RO) – Relatório Técnico Final – Fundação Djalma Batista – Convênio FDB/INPA”.

As medições foram realizadas em dois locais: no rio Cotia (ponto de coleta COT-10, segmento 18) e no rio Mutum-Paraná próximo à foz (ponto de coleta MTM-30, segmento 5). O Quadro 3.3.1, a seguir, resume os principais resultados desse monitoramento.

Quadro 3.3.1
Concentrações Observadas nos Rios Mutum-Paraná e Cotia
Pontos de Coleta MTM-30, Situado no Segmento 5, e COT-10, Segmento 18

LOCAL	MÊS	CENÁRIO	Temperat °C	OD mg/L	DBO mg/L	Norg mg/L	Amônia mg/L	Nitrato mg/L	Ortofosfato mg/L	Fósforo Orgânico mg/L	Carbono Orgânico mg/L
MTM-30 Seg. 5	NOV/2003	Enchente	29,9	6,90	0,89	4,6	0,05	0,21	0,000	0,000	7,6
	JAN/2004	Cheia	25,5	5,75	1,69	5,1	0,15	0,22	0,001	0,000	8,8
	MAR/2004	Cheia	26,4	6,04	1,15	5,9	0,18	0,24	0,001	0,000	16,1
	MAI/2004	Vazante	23,9	6,00	1,15	3,3	0,02	0,25	0,000	0,000	5,8
	JUL/2004	Estiagem	24,8	6,40	1,24	3,4	0,06	0,07	0,000	0,002	4,2
COT-10 Seg 18	NOV/2003	Enchente	28,5	6,69	1,15	1,0	0,13	0,27	0,000	0,000	7,0
	JAN/2004	Cheia	25,8	5,05	1,40	1,7	0,11	0,20	0,001	0,000	9,1
	MAR/2004	Cheia	25,9	4,24	1,46	0,7	0,05	0,21	0,000	0,000	7,8
	MAI/2004	Vazante	24,2	5,65	1,68	1,0	0,00	0,16	0,000	0,005	5,6
	JUL/2004	Estiagem	24,3	6,09	0,84	0,7	0,08	0,05	0,000	0,003	5,4

Chama a atenção nesses resultados as maiores concentrações de DBO, nitrogênio orgânico e carbono orgânico no período de cheia, associadas a menores índices de oxigênio dissolvido, no local MTM-30. Estes índices podem ser resultado da decomposição da matéria orgânica afogada pelo alagamento natural do bolsão no período de cheia. O ponto de coleta COT-10 também apresentou resultados similares, mas menos intensos.

Numa análise desses dados, os resultados apresentados no Quadro 3.3.1 devem ser ainda considerados apenas como indícios do comportamento desse corpo hídrico, pois para uma análise estatística de sazonalidade, o conjunto de dados disponíveis caracteriza apenas uma amostra (relativa a um único ano hidrológico). Mesmo assim, considerando que no rio Madeira este comportamento foi também verificado (altas concentrações de carbono orgânico e menores concentrações de oxigênio dissolvido durante a cheia, como mostrado a seguir), trata-se de um indício forte de comportamento sazonal.

O Quadro 3.3.2, a seguir, apresenta um resumo do resultado do monitoramento de qualidade da água do rio Madeira, realizado no mesmo período que o monitoramento do rio Mutum-Paraná. A Figura 3.3.1, apresentada mais adiante, mostra a localização das diversas estações de coleta, onde pode-se ver que a estação mais próxima à foz do rio Mutum-Paraná é a MAD-

40, cujos dados foram empregados para introdução de condições de contorno na modelagem de qualidade da água.

QUADRO 3.3.2
Concentrações Observadas ao Longo do Rio Madeira

LOCAL	MÊS	CENÁRIO	Temperat °C	OD mg/L	DBO mg/L	Norg mg/L	Amônia mg/L	Nitrato mg/L	Ortofosfato mg/L	Fósforo Orgânico mg/L	Carbono Orgânico mg/L
MAD-30	NOV	Enchente	29,4	6,83		8,1	0,10	0,78	0,006	0,009	11,2
	JAN	Cheia	27,9	4,09		8,7	0,18	0,46	0,001	0,003	23,2
	MAR	Cheia	28,7	4,79		9,4	0,16	0,45	0,003	0,007	19,2
	MAI	Vazante	24,5	5,92		8,2	0,11	0,38	0,006	0,011	15,1
	JUL	Estiagem	25,8	6,69		5,6	0,11	0,17	0,002	0,013	6,8
MAD-40	NOV	Enchente	29,6	6,76	0,25	11,3	0,07	0,81	0,006	0,014	10,7
	JAN	Cheia	28,1	4,12	0,28	11,5	0,23	0,62	0,002	0,005	24,4
	MAR	Cheia	28,3	4,70	1,91	10,0	0,12	0,38	0,006	0,012	19,2
	MAI	Vazante	24,8	6,02	2,40	10,1	0,07	0,41	0,005	0,008	15,5
	JUL	Estiagem	26,5	6,57	0,84	6,8	0,10	0,15	0,000	0,006	7,9
MAD-50	NOV	Enchente	29,5	7,70		13,5	0,11	0,83	0,009	0,027	11,0
	JAN	Cheia	28,3	5,09		13,5	0,17	0,59	0,006	0,013	23,2
	MAR	Cheia	28,3	5,49		14,6	0,14	0,44	0,007	0,013	18,3
	MAI	Vazante	24,9	6,83		21,5	0,07	0,43	0,010	0,013	15,9
	JUL	Estiagem	26,5	7,18		7,2	0,11	0,17	0,001	0,009	6,5
MAD-60	NOV	Enchente	29,2	7,22	1,48	8,9	0,08	0,78	0,010	0,036	10,0
	JAN	Cheia	27,6	4,90	1,82	9,0	0,09	0,49	0,011	0,020	23,3
	MAR	Cheia	28,9	6,53	1,07	10,0	0,13	0,53	0,009	0,018	19,1
	MAI	Vazante	25,1	6,66	0,86	24,4	0,10	0,44	0,009	0,014	15,2
	JUL	Estiagem	26,7	7,00	1,55	8,4	0,09	0,18	0,000	0,013	7,2
MAD-80	NOV	Enchente	29,3	8,66		8,8	0,05	0,70	0,002	0,005	11,5
	JAN	Cheia	27,7	6,12		9,4	0,11	0,45	0,004	0,008	21,4
	MAR	Cheia	28,0	6,58		10,1	0,10	0,56	0,001	0,003	18,6
	MAI	Vazante	25,4	7,76		24,4	0,10	0,44	0,001	0,005	14,4
	JUL	Estiagem	26,8	8,08		7,8	0,10	0,19	0,001	0,005	6,6
MAD-90	NOV	Enchente	29,3	8,56	1,15	7,4	0,09	0,78	0,008	0,012	11,9
	JAN	Cheia	27,7	6,08	1,96	7,5	0,15	0,44	0,004	0,007	21,6
	MAR	Cheia	28,0	6,54	1,15	7,9	0,12	0,54	0,007	0,009	17,6
	MAI	Vazante	25,4	7,59	0,97	30,8	0,08	0,48	0,008	0,010	15,6
	JUL	Estiagem	26,8	8,08	0,76	5,1	0,09	0,19	0,000	0,012	5,9

FIGURA 3.3.1
Mapa de Localização das Estações de Coleta de Amostras



Fonte: Diagnóstico Ambiental do Sistema Fluvial do Rio Madeira no Trecho de Implantação das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio (RO) – Relatório Técnico Final – Fundação Djalma Batista – Convênio FDB/INPA.

3.3.2 Descrição do Modelo de Qualidade da Água Empregado – WASP-7

Um dos principais impactos causados pela implantação de reservatórios consiste na inundação de vegetação, que, por sua vez, desencadeia uma série de reações de natureza físico-química e biológica. Estas reações podem provocar impactos significativos tanto na qualidade da água quanto no meio biótico.

Duas fases são identificadas no processo acima citado:

- **Fase de enchimento do reservatório**, quando se observa a ocorrência de condições mais críticas em relação à qualidade da água. A biomassa vegetal residente é afogada e se decompõe, liberando uma grande quantidade de compostos orgânicos e nutrientes, com possibilidade de estabelecimento de condições anóxicas. Esta fase ocorre até que o reservatório alcance o seu nível operacional, a partir do qual toda a vegetação estará incorporada; e
- **Fase de operação**, período em que ocorre o consumo de toda a matéria orgânica inundada seguido da estabilização das condições bioquímicas do meio aquático. No caso específico do reservatório de Jirau, a fase de operação se aproxima bastante da fase de enchimento, devido à regra de operação adotada, que prevê o deplecionamento anual de até 7,50 m, praticamente repetindo anualmente, em uma escala alterada, o processo de enchimento inicial.

Para simular estes processos foi utilizado como ferramenta, o modelo de qualidade da água WASP7 (Water Quality Analysis Simulation Program) distribuído pela agência norte-americana EPA - Environmental Protection Agency.

O modelo de simulação de qualidade da água **WASP7** é de larga aceitação nos estudos de planejamento. Suas características em termos de estrutura espacial, discretização temporal, versatilidade estrutural e variáveis de estado simuláveis, o tornam adequado para aplicação em estudos de qualidade da água dos recursos hídricos.

Através dos módulos presentes neste programa, são simulados os efeitos de advecção, dispersão e interação dos diversos constituintes considerados no processo. Os constituintes simulados podem ser conservativos ou não, incluindo-se substâncias tóxicas e as variáveis envolvidas no processo de eutrofização do reservatório.

Estas cinéticas são realizadas por quatro módulos independentes:

DYNHYD – Simula o movimento da água em rios, estuários ou reservatórios, cujo processo é representado, matematicamente, por duas equações diferenciais que controlam a conservação da massa e quantidade de movimento do escoamento, conhecidas como Equações de Saint Venant.

Módulo básico – Simula o transporte dos constituintes conservativos, tais como: cloretos, traçadores químicos, etc.

EUTRO – Simula, especificamente, os processos físico-químicos que afetam o transporte e a interação entre os nutrientes, fitoplânctons, matéria orgânica e oxigênio dissolvido.

TOXI – Simula a evolução e a degradação de elementos tóxicos, por meio de um grande número de processos químicos e biológicos. Estes processos incluem a biodegradação, hidrólise, fotólise e oxidação química, metais pesados, etc.

No módulo **EUTRO**, objeto dos trabalhos de modelagem do presente relatório, quatro sistemas interativos são identificados:

- cinética fitoplantônica;
- ciclo do fósforo;
- ciclo do nitrogênio; e
- balanço do oxigênio dissolvido.

No processo de simulação, o corpo hídrico é representado por um conjunto de segmentos ou reatores de mistura completa, onde ocorrem reações envolvendo as seguintes variáveis bioquímicas:

Amônia: **NH₃**
Nitrato: **NO₃**
Ortofosfato: **OPO₄**
Clorofila A: **CHLa**

Demanda bioquímica do oxigênio: **BOD**
Oxigênio dissolvido: **DO**
Nitrogênio orgânico: **ON**
Fósforo orgânico: **OP**

Os processos cinéticos e as reações de transformação envolvem a participação de oito variáveis de estado, integradas em quatro sistemas interativos:

Cinética fitoplanctônica. Este sistema assume um destaque central no processo de eutrofização, influenciando diretamente os demais ciclos. Durante sua fase de crescimento, ocorre absorção de compostos de fósforo e nitrogênio e liberação de oxigênio dissolvido. Após a sua morte, a biodegradação restitui estes elementos ao meio aquático, na forma de nitrogênio e fósforo orgânico, ocorrendo também o consumo de oxigênio dissolvido;

Ciclo do fósforo. O fósforo, na sua forma orgânica, é transformado em ortofosfato, que é absorvido pelos fitoplânctons para sua multiplicação e crescimento;

Ciclo do nitrogênio. O nitrogênio orgânico é transformado em amônia e nitrato, que suprem as comunidades fitoplanctônicas. Na ausência de oxigênio dissolvido, o nitrato, através do processo de desnitrificação, libera o nitrogênio; e

Ciclo do oxigênio dissolvido. O oxigênio dissolvido interage com todos os demais processos, sendo consumido no processo de oxidação do carbono orgânico, com liberação de CO_2 e de amônia, que é transformada em nitrato. A regeneração do oxigênio dissolvido é realizada pelo processo de re-aeração na superfície líquida e liberação de oxigênio durante a fase de crescimento da comunidade fitoplanctônica.

Na formulação do modelo, admite-se o reservatório subdividido em compartimentos independentes, cada um comportando-se como reator de mistura completa, cujas cinéticas, representadas por equações diferenciais de primeira ordem, descrevem as variações temporais dos seguintes parâmetros:

- Demanda bioquímica de oxigênio;
- Nitrogênio contido na vegetação submersa e dissolvido na água;
- Fósforo contido na vegetação e dissolvido na água; e
- Oxigênio dissolvido.

Vale ressaltar algumas simplificações consideradas nas modelagens realizadas:

- O processo de biodegradação tem início logo após o seu afogamento, envolvendo toda a fitomassa afogada. Ou seja, não foi prevista a morte gradual da fitomassa submersa;
- Cada segmento é considerado como um reator único de mistura completa, não considerando a estratificação vertical.

A preparação dos dados do modelo e sua aplicação ao Braço do Rio Mutum-Paraná e seu Bolsão Lateral, para a fase de enchimento e de operação do reservatório de Jirau, e apresentada a seguir.

3.3.3 Avaliação da Carga de Associada ao Afogamento da Vegetação

O Quadro 3.3.3, a seguir, apresenta a estimativa de carga decorrente da fitomassa afogada pelo reservatório de Jirau dentro do bolsão do Mutum-Paraná, considerando o nível máximo operativo. A estimativa é discretizada em função da segmentação adotada para modelagem, já apresentada na Figura 3.2.2.

Foram identificadas três feições de cobertura vegetal na área estudada: Floresta pluvial, campinarana e pastagens. De acordo com o inventário florestal realizado (os cálculos são apresentados em detalhe no relatório “Modelagem da Qualidade da Água dos Reservatórios do Rio Madeira”, anexo 2, volume 7/8 do EIA”, as cargas de carbono rapidamente oxidável associadas a estas feições são, respectivamente, 7,49 ton/ha, 2,64 ton/ha e 0,8 ton/ha.

QUADRO 3.3.3

Carga de Carbono Rapidamente Degradável Associada à Vegetação Afogada no Rio Mutum-Paraná e Seu Bolsão Lateral

Segmentos	Bolsão Mutumparaná			Carga de Carbono Rapidamente Degradável (ton)
	Área (km ²)			
	Floresta Pluvial	Campinarana	Pastagem	
3	6.816		2.902	5337
5	3.991		1.145	3081
6	2.784	0.040	1.070	2181
7	2.534		0.495	1938
8	0.745		1.361	667
9	0.776		0.065	586
10	8.964	9.843	0.194	9328
11	3.683	0.002	0.115	2768
12	2.098	0.108	0.028	1602
13	2.311		0.226	1749
14	0.618		0.997	542
15	1.562	0.016		1174
16	1.160			869
17	6.543		0.206	4917
18	2.182			1634
19	1.117		0.371	867
20	5.429		0.250	4087

3.3.4 Simulação do Enchimento Inicial e de um Ano Hidrológico Futuro, de Operação Normal

Para considerar de forma contínua a qualidade da água no Sistema Mutum-Paraná durante o processo de enchimento do reservatório de Jirau, seguido da operação normal do mesmo, que também envolve evoluções mensais de área inundada e, conseqüentemente, de fitomassa afogada, foi realizada uma simulação ao longo do período compreendido entre (datas fictícias) setembro de 2006 e setembro de 2008. A idéia foi simular, no primeiro ano hidrológico, as condições críticas decorrente do enchimento do reservatório e no ano hidrológico seguinte as condições estabilizadas que, espera-se, venham a ocorrer futuramente. Sabe-se que o processo de “enchimento” do reservatório de Jirau deverá se repetir anualmente, devido à sua operação sazonal, com deplecionamentos nas estiagens.

Para realizar esta simulação, com auxílio do modelo WASP-7, foi criado um pré-processador que calcula as cargas ao longo do tempo, em função da nova quantidade de fitomassa afogada (ou desafogada, no caso de esvaziamento do reservatório) e atualiza a massa residual para o dia seguinte. À medida em que o nível do reservatório de Jirau vai sendo elevado, o volume de vegetação afogada é atualizado, corrigindo-se o processo de incorporação da fitomassa resultante.

No primeiro ano, a carga aplicada ao modelo foi aquela mostrada no Quadro 3.3.3, ou seja, calculada a partir de toda a biomassa afogada. A taxa de transferência do carbono orgânico rapidamente degradável presente na fitomassa afogada foi admitida constante, igual a 0,08/dia, ou seja, a cada dia 8% da carga de carbono remanescente é transferida ao corpo d'água, mesmo valor considerado nas simulações do EIA. Esta taxa de transferência significa que ao final do primeiro mês a carga remanescente será inferior a 10% da carga inicial e ao final do segundo mês toda a parte lábil da fitomassa já terá sido transferida para o corpo hídrico.

Esta hipótese é conservadora por pelo menos duas razões: (1) a morte da vegetação não ocorre imediatamente após seu afogamento, mas gradualmente, com as espécies mais frágeis iniciando o processo de decomposição; e (2) porque a flutuação sazonal do nível de água do rio Madeira já influencia a estrutura e a dinâmica da comunidade vegetal, tanto ecologicamente quanto fisiologicamente, resultando em alterações florísticas e estruturais da vegetação (Junk et al, 1989), de forma que as áreas sujeitas a inundações mais frequentes, como é o caso de toda a área em estudo abaixo da cota 88,00m (inundável anualmente) são povoadas por espécies adaptadas, resistentes a essa condição.

A variação da topografia nas áreas alagáveis cria diferentes habitats, que variam em função da duração da cheia, tipo de solo, elevação e distância das florestas não alagáveis (Junk et al. 1989; Ferreira, 1997). A duração da flutuação do nível da água do rio pode influenciar a riqueza e a composição da comunidade ao longo de um gradiente de inundação (Ferreira 1997).

Quando as árvores são afogadas, as trocas gasosas realizadas pelo sistema radicular ficam impedidas (Larcher, 1929), podendo causar mortalidade mesmo nas espécies adaptadas, principalmente se o período de anoxia é extenso (Worbes, 1987). Assim, a vegetação que ocupa as áreas abaixo da cota 82,50m, permanentemente inundada após a implantação do reservatório de Jirau, deverão morrer e se decompor totalmente.

Já a vegetação acima da cota 88,00m, hoje raramente alagada, e que passará a ser inundada periodicamente, será submetida a um processo de seleção no qual as espécies naturalmente adaptadas irão predominar, diminuindo a frequência de espécies mais sensíveis hoje lá presentes. Como as espécies mais sensíveis tendem a apresentar, quando inundadas, uma taxa de mortalidade maior que as espécies adaptadas, e menor capacidade de recuperação após a cheia, espera-se que a carga decorrente do afogamento da fitomassa seja decrescente ao longo do tempo, à medida que o sistema vai sendo estabilizado.

Para tentar simular este efeito, cuja magnitude é difícil de ser estimada com precisão, admitiu-se que a carga decorrente do afogamento da biomassa seria menor no segundo ano de simulação, o que pode ser considerado um exercício de sensibilidade. Arbitrou-se que a carga do segundo ano de simulação (que tenta representar uma situação futura, estabilizada) corresponde a 50% da carga estimada inicialmente.

Foi simulado o ciclo OD-DBO e a evolução do Fósforo Orgânico ao longo do período de setembro de 2006 a setembro de 2008. As condições de contorno no rio Madeira foram impostas de acordo com os resultados do monitoramento realizado, tendo-se escolhido os dados do ponto de coleta MAD-40 como base.

Os dados do ponto de coleta COT-10, no rio Cotia foram utilizados para o estabelecimento das condições de contorno do rio Cotia, do rio Mutum-Paraná e de todos os pequenos braços afluentes.

Os dados do ponto de coleta MTM-30, no rio Mutum-Paraná, foram utilizados para o estabelecimento de condições iniciais e também para os ajustes nos parâmetros do modelo. Os resultados obtidos na simulação foram transferidos para uma planilha eletrônica para tratamento gráfico.

Nos dois itens seguintes estes resultados são apresentados, primeiramente para o ciclo OD-DBO e depois para o Fósforo Orgânico.

3.3.5 Resultados da Simulação do Ciclo OD-DBO

As Figuras 3.3.1 a 3.3.5 apresentam os gráficos de evolução de OD-DBO em cinco dos Segmentos modelados, cuja localização aparece na Figura 3.2.2, apresentada anteriormente:

- Segmento 18 – Rio Cotia
- Segmento 17 – Rio Mutum-Paraná a Montante do Cotia
- Segmento 11 – Rio Mutum-Paraná a Montante do Bolsão Lateral
- Segmento 10 – Bolsão Lateral do Mutum
- Segmento 5 – Rio Mutum-Paraná antes da Confluência com o Madeira

Observa-se nesses resultados que as concentrações de DBO atingem valores muito elevados, resultado da elevada carga orgânica considerada e dos baixos volumes de diluição e vazões de depuração envolvidos, principalmente nos pequenos afluentes e no próprio Bolsão Lateral.

Conseqüentemente, ocorre anoxia em todos os segmentos representados nas figuras, com períodos de duração que variam entre dois meses, no segmento mais de jusante, e sete meses, no Bolsão Lateral. É importante porém lembrar que este bolsão vai se extinguindo à medida que o NA do reservatório vai baixando, ficando reduzido apenas a um pequeno curso d'água a partir do mês de junho.

Estes resultados mostram que os trechos afetados diretamente pelo escoamento dos rios Mutum-Paraná e Cotia apresentam rápida recuperação dos teores de oxigênio dissolvido, mesmo passando dois meses de anoxia, após o afogamento da vegetação.

O Bolsão do Mutum (segmento 10) entretanto, apresenta comportamento mais problemático, com um período mais prolongado de anoxia. Os principais motivos deste comportamento são a maior área de vegetação afogada no segmento 10 e a pequena vazão afluente a este trecho. O fato de este segmento ser separado dos segmentos de jusante por um trecho de canal de pequena seção transversal é uma agravante, pois a área de contacto para dispersão sendo menor, o segmento também não se beneficia da melhora nas condições de qualidade da água dos segmentos vizinhos.

Como este segmento será esgotado anualmente a partir de maio, ficando com volume praticamente nulo a partir de julho, toda a carga nele armazenada é transferida para jusante devido ao deplecionamento do reservatório de Jirau.

Outro resultado interessante é que os períodos de anoxia se repetem no segundo ano hidrológico, quando a carga transferida é metade da carga do primeiro ano, havendo uma redução apenas na duração dos períodos anóxicos.

FIGURA 3.3.1 – Evolução das Concentrações de OD-DBO no Segmento 18

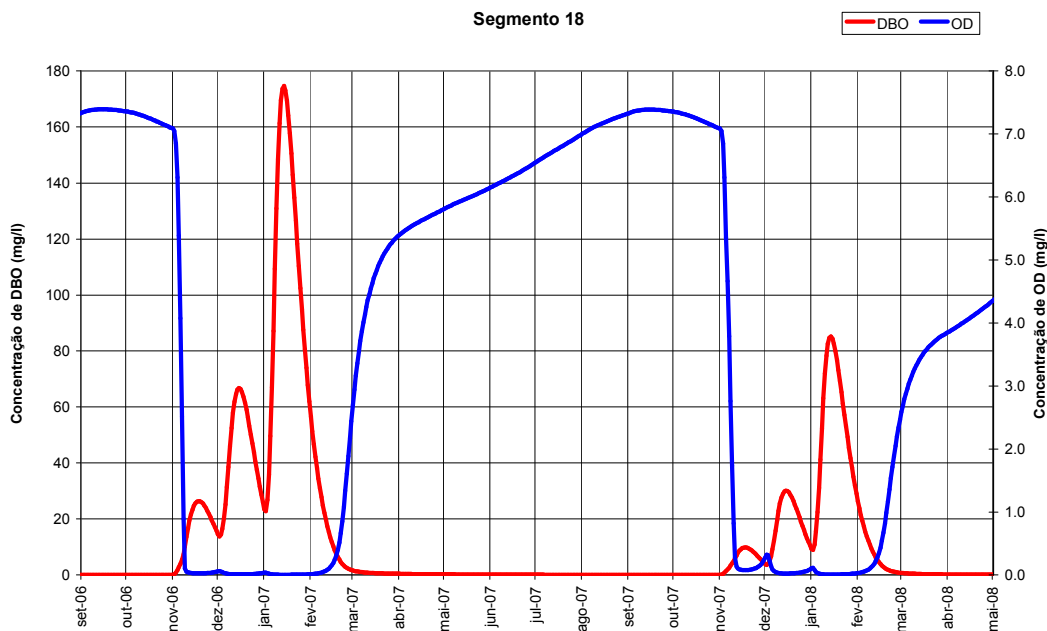


FIGURA 3.3.2 – Evolução das Concentrações de OD-DBO no Segmento 17

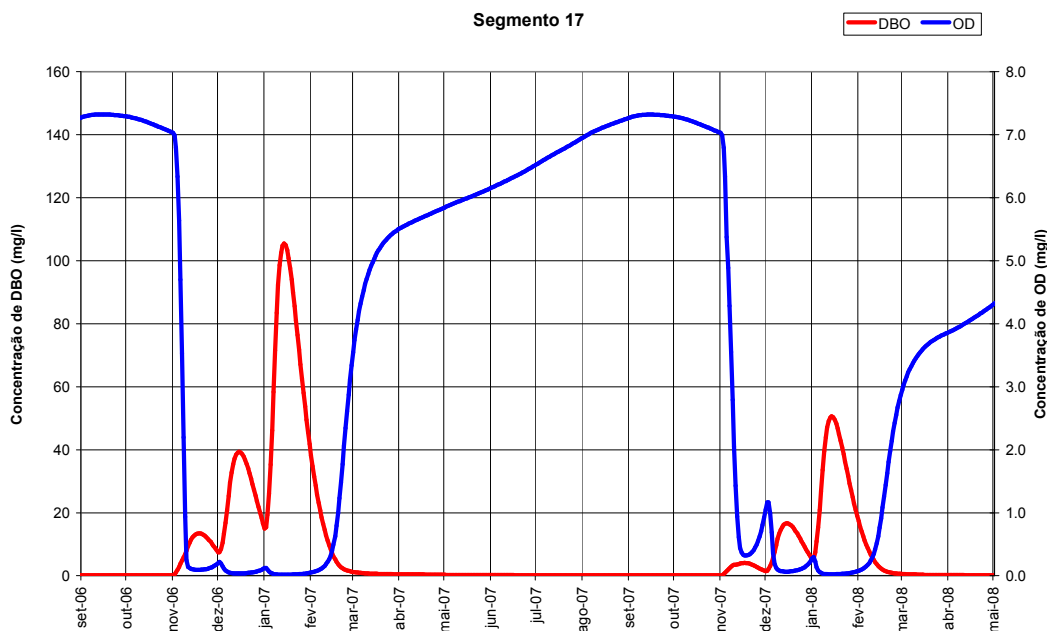


FIGURA 3.3.3 – Evolução das Concentrações de OD-DBO no Segmento 11

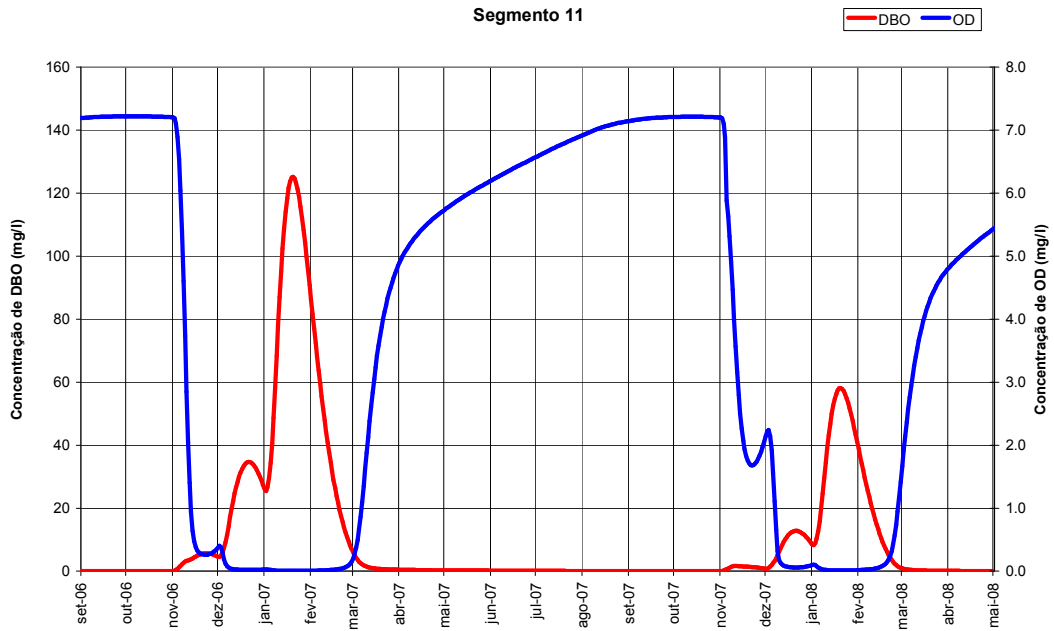


FIGURA 3.3.4 – Evolução das Concentrações de OD-DBO no Segmento 10

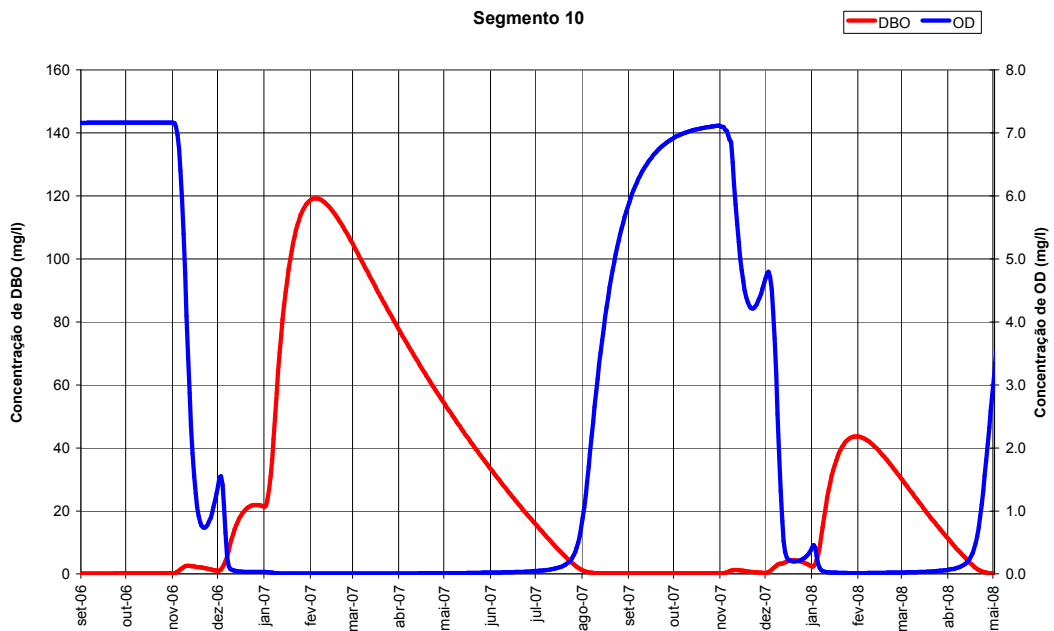
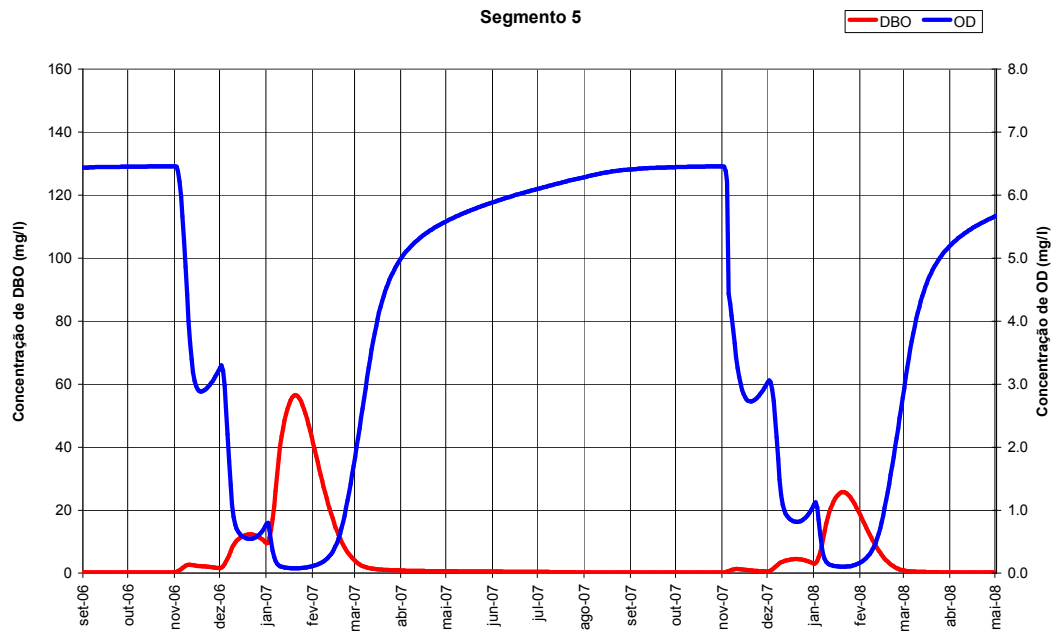


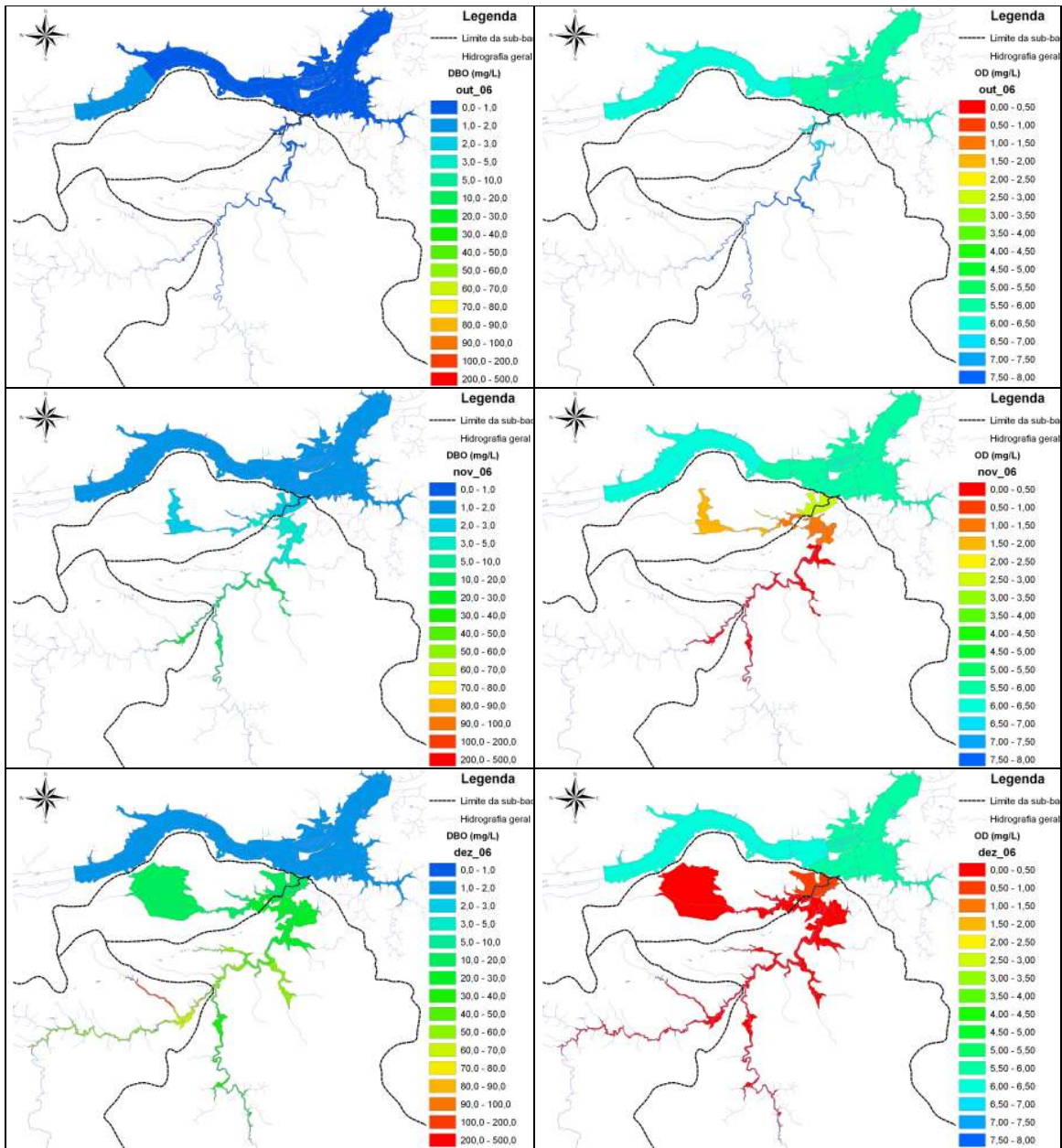
FIGURA 3.3.5 – Evolução das Concentrações de OD-DBO no Segmento 5

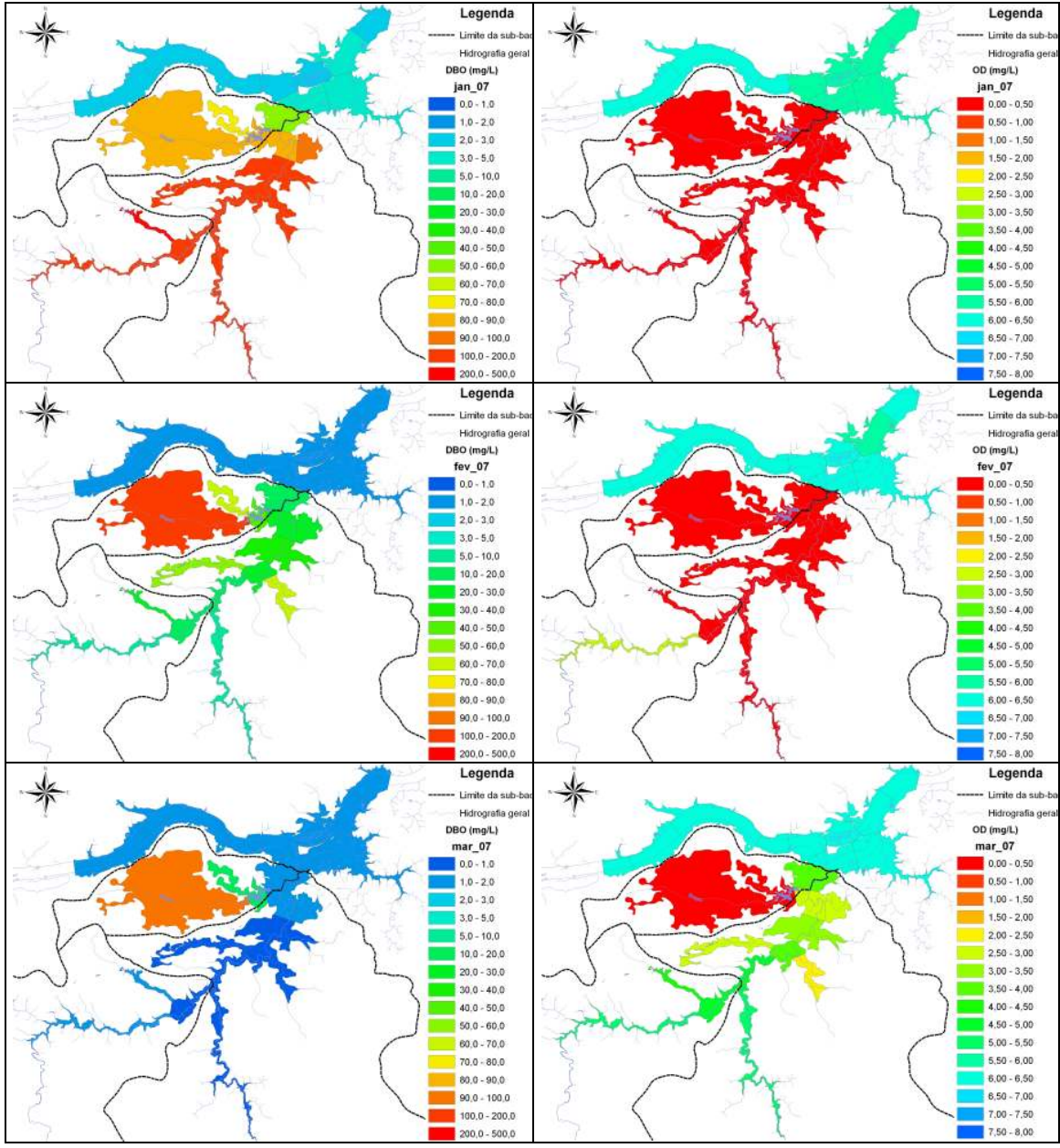


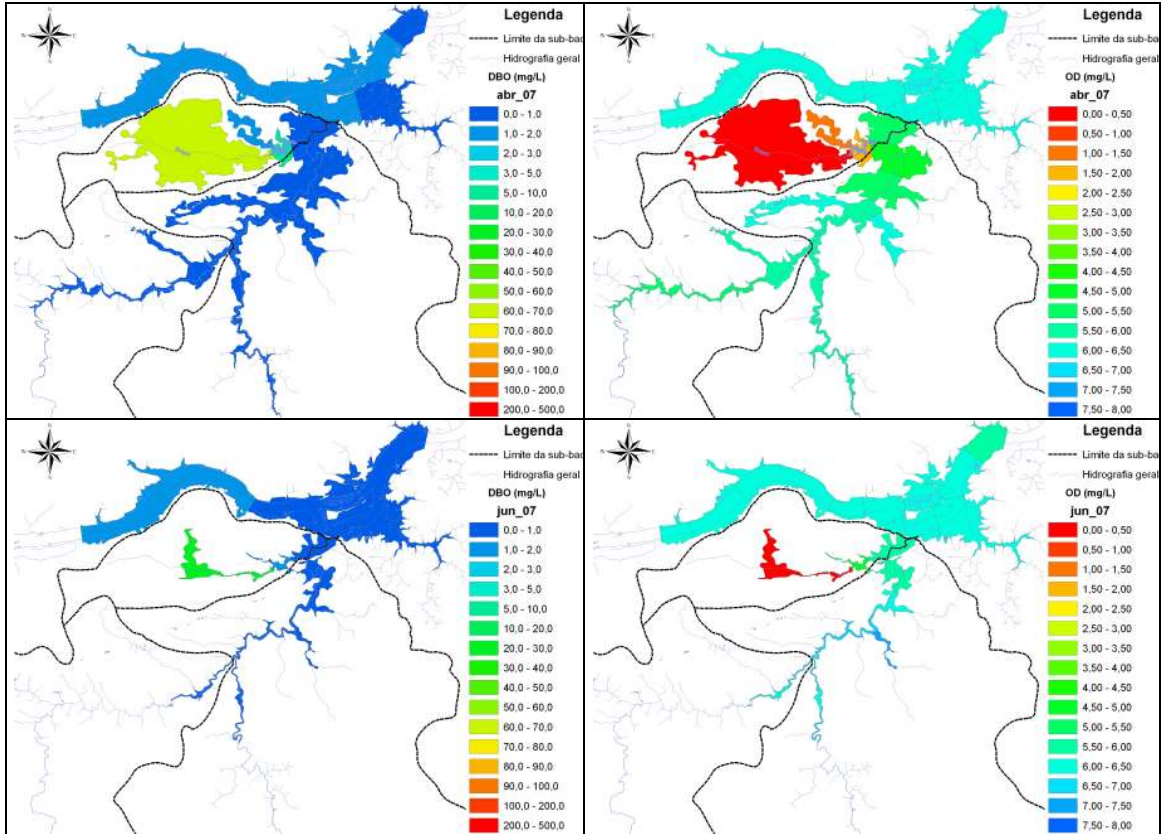
Conforme já enfatizado, ao longo do ano, a área alagada no Mutum-Paraná e seu Bolsão Lateral apresenta variações muito significativas, que devem ser consideradas numa análise dos resultados apresentados. Visando facilitar esta análise, foram elaborados mapas de variação das concentrações dos constituintes simulados ao longo do período de enchimento do reservatório. Para tanto, foram obtidas na planilha de resultados do modelo as concentrações de cada constituinte no dia 15 de cada mês, a partir de outubro de 2006 até junho de 2007.

Os mapas correspondentes à evolução de OD e de DBO são apresentados nas Figuras a seguir, organizadas em duas colunas: a coluna da esquerda refere-se às concentrações de DBO enquanto que a da direita mostra as concentrações de OD.

Após as figuras são apresentados os Quadros 3.3.4 e 3.3.5, contendo os dados empregados na confecção das mesmas.







QUADRO 3.3.4 – Concentrações de DBO (mg/l) nos Vários Segmentos Simulados no Primeiro Ano Hidrológico (Enchimento)

Localização dos Segmentos na Figura 3.2.2

Data	Seg. 1	Seg. 2	Seg. 3	Seg. 4	Seg. 5	Seg. 6	Seg. 7	Seg. 8	Seg. 9	Seg. 10	Seg. 11	Seg. 12	Seg. 13
15/10/2006	0.551	0.595	0.566	0.674	0.281	0.142	0.116	0.082	0.017	0.198	0.056	0.016	0.008
15/11/2006	1.109	1.162	1.172	1.308	2.392	3.495	4.770	3.049	1.905	2.359	4.345	10.024	12.879
15/12/2006	1.634	1.680	1.834	1.968	11.433	21.118	25.023	20.337	14.851	17.513	29.978	47.848	57.822
15/1/2007	2.971	3.028	3.688	3.879	52.325	87.233	99.453	87.438	73.055	89.482	114.136	152.001	189.582
15/2/2007	1.290	1.311	1.484	1.546	15.957	27.448	29.381	45.773	63.433	115.415	31.687	26.647	60.570
15/3/2007	1.040	1.058	1.054	1.099	1.283	1.972	1.759	12.052	15.313	91.880	0.909	0.503	0.697
15/4/2007	0.985	1.006	0.993	1.046	0.718	0.888	0.739	5.374	1.459	65.918	0.348	0.150	0.077
15/5/2007	0.898	0.924	0.907	0.975	0.568	0.607	0.500	3.264	0.667	44.205	0.237	0.084	0.037
15/6/2007	0.784	0.817	0.795	0.879	0.454	0.403	0.332	1.761	0.355	24.630	0.161	0.051	0.023
Data	Seg. 14	Seg. 15	Seg. 16	Seg. 17	Seg. 18	Seg. 19	Seg. 20	Seg. 21	Seg. 22	Seg. 23	Seg. 24	Seg. 25	Seg. 26
15/10/2006	0.017	0.023	0.046	0.112	0.061	0.074	0.358	0.709	0.769	0.846	0.903	1.024	1.161
15/11/2006	10.727	14.692	16.921	12.764	24.711	57.861	30.858	1.251	1.313	1.390	1.445	1.562	1.689
15/12/2006	50.899	53.619	53.562	39.319	66.745	140.886	53.927	1.610	1.654	1.708	1.747	1.830	1.917
15/1/2007	165.095	152.500	144.723	104.930	173.111	387.464	119.942	2.468	2.509	2.555	2.593	2.674	2.758
15/2/2007	51.891	14.809	11.032	7.189	11.782	29.872	6.484	1.176	1.196	1.219	1.236	1.273	1.311
15/3/2007	0.557	0.512	0.580	0.637	0.686	1.376	1.293	1.095	1.115	1.139	1.155	1.189	1.224
15/4/2007	0.107	0.202	0.272	0.379	0.319	0.365	0.827	1.057	1.080	1.109	1.129	1.169	1.212
15/5/2007	0.061	0.115	0.172	0.276	0.207	0.216	0.675	0.992	1.023	1.062	1.088	1.144	1.204
15/6/2007	0.040	0.068	0.110	0.201	0.136	0.149	0.548	0.903	0.945	0.996	1.032	1.109	1.192

QUADRO 3.3.5 – Concentrações de OD (mg/l) nos Vários Segmentos Simulados no Primeiro Ano Hidrológico (Enchimento)
Localização dos Segmentos na Figura 3.2.2

Data	Seg. 1	Seg. 2	Seg. 3	Seg. 4	Seg. 5	Seg. 6	Seg. 7	Seg. 8	Seg. 9	Seg. 10	Seg. 11	Seg. 12	Seg. 13
15/10/2006	5.886	5.908	5.922	5.981	6.456	6.840	6.875	7.062	7.584	7.162	7.218	7.682	7.978
15/11/2006	5.624	5.668	5.572	5.685	2.967	1.460	1.009	1.230	2.172	1.557	0.475	0.082	0.058
15/12/2006	5.714	5.758	5.630	5.750	0.604	0.066	0.033	0.035	0.050	0.040	0.023	0.014	0.012
15/1/2007	5.641	5.699	5.561	5.741	0.084	0.009	0.007	0.007	0.010	0.007	0.006	0.004	0.004
15/2/2007	6.045	6.064	5.977	6.030	0.381	0.040	0.028	0.015	0.011	0.006	0.021	0.026	0.012
15/3/2007	6.126	6.140	6.106	6.142	3.925	2.871	2.627	0.298	0.051	0.008	3.046	3.986	2.338
15/4/2007	6.114	6.130	6.112	6.152	5.355	4.929	4.879	1.923	1.175	0.010	5.403	5.903	6.390
15/5/2007	6.058	6.077	6.063	6.113	5.740	5.541	5.525	3.444	3.450	0.015	5.966	6.407	6.910
15/6/2007	5.988	6.011	6.002	6.060	5.995	5.986	5.993	4.649	4.943	0.028	6.382	6.818	7.249

Data	Seg. 14	Seg. 15	Seg. 16	Seg. 17	Seg. 18	Seg. 19	Seg. 20	Seg. 21	Seg. 22	Seg. 23	Seg. 24	Seg. 25	Seg. 26
15/10/2006	7.937	7.595	7.427	7.198	7.262	7.319	6.284	5.941	5.977	6.027	6.067	6.155	6.262
15/11/2006	0.075	0.048	0.043	0.097	0.028	0.016	0.097	5.851	5.909	5.983	6.034	6.142	6.261
15/12/2006	0.015	0.012	0.013	0.036	0.010	0.008	0.082	5.967	6.014	6.073	6.112	6.193	6.279
15/1/2007	0.005	0.004	0.005	0.016	0.004	0.003	0.048	5.945	5.997	6.060	6.101	6.188	6.278
15/2/2007	0.016	0.052	0.106	0.398	0.153	0.055	2.660	6.186	6.204	6.226	6.241	6.272	6.304
15/3/2007	2.844	4.651	4.812	5.032	4.710	4.009	5.126	6.200	6.216	6.235	6.248	6.276	6.305
15/4/2007	6.325	5.795	5.708	5.676	5.616	5.644	5.401	6.177	6.196	6.219	6.234	6.267	6.302
15/5/2007	6.834	6.231	6.087	5.984	5.965	6.050	5.508	6.128	6.152	6.182	6.203	6.248	6.296
15/6/2007	7.186	6.644	6.473	6.315	6.323	6.400	5.671	6.064	6.094	6.132	6.160	6.220	6.286

3.3.5 Resultados da Simulação do Fósforo Orgânico

As Figuras 3.3.6 a 3.3.10 apresentam os gráficos de evolução das concentrações de Fósforo Orgânico em cinco dos Segmentos modelados, cuja localização aparece na Figura 3.2.2, apresentada anteriormente.

FIGURA 3.3.6 – Concentrações de Fósforo Orgânico no Segmento

Segmento 18

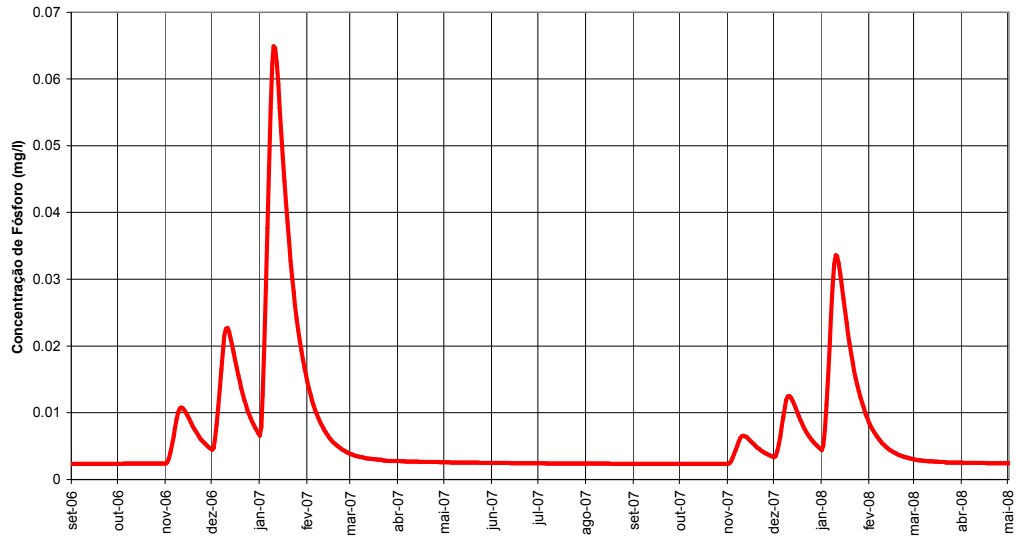


FIGURA 3.3.7 – Concentrações de Fósforo Orgânico no Segmento 17

Segmento 17

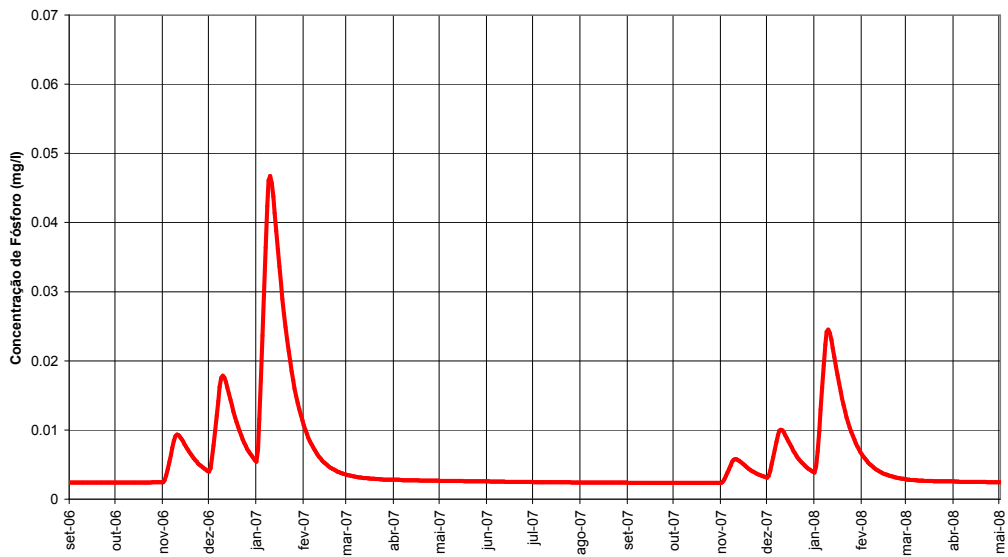


FIGURA 3.3.8 – Concentrações de Fósforo Orgânico no Segmento 11

Segmento 11

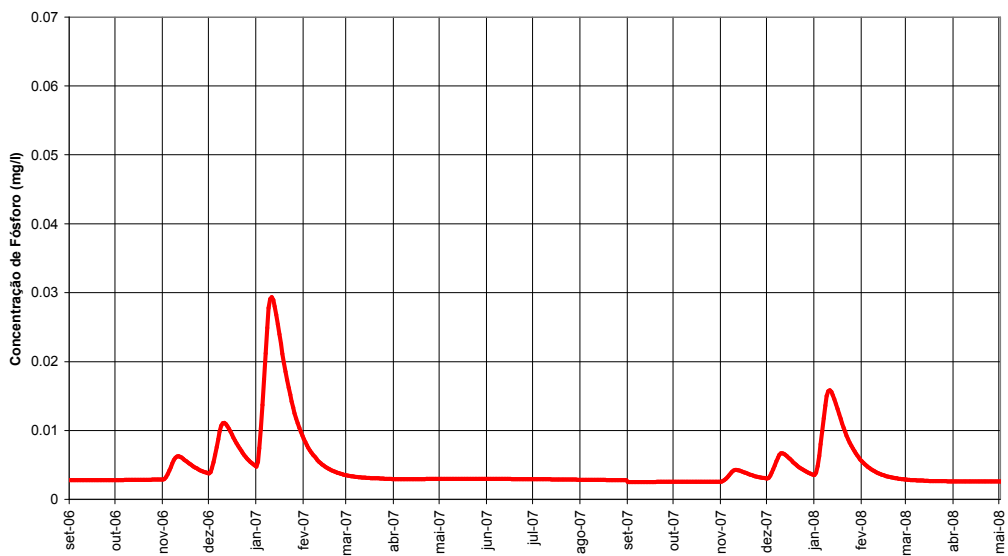


FIGURA 3.3.9 – Concentrações de Fósforo Orgânico no Segmento 10

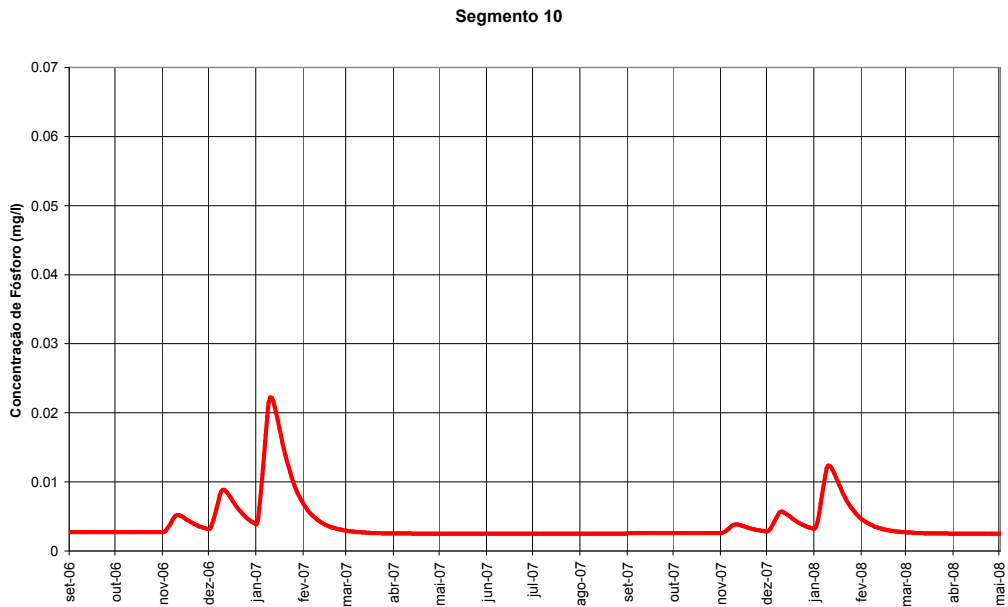
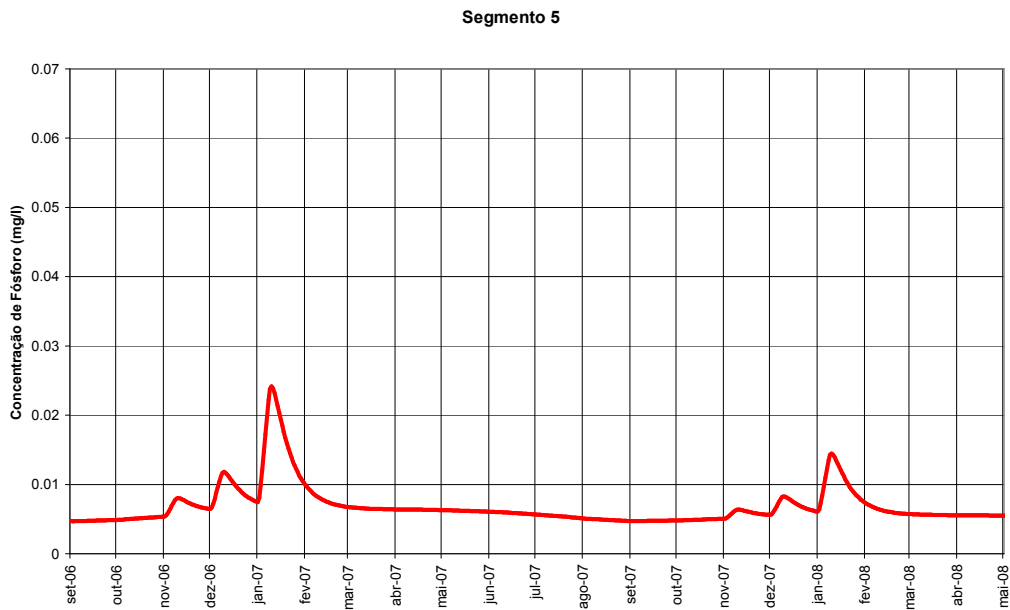


FIGURA 3.3.10 – Concentrações de Fósforo Orgânico no Segmento 5



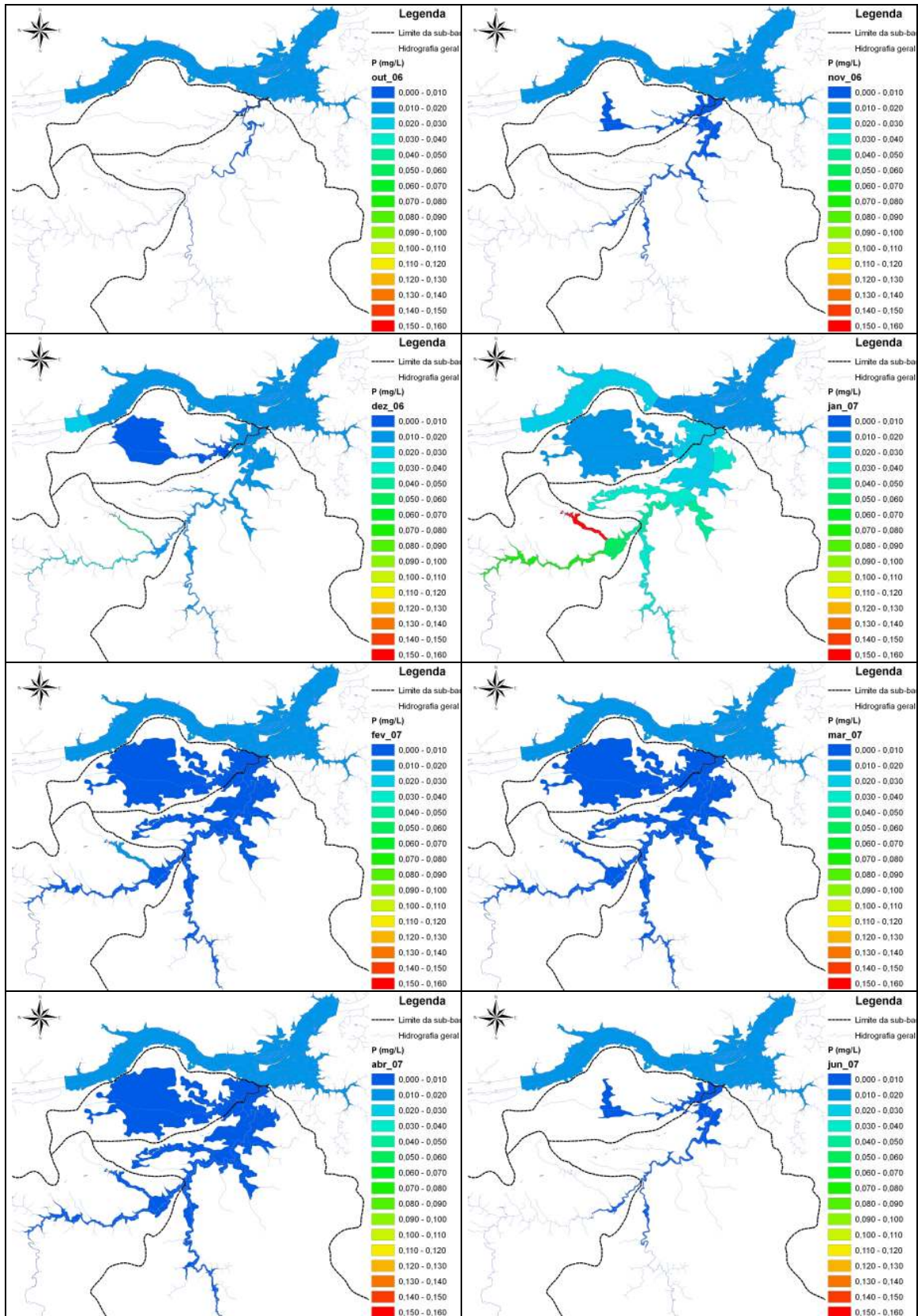
Da mesma forma que o procedido para o ciclo OD-DBO, foram preparados mapas ilustrativos da evolução mensal das concentrações de Fósforo Orgânico ao longo de todos os segmentos simulados. Estes mapas são apresentados nas Figuras ao final desse item, organizadas em ordem cronológica da esquerda para a direita e de cima para baixo.

Antes das figuras é apresentado o Quadro 3.3.6, a seguir, contendo os dados empregados na confecção dos mapas.

QUADRO 3.3.6 – Concentrações de Fósforo Orgânico (mg/l) nos Vários Segmentos Simulados no Primeiro Ano Hidrológico (Enchimento)

Data	Seg. 1	Seg. 2	Seg. 3	Seg. 4	Seg. 5	Seg. 6	Seg. 7	Seg. 8	Seg. 9	Seg. 10	Seg. 11	Seg. 12	Seg. 13
15/10/2006	0.013	0.013	0.013	0.014	0.005	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.002
15/11/2006	0.015	0.015	0.015	0.016	0.008	0.007	0.008	0.006	0.004	0.005	0.006	0.006	0.008
15/12/2006	0.017	0.017	0.017	0.018	0.011	0.011	0.014	0.010	0.007	0.008	0.010	0.012	0.016
15/1/2007	0.019	0.019	0.019	0.019	0.020	0.025	0.035	0.023	0.016	0.019	0.025	0.034	0.044
15/2/2007	0.017	0.018	0.018	0.018	0.008	0.006	0.006	0.005	0.004	0.004	0.005	0.005	0.006
15/3/2007	0.017	0.018	0.017	0.018	0.007	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
15/4/2007	0.017	0.017	0.017	0.018	0.006	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.002
15/5/2007	0.016	0.016	0.016	0.017	0.006	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.002
15/6/2007	0.015	0.015	0.015	0.016	0.006	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.002

Data	Seg. 14	Seg. 15	Seg. 16	Seg. 17	Seg. 18	Seg. 19	Seg. 20	Seg. 21	Seg. 22	Seg. 23	Seg. 24	Seg. 25	Seg. 26
15/10/2006	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.014	0.015	0.016	0.016	0.017	0.019
15/11/2006	0.007	0.007	0.008	0.008	0.010	0.026	0.019	0.016	0.017	0.017	0.018	0.019	0.020
15/12/2006	0.014	0.015	0.016	0.014	0.019	0.054	0.033	0.018	0.018	0.018	0.019	0.019	0.020
15/1/2007	0.038	0.040	0.042	0.036	0.052	0.156	0.078	0.019	0.020	0.020	0.020	0.021	0.021
15/2/2007	0.005	0.005	0.006	0.005	0.006	0.014	0.008	0.018	0.018	0.019	0.019	0.019	0.020
15/3/2007	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	0.018	0.018	0.019	0.019	0.019	0.019
15/4/2007	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.018	0.018	0.018	0.019	0.019	0.019
15/5/2007	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.017	0.017	0.018	0.018	0.019	0.019
15/6/2007	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.003	0.016	0.017	0.017	0.018	0.018	0.019



3.4 Comentários Finais

Analisando os resultados da simulação realizada percebe-se que o armazenamento lateral funciona com um atenuante da carga total lançada no rio Madeira, fazendo com que parte das reações se processem localmente, a partir do afogamento da vegetação, sendo a água com qualidade degradada liberada paulatinamente para o curso principal do rio, em função das vazões do afluente. O resultado final é uma introdução mais gradual da carga no corpo principal do rio Madeira.

Como a modelagem apresentada no EIA considerou o lançamento dessas cargas diretamente no corpo principal dos reservatórios, pode-se concluir que a qualidade da água liberada para jusante dos reservatórios formados será melhor que aquela simulada anteriormente, no EIA.

Localmente, todavia, as condições de redução no oxigênio dissolvido são severas, embora de curta duração. A redução de 50% da carga inicial, que foi o recurso usado para simular uma futura condição de atenuação de carga, devido à estabilização do sistema e à redistribuição de espécies vegetais nas áreas alagadas periodicamente, não modificou este quadro, indicando que uma remoção parcial da vegetação não é solução para este problema, pelo menos no Bolsão Lateral do Mutum.

De fato, a elevada carga orgânica e conseqüente redução dos teores de oxigênio dissolvido no rio Madeira são indicadores de que processos como o aqui simulado devem ocorrer naturalmente nos braços laterais afogados periodicamente durante as enchentes. Uma forma de evoluir nesta análise é a realização de monitoramento sistemático de corpos hídricos dessa natureza, como o Bolsão do Mutum. Este assunto será abordado mais adiante, nas recomendações do trabalho.

4. ESTUDO DO RIO JACI-PARANÁ

4.1 Descrição Geral

O objetivo de elaborar uma modelagem matemática específica para o rio Jaci-paraná foi caracterizar os impactos decorrentes da implantação dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio sobre a qualidade da água deste afluente, tendo em vista principalmente a ampliação da população na área urbana de Jaci-paraná durante o pico das obras e a decomposição da vegetação inundada durante o enchimento do reservatório.

Os estudos realizados abrangeram um estirão do rio Jaci-paraná desde a sua foz no rio Madeira até cerca de 58 km a montante. Nesse estirão o rio Jaci-paraná recebe seus principais afluentes: o rio Branco pela margem direita e o rio São Francisco pela margem esquerda. A Figura 4.1.1 apresenta os limites da bacia do rio Jaci-paraná.

A modelagem foi feita com o emprego do modelo unidimensional QUAL2E, que foi calibrado de forma a reproduzir as condições atuais observadas e, posteriormente, alimentado com as cargas decorrentes da vegetação a ser afogada com o enchimento do reservatório do AHE Santo Antonio e do aumento populacional em Jaci-paraná devido às obras.

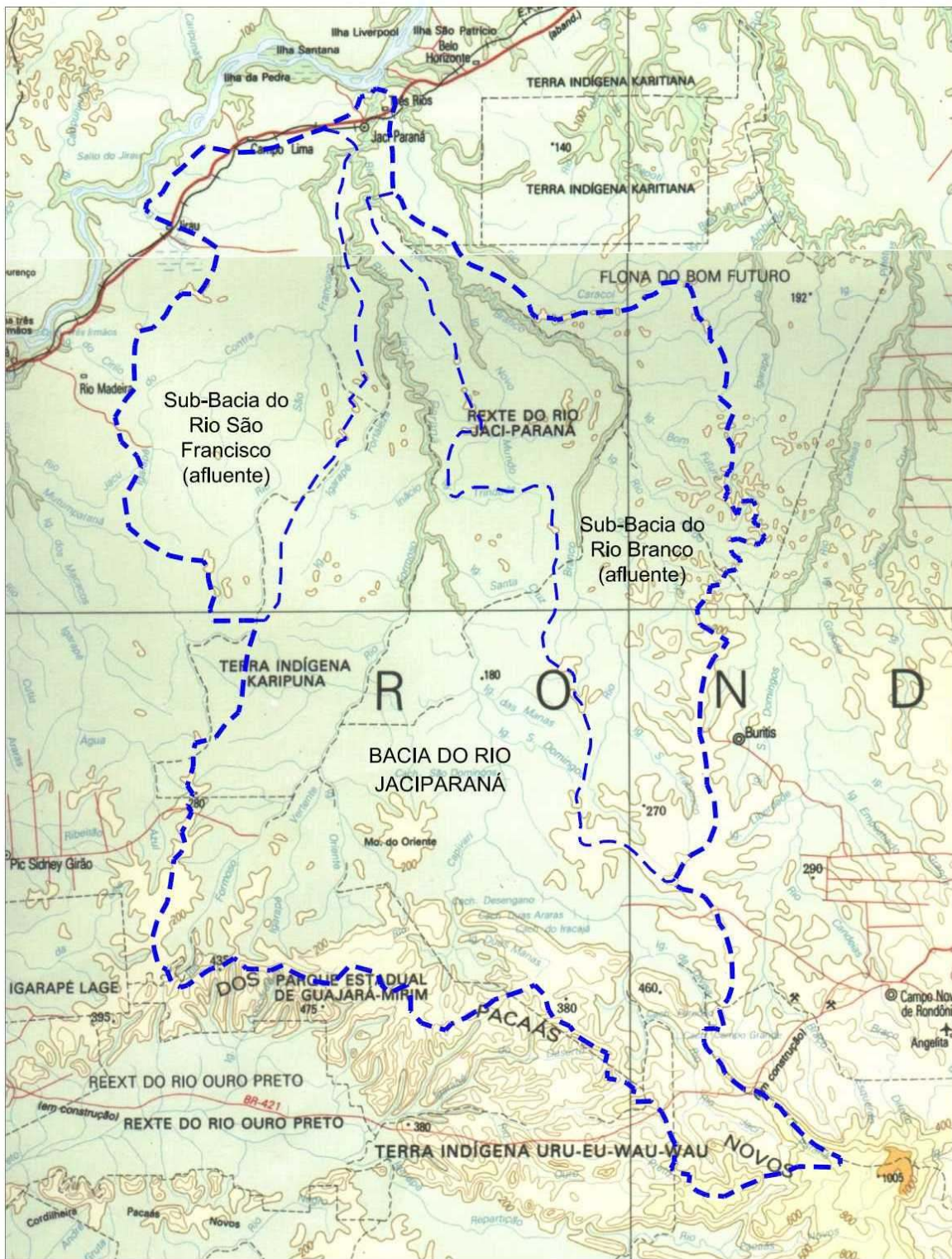
Optou-se por empregar o modelo QUAL2E, por se tratar de um modelo versátil, de aplicação bastante difundida e de domínio público (Brown et al, 1987 e Lahlou et al,1995), que permite

simular um número grande de constituintes de qualidade da água, considerando que estão completamente misturados ao escoamento.

O QUAL2E pode simular as reações acopladas OD-DBO, considerando demandas carbonáceas e nitrogenadas, os processos de fósforo e nitrogênio, temperatura e proliferação de algas, além de constituintes conservativos ou com decaimento de primeira ordem.

Uma descrição do modelo encontra-se apresentada no Relatório Modelagem de Qualidade da Água dos Reservatórios do Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira (maio de 2005), Anexo 2, volume 7/8 do EIA.

Figura 4.1.1 – Bacia do Rio Jaci-paraná

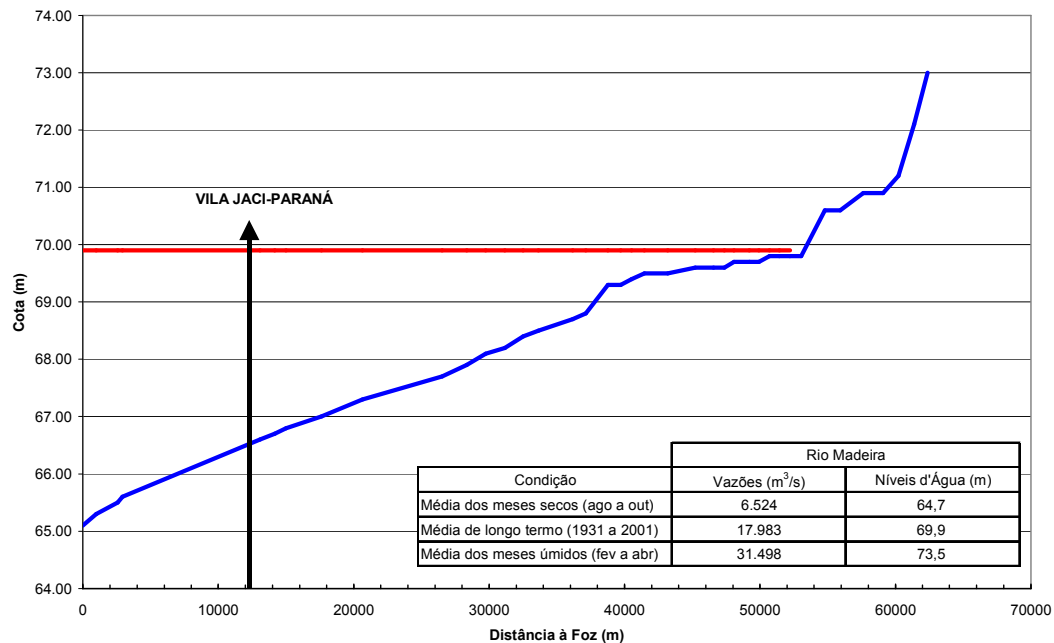


LEGENDA: ■■■■ Limite de Bacia Hidrográfica

4.1.1 Segmentação do Estirão Fluvial

Com base na restituição aerofotogramétrica disponível (escala 10.000) foi elaborado um perfil de linha d'água do rio Jaci-paraná (Figura 4.1.2), utilizando os pontos cotados da linha d'água apresentados nas ortofotocartas planialtimétricas. O sobrevôo para essa restituição foi realizado em outubro de 2001, mês de seca nos rios Madeira e Jaci-paraná, de modo que o perfil, apresentado a seguir, representa essa condição com níveis d'água baixos nesses dois rios.

Figura 4.1.2 Perfil de Linha d'Água do Rio Jaci-paraná



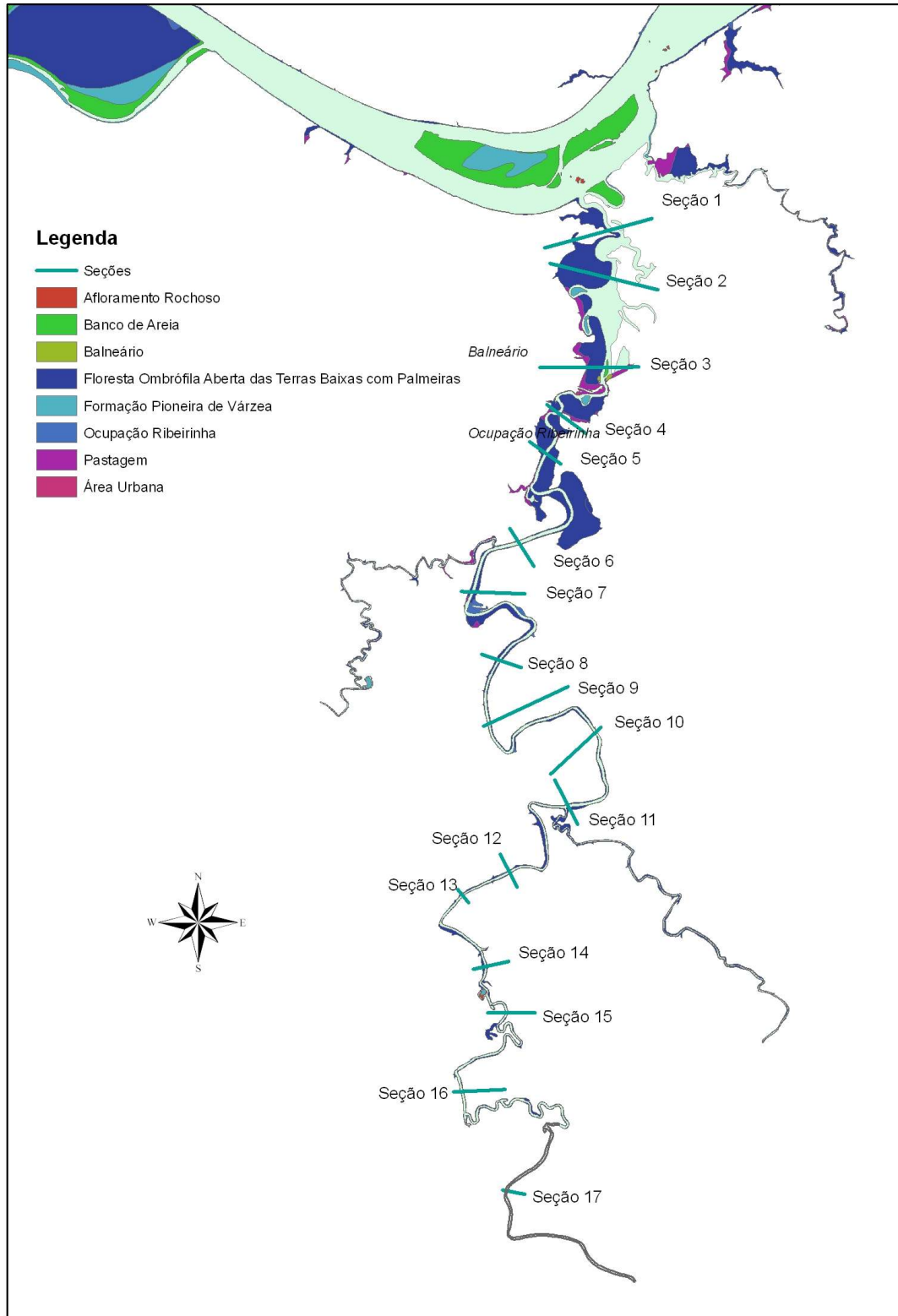
Esse perfil, utilizado para segmentação do estirão fluvial, permite verificar que anualmente, quando o rio Madeira próximo à foz do rio Jaci-paraná sobe a níveis superiores a 69,90m, provoca remanso em seu afluente, forçando seu extravasamento com conseqüente inundação de áreas florestadas.

O estirão fluvial simulado, de cerca de 58 km do rio Jaci-paraná, foi segmentado em 9 trechos, escolhidos por apresentarem características hidráulicas aproximadamente homogêneas. Nesta segmentação foi considerada ainda a localização dos principais afluentes que ocorrem no estirão.

A caracterização hidráulica de cada trecho foi feita com base em 17 seções transversais levantadas com o auxílio da restituição aerofotogramétrica disponível (escala 1:10.000) e em estudos de hidráulica fluvial e remanso do reservatório no rio Jaci-paraná realizados para esse fim.

A Figura 4.1.3 apresenta a localização das seções topográficas utilizadas para caracterização hidráulica do rio Jaci-paraná, lançadas sobre o mapa de vegetação e uso do solo apresentado no EIA.

Figura 4.1.3 – Localização das Seções Topográficas Utilizadas



Entre as diversas seções levantadas, foram escolhidas algumas como mais representativas, conforme apresentado no Quadro 4.1.1, a seguir.

QUADRO 4.1.1
Limites dos Trechos do Modelo QUAL2E e Seções Representativas

Trecho	Seção Representativa	Pk inicial (km)	Pk final (km)
1	S-17	51,2	58,8
2	S-16	45,2	51,2
3	S-16	39,2	45,2
4	S-16	33,2	39,2
5	S-9	25,2	33,2
6	S-6	21,2	25,2
7	S-6	16,0	21,2
8	S-5	8,0	16,0
9	S-3	0,0	8,0

Os trechos de 2 a 4, assim como os trechos 6 e 7, foram considerados semelhantes do ponto de vista das características hidráulicas.

4.2 Regime Hidráulico Atual

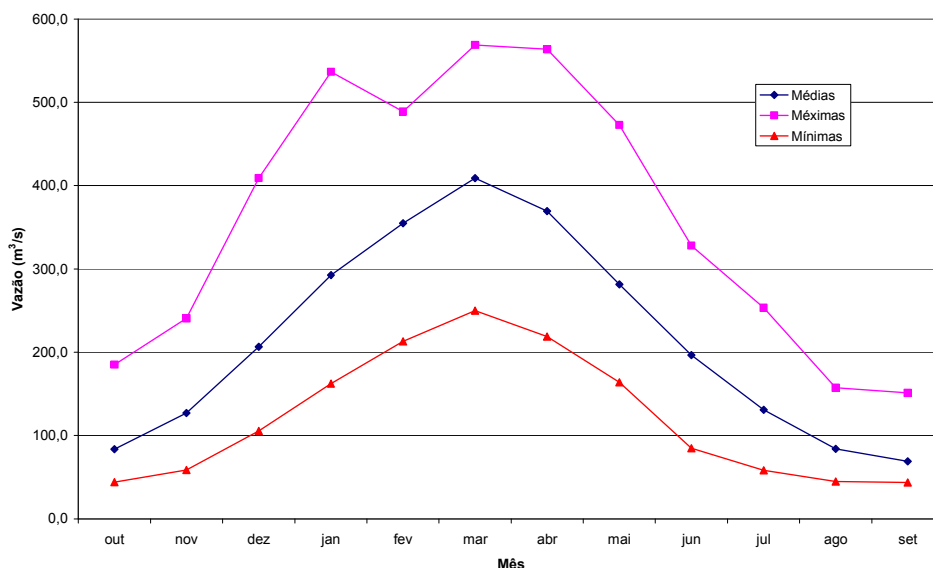
O regime hidrológico do rio Madeira e de seus afluentes brasileiros tem um marcante comportamento sazonal, que é caracterizado por um período de águas baixas, de julho a outubro, e um período de águas altas, de fevereiro a maio. As vazões mínimas do ano ocorrem com maior frequência em setembro, enquanto que as máximas verificam-se nos meses de março e abril.

O rio Jaci-paraná tem como seus principais afluentes os rios Branco (margem direita) e São Francisco (margem esquerda), que deságuam no estirão modelado. As áreas de contribuição das sub-bacias de interesse ao estudo são as seguintes:

- rio Madeira em Porto Velho = 988.997 km²;
- rio Jaci-paraná na foz = 11.847 km²;
- rio Branco na foz = 3.110 km²;
- rio São Francisco na foz = 2.240 km².

Para caracterizar o regime hidrológico do rio Jaci-paraná, foi utilizada uma série de vazões médias mensais gerada a partir das séries dos postos fluviométricos de Porto Velho e Abunã, ajustada por proporção entre as respectivas áreas de drenagem. A Figura 4.2.1, a seguir, ilustra o comportamento das vazões médias mensais durante o ano hidrológico (outubro a setembro).

Figura 4.2.1 – Comportamento das Vazões Médias Mensais do Rio Jaci-paraná (1931 a 2001)



Pode-se observar que as vazões médias mensais obtidas variaram entre 43,7 e 569 m³/s. No mês de março, as médias mensais variaram de 250 a 569 m³/s. No período de seca, em setembro, a vazão média é inferior a 150 m³/s, podendo chegar a 43,7 m³/s.

A vazão média de longo termo da série do rio Jaci-paraná é cerca de 215 m³/s, sendo a média dos meses mais secos (agosto a outubro) igual a 78,9. A média dos meses mais úmidos (fevereiro a abril) é aproximadamente 378 m³/s.

O Quadro 4.2.1 a seguir apresenta uma comparação entre vazões características dos rios Madeira e Jaci-paraná, no período 1931 a 2001.

**Quadro 4.2.1
Vazões Características dos rios Madeira e Jaci-paraná**

Condição	Vazão (m ³ /s)	
	Madeira	Jaci-paraná
Mês mais seco (set/94)	3.651	43,7
Média dos meses secos (ago a out)	6.524	78,9
Média de longo termo (1931 a 2001)	17.983	215
Média dos meses úmidos (fev a abr)	31.498	378
Mês mais úmido (mar/51)	47.492	569

Entre os períodos de seca e cheia, o nível do rio Madeira varia muito, cerca de 9m, conforme pode ser visto no Quadro 4.2.2, que apresenta a variação de níveis d'água do rio Madeira próximo à foz do rio Jaci-paraná, obtidos na modelagem da hidráulica fluvial do rio Madeira em condições naturais (PCE e Odebrecht, 2005).

Quadro 4.2.2
Níveis d'Água Característicos do Rio Madeira na Foz do Rio Jaci-paraná em Condições Naturais

Condição	Rio Madeira	
	Vazão (m ³ /s)	Níveis d'Água (m)
Média dos meses secos (ago a out)	6.524	64,7
Média de longo termo (1931 a 2001)	17.983	69,9
Média dos meses úmidos (fev a abr)	31.498	73,5

Durante as cheias, os níveis altos do rio Madeira provocam remanso no rio Jaci-paraná, fazendo com que suas águas extravasem da calha principal e inundem a vegetação existente, principalmente no trecho mais a jusante (Trecho 9) próximo à foz. Além disso, os níveis d'água associados à ocorrência da vazão média em condições naturais são próximos aos níveis que ocorrerão após a implantação do reservatório de Santo Antonio.

Para definição das características hidráulicas dos trechos de rio simulados, foram utilizados os dados resultantes de simulações com o modelo HEC-RAS, de hidráulica fluvial, descrito anteriormente no Relatório Final dos Estudos de Viabilidade (PCE/Odebrecht, 2005). Nessas simulações ficou evidente o acentuado controle exercido pelo rio Madeira no escoamento do rio Jaci-paraná em condições naturais, tanto durante os períodos de vazões médias quanto nos de vazões máximas.

No modelo QUAL2E, as características hidráulicas são representadas através de equações que relacionam velocidade média e vazão e profundidade média e vazão, conforme as seguintes relações:

$$v = c. Q^d$$

$$A_x = \frac{Q}{v}$$

$$h = a. Q^b$$

Onde:

a, b, c e d - constantes determinadas a partir das relações entre a velocidade e a vazão e a profundidade e a vazão;

v - velocidade média;

A_x - área da seção transversal;

h - profundidade média; e ,

Q - vazão média no trecho.

Os coeficientes a, b, c e d para os 9 trechos estabelecidos no estirão simulado do rio Jaci-paraná estão apresentados no Quadro 4.2.3 a seguir. Esses coeficientes foram obtidos para a ocorrência de vazões médias em condições naturais, quando o nível d'água do rio Madeira está na cota 69,9m.

QUADRO 4.2.3
Coefficientes Empregados na Caracterização Hidráulica dos Trechos em Condições Naturais

Trecho	a	b	c	d
1	0,3746	0,4012	0,0729	0,4644
2	0,5683	0,2836	0,0373	0,5089
3	0,5683	0,2836	0,0373	0,5089
4	0,5683	0,2836	0,0373	0,5089
5	2,4573	0,0474	0,0052	0,8877
6	2,5552	0,0050	0,0024	0,9611
7	2,5552	0,0050	0,0024	0,9611
8	2,6119	0,0089	0,0010	0,9632
9	3,1192	0	0,0005	0,9999

4.3 Qualidade da Água Atual

Para a avaliação da qualidade das águas superficiais, havia sido elaborado o documento “Diagnóstico Ambiental do Sistema Fluvial do Rio Madeira no Trecho de Implantação das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio” (referência 1), para o qual foram realizadas cinco campanhas de campo entre novembro de 2003 e agosto de 2004, cada uma com duração aproximada de 10 dias.

Nessas campanhas, foram coletadas amostras de água para análises laboratoriais em oito estações ao longo do rio Madeira e seis estações em alguns tributários selecionados, entre eles o rio Jaci-paraná. Os resultados desse estudo fundamentaram o estabelecimento das condições atuais para efeito de calibração do modelo de qualidade da água. O Quadro 4.3.1 apresenta os resultados obtidos nas coletas do rio Jaci-paraná para os principais parâmetros de qualidade da água.

Quadro 4.3.1
Resultados das Campanhas no Rio Jaci-paraná
Estação de Coleta JAC-30, Localizada na Ponte da BR – 364

Parâmetro	Unidade	Enchente nov-03	Cheia-1 jan-04	Cheia-2 mar-04	Vazante mai-04	Seca jul-04
Temperatura Média da Água	°C	30,8	26,6	25,8	25,6	26,3
OD Oxigênio Dissolvido	mg/L	7,20	4,46	3,65	5,54	6,37
pH Potencial Hidrogeniônico	-	6,41	5,96	5,52	6,16	6,24
DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	1,76	1,08	0,80	1,27	1,15
SSF Sólidos Suspensos Fixos	mg/L	78	22	13	10	49
SSV Sólidos Suspensos Voláteis	mg/L	25	68	82	57	44
Cloreto	mg/L	1,07	1,07	0,71	1,07	1,07
Sulfato	mg/L	0,15	0,30	1,00	0,30	1,37
Bicarbonato	mg/L	10,98	11,56	15,86	9,76	9,76
Concentração Iônica Total	□eq/L	379,1	351,0	401,3	298,1	333,7
Ferro Total	mg/L	3,17	0,41	1,16	0,62	1,03
Ferro Dissolvido	mg/L	0,13	0,11	0,09	0,13	0,11
Fosfato	mg/L	0,004	0,001	0,002	0,000	0,001
Fósforo Total Dissolvido	mg/L	0,009	0,000	0,000	0,000	0,003
Fósforo Total	mg/L	0,022	0,000	0,005	0,018	0,019
Amônia	mg/L	0,16	0,08	0,19	0,00	0,11
Nitrato	mg/L	0,41	0,33	0,34	0,32	0,01
Nitrogênio Orgânico Total (Kjedahl)	mg/L	1,6	2,2	3,0	2,0	2,0
Carbono Orgânico Dissolvido	mg/L	8,3	9,1	16,6	5,8	3,4
Clorofila-a	□g/L	5,6	1,1	3,5	4,9	9,0
Coliformes Fecais	NMP/100 mL	-	200	ND	600	<200
Coliformes Totais	NMP/100 mL	-	1100	ND	2100	600

Esses resultados indicam que a qualidade de água do rio Jaci-paraná nas condições atuais é boa, estando dentro dos limites estabelecidos para a Classe 2 pela Resolução CONAMA 357/05.

Tendo em vista que o objetivo de elaborar uma modelagem específica para o rio Jaci-paraná foi caracterizar os impactos decorrentes, principalmente, da ampliação da população na área urbana de Jaci-paraná, durante o pico das obras, e a decomposição da vegetação inundada, foram selecionados os seguintes parâmetros para análise: OD, DBO, Nitrogênio Orgânico, Fósforo Orgânico e Coliformes fecais.

A condição hidrológica selecionada para calibração do modelo QUAL2E foi a de vazões médias, cerca de 215 m³/s no rio Jaci-paraná. A vazão estimada para o período da campanha na vazante, em maio de 2005, é a mais próxima desse valor, de modo que seus resultados foram utilizados como referência na calibração do modelo.

No presente estudo foram considerados os dois principais afluentes do rio Jaci-paraná, rios Branco e São Francisco, representados no modelo como uma entrada pontual de despejo.

Analisando o mapa de uso do solo disponível, verificou-se que a bacia do rio Branco apresenta ainda grande área de Floresta, assim como a área a montante do ponto de cabeceira

da modelagem (Trecho 1). Já o rio São Francisco apresenta áreas antropizadas, principalmente próximo à sua foz. Dessa forma, as condições do rio Branco (concentrações de DBO, OD, Coliformes, N e P) foram consideradas semelhantes às da cabeceira, de melhor qualidade, enquanto as do rio São Francisco foram admitidas como mais alteradas.

Admitiu-se ainda o despejo do esgoto doméstico da população atual de Jaci-paraná, que gera uma vazão estimada em 4,5 L/s (120 L/hab.dia), com os mesmos fatores de emissão de poluentes adotados para os cenários futuros e apresentados adiante. O Quadro 4.3.2 apresenta as vazões adotadas no modelo para os diversos trechos.

Quadro 4.3.2
Vazões Adotadas nos Trechos do Modelo

Trecho	Extensão (m)	Número de Elementos	Entrada	Vazões (m ³ /s)
1	7.600	19		118
2	6.000	15		118
3	6.000	15		118
4	6.000	15		118
5	8.000	20	Rio Branco	174
6	4.000	10		174
7	5.200	13		174
8	8.000	20	Rio São Francisco	215
9	8.000	20	Cidade Jaci-paraná	215

Os parâmetros de qualidade da água resultantes da calibração do modelo são apresentados no Quadro 4.3.3 a seguir.

Quadro 4.3.3 – Parâmetros Obtidos na Calibração

Parâmetro	Descrição	Calibrado
K₁	Taxa de decomposição da DBO	0,1
K₂	Coefficiente de reaeração	0,3
□₃	Taxa de hidrólise do N orgânico em amônia	0,03
□₄	Taxa de sedimentação do N orgânico	0,01
□₁	Taxa de oxidação biológica de amônia para nitrito	0,8
□₃	Taxa de produção de amônia pelos bentos	0,1
□₂	Taxa de oxidação biológica de nitrito para nitrato	1,0
□₄	Taxa de decaimento de P orgânico para P dissolvido	0,15
□₅	Taxa de sedimentação do P orgânico	0,005
□₂	Taxa de produção de P dissolvido pelos bentos	0,01
K₅	Taxa de decaimento de coliformes	0,05
K₃	Taxa de sedimentação de DBO	0
K₄	Demanda de oxigênio dos sedimentos	0,5
□₅	Consumo de O ₂ por unidade de oxidação de amônia	3,5
□₆	Consumo de O ₂ por unidade de oxidação de nitrito	1,14

A seguir são apresentados, nas Figuras 4.3.1 a 4.3.5, gráficos ilustrativos do comportamento das principais variáveis de qualidade de água ao longo do estirão nas condições atuais, conforme o estágio atual da calibração do modelo QUAL2E para o rio Jaci-paraná.

Figura 4.3.1

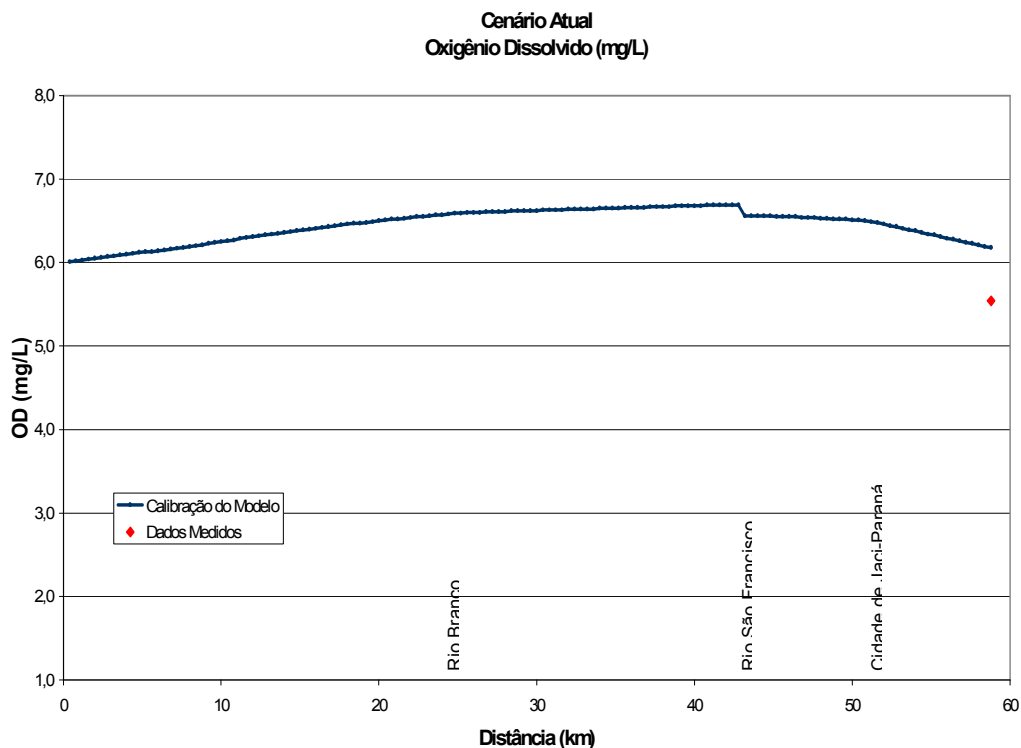


Figura 4.3.2

Cenário Atual
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)

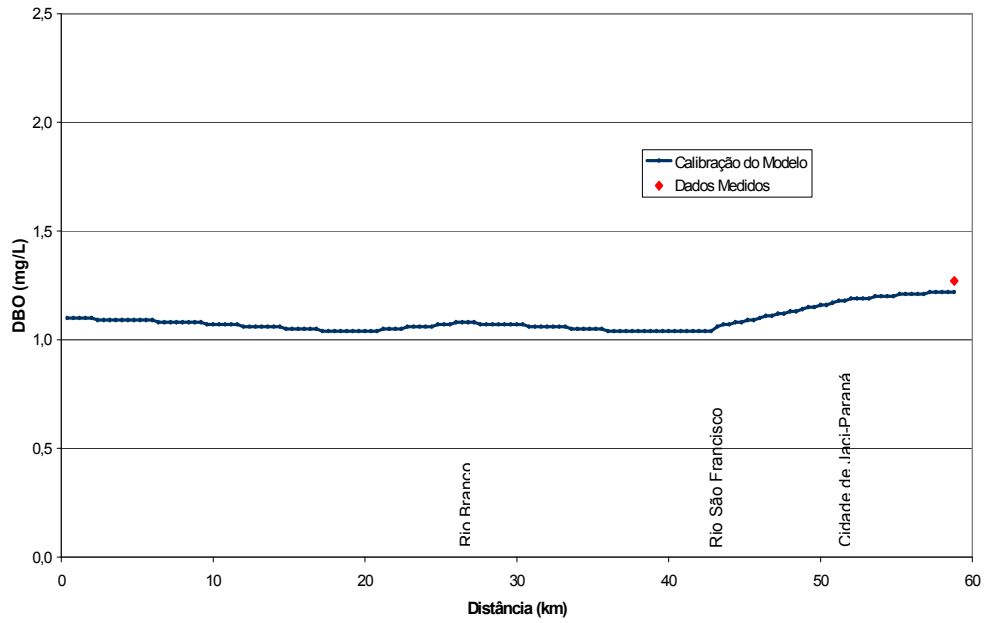


Figura 4.3.3

Cenário Atual
Coliformes Fecais (NMP/100mL)

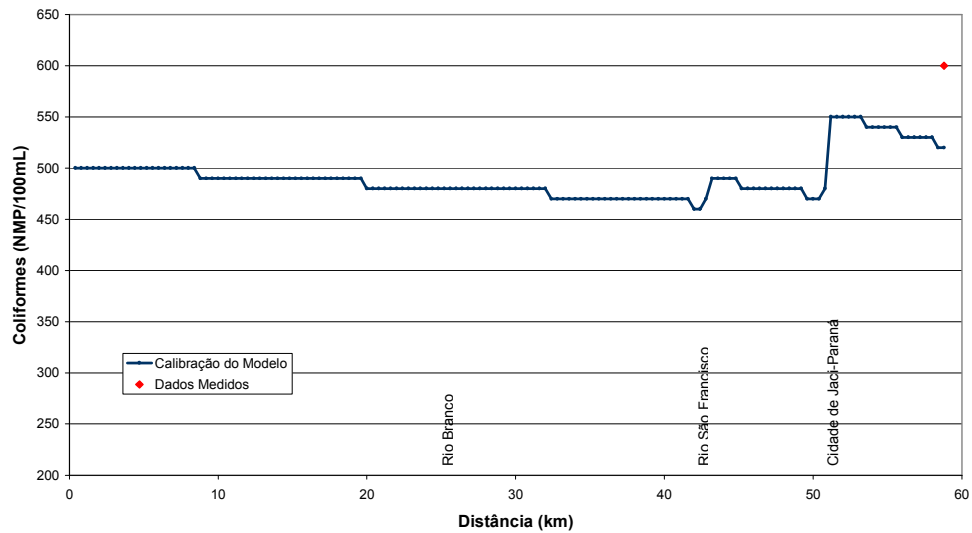


Figura 4.3.4

Cenário Atual
Nitrogênio Orgânico (mg/L)

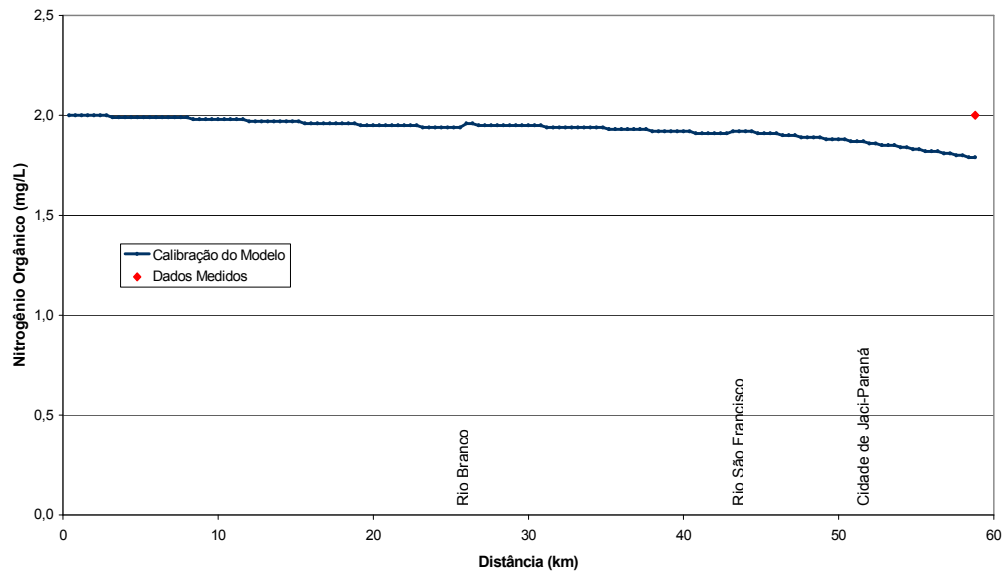
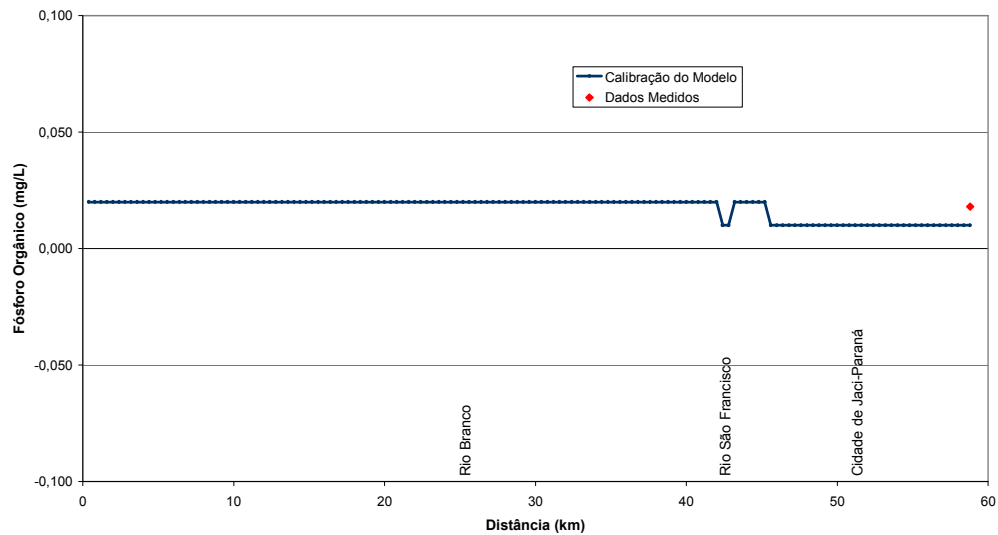


Figura 4.3.5

Cenário Atual
Fósforo Orgânico (mg/L)



4.4 Regime Hidráulico Futuro

A formação do reservatório de Santo Antonio ocasionará mudanças no curso d'água barrado, o rio Madeira, reduzindo também as velocidades médias de escoamento nos trechos próximos à foz de alguns afluentes, com reflexos sobre a qualidade da água.

A inundação da vegetação existente (ou remanescente) na área desses braços do reservatório é responsável por um dos impactos causados na qualidade da água pela implantação de reservatórios, pois, durante este processo, observa-se o desencadeamento de uma série de reações de natureza físico-química e biológica, que podem, por sua vez, acarretar impactos significativos no meio biótico.

A implantação do reservatório de Santo Antonio terá um braço em seu afluente Jaci-paraná, que poderá ser afetado também pelo aumento do esgoto doméstico produzido durante a realização das obras, devido à população atraída para o local.

Para a condição futura, os parâmetros do modelo de caracterização hidráulica foram também adaptados, buscando melhor representar as novas condições hidráulicas e de autodepuração reinantes após o enchimento. Foram, então, realizadas novas simulações utilizando o modelo HEC-RAS, para níveis d'água associados à ocorrência das vazões médias, quando o nível d'água do reservatório é aproximadamente 71,65m, junto à foz do rio Jaci-paraná.

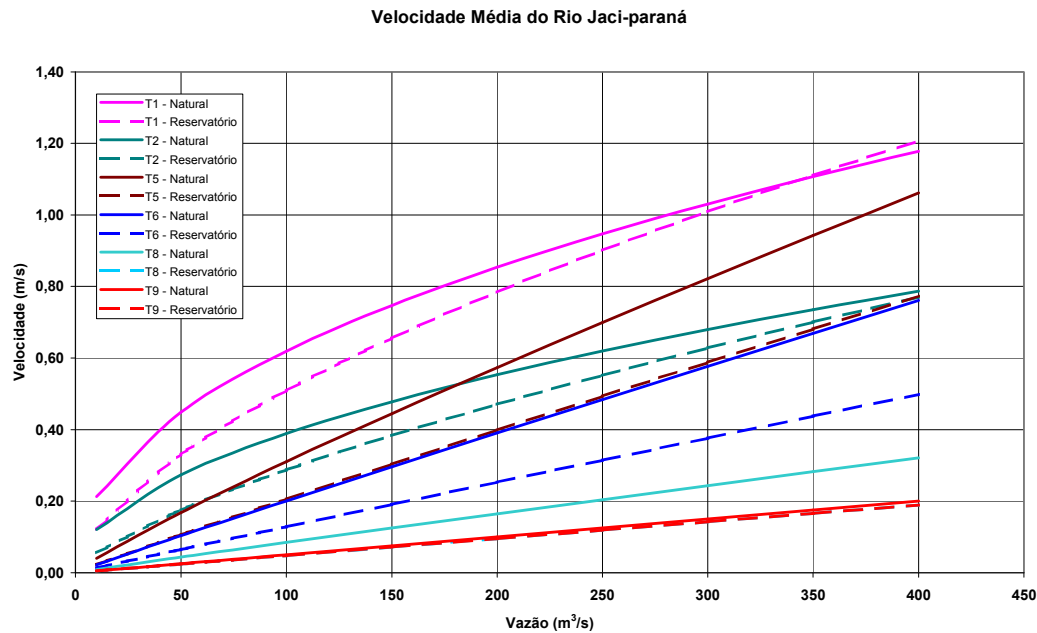
Os novos coeficientes a, b, c e d adotados para o estirão simulado do rio Jaci-paraná estão apresentados no Quadro 4.4.1 a seguir.

QUADRO 4.4.1 Coeficientes Empregados na Caracterização Hidráulica dos Trechos com o Reservatório de Santo Antonio

Trecho	a	b	c	d
1	0,7990	0,2710	0,0289	0,6229
2	1,1640	0,1661	0,0108	0,7123
3	1,1640	0,1661	0,0108	0,7123
4	1,1640	0,1661	0,0108	0,7123
5	3,4340	0,0139	0,0025	0,9572
6	3,0060	0,0125	0,0014	0,9806
7	3,0060	0,0125	0,0014	0,9806
8	3,9960	0,0013	0,0005	0,9905
9	2,8370	0,0000	0,0008	0,9664

O gráfico apresentado na Figura 4.4.1 a seguir ilustra o comportamento das velocidades do rio Jaci-paraná nas condições naturais e com o reservatório de Santo Antonio implantado, para os diversos trechos (T1 a T9) estabelecidos para o modelo de qualidade de água.

Figura 4.4.1 Velocidade Média do Rio Jaci-paraná



Para os níveis d'água do rio Madeira próximo à foz do rio Jaci-paraná nas duas condições (com e sem reservatório), foram adotados os níveis correspondentes à ocorrência da vazão média de longo termo. Em condições naturais, o N.A. nesse local seria aproximadamente 69,90m e com o reservatório ficaria em 71,65m.

Pode-se observar que, em todos os trechos, a implantação do reservatório de Santo Antonio provoca redução nas velocidades de escoamento. De modo geral, essas reduções são pequenas, sendo que as maiores alterações das velocidades ocorrem nos Trechos 5 e 6.

No estirão mais a jusante, Trecho 9, a alteração é muito pequena, de modo que as curvas de velocidade coincidem para as condições natural e com reservatório. A curva de velocidade do Trecho 8 com reservatório também coincide com essas duas, ficando oculta no gráfico. Outro aspecto relevante está relacionado com os tempos de residência da água nesse braço do reservatório. A partir das ortofotocartas planialtimétricas (escala 1:10.000), foi elaborada uma curva cota-volume do braço do reservatório no rio Jaci-paraná, tendo sua foz como limite a jusante. Foram, então, estimados os volumes totais de água no braço, para diversos níveis d'água na foz conforme a época do ano hidrológico, e seus respectivos tempos de residência da água.

Em condições naturais, para a vazão média de longo termo (215 m³/s) e N.A. na foz de 69,90m, o volume total do braço é cerca de 35 hm³ e o tempo de residência da água no braço aproximadamente 1,9 dias.

Com a implantação do reservatório, os níveis d'água ficam mais altos alterando os tempos de residência, de modo que para a mesma vazão média e N.A. de 71,65m, na foz, o volume de água no braço aumenta para 98 hm³ e o tempo de residência passa para 5,3 dias, como pode ser visto no Quadro 4.4.2, a seguir.

Quadro 4.4.2 Tempos de Residência da Água no Rio Jaci-paraná

Condição	Vazão (m ³ /s)		Nível d'Água na foz (m)	Volume do braço (hm ³)	Tempo de residência (dias)
Natural	Média	215	69,90	35	1,9
Reservatório	Baixa	78,9	70,14	35	5,1
Reservatório	Média	215	71,65	98	5,3
Reservatório	Alta	378	73,95	185	5,7

No quadro, pode-se observar ainda que os tempos de residência da água, após a implantação do reservatório, variam em torno de 5 dias, para as diversas condições analisadas.

4.5 Qualidade da Água Futura

As simulações realizadas contemplaram quatro cenários futuros:

- Condições naturais, ainda sem o reservatório de Santo Antonio, mas com a população de Jaci-paraná prevista para o pico das obras (21.469 hab);
- Com o reservatório de Santo Antônio implantado, a população de Jaci-paraná prevista para permanecer depois das obras (9.023 hab) e a ocorrência de vazão média no rio Jaci-paraná;
- Com o reservatório de Santo Antônio implantado, a população de Jaci-paraná prevista para permanecer depois das obras (9.023 hab) e a ocorrência de vazão baixa no rio Jaci-paraná;
- Com o reservatório de Santo Antônio implantado antes da desmobilização completa da mão de obra em Jaci-paraná, considerando uma média entre a população no pico de obras e a população permanente, durante a ocorrência de vazão baixa no rio Jaci-paraná.

O Quadro 4.5.1 apresenta um resumo dos cenários simulados e o Quadro 4.5.2 a vazão de esgoto doméstico correspondente a cada cenário de população.

Quadro 4.5.1
Cenários de Simulação do Rio Jaci-paraná

Cenário	Estação	Vazão	Condições	População (hab)	
Atual	Vazante	Média	Naturais	Atual	3.250
Jaci A	Vazante	Média	Naturais	Pico da obra	21.469
Jaci B	Vazante	Média	Reservatório	Permanente	9.023
Jaci C	Seca	Baixa	Reservatório	Permanente	9.023
Jaci D	Seca	Baixa	Reservatório	Parcial	15.246

FIGURA 1 - Quadro 4.5.2
Vazões de Esgoto Doméstico da Localidade de Jaci-paraná

Condição	População (hab)	Vazão de esgoto	
		L/hab.dia	L/s
Atual	3.250	120	4,51
Pico da obra	21.469	120	29,82
Durante a desmobilização	15.246	120	21,18
Com reservatório	9.023	120	12,53

As cargas foram estimadas a partir de fatores de emissão de poluentes apresentados na literatura técnica, apresentados no Quadro 4.5.3.

FIGURA 2 -Quadro 4.5.3
Fatores de Emissão e Cargas de Poluentes no Esgoto

Parâmetro	Fator	Carga
DBO	54,0 g/hab.dia	450,0 mg/L
N orgânico	4,2 g/hab.dia	35,0 mg/L
N amoniacal	6,0 g/hab.dia	50,0 mg/L
P orgânico	0,6 g/hab.dia	5,0 mg/L
P inorgânico	1,2 g/hab.dia	10,0 mg/L
Coliformes fecais	4,8 x 10 ⁹ coliformes fecal/hab.dia	4,0 x 10 ⁶ coliformes/100mL

Fontes: Metcalf & Eddy, INC., 1984; Thomann, 1974

Para avaliação da biomassa afogada pelos reservatórios e determinação das principais cargas a ela associadas, foi tomado como base o Mapa de Uso da Terra e da Cobertura Vegetal do Reservatório de Santo Antônio. No Quadro 4.5.4 estão apresentadas as áreas inundadas no rio Jaci-paraná após a implantação do AHE Santo Antônio. As parcelas que contribuem com biomassa afogada encontram-se enfatizadas, nesse quadro.

Quadro 4.5.4
Áreas de Vegetação e Uso do Solo nas Áreas Inundadas (ha)

Cobertura Vegetal e Uso do Solo	Área (ha) em cada Trecho								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Floresta Ombrófila Aberta (*)	21,3	26,4	27,3	101,2	39,0	11,0	50,2	389,0	355,4
Ocupação Ribeirinha	1,6	0,5	1,7	3,2	3,3	0,5	19,3	1,8	
Formação Pioneira de Várzea			1,9					4,2	16,6
Pastagem							4,4	29,5	47,3
Banco de Areia									3,5
Balneário									3,2
Área Urbana									3,0
Afloramento Rochoso			2,1						

(*) Floresta Ombrófila Aberta das Terras Baixas com Palmeiras

A seguir são apresentados, nas Figuras 4.5.1 a 4.5.20, gráficos ilustrativos do comportamento das principais variáveis de qualidade de água, ao longo do estirão calibrado do rio Jaci-paraná, para os quatro cenários simulados (cinco figuras para cada cenário).

Figura 4.5.1

Cenário Jaci A
Oxigênio Dissolvido (mg/L)

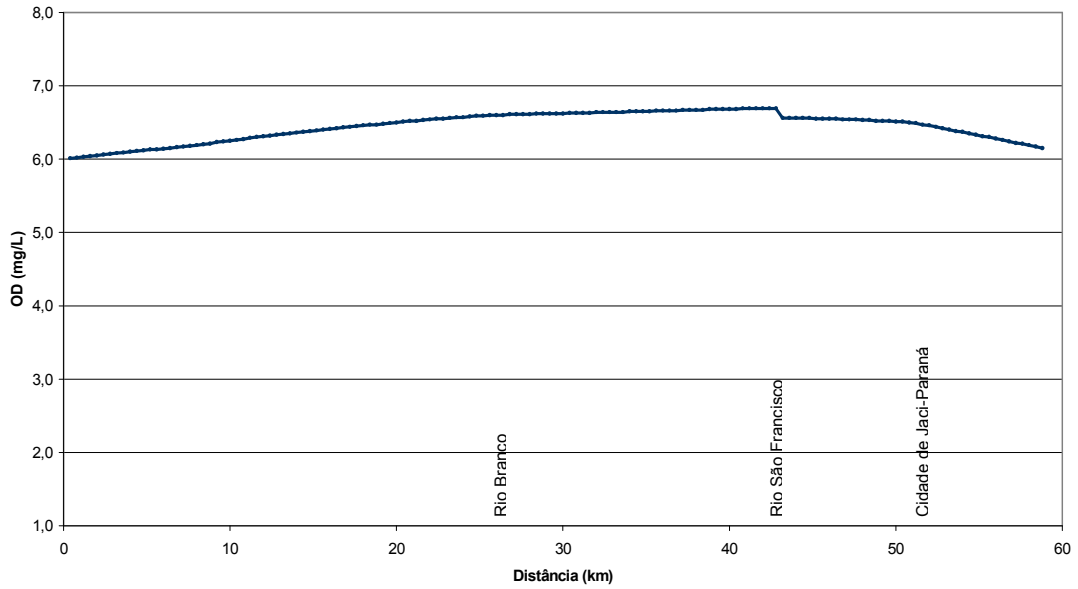


Figura 4.5.2

Cenário Jaci A
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)

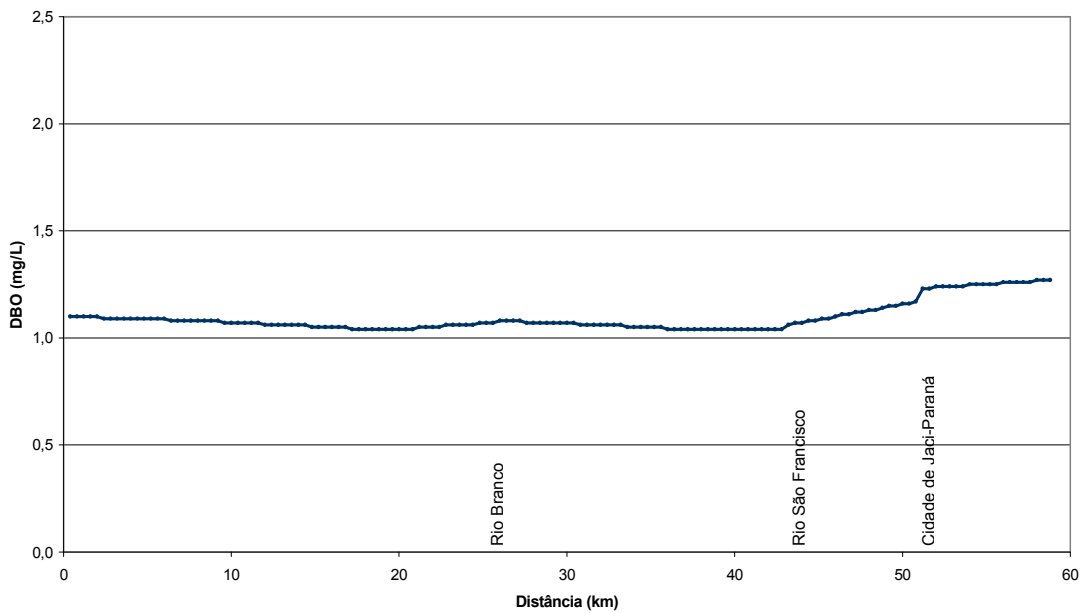


Figura 4.5.3

Cenário Jaci A
Coliformes Fecais (NMP/100mL)

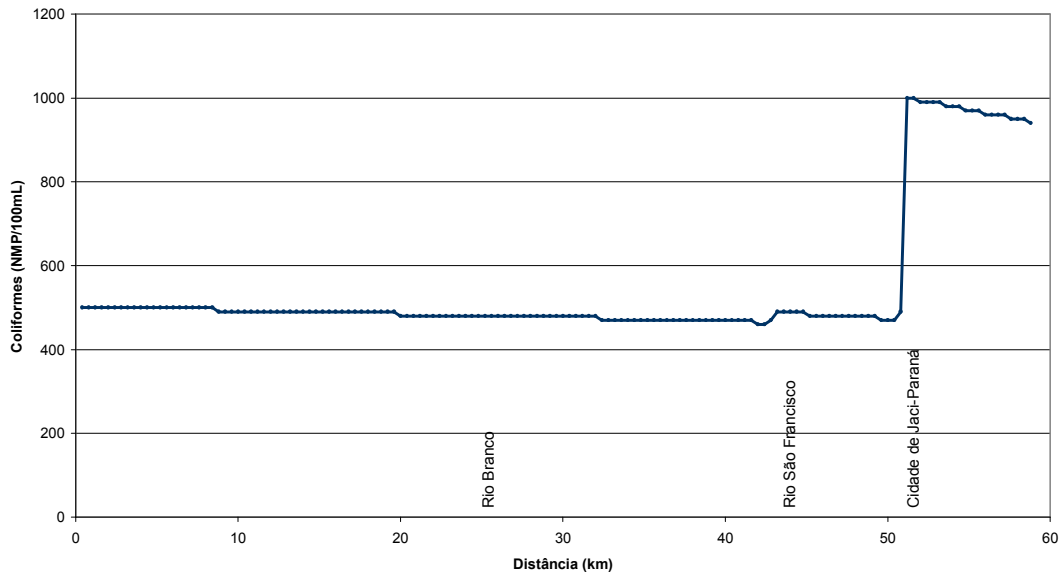


Figura 4.5.4

Cenário Jaci A
Nitrogênio Orgânico (mg/L)

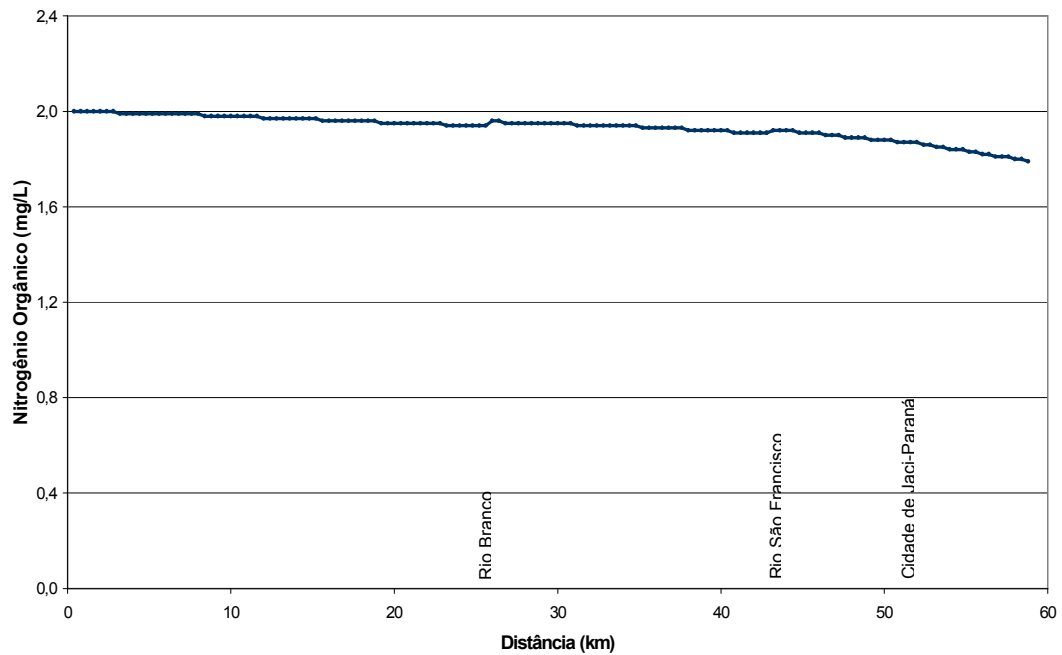


Figura 4.5.5

Cenário Jaci A
Fósforo Orgânico (mg/L)

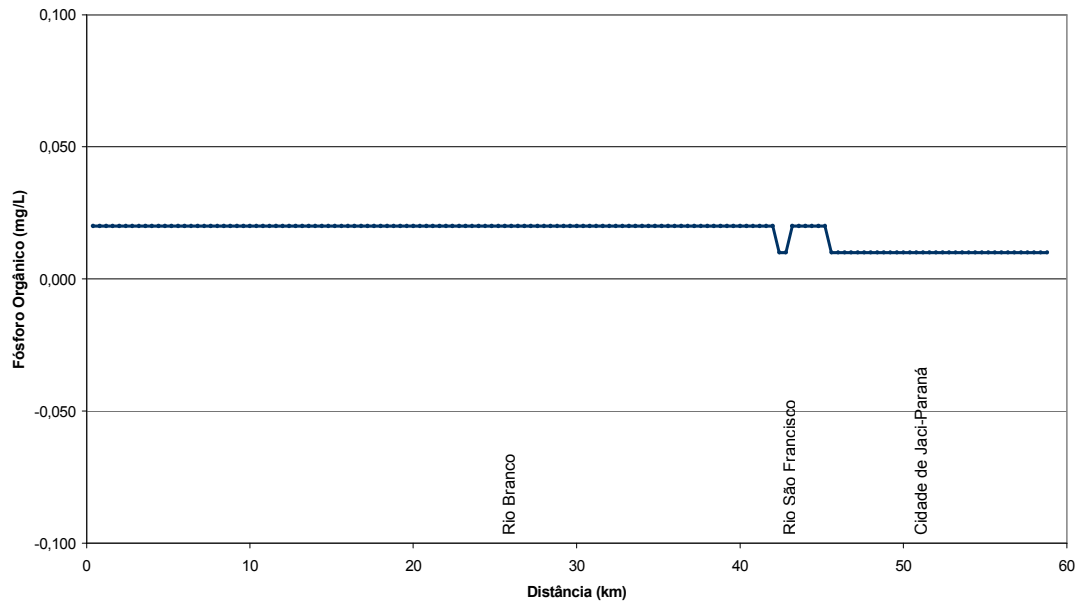


Figura 4.5.6

Cenário Jaci B
Oxigênio Dissolvido (mg/L)

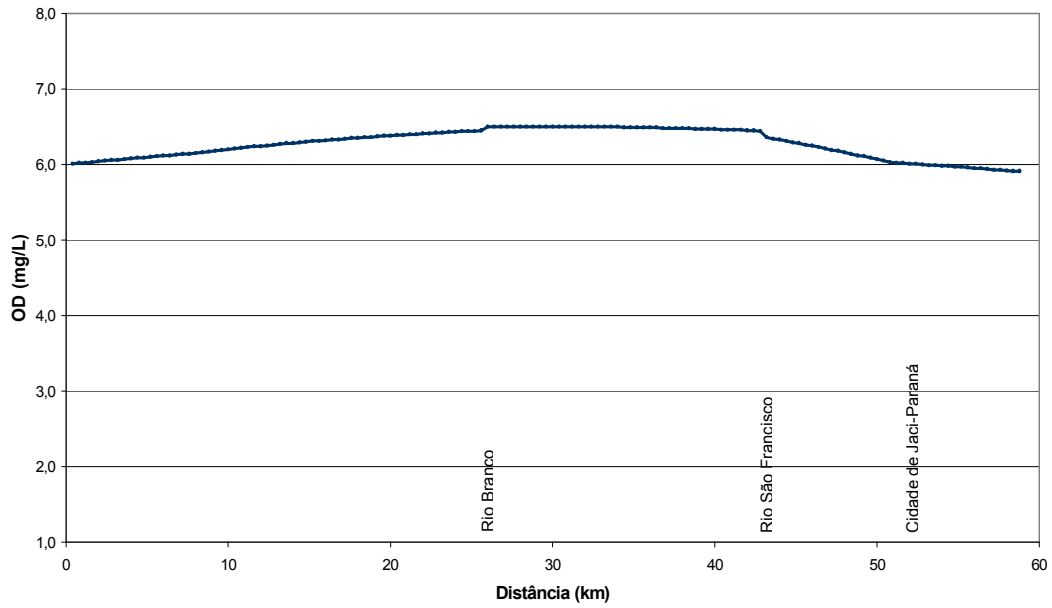


Figura 4.5.7

Cenário Jaci B
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)

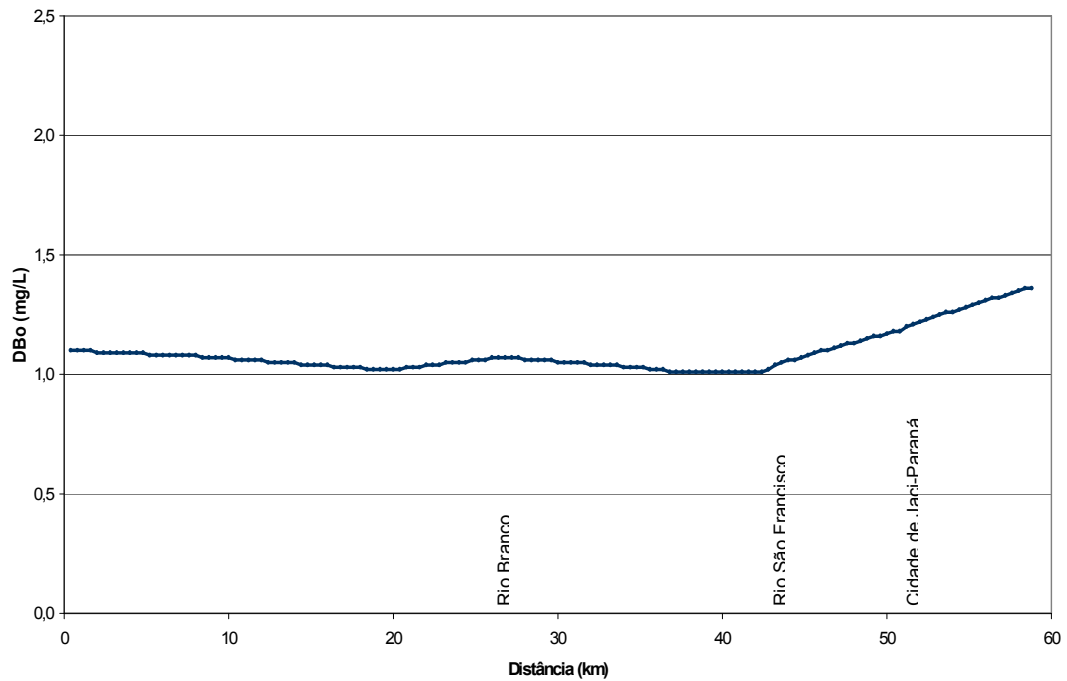


Figura 4.5.8

Cenário Jaci B
Coliformes Fecais (NMP/100mL)

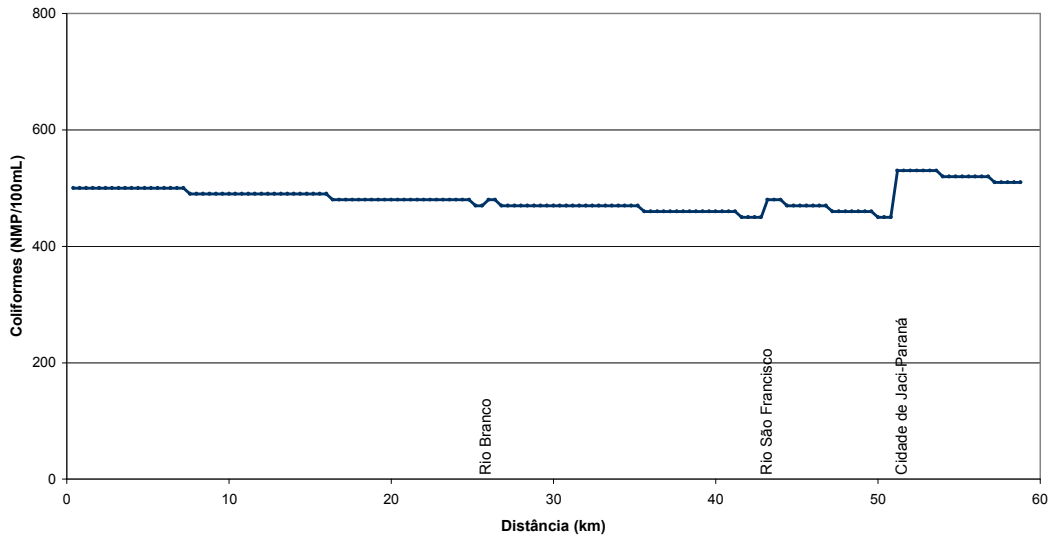


Figura 4.5.9

Cenário Jaci B
Nitrogênio Orgânico (mg/L)

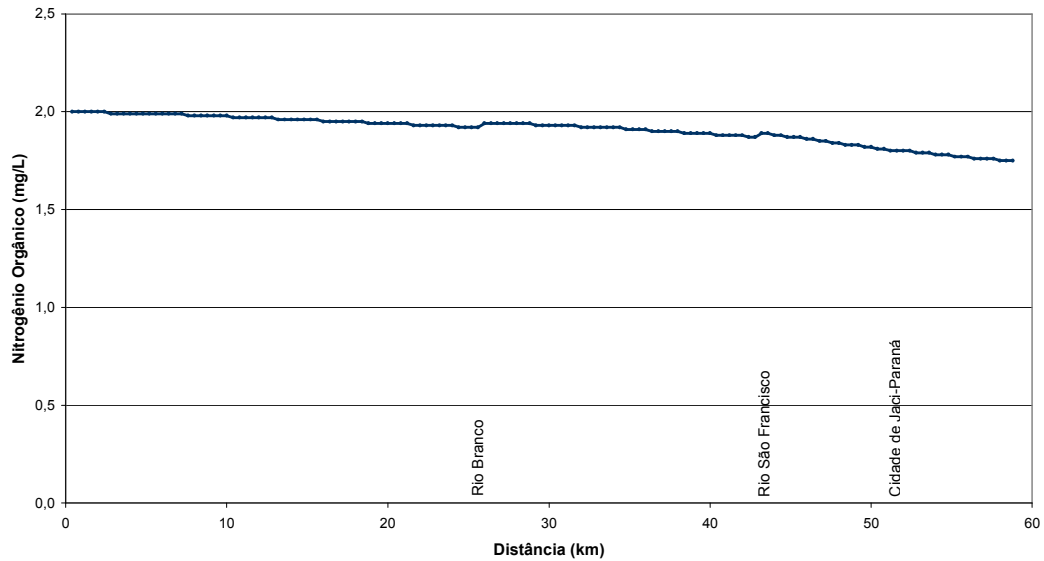


Figura 4.5.10

Cenário Jaci B
Fósforo Orgânico (mg/L)

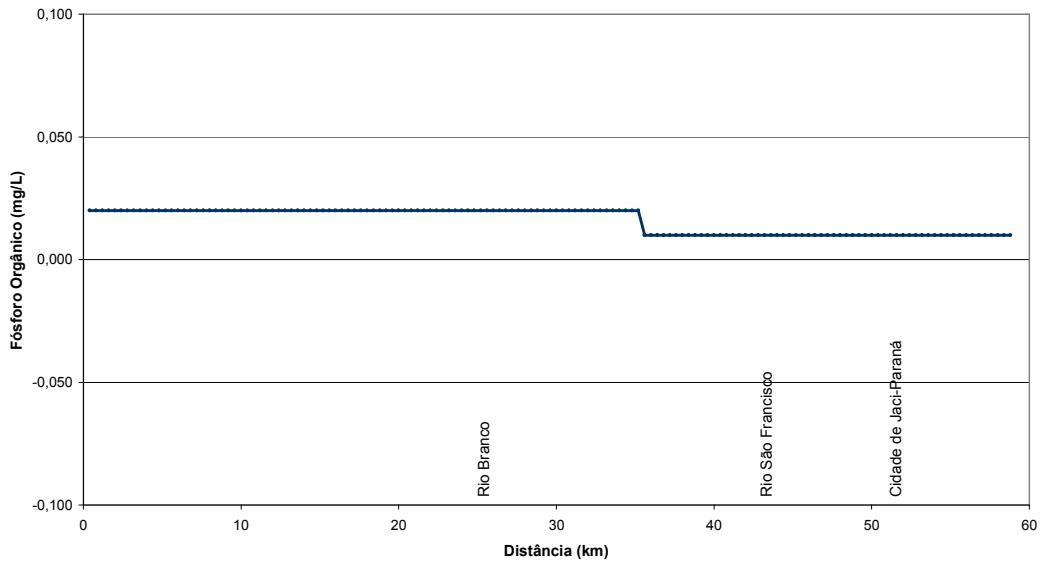


Figura 4.5.11

Cenário Jaci C
Oxigênio Dissolvido (mg/L)

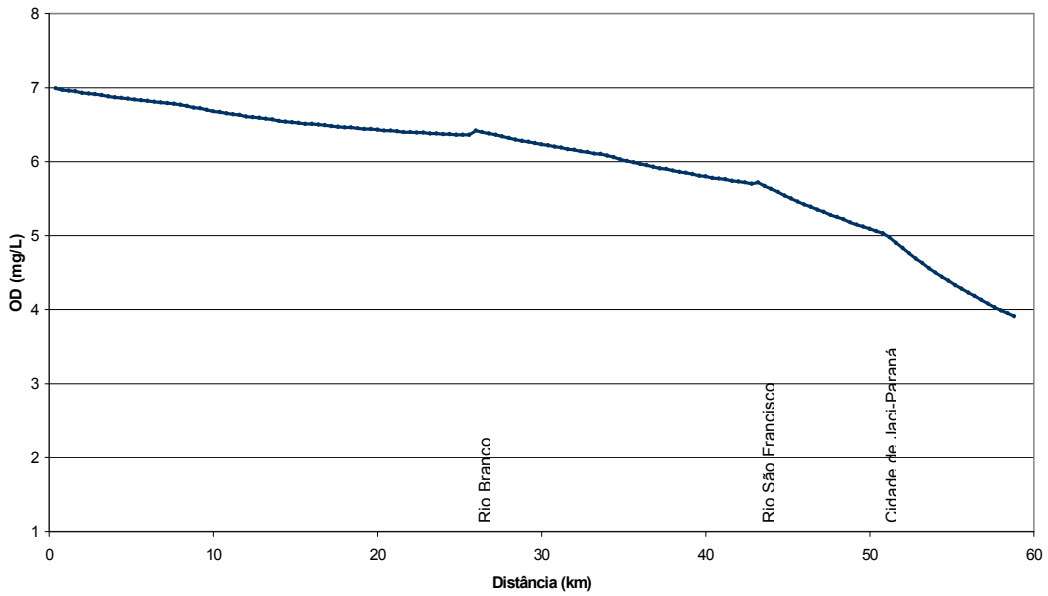


Figura 4.5.12

Cenário Jaci C
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)

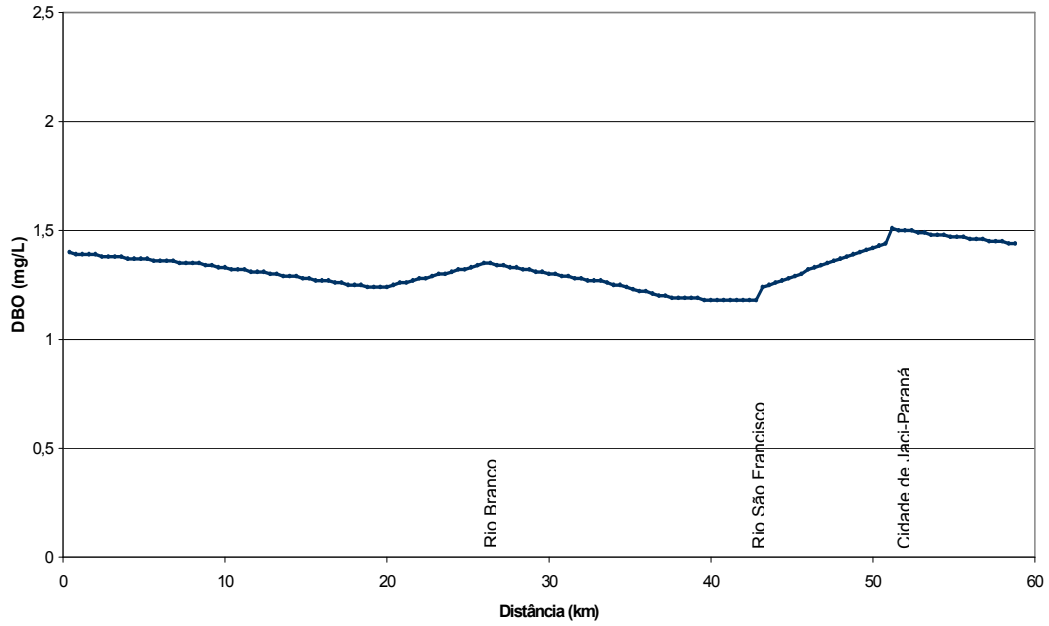


Figura 4.5.13

Cenário Jaci C
Coliformes Fecais (NMP/100mL)

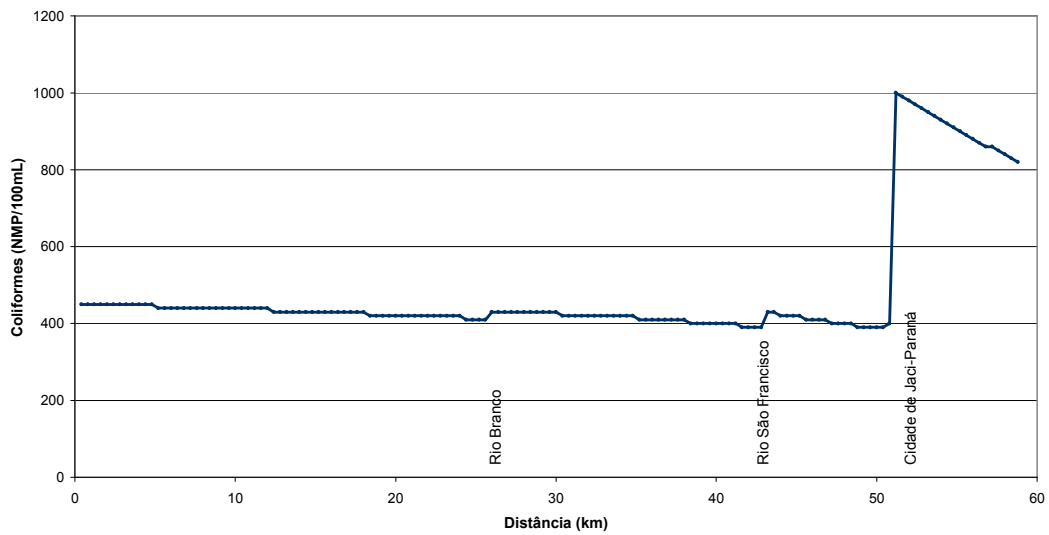


Figura 4.5.14
Cenário Jaci C
Nitrogênio Orgânico (mg/L)

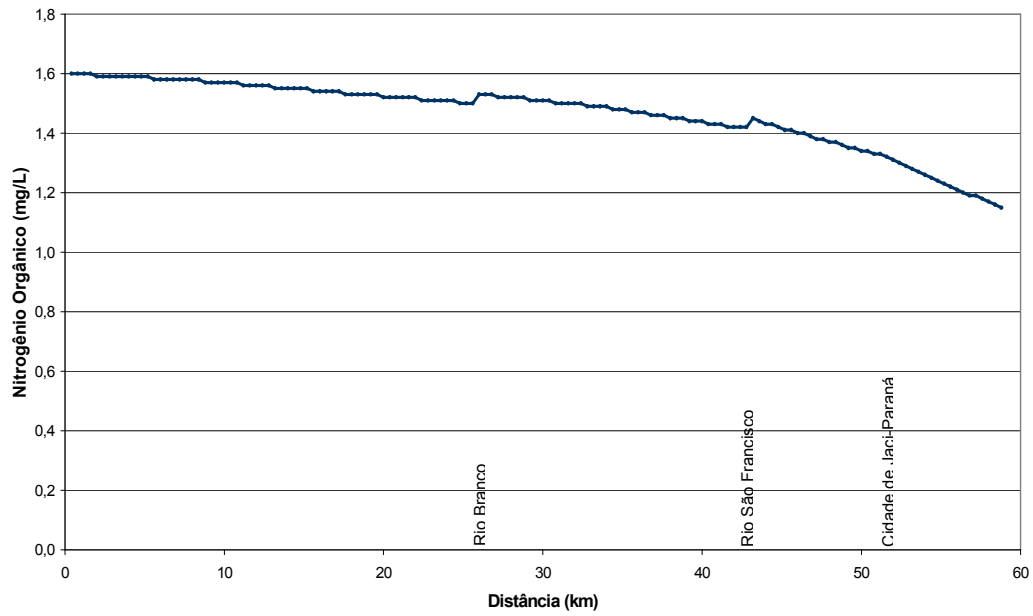


Figura 4.5.15
Cenário Jaci C
Fósforo Orgânico (mg/L)

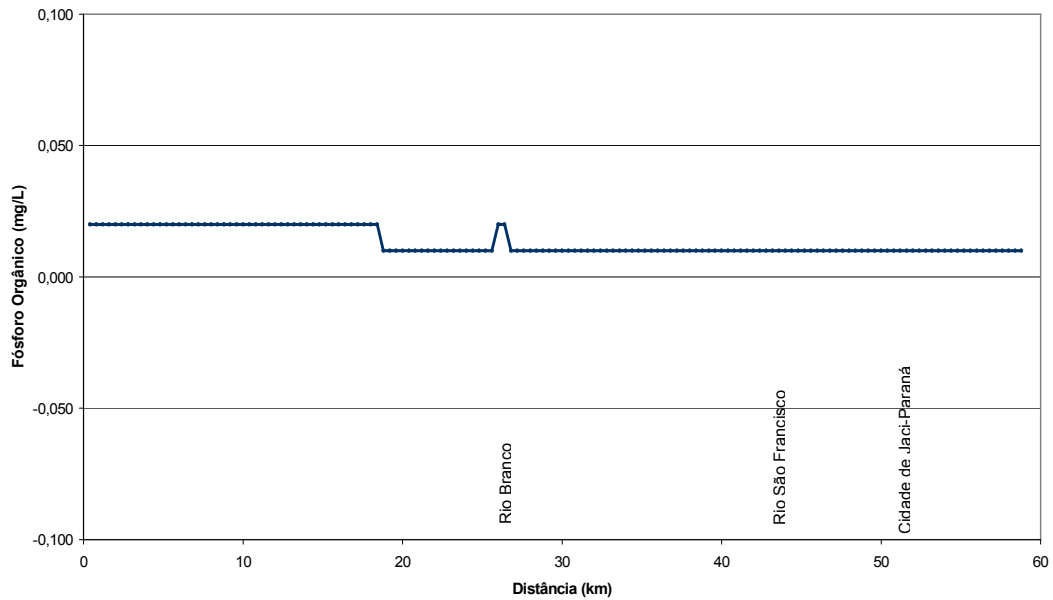


Figura 4.5.16

Cenário Jaci D
Oxigênio Dissolvido (mg/L)

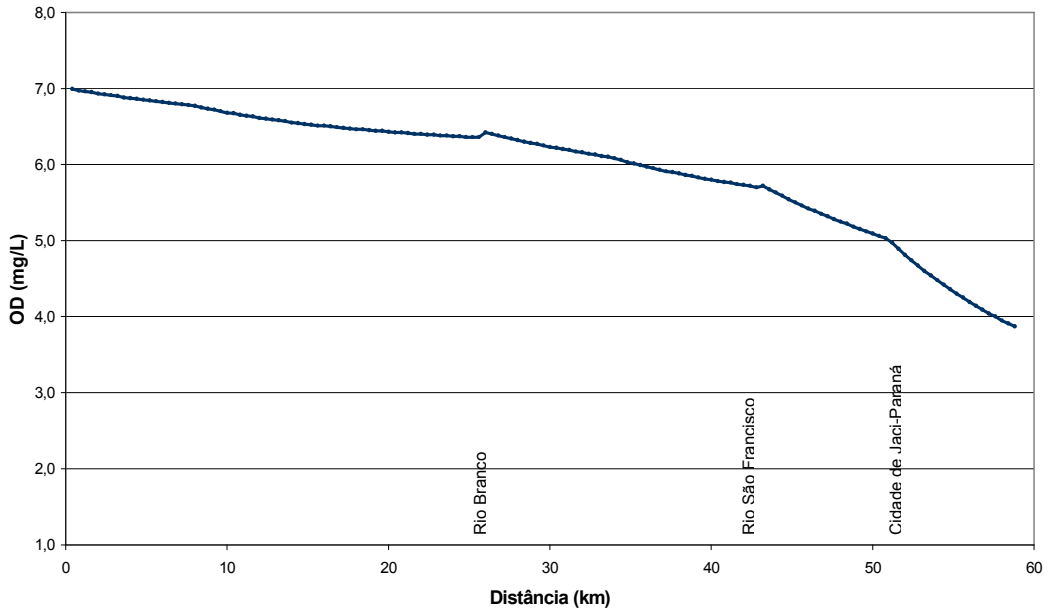


Figura 4.5.17

Cenário Jaci D
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)

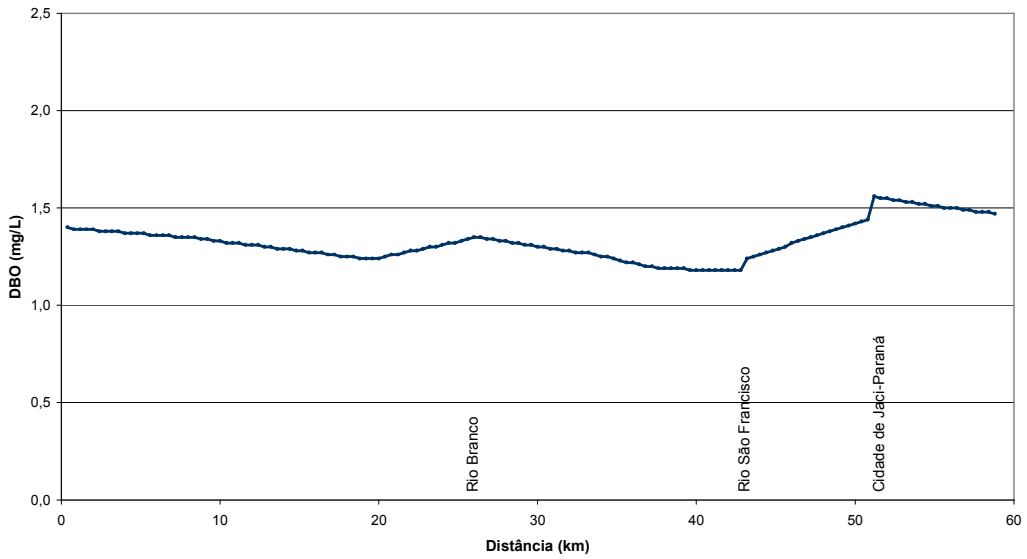


Figura 4.5.18

Cenário Jaci D
Coliformes Fecais (NMP/100mL)

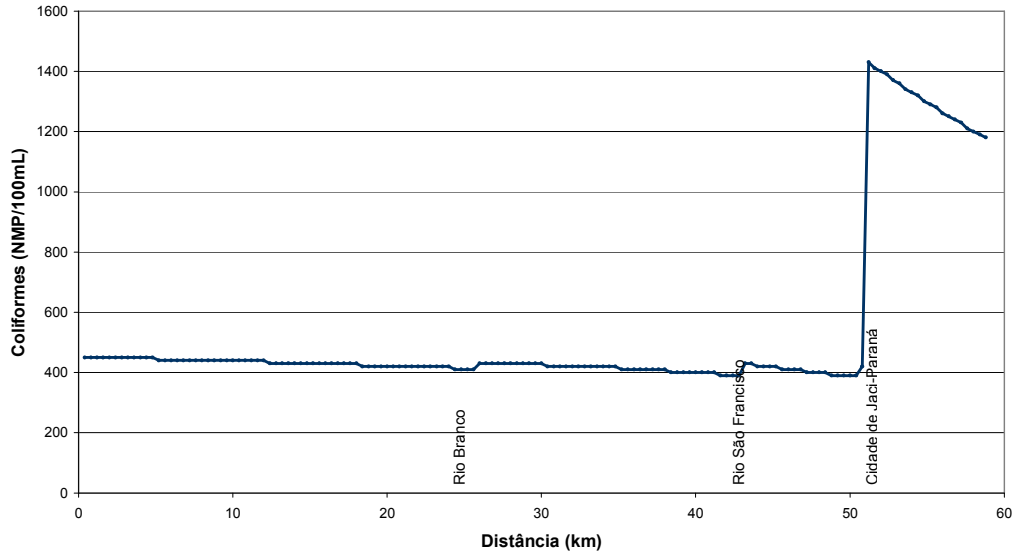


Figura 4.5.19

Cenário Jaci D
Nitrogênio Orgânico (mg/L)

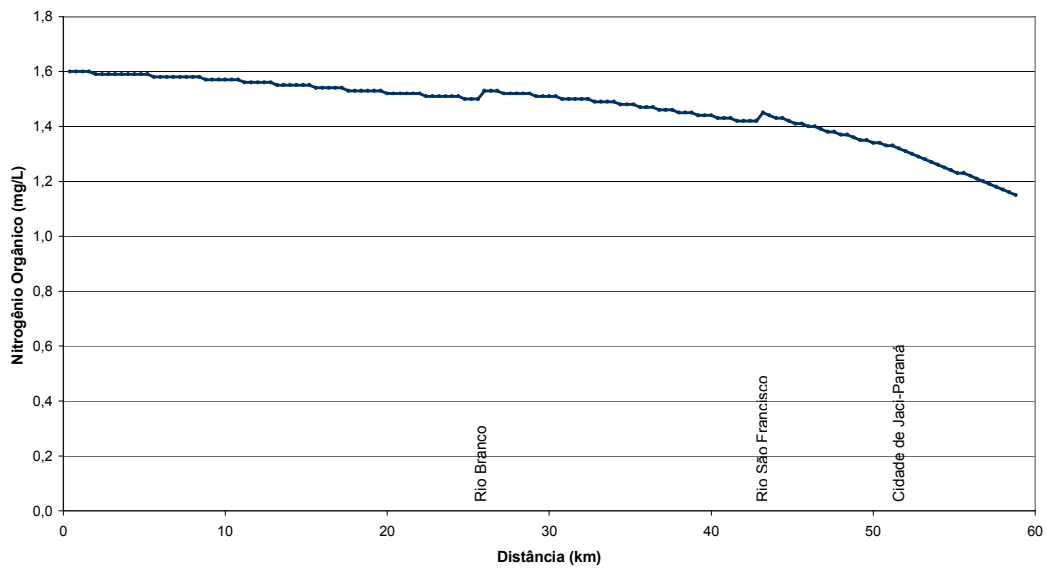
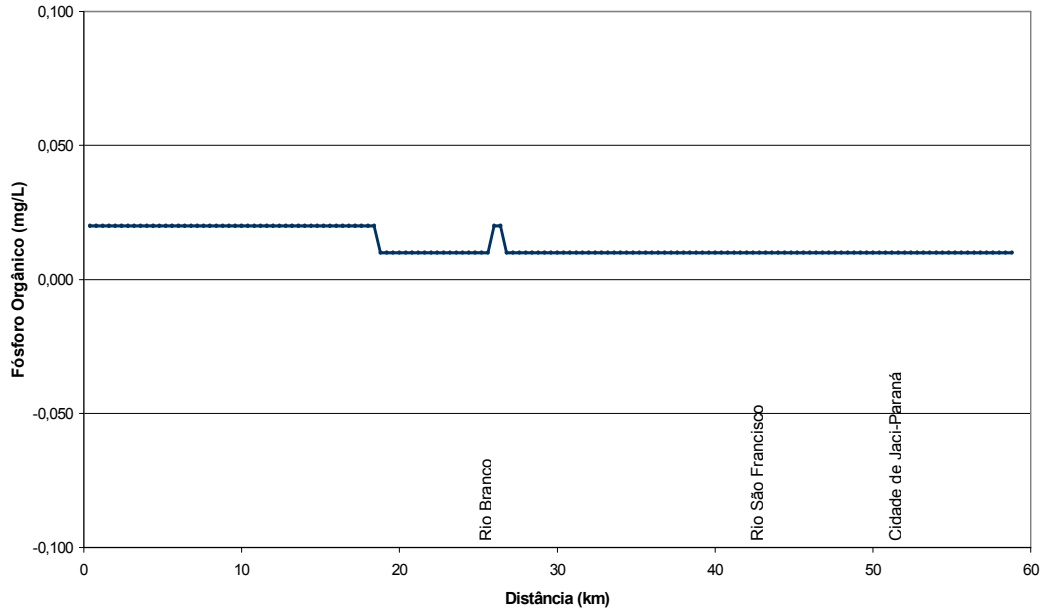


Figura 4.5.20

Cenário Jaci D
Fósforo Orgânico (mg/L)



4.6 Análise dos Resultados

As simulações realizadas, a partir do estágio atual de calibração do modelo, permitem formular algumas observações sobre as alterações provocadas pela implantação dos Aproveitamentos de Jirau e Santo Antônio sobre a qualidade da água do rio Jaci-paraná.

Um importante resultado das análises realizadas diz respeito às alterações esperadas no regime hidráulico do rio Jaci-paraná com a implantação do reservatório. Verificou-se que em condições naturais o escoamento no rio Jaci-paraná é represado pelo rio Madeira sazonalmente, de uma forma tal que os níveis d'água no período de cheias são muito próximos daqueles que ocorrerão após o início de operação da usina. Isso ocorre porque o reservatório de Santo Antonio apresenta grandes profundidades apenas a jusante da cachoeira de Salto Teotônio. A montante desse local, onde ocorre a confluência com o Jaci-paraná, o regime dentro do reservatório é fluvial, com níveis d'água apenas ligeiramente superiores aos níveis naturais do rio Madeira.

Naturalmente, esta característica é refletida também no comportamento da qualidade da água. O afogamento de vegetação que será provocado pelo enchimento do reservatório já ocorre todos os anos durante a enchente, de modo que será apenas intensificado (os níveis d'água após a implantação do reservatório serão um pouco mais altos) e ocorrerá durante todo o ano e não apenas no período de cheia.

Por outro lado, o tempo de residência médio da água no estirão passará de cerca de 1,9 para 5,3 dias.

Os resultados das simulações de Coliformes, DBO e OD foram ilustrados em forma de mapas, tal como apresentado anteriormente para o Mutum-Paraná, empregando-se uma gradação de cores para visualizar a variação das concentrações calculadas ao longo do estirão do rio Jaci em estudo. Estes mapas estão apresentados de forma agrupada (quatro cenários por figura) ao final desse item: Figura 4.6.1 (Coliformes Fecais), Figura 4.6.2 (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e Figura 4.6.3 (Oxigênio Dissolvido).

Dos cenários simulados, a partir do estágio atual da calibração, o que apresentou os piores resultados foi o Jaci D, que reflete uma situação hipotética e transitória, na qual a população máxima associada ao pico da obra ainda não teria sido inteiramente desmobilizada no momento do enchimento do reservatório. A vila apresentaria, então, uma população, nesse momento, superior à população futura permanente, prevista nos estudos demográficos.

Nesse cenário, as concentrações de oxigênio dissolvido cairiam, junto à confluência com o rio Madeira, a valores próximos aos 4 mg/L, com demanda bioquímica de oxigênio superior a 1,5 mg/L. Embora os valores de DBO sejam ainda compatíveis com os padrões estabelecidos para a Classe 2 de uso da água, segundo a Resolução CONAMA 357/05, os índices de OD violam o limite inferior dessa classe. Além disso, os índices de coliformes fecais alcançariam, nesse cenário, valores superiores a 1500 coli/100ml, violando também o limite máximo da classe.

Os baixos índices de OD junto à confluência se repetem para o cenário Jaci C, associado a vazões baixas e população definitiva. Nos demais cenários, apenas os índices de coliformes continuam a apresentar valores limítrofes.

Esses resultados, apesar de preliminares, sugerem a necessidade de tratamento total ou parcial dos esgotos domésticos da Vila de Jaci-paraná, considerando o acréscimo populacional previsto em decorrência das obras.

5. ESTUDO DO IGARAPÉ JATUARANA

5.1 Descrição Geral

O Igarapé Jatuarana é um pequeno tributário do rio Madeira, pela margem esquerda, que aflui logo a jusante do Salto Teotônio. Será afetado pela implantação do reservatório de Santo Antônio, já que seu leito, junto à confluência, situa-se em torno da cota 50,0m. O objetivo de elaborar uma modelagem matemática específica para o rio Jatuarana foi caracterizar as condições futuras de qualidade da água no braço de reservatório que se formará ao longo do seu leito, tendo em vista a decomposição da vegetação inundada durante o enchimento do reservatório.

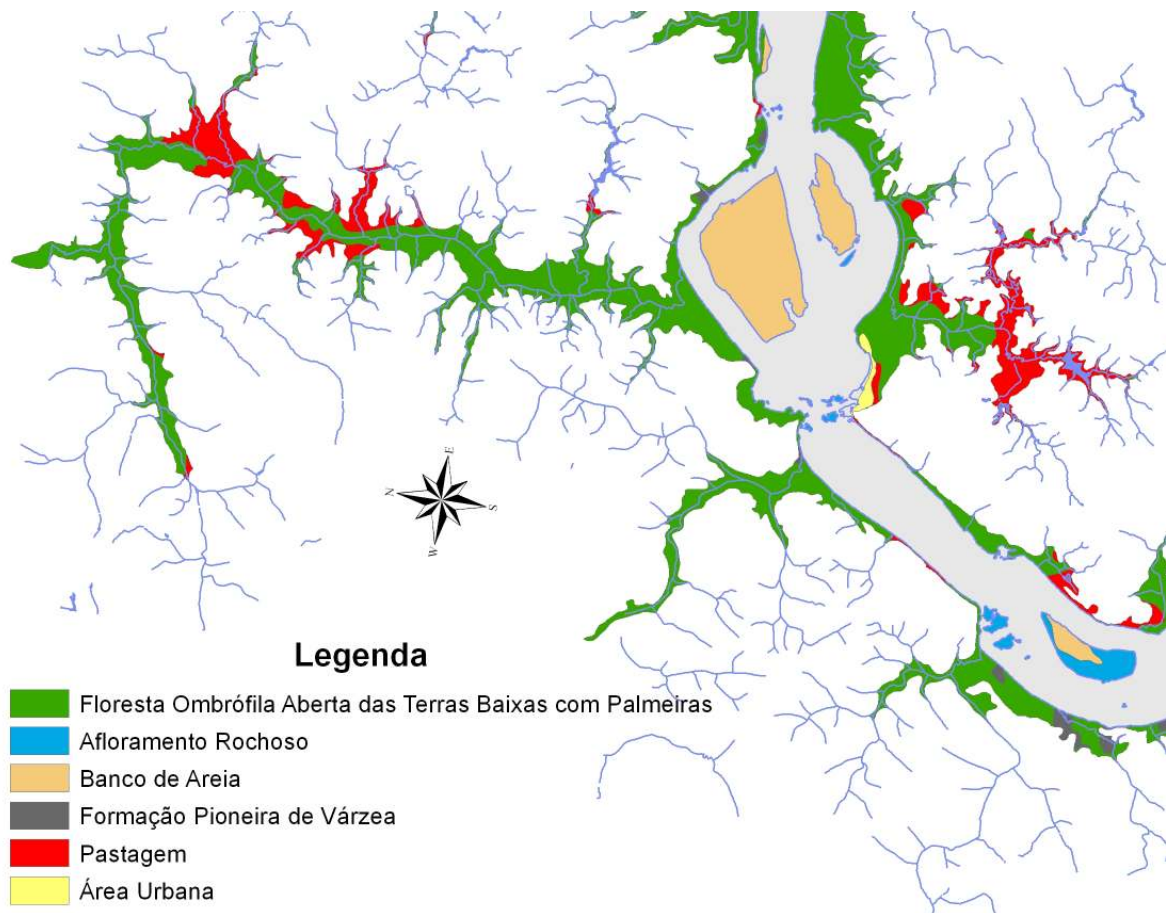
Os estudos realizados abrangeram um estirão do Igarapé Jatuarana desde sua foz Madeira até cerca de 17 km a montante, quase nas suas nascentes. A Figura 5.1.1 apresenta a bacia do Igarapé Jatuarana, mostrando ainda as manchas de vegetação e uso do solo identificadas na área a ser alagada pelo futuro reservatório.

A modelagem foi feita com o emprego do modelo unidimensional QUAL2E, que foi estabelecido inicialmente com o emprego de coeficientes obtidos da literatura técnica e depois adaptado para representar parâmetros de qualidade da água observados em outros afluentes do rio Madeira durante a campanha de monitoramento realizada, já que não se dispunha de

monitoramento de qualidade da água no próprio Igarapé. Posteriormente, o modelo foi alimentado com as cargas decorrentes da vegetação a ser afogada com o enchimento do reservatório do AHE Santo Antonio, estimada com base no mapa de uso do solo e cobertura vegetal disponível.

Optou-se por uma modelagem unidimensional por ser mais compatível com a geometria do futuro braço de reservatório, que terá um formato alongado, tendo-se escolhido o modelo QUAL2E pelos motivos descritos anteriormente no item 4.1.

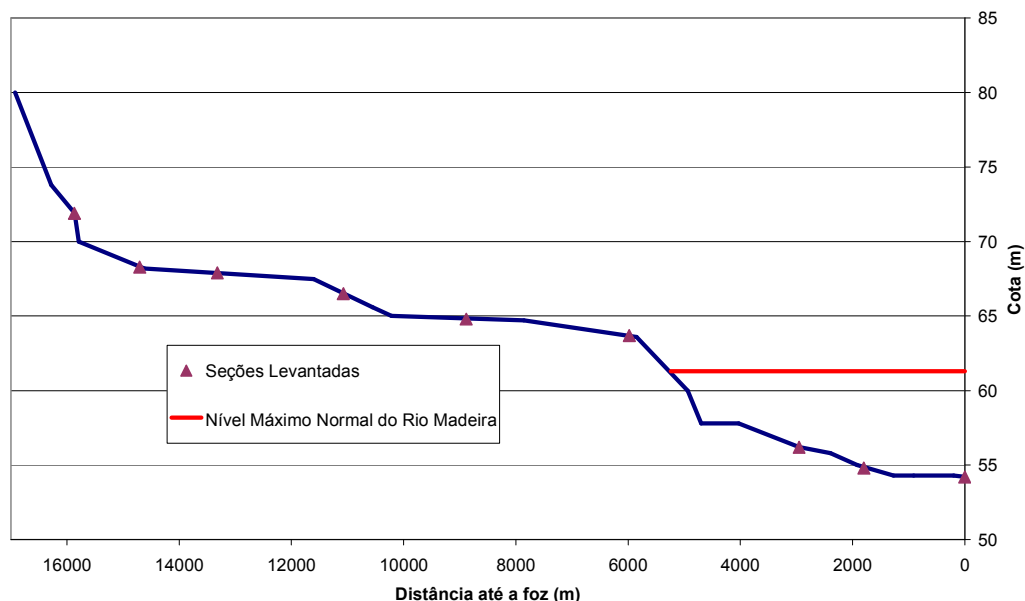
Figura 5.1.1 – Bacia do Igarapé Jatuarana



5.1.1 Segmentação do Estirão Fluvial

Com base na restituição aerofotogramétrica disponível (escala 10.000) foi elaborado um perfil de linha d'água do Igarapé Jatuarana (Figura 5.1.2), utilizando os pontos cotados da linha d'água apresentados nas ortofotocartas planialtimétricas. O sobrevôo para essa restituição foi realizado em outubro de 2001, mês de seca na região, de modo que o perfil, apresentado a seguir, representa essa condição com níveis d'água baixos nesses dois rios. A Figura 5.1.2 mostra também os pontos onde foram levantadas seções transversais para estabelecimento do modelo.

Figura 5.1.2 Perfil de Linha d'Água do Igarapé Jatuarana



Esse perfil, utilizado para segmentação do estirão fluvial, permite verificar que anualmente, durante as cheias, o rio Madeira alcança a cota 61,30 m, em média, provocando remanso no Jatuarana ao longo de cerca de 5 km, forçando seu extravasamento com conseqüente inundação de áreas florestadas.

O estirão fluvial simulado, de cerca de 17 km do Igarapé Jatuarana, foi segmentado em 6 trechos, escolhidos por apresentarem características hidráulicas aproximadamente homogêneas.

A caracterização hidráulica de cada trecho foi feita com base em 9 seções transversais levantadas com o auxílio da restituição aerofotogramétrica disponível (escala 1:10.000) e em estudos de hidráulica fluvial e remanso do reservatório no Igarapé Jatuarana realizados para esse fim. A localização das seções assim levantadas está indicada na Figura 5.1.2.

Entre as diversas seções levantadas, foram escolhidas algumas como mais representativas, conforme apresentado no Quadro 4.1.1, a seguir.

QUADRO 4.1.1
Limites dos Trechos do Modelo QUAL2E e Seções Representativas

Trecho	Seção Representativa	Pk inicial (km)	Pk final (km)
1	1	21,6	20,4
2	3	20,4	16,4
3	4	16,4	14,0
4	5	14,0	9,6
5	7	9,6	6,8
6	8	6,8	4,0

5.2 Regime Hidráulico Atual

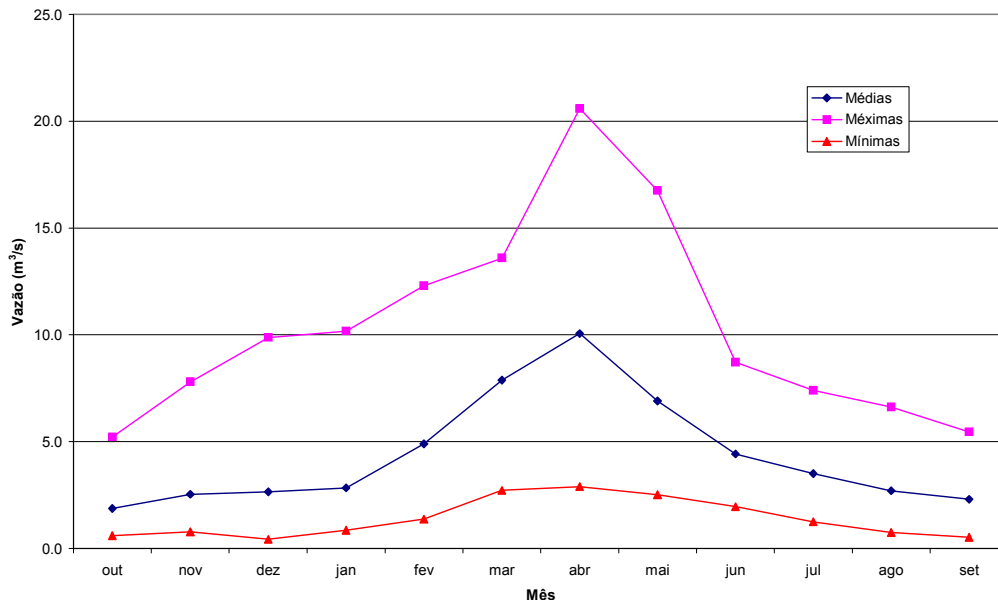
O regime hidrológico atual do Igarapé Jatuarana, que foi descrito sumariamente nos itens 2.2 e 2.3, é caracterizado por um período de águas baixas, de agosto a novembro, e um período de águas altas, de fevereiro a maio. As vazões mínimas do ano ocorrem com maior frequência em setembro e outubro, enquanto que as máximas verificam-se nos meses de março e abril.

Para caracterizar o regime hidrológico do Igarapé Jatuarana, foi utilizada uma série de vazões médias mensais gerada a partir das séries dos postos fluviométricos de Porto Velho e Abunã, ajustada por proporção entre as respectivas áreas de drenagem. A Figura 5.2.1, a seguir, ilustra o comportamento das vazões médias mensais durante o ano hidrológico (outubro a setembro).

Pode-se observar que as vazões médias mensais obtidas variaram entre 1,9 e 10,1 m³/s. No mês de abril, as médias mensais variaram de 2,9 a 10,1 m³/s. No período de seca, em outubro, a vazão média é inferior a 5,2 m³/s, podendo chegar a 0,6 m³/s.

A vazão média de longo termo da série do Igarapé Jatuarana é cerca de 4,4 m³/s, sendo a média dos meses mais secos (agosto a outubro) igual a 2,2. A média dos meses mais úmidos (fevereiro a abril) é aproximadamente 8,3 m³/s.

Figura 5.2.1 – Comportamento das Vazões Médias Mensais do Igarapé Jatuarana (1977 a 2001)



Para definição das características hidráulicas dos trechos do Igarapé simulados, foram utilizados os dados resultantes de simulações com o modelo HEC-RAS, de hidráulica fluvial, descrito anteriormente no Relatório Final dos Estudos de Viabilidade (PCE/Odebrecht, 2005). As características hidráulicas foram representadas através das equações descritas anteriormente, no item 4.2. Os coeficientes a, b, c e d são apresentados no Quadro 5.2.2, para cada trecho do estirão simulado, considerando o escoamento em condições naturais.

QUADRO 5.2.2
Coefficientes Empregados na Caracterização Hidráulica dos Trechos em Condições Naturais

Trecho	a	b	c	d
1	0,0865	0,3892	0,8662	0,2216
2	0,1134	0,3971	0,1201	0,2768
3	0,0647	0,3991	0,8012	0,2018
4	0,2514	0,3256	0,0697	0,3709
5	0,1043	0,3955	0,9888	0,2091
6	1,0653	0,0133	0,0094	0,9787

5.3 Qualidade da Água Atual

Não se dispunha de dados de monitoramento local para caracterização da qualidade da água do Igarapé Jatuarana em condições atuais. Visando aferir os parâmetros do modelo QUAL2E, foram empregados os dados do monitoramento realizado ao longo do próprio rio Madeira e de alguns afluentes, apresentado no documento “Diagnóstico Ambiental do Sistema Fluvial do Rio Madeira no Trecho de Implantação das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio”, já mencionado anteriormente.

Este monitoramento contemplou apenas um igarapé da margem esquerda do rio Madeira, o Igarapé São Simão (Estação de Coleta SSM-10), afluente do trecho superior do futuro reservatório de Jirau, muito distante do local de interesse. O afluente mais próximo contemplado naquele monitoramento foi o Rio Jaci-Paraná, cujas características são distintas do Igarapé Jatuarana.

Na falta de melhor recurso, os dados desses dois monitoramentos foram considerados no ajuste do modelo para as condições atuais. O Quadro 5.3.1, a seguir, apresenta as concentrações de diversos constituintes medidas no Igarapé São Simão, para os períodos de enchente, cheia, vazante e estiagem. As características do Jaci-Paraná (mais próximo) foram apresentadas e discutidas no item 4.3.

Quadro 5.3.1
 Resultados das Campanhas no Igarapé São Simão

Parâmetro	Unidade	Enchente nov-03	Cheia-1 jan-04	Cheia-2 mar-04	Vazante mai-04	Seca jul-04
Temperatura Média da Água	°C	26,7	24,9	25,0	23,9	23,9
OD Oxigênio Dissolvido	mg/L	6,42	4,31	5,25	6,14	6,35
DBO Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L	1,01	1,77	1,51	2,25	0,67
Fosfato	mg/L	0,000	0,004	0,002	0,002	0,000
Fósforo Orgânico	mg/L	0,000	0,018	0,013	0,005	0,005
Amônia	mg/L	0,02	0,12	0,08	0,01	0,03
Nitrato	mg/L	0,47	0,33	0,30	0,25	0,07
Nitrogênio Orgânico Total (Kjedahl)	mg/L	1,9	2,5	3,3	0,9	2,2
Carbono Orgânico Dissolvido	mg/L	8,8	10,3	8,8	3,6	3,7

Tendo em vista que o objetivo de elaborar uma modelagem específica para o Igarapé Jatuarana foi caracterizar os impactos decorrentes da decomposição da vegetação inundada,

foram selecionados os seguintes parâmetros para análise: OD, DBO, Nitrogênio Orgânico e Fósforo Orgânico.

O Quadro 5.3.2, a seguir, apresenta os parâmetros considerados na modelagem, para as condições naturais do Igarapé Jatuarana, obtidos na calibração realizada para o rio Jaci-Paraná.

Quadro 5.3.2 – Parâmetros Adotados Para as Condições Naturais

Parâmetro	Descrição	Adotado
K₁	Taxa de decomposição da DBO	0,1
K₂	Coeficiente de reaeração	Fórmula
□₃	Taxa de hidrólise do N orgânico em amônia	0,03
□₄	Taxa de sedimentação do N orgânico	0,01
□₁	Taxa de oxidação biológica de amônia para nitrito	0,8
□₃	Taxa de produção de amônia pelos bentos	0,1
□₂	Taxa de oxidação biológica de nitrito para nitrato	1,0
□₄	Taxa de decaimento de P orgânico para P dissolvido	0,15
□₅	Taxa de sedimentação do P orgânico	0,005
□₂	Taxa de produção de P dissolvido pelos bentos	0,01
K₃	Taxa de sedimentação de DBO	0
K₄	Demanda de oxigênio dos sedimentos	0,5
□₅	Consumo de O ₂ por unidade de oxidação de amônia	3,5
□₆	Consumo de O ₂ por unidade de oxidação de nitrito	1,14

A seguir são apresentados, nas Figuras 5.3.1 a 5.3.4, gráficos ilustrativos do comportamento das principais variáveis de qualidade de água ao longo do estirão do Igarapé Jatuarana nas condições atuais, admitindo os coeficientes acima.

Figura 5.3.1

Cenário Atual
Oxigênio Dissolvido (mg/l)

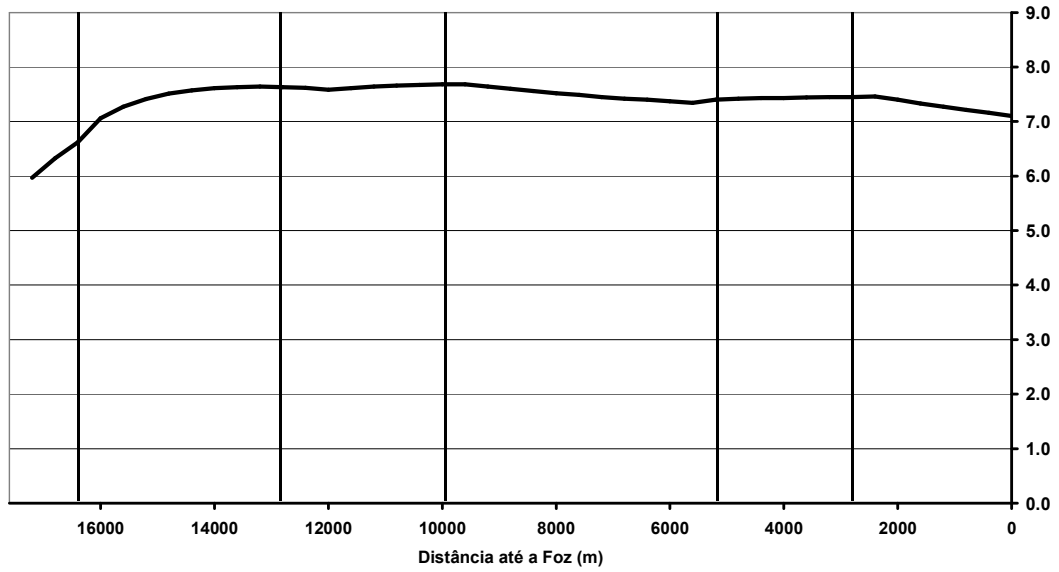


Figura 4.3.2

Cenário Atual
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/l)

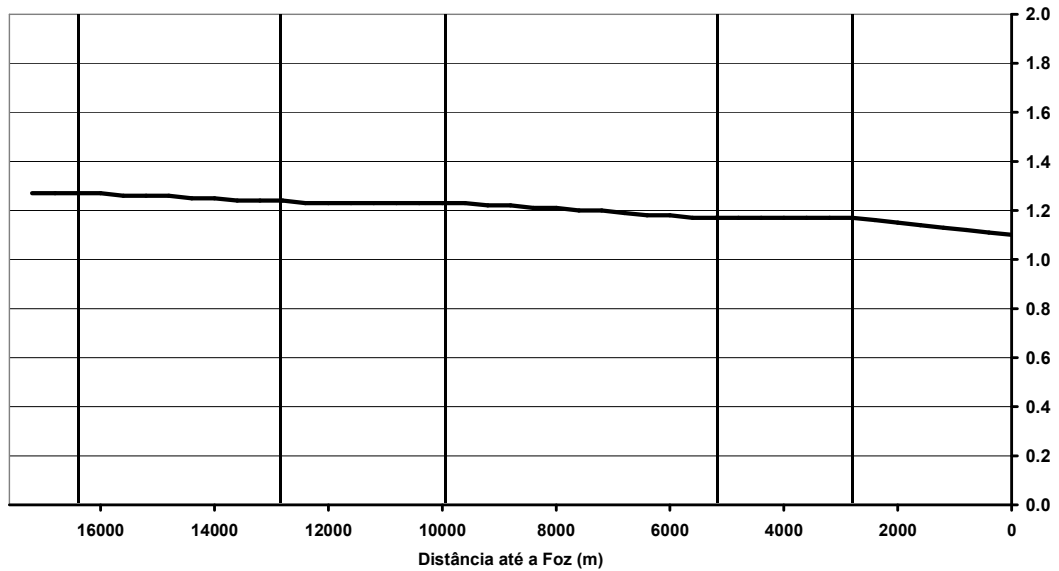


Figura 4.3.3

Cenário Atual
Nitrogênio Orgânico (mg/l)

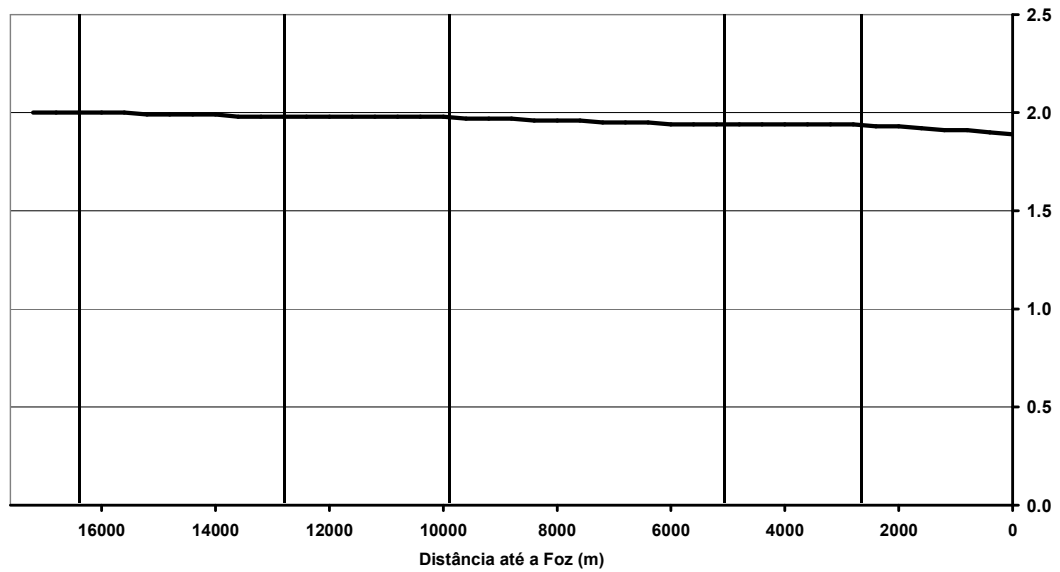
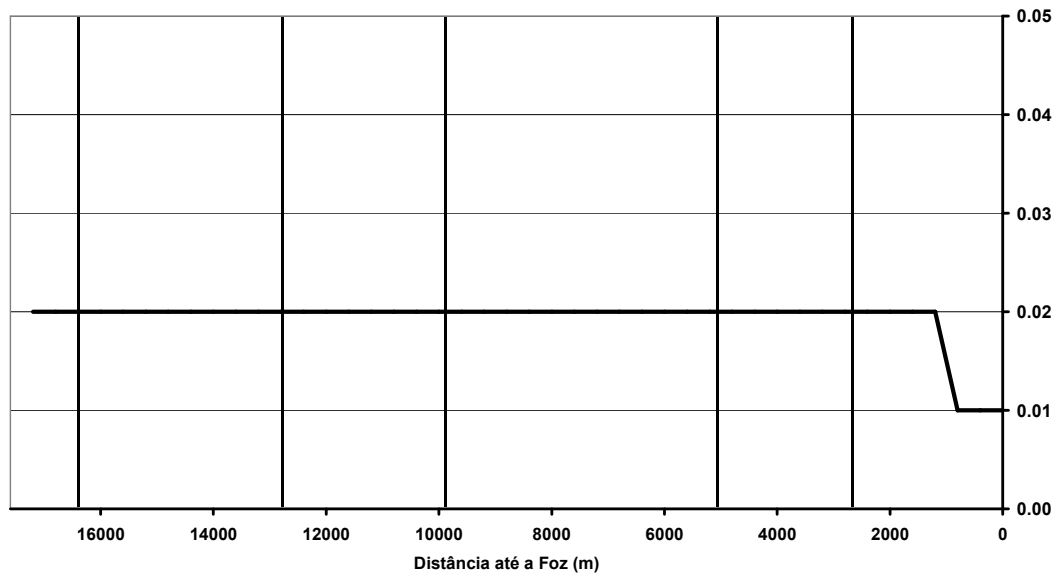


Figura 4.3.4

Cenário Atual
Fósforo Orgânico (mg/l)



5.4 Regime Hidráulico Futuro

Com a formação do reservatório de Santo Antonio o Igarapé Jatuarana, bem como os demais braços laterais, todos de dimensões menores (exceto o rio Jaci), será invadido pelas águas do rio Madeira, que irão penetrar até quase suas nascentes. A inundação da vegetação existente

(ou remanescente) na área desses braços do reservatório é responsável por um dos impactos causados na qualidade da água pela implantação do reservatório.

Para a condição futura, os parâmetros do modelo de caracterização hidráulica foram adaptados, buscando melhor representar as novas condições hidráulicas e de autodepuração reinantes após o enchimento. Foram, então, realizadas novas simulações utilizando o modelo HEC-RAS, para níveis d'água associados à ocorrência das vazões médias, quando o nível d'água do reservatório é praticamente constante, em torno da cota 70,00m.

Os novos coeficientes a, b, c e d adotados para o estirão simulado do rio Jaci-paraná estão apresentados no Quadro 5.4.1 a seguir. Foi acrescentado também um novo trecho a jusante, representativo do rio Madeira, para permitir avaliar o efeito da grande interface de troca formada após o enchimento do reservatório, com a inundação do Jatuarana. As características desse trecho foram idênticas às definidas nos estudos apresentados no EIA, na "Modelagem da Qualidade da Água dos Reservatórios do Complexo Hidrelétrico do Madeira, maio de 2005", Anexo 2, volume 7/8.

QUADRO 5.4.1
Coefficientes Empregados na Caracterização Hidráulica dos Trechos do Igarapé Jatuarana, Após a Implantação do Reservatório de Santo Antonio

Trecho	a	b	c	d
1	0,0865	0,3892	0,8662	0,2216
2	0,2299	0,2024	0,0373	0,6072
3	1,1751	0,0	0,0024	1,0009
4	3,7067	0,0	0,0007	0,9950
5	7,3545	0,0	0,0003	0,9974
6	9,4503	0,0	0,0002	1,0173
7	0,0140	0,6249	0,5837	0,0499

De uma maneira geral, apenas o trecho 1 não foi afetado pelo reservatório. À medida que se caminha para jusante, o coeficiente *b* tende a zero (profundidade constante com a vazão). Os coeficientes *c* também decrescem, indicando queda acentuada da velocidade para jusante devido ao efeito do reservatório.

Outro aspecto relevante está relacionado com os tempos de residência da água no braço do Jatuarana, após o enchimento do reservatório de Santo Antônio. As oscilações de nível do reservatório serão negligenciáveis, já que o aproveitamento irá operar ao fio d'água. Conforme apresentado no item 2.4, o tempo de residência poderá alcançar de 6 a 8 meses na maior parte do ano, caindo para a faixa de 2 a 3 meses apenas nos meses de cheia. Isso indica que as águas do Jatuarana somente serão renovadas com águas de suas próprias nascentes nos meses de cheia de anos úmidos.

5.5 Qualidade da Água Futura

Foram simulados dois cenários de qualidade da água futura do braço do Igarapé Jatuarana:

- Situação crítica durante o enchimento do reservatório, quando o braço é completamente preenchido com águas provenientes do rio Madeira, afogando a vegetação existente; e

- Situação estabilizada, após a primeira renovação completa do volume armazenado com águas do próprio Igarapé, o que deverá ocorrer ao final da primeira cheia de maior magnitude na região.

5.5.1 Cenário 1 – Situação Crítica Durante o Enchimento

Para o primeiro cenário, foram adotadas como condições iniciais os parâmetros de qualidade da água do rio Madeira, utilizando-se como referência o ponto de amostragem MAD-60, a montante da cachoeira de Salto Teotônio. No rio Madeira, as condições utilizadas correspondem ao período de enchente (mês de novembro). O ponto MAD-60 foi escolhido, em detrimento do MAD-80, situado mais próximo do Jatuarana, porque o Salto Teotônio, situado entre ambos e que será afogado durante o enchimento, altera algumas características importantes de qualidade da água, tais como oxigênio dissolvido e Fósforo dissolvido, devido à reeração localizada. Assim, foram consideradas as condições de montante, mais críticas.

Para o segundo cenário, tomaram-se como referência os parâmetros de qualidade da água do Igarapé São Simão, para simular o efeito da renovação das águas do Igarapé.

Para avaliação da biomassa afogada pelo reservatório e determinação das principais cargas a ela associadas, foi tomado como base o Mapa de Uso da Terra e da Cobertura Vegetal do Reservatório de Santo Antônio. Foram identificadas apenas duas feições de cobertura vegetal na área estudada: floresta ombrófila aberta de terras baixas com palmeiras e pastagens. De acordo com o inventário florestal realizado (os cálculos estão apresentados em detalhe no relatório “Modelagem de Qualidade da Água dos Reservatórios do Rio Madeira”, Anexo 2, volume 7/8 do EIA) as cargas de carbono rapidamente oxidável associadas a estas feições são, respectivamente, 7,49 ton/ha e 0,8 ton/ha.

Admitiu-se uma taxa de solubilização do carbono de 0,08/dia, tendo sido empregado o modelo de cargas descrito no item 3.2 para estimar as cargas diárias transferidas à massa líquida. Para simulação da qualidade da água, considerou-se como carga crítica a máxima média de sete dias consecutivos. Finalmente, o carbono solubilizado foi transformado em carga equivalente de DBP, N e P através de relações estequiométricas.

O Quadro 5.5.1 apresenta a estimativa de carga decorrente da fitomassa afogada pelo reservatório de Santo Antônio dentro do braço do Igarapé Jatuarana.

Quadro 5.5.1
Carga de Carbono Rapidamente Degradável Associada à Vegetação Afogada no Braço do Igarapé Jatuarana

Trechos	Rio Jatuarana		Carga de Carbono Rapidamente Degradável (ton)	Carga Crítica Transferida			
	Área (km ²)			Carbono (ton/dia)	DBO (ton/dia)	N (ton/dia)	P (ton/dia)
	Floresta Pluvial	Pastagem					
1		0.004	0				
2	1.137	0.044	855	45.0	121.4	1.10	0.134
3	1.171		877	46.1	124.5	1.13	0.137
4	1.791	1.784	1484	78.0	210.7	1.92	0.232
5	2.014	0.232	1527	80.3	216.8	1.97	0.239
6	1.960	0.081	1475	77.6	209.4	1.90	0.230

A seguir são apresentados, nas Figuras 5.5.1 a 5.5.4, gráficos ilustrativos do comportamento das principais variáveis de qualidade de água, ao longo do braço do Igarapé Jatuarana afogado pelo reservatório de Santo Antônio, nas condições críticas que podem ocorrer durante o enchimento.

Figura 5.5.1

Igarapé Jatuarana
Perfil Crítico de Concentração de Oxigênio Dissolvido Durante o Enchimento

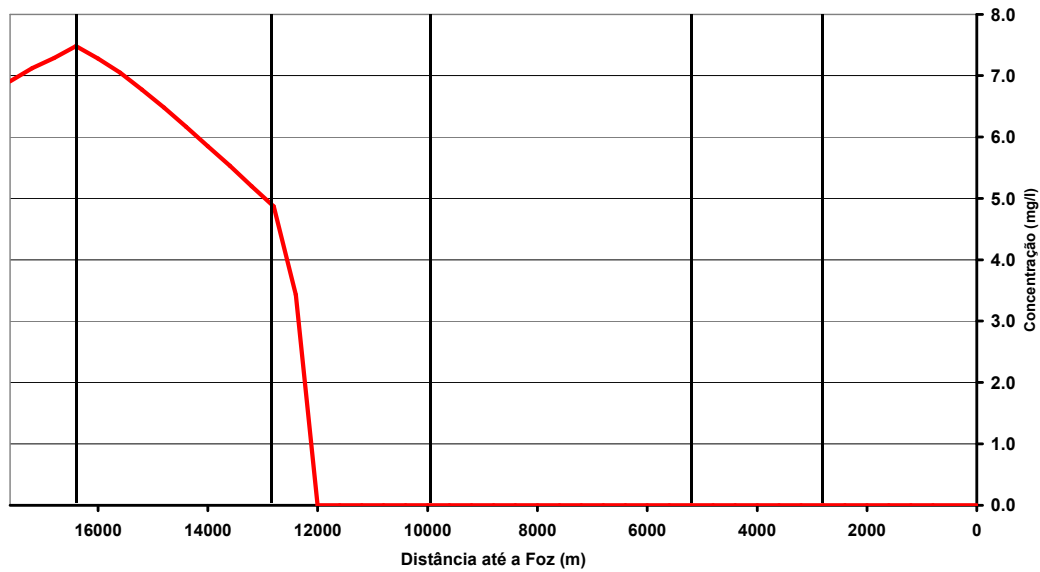


Figura 5.5.2

Igarapé Jatuarana
Perfil Crítico de Demanda Bioquímica de Oxigênio Durante o Enchimento

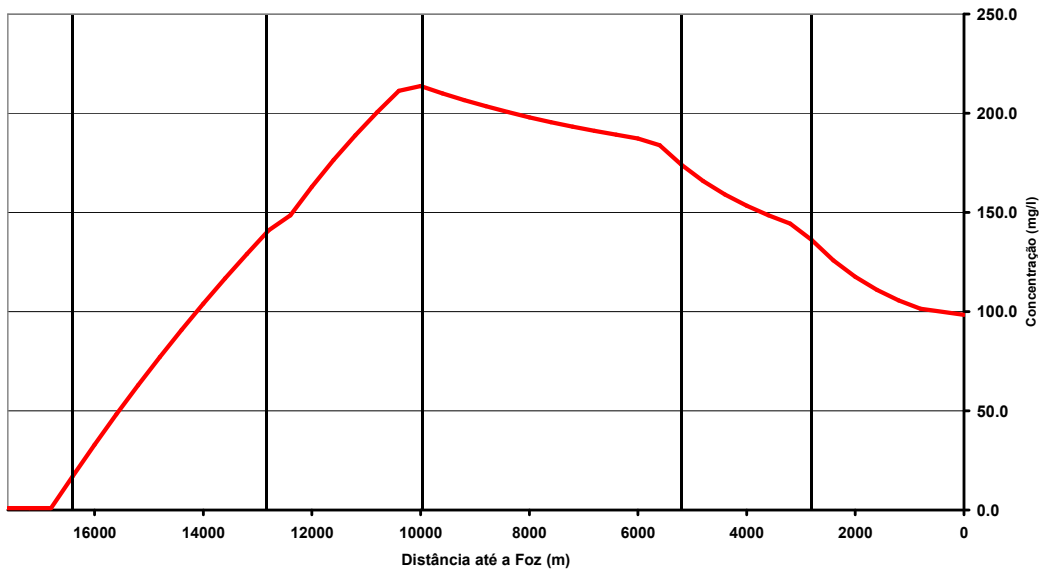


Figura 5.5.3

Igarapé Jatuarana
Perfil Crítico de Nitrogênio Orgânico Durante o Enchimento

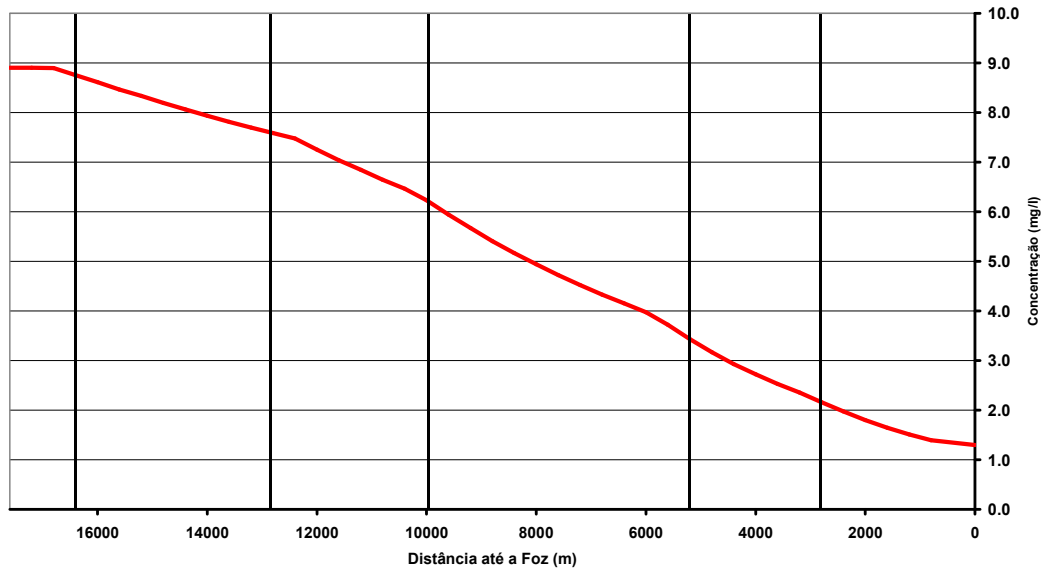
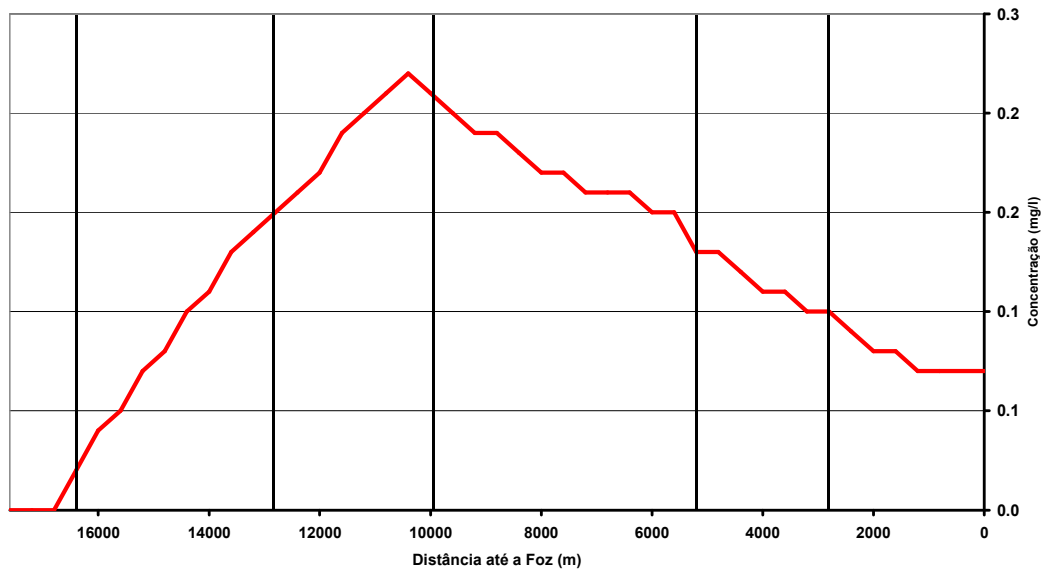


Figura 5.5.4

Igarapé Jatuarana
Perfil Crítico de Fósforo Orgânico Durante o Enchimento



A anoxia ao longo de um trecho de 12 km é o resultado mais significativo da simulação realizada.

As Figuras 5.5.5 e 5.5.6, a seguir, ilustram esses resultados críticos com relação a Demanda Bioquímica de Oxigênio e Oxigênio Dissolvido, através de dois mapas (um para cada constituinte).

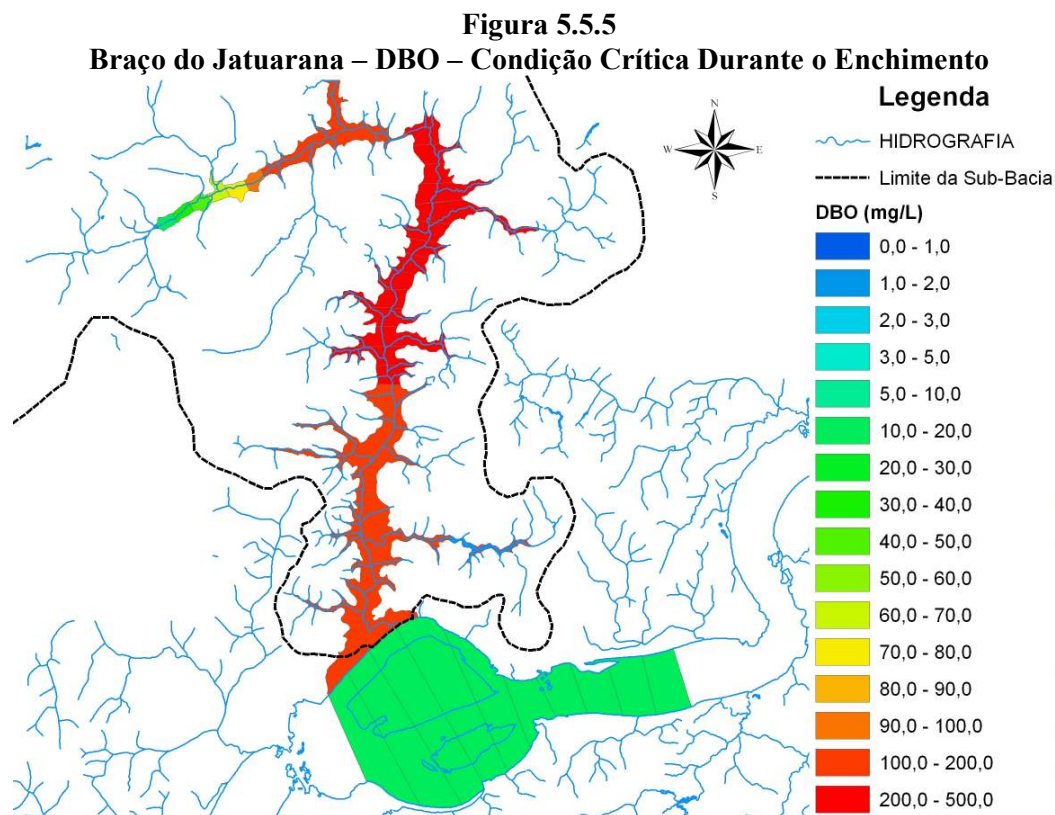
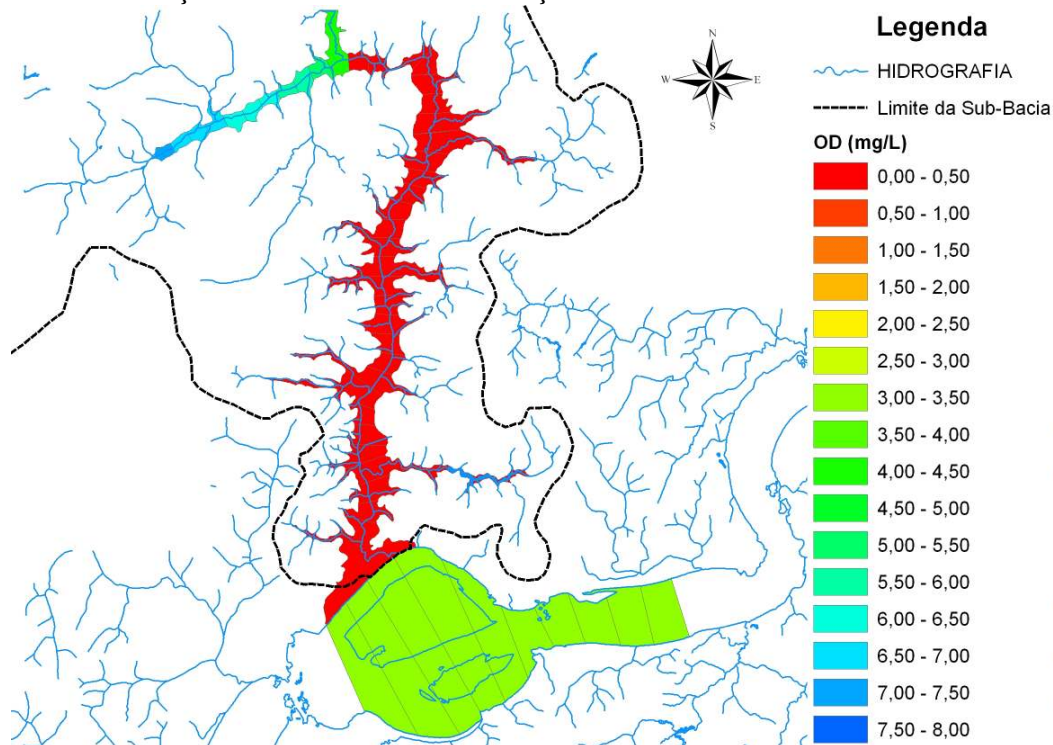


Figura 5.5.6
Braço do Jatuarana – OD – Condição Crítica Durante o Enchimento



5.5.2 Cenário 2 – Situação Estabilizada

Conforme comentado anteriormente, em anos mais úmidos, a água do Braço do Jatuarana poderá ser completamente renovada em dois ou três meses de cheia, criando uma condição mais favorável por duas razões: (1) as águas do Igarapé Jatuarana apresentam melhores condições que as do Madeira, diferença que é mais marcante nas cheias, e (2) toda a fitomassa rapidamente degradável já terá sido decomposta, restando apenas uma carga decorrente da fitomassa de lenta degradação e a carga natural da vegetação ripariana, ou seja, um ambiente de menores cargas orgânicas.

Este cenário foi simulado, então, considerando as condições de contorno correspondentes ao monitoramento realizado no Igarapé São Simão. Para formar uma sensibilidade, e também para considerar uma eventual situação futura de re-enchimento com águas do rio Madeira, foi realizada uma simulação tomando as mesmas condições de contorno do Cenário 1, ditadas pelas características do ponto amostral MAD-60.

Os resultados da simulação desse Cenário 2 são apresentados nas Figuras 5.5.7 e 5.5.8, que mostram os perfis de DBO e de OD ao longo do braço do Jatuarana. O perfil azul corresponde às condições estabilizadas com as águas do braço sendo renovadas pelas águas do próprio Igarapé Jatuarana, enquanto que o perfil vermelho corresponde a uma condição alternativa, admitindo-se um re-enchimento (após um esvaziamento proposital) com águas do rio Madeira.

Figura 5.5.6

Igarapé Jatuarana
Concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio - Reservatório Estabilizado

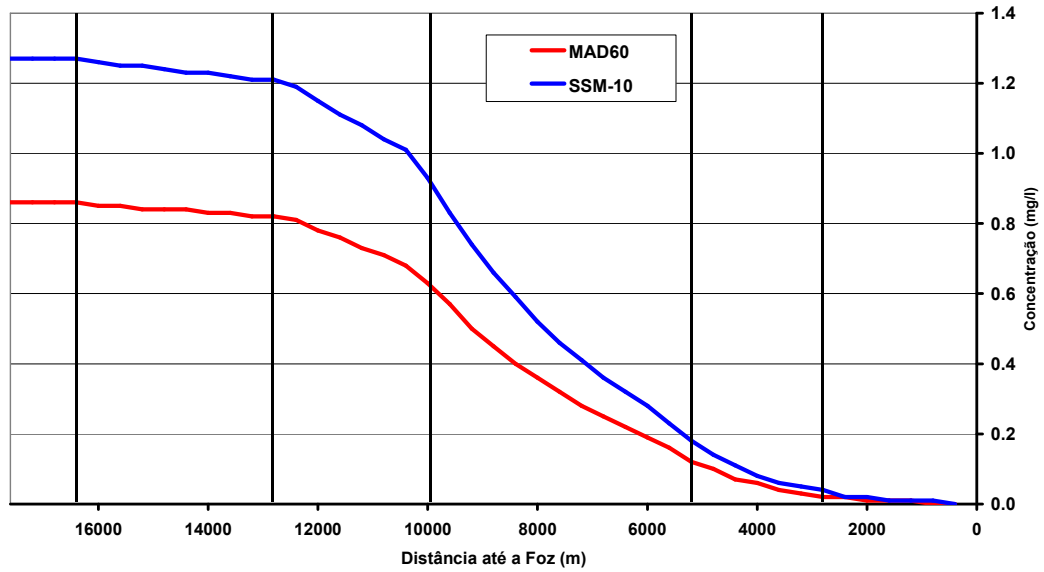
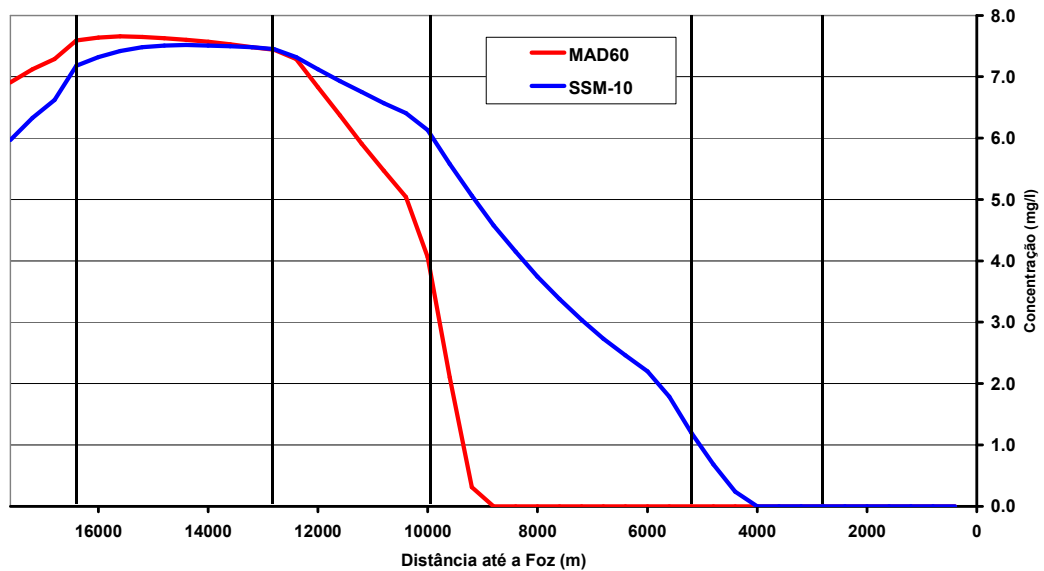


Figura 5.5.7

Igarapé Jatuarana
Concentração de Oxigênio Dissolvido - Reservatório Estabilizado



Estes resultados mostram que, mesmo depois de estabilizado o reservatório há uma expectativa de existência de um trecho anóxico no braço do Jatuarana, no parte de jusante onde as profundidades são maiores e as velocidades extremamente baixas.

Os processos hidráulicos, físico-químicos e biológicos que podem ocorrer neste trecho do braço, entretanto, são mais complexos que os processos considerados na modelagem realizada, de forma que a análise desses resultados deve ser feita com cautela.

Por exemplo, não foi considerada a aeração natural adicional decorrente do grande aumento de superfície de contacto água-ar no trecho mais de jusante do braço. Também não foram consideradas as correntes advectivas que ocorrerão na confluência com o rio Madeira, devido ao gradiente vertical de densidade da massa líquida represada no braço e à aceleração imposta pelas velocidades do próprio rio Madeira. Estes aspectos afetam favoravelmente a qualidade da água no trecho de jusante do braço, justamente o mais crítico.

5.5.3 Análise de Sensibilidade da Condição Crítica

Buscando formar uma sensibilidade quanto ao comportamento do braço do Jatuarana durante o enchimento do reservatório de Santo Antônio, foram feitas algumas simulações adicionais considerando sucessivas reduções nas cargas decorrentes de introdução de cargas de fitomassa. Esta variação tanto pode ser atribuída a uma retirada prévia de fitomassa como a uma estimativa menos crítica das cargas (já que a hipótese considerada no cálculo dessas cargas é declaradamente conservadora).

As Figuras 5.5.8 e 5.5.9 mostram os resultados desse ensaio, para DBO e OD.

Figura 5.5.8

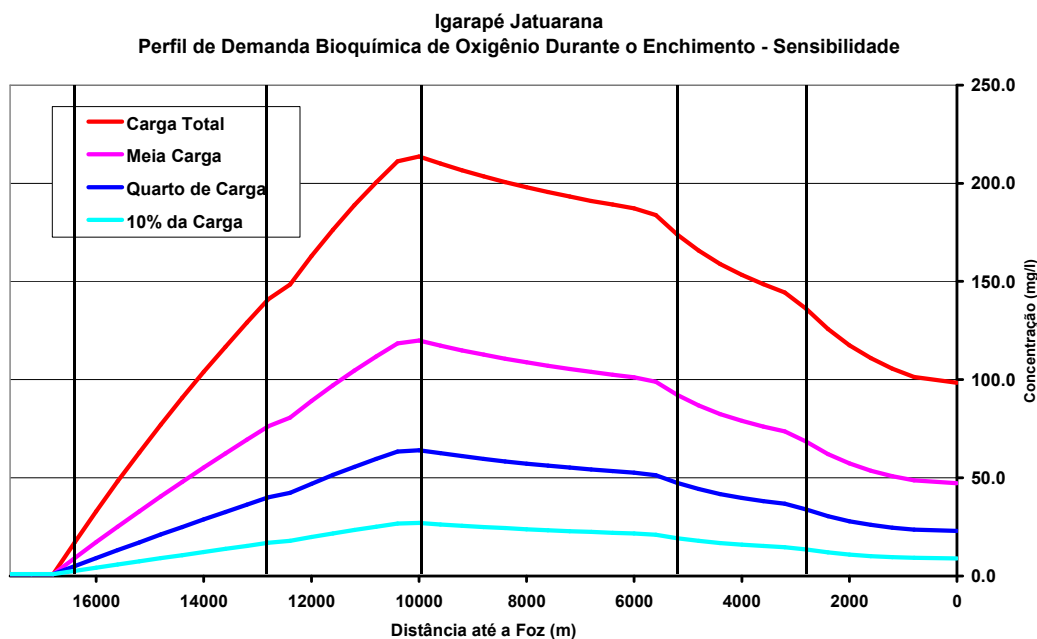
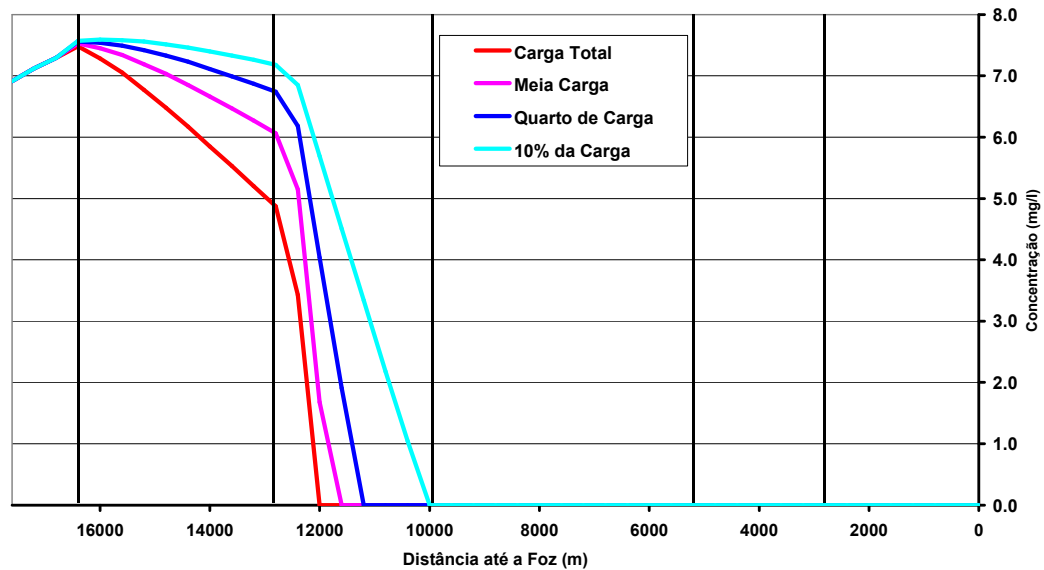


Figura 5.5.9

Igarapé Jatuarana
Perfil de Concentração de Oxigênio Dissolvido Durante o Enchimento - Sensibilidade



Percebe-se, nesses resultados, que mesmo uma redução drástica das cargas não elimina a condição anóxica que havia sido simulada com a carga calculada originalmente. Apenas a extensão do trecho afetado pela anoxia é reduzida.

4.6 Análise dos Resultados

As simulações de qualidade da água do braço do Igarapé Jatuarana foram realizadas com base em parâmetros adaptados daqueles obtidos por calibração nas modelagens do próprio rio Madeira e do Jaci-Paraná, pois não foi realizado monitoramento específico no Igarapé Jatuarana. As condições iniciais foram estabelecidas com base no monitoramento realizado no Igarapé São Simão, localizado na margem esquerda do Madeira na altura do reservatório de Jirau.

Um importante resultado das análises realizadas diz respeito às alterações esperadas no regime hidráulico do Igarapé com a implantação do reservatório de Santo Antônio. O escoamento, hoje afetado sazonalmente pelas enchentes do rio Madeira, em uma extensão de cerca de 5 km, passará a ser represado pelo reservatório na cota 70,0m, numa extensão de cerca de 15 km, até quase suas nascentes. O tempo médio de residência das águas do braço do Jatuarana será da ordem de seis meses, somente sendo possível uma renovação completa nos meses de cheia, em anos especialmente úmidos.

Naturalmente, esta característica é refletida também no comportamento da qualidade da água, pois, nessas condições, as velocidades de escoamento caem drasticamente ao longo de pelo menos 6km, dificultando o processo de aeração, que passa a depender praticamente das trocas superficiais afetadas pelos ventos, na falta de turbulência.

Ao contrário do que ocorre, por exemplo, com o Jaci-paraná e com os braços do reservatório de Santo Antônio situados a montante do Salto Teotônio, a maior parte da vegetação afogada com o enchimento do reservatório fica fora do alcance das cheias naturais do rio Madeira. O afogamento de vegetação que será provocado pelo enchimento do reservatório já ocorre todos os anos durante a enchente, de modo que será apenas intensificado (os níveis d'água após a implantação do reservatório serão um pouco mais altos) e ocorrerá durante todo o ano e não apenas no período de cheia.

Buscando um prognóstico das futuras condições de qualidade da água do braço do Jatuarana, foram simulados dois cenários: o primeiro deles, considerado crítico, para as condições durante o enchimento do reservatório e o segundo, estabilizado, para condições futuras, quando a carga de fitomassa afogada inicialmente estivesse consumida.

O primeiro cenário indicou uma condição de anoxia ao longo de 12 km, no trecho inferior do braço. A análise de estabilidade realizada mostrou que uma redução da carga não iria alterar este quadro, causado pelas condições desfavoráveis de circulação, afetando apenas o comprimento do trecho anóxico. Ao fim, para as condições estabilizadas, restaria ainda um trecho de 4 km em condições anóxicas.

Como não há uma forma de eliminar esta condição, já que ela ocorre mesmo sem a carga adicional da vegetação, resta a alternativa de mitigar seus efeitos indesejáveis, através de monitoramento da qualidade da água, realizando uma renovação forçada do volume armazenado no braço através de gestão adequada do reservatório.

À guisa de exemplo, um deplecionamento de apenas 3m no reservatório drena quase a metade de todo o volume armazenado no braço do Jatuarana, constituindo, portanto, uma forma de acelerar a renovação de suas águas no caso de ocorrência de algum efeito indesejado, como supercrescimento de macrófitas ou excessiva floração de algas.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.1 Resumo dos Principais Resultados Obtidos

A adequação da modelagem apresentada no EIA, solicitada pelo IBAMA através do através do ofício no. 135/2006 – DILIQ/IBAMA, de 24 de fevereiro de 2006, foi realizada através da identificação e caracterização de corpos laterais aos reservatórios de Jirau e Santo Antônio, escolhendo-se para aprofundamento dos estudos, através de modelagem matemática, aqueles considerados mais representativos, cujo comportamento poderia ser estendido aos demais corpos laterais a serem afetados pela implantação dos reservatórios.

Foram destacados sete corpos hídricos mais representativos nas faixas marginais dos dois reservatórios do Complexo do Madeira: dois bolsões laterais e o rio Mutum-Paraná, juntamente com seu bolsão lateral, no reservatório de Jirau, e dois braços laterais no reservatório de Santo Antônio, além do rio Jaci-Paraná, também afluente desse reservatório.

Os dois corpos laterais do reservatório de Jirau, associados aos igarapés Caiçara e Jirau, situam-se nas proximidades da barragem e apresentam características de áreas laterais ao reservatórios ou de reentrâncias nas margens. Além disso, encontram-se sob a influência direta do reservatório, ou seja, seu nível d'água depende quase que exclusivamente dos níveis

operacionais do reservatório. Ressalta-se que o rio Madeira já provoca, hoje, significativas oscilações sazonais de nível d'água nesses dois bolsões.

Já o rio Mutum-Paraná e seu bolsão lateral situam-se aproximadamente na metade do reservatório de Jirau, sendo afetados pelos níveis operativos e pelas condições hidrológicas do rio Madeira. O Bolsão lateral do Mutum, é formado anualmente pelas cheias normais do rio Madeira, devendo este efeito apenas ser intensificado pela presença do reservatório de Jirau.

Os dois braços laterais do reservatório de Santo Antônio situam-se nas proximidades da barragem, a jusante do Salto Teotônio, apresentando maiores profundidades e geometria alongada. Além disso, sofrem hoje pequena influência do rio Madeira, por ocasião das cheias, e passarão a ser completamente represados pelo reservatório a ser implantado na cota 70,00m. Ao contrário do que irá acontecer com os corpos laterais do reservatório de Jirau, esses dois braços laterais do Santo Antônio passarão por profunda modificação em seu comportamento hidrodinâmico, o que irá se refletir em suas condições de qualidade da água.

Finalmente, o rio Jací-Paraná situa-se no terço superior do reservatório de Santo Antônio, local onde o escoamento natural do rio Madeira já provoca elevações significativas em seus afluentes. A implantação do reservatório de Santo Antônio irá implicar apenas numa pequena intensificação desses efeitos, mas em proporções bem inferiores ao que irá ocorrer, por exemplo, com os corpos laterais do reservatório de Jirau.

Na presente Nota Técnica foram analisados em maior detalhe os dois corpos hídricos julgados mais característicos: os chamados bolsões do Mutum-Paraná, afluente do reservatório de Jirau, e o rio Jací-Paraná, afluente do reservatório de Santo Antonio.

Resume-se, em seguida, os principais resultados obtidos nos estudos realizados e suas conseqüências para as condições de qualidade da água do rio Madeira, cujo prognóstico havia sido apresentado nos estudos de modelagem da qualidade da água dos reservatórios desenvolvidos anteriormente (PCE e Odebrecht (2005). Modelagem da Qualidade da Água dos Reservatórios do Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira, maio de 2005. Anexo 2, volume 7/8 do EIA).

Rio Mutum-Paraná e Seu Bolsão Lateral

Podem ser destacadas as seguintes conclusões quanto ao rio Mutum-Paraná e seu Bolsão Lateral:

- Em condições naturais, o rio Mutum-Paraná é inundado anualmente, em média até a cota 88,41 m, o que equivale a uma área inundada de 20,5 km² e a um volume acumulado de 40,6 hm³.
- Este alagamento é feito com águas provenientes do próprio Mutum-Paraná e de seu afluente, o rio Cotia. Apenas excepcionalmente águas do rio Madeira invadem o bolsão, o que somente ocorre em períodos de cheia intensa (duas ocorrências no período histórico).
- Em condições naturais, o Bolsão Lateral do Mutum (que é uma área baixa de campinarana, marginal ao rio Mutum-Paraná) só é inundado quando ocorrem vazões no rio madeira superiores a 23.000 m³/s, normalmente no período de janeiro a maio.

- Após a implantação do reservatório, o Bolsão do Mutum passará a ser inundado no período de novembro a julho. As inundações posteriores à implantação do reservatório serão, portanto, mais prolongadas e profundas, além de afetar maiores áreas.
- Em cheias excepcionais, o rio Madeira pode ultrapassar uma sela existente em sua margem direita, e se comunicar diretamente com o Bolsão do Mutum por montante, formando uma ilha temporária. De acordo com os estudos de remanso, isso pode ocorrer, em condições naturais, para vazões superiores a 40.000 m³/s. Após a implantação do reservatório, este galgamento será mais freqüente, ocorrendo para vazões superiores a 30.000 m³/s.
- As velocidades médias nos diversos segmentos do bolsão do Mutum-Paraná, para condições críticas de enchimento do reservatório (mês de janeiro, vazões com 90% de garantia) são baixas. A circulação das águas se dá principalmente ao longo do curso normal dos rios Mutum-Paraná e Cotia, ficando as reentrâncias laterais com velocidades praticamente nulas, fato que propicia condições anóxicas, mesmo depois de uma estabilização do sistema.
- O curso principal rios Mutum Paraná e Cotia apresentam tempos de residência pequenos, da ordem de 10 dias no máximo, não apresentando tendência à estratificação ou à criação de zonas anóxicas, a não ser durante o enchimento do reservatório, por curto período.
- Já o Bolsão Lateral do Mutum tem sua circulação totalmente associada à variação de níveis do rio Madeira. Após a implantação do reservatório, estas variações ficarão reduzidas no período de janeiro a abril, quando o reservatório opera em seu nível máximo, criando condições desfavoráveis para a qualidade da água. Esta situação é interrompida anualmente ao final do período de cheias, quando o bolsão é totalmente esvaziado devido ao deplecionamento do reservatório.
- Mesmo durante sua existência, no período de cheias (janeiro a abril), o Bolsão do Mutum apresenta tempos de residência elevadíssimos e qualidade da água deteriorada devido à grande quantidade de vegetação submersa e à pequena magnitude das vazões afluentes. Não há prognóstico de estratificação apenas devido à pequena profundidade reinante, com valores máximos de 5,0 m junto ao Mutum-Paraná.

Rio Jaci-Paraná

Com relação ao regime hidrodinâmico do rio Jaci-Paraná, afetado pela implantação do reservatório de Santo Antônio, podem ser destacadas as seguintes observações:

- Entre os períodos de seca e cheia, o nível do rio Madeira varia muito, no local da confluência com o rio Jaci-Paraná, podendo subir cerca de 9m entre a estiagem e a cheia. Durante as cheias, os níveis altos do rio Madeira provocam remanso no rio Jaci-paraná, fazendo com que suas águas extravasem da calha principal e inundem a vegetação existente, principalmente no trecho mais a jusante, próximo à foz.
- Os níveis d'água associados à ocorrência da vazão média do rio Madeira em condições naturais, no local da confluência do Jaci-Paraná, são próximos aos níveis que ocorrerão após a implantação do reservatório de Santo Antonio. Assim, as condições de remanso do rio Madeira sobre o Jaci-Paraná deverão se modificar, com o reservatório, mais em freqüência e amplitude do que em intensidade.
- A implantação do reservatório de Santo Antonio irá provocar pequena redução nas velocidades de escoamento. De modo geral, essas reduções são pequenas, sendo que as maiores alterações das velocidades ocorrem nos trechos intermediários, próximo à Vila de Jaci. No estirão mais a jusante, junto à foz, a alteração é muito pequena.

- Em condições naturais, para a vazão média de longo termo (215 m³/s) e N.A. na foz de 69,90m, o volume total do braço do Jaci-Paraná estudado é cerca de 35 hm³. Nessas condições, o tempo de residência da água no braço é de aproximadamente 1,9 dias.
- Com a implantação do reservatório, os níveis d'água ficam mais altos, alterando os tempos de residência, de modo que para a mesma vazão média e N.A. de 71,65m na foz, o volume de água no braço aumenta para 98 hm³ e o tempo de residência passa para 5,3 dias.
- Como o nível d'água do rio Madeira na foz do Jaci-Paraná continua passando por variações sazonais, mesmo após a implantação do reservatório, O volume do braço remansado também se altera, de forma que os tempos de residência nas condições futuras apresentam variações entre 5,1 e 5,7 dias, dependendo das condições hidrológicas.

Com relação à qualidade da água do rio Jaci-Paraná, podem ser destacadas as seguintes observações:

- Como consequência de seu regime hidrodinâmico ser pouco afetado, a qualidade da água não deverá experimentar condições demasiadamente severas após a implantação do reservatório. Concorre para isso a grande vazão natural do rio Jaci-paraná, que prepondera sobre os efeitos do rio Madeira e também, futuramente, sobre os efeitos do reservatório de Santo Antônio.
- Mesmo para o pior cenário simulado, a qualidade da água do rio Jaci-paraná se manteve dentro dos parâmetros aceitáveis para rios de Classe 2, com exceção apenas do número de coliformes fecais, que ultrapassa os limites permitidos caso não seja realizado o tratamento do esgoto doméstico da Vila de Jaci, admitindo-se uma população remanescente, ao final das obras, da ordem de 15.000 pessoas (superior, portanto, à população prognosticada).
- Como este quadro foi estabelecido para um mês de seca, em períodos normais não há expectativa de problemas de qualidade da água no rio Jaci-paraná, associados à ocupação urbana de suas margens.
- A vegetação situada abaixo da cota 70,00m, que fica hoje exposta durante os meses de julho a dezembro, passará a ficar permanentemente afogada. No primeiro mês de julho após o enchimento, quando esta condição alterada puder se manifestar diante das baixas vazões do rio Jaci, a fitomassa disponível para rápida decomposição que ocupa esta faixa de terra já estará estabilizada.

Braço do Igarapé Jatuarana

O braço do Igarapé Jatuarana, que será formado a partir da completa inundação do igarapé até quase suas nascentes, representa a mais profunda modificação que a implantação do reservatório de Santo Antônio irá provocar. Dos estudos realizados para este braço, podem ser destacadas as seguintes observações:

- O braço de reservatório formado ao longo do Igarapé Jatuarana será longo, cerca de 15 km, e apresentará profundidades superiores a 10,0m ao longo de cerca de 5 km, com velocidades de escoamento muito baixas nesse trecho inferior.
- O tempo de residência médio será da ordem de 6 meses, contrastando com um regime francamente fluvial hoje existente. Como consequência, irá apresentar condições propícias à estratificação.

- Durante o enchimento do braço, a carga resultante da fitomassa afogada irá provocar condições de anoxia num trecho que pode alcançar 12 km a partir da foz. Esta situação pode ser agravada com a estratificação, que é esperada nessas condições.
- Mesmo diante de uma redução de 90% da carga atuante, a condição de anoxia se manteve, indicando não ser de grande eficácia a remoção da vegetação, já que a situação do enchimento é transitória.
- Nas condições estabilizadas foi verificada a tendência de condições anóxicas no trecho inferior do braço, com extensão de cerca de 5 km. Esta situação, aliada a ocorrência de estratificação, poderá favorecer uma infestação de macrófitas e a floração de algas.
- Para mitigar este efeito, será necessária uma gestão adequada da área em torno desse braço, com controle eficaz do uso, de modo a minimizar o aporte de nutrientes ao reservatório. Esta medida, aliás deve ser estendida a todos os braços laterais que apresentarem condições semelhantes ao Jatuarana (por exemplo o Mucuí e todos os braços da metade inferior do reservatório de Santo Antônio).
- As águas do braço do Jatuarana podem ser renovadas em regime forçado, através de deplecionamentos programados no reservatório, caso seja verificada alguma situação mais crítica na qualidade da água, através de monitoramento específico.

Extensão dos Estudos Realizados a Outros Corpos Laterais

Os corpos hídricos estudados no presente documento são representativos da totalidade dos corpos laterais que irão se formar pela implantação dos reservatórios de Jirau e Santo Antônio, no rio Madeira.

Duas condições básicas foram verificadas: (1) os corpos laterais que receberão influências sazonais, mesmo após a implantação dos reservatórios, apresentando uma dinâmica de escoamento similar à natural, embora modificada, e (2) os corpos d'água que estarão sujeitos a profundas modificações de escoamento e, em consequência, de qualidade da água.

No primeiro caso se enquadram todos os corpos laterais do reservatório de Jirau e aqueles situados na metade superior do reservatório de Santo Antônio, situação que ocorre com cinco dos sete corpos laterais tratados no presente documento. No segundo caso se enquadram os corpos laterais situados na metade inferior do reservatório de Santo Antônio, particularmente aqueles que afluem a jusante do Salto Teotônio.

As condições futuras dos corpos hídricos pertencentes ao primeiro grupo não deverão se afastar muito daquelas condições que se verificam atualmente. Espera-se que este afastamento se dê apenas no período de enchimento do reservatório e ao longo do primeiro ano hidrológico. Em seguida, as condições de qualidade da água desses corpos deverão se aproximar daquelas que são observadas hoje, com grande quantidade de fitomassa em decomposição sendo assimilada durante a enchente do rio Madeira (ou elevação do nível do futuro reservatório) e, em consequência, elevadas concentrações de matéria orgânica no corpo d'água.

O Bolsão do Mutum, estudado em maior detalhe no presente documento, é um caso extremo e único, porque associa o comportamento acima descrito com uma área alagável extensa. Por outro lado, trata-se de uma área que seca completamente após o período de cheias, mesmo depois da implantação do reservatório.

Para os corpos hídricos do primeiro grupo, o efeito da implantação dos reservatórios, portanto, deverá ser restrito aos primeiros anos, esperando-se um novo equilíbrio ocorrendo em uma faixa de níveis d'água superior e mais estreita que a atual.

As condições futuras dos corpos hídricos pertencentes ao segundo grupo serão profundamente alteradas com a criação de um novo ambiente definitivamente lântico, em lugar do ambiente atual, lótico.

Todos esses corpos deverão ser acompanhados cuidadosamente, através de monitoramento de qualidade da água e de controle efetivo do uso do solo em suas bacias de drenagem, além de preservação da vegetação nas suas margens. O controle do aporte de nutrientes nesses corpos laterais lânticos será fundamental para a manutenção de condições aceitáveis de qualidade das suas águas.

Efeito do Comportamento dos Corpos Laterais Sobre a Qualidade da Água do Rio Madeira

Os estudos de modelagem de qualidade da água do rio madeira, antes e depois da implantação dos reservatórios do Complexo Hidrelétrico do Madeira, foram realizados anteriormente e apresentados no relatório “Modelagem da Qualidade da Água dos Reservatórios do Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira” (maio de 2005, Anexo 2, volume 7/8 do EIA). Naquele trabalho foi feita a hipótese simplificadora de que toda a carga decorrente do afogamento da vegetação na área dos reservatórios seria disponibilizada imediatamente, a uma taxa de transferência de 8% ao dia.

Esta hipótese, que é a comumente adotada em estudos dessa natureza, pode ser considerada conservadora porque:

- A vegetação não é afogada instantaneamente pelo reservatório, mas aos poucos, à medida que o nível d'água vai subindo;
- Durante este processo, a transferência da carga decorrente da fitomassa afogada vai sendo processada, de forma a carga de uma determinada área nunca se sobrepõe completamente à carga de outra área mais alta; e, finalmente,
- A carga decorrente do afogamento da vegetação dos bolsões laterais é processada, inicialmente, dentro desses bolsões, sendo transferida ao corpo principal do reservatório através das vazões defluentes dos bolsões, carregadas com as concentrações resultantes do processo em andamento.

Em alguns casos, como nos bolsões a jusante de Salto Teotônio, durante todo o período de enchimento do lago as vazões defluentes dos bolsões são negativas (as águas do rio Madeira estão invadindo os braços laterais). Quando o reservatório fica cheio, o processo se inverte e tem início a introdução no reservatório das cargas “armazenadas” nos bolsões laterais, cujo processo de decomposição já está em curso. Mais ainda: esta carga será transferida através de baixíssimas vazões (lembrar como são elevados os tempos de retenção das águas desses braços), levando muito tempo para serem totalmente incorporadas ao reservatório (e não cerca de 30 dias, que é o resultado prático da aplicação da taxa de transferência de 8% ao dia).

Ou seja, na prática, a carga resultante do afogamento da vegetação dos bolsões não irá participar do mesmo processo que a carga decorrente do afogamento da vegetação das margens do rio Madeira ou de corpos menos afastados das mesmas.

Os corpos laterais funcionam, portanto, como “dosadores”, que assimilam as cargas de sua área inundada e a transferem ao corpo do reservatório lentamente, na medida de sua vazão natural afluente, e somente depois de terem sido parcialmente processadas. O principal efeito dessas cargas, portanto, ocorre dentro do próprio corpo lateral.

Assim, as condições de qualidade da água do rio Madeira, durante o enchimento dos reservatórios do Complexo Hidrelétricos, deverão ser melhores que as prognosticadas no estudo anterior mencionado. Como naquele trabalho não foi prognosticado nenhum efeito comprometedor da qualidade da água no corpo principal do rio Madeira, os resultados obtidos no presente estudo confirmam o prognóstico anterior, com maior ênfase.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 BROWN, L. C., T. ° BARNWELL JR. (1987), The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. EPA/600/3-87/007, Athens, Ga, 1987.
- 2 FERREIRA, L.V.; 1997; Is there a difference between the white water floodplain forests (Várzea) and black water floodplain forest (Igapó) in relation to number of species and density? Revista Brasileira de Ecologia, 01: 60-62.
- 3 FUNDAÇÃO DJALMA BATISTA – CONVÊNIO FDB/INPA. Diagnóstico Ambiental do Sistema Fluvial do Rio Madeira no Trecho de Implantação das Usinas Hidrelétricas de Jirau e Santo Antônio (RO) – Relatório Técnico Final
- 4 FURNAS & ODEBRECHT. Diagnóstico do Uso da Terra e da Cobertura Vegetal das Áreas de Influência dos Aproveitamentos Hidrelétricos de Jirau e Santo Antônio – Leme Engenharia – Belo Horizonte – Fevereiro de 2005.0
- 5 JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARCKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-flood plain systems. In: Dodge, D.P. (Ed). Proceedings of the international large river symposium. Can. Spec. Pulse Fish Aquatic Sci., pp. 110-127.
- 6 LAHLOU, M., S. CHAUDHRY, Y. Wu, K. BALDWIN and D. Boyton (1995), QUAL2E Windows Interface User’s Guide. EPA/823/B/95/003, 1995.
- 7 LARCHER, W. 1929. Ecofisiologia vegetal. Editora Pedagógica e Universitária Ltda. 319p.
- 8 PCE & ODEBRECHT (2005). Estudos de Viabilidade da UHE Jirau – Relatório Final. Estudos de Remanso do Reservatório.
- 9 PCE & ODEBRECHT (2005). Estudos de Viabilidade da UHE Santo Antônio – Relatório Final. Estudos de Remanso do Reservatório.
- 10 PCE & ODEBRECHT (2005). Modelagem da Qualidade da Água dos Reservatórios do Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira, maio de 2005. Anexo 2, volume 7/8 do EIA.

- 11 WOOL, T.A., R. B. AMBROSE, J. L. MARTIN, E. A. COMER (2001), Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) – Version 6.0 – Draft: User’s Manual.
- 12 WORBS, M. 1997. The forest ecosystem of the floodplain. In: Junk, W. J. (ed). The central Amazon Floodplain, Spring-Verlag Berlin Heidelberg, Berlim.

8. EQUIPE RESPONSÁVEL

TÉCNICO	Registro Profissional	Registro no IBAMA
Jonatas Costa Moreira	CREA 34.040-D RJ	292.296
Maria Clara Rodrigues Xavier	CREA 54.871-D RJ	206.971
João Carlos Matoso Salgado	CREA 911001051-D RJ	676.596
Sergio Warszawsky	CREA 2006100605 RJ	972.328
Cassiano Crivano Macedo Mendes	N/D	971.992

9. Alterações dos diferentes habitats e da biota aquática considerando a redução de sedimentos

Solicitação do IBAMA: Avaliar as possíveis alterações sobre os diferentes habitats e, conseqüentemente, biota aquática, considerando a redução de sedimentos, decorrente da implantação do empreendimento, tanto a montante como a jusante.

A seguir, são apresentados os elementos analíticos resultantes da avaliação da documentação – EIA/RIMA – referente ao empreendimento de construção dos reservatórios de Jirau e Santo Antônio, no rio Madeira. O texto apresentado foi redigido de modo a contemplar uma avaliação dos subsistemas límnicos, localizados a montante e a jusante, à luz da potencial redução de sedimentos, decorrente dos barramentos no rio em questão. O parecer discorre sobre uma análise das implicações limno-ecológicas orientada pelos resultados obtidos nas simulações e prognósticos referentes ao material particulado em suspensão, o qual confere expressivos níveis de turbidez às águas do rio.

1. Validação dos Documentos Apresentados

O conteúdo apresentado no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e sintetizado no Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) foi muito bem apresentado e evidencia fatos ecológicos valiosos para a compreensão e análise do problema. Há de se destacar os documentos “Tomo B – Volume 6/8”, “Estudos Sedimentológicos” e “Modelagem Matemática da Qualidade da Água dos Reservatórios” como elementos essenciais para o entendimento do problema e emissão do presente parecer.

2. Sobre o Problema

A avaliação dos potenciais efeitos limno-ecológicos está baseada em dois cenários conceituais. O primeiro deles caracteriza a área de acordo com eventos físicos e químicos intrínsecos ao sistema avaliado. O rio Madeira destaca-se (a) por drenar extensa área de densa floresta tropical em mosaico; (b) por demonstrar elevada vazão e altos níveis de turbidez; e (c) por evidenciar característica mesotrófica (de acordo com o índice de Carlson). A combinação de tais eventos conduz a avaliação para uma discussão da potencialidade de desenvolvimento de biomassa planctônica, referenciada na limitação por luz e por nutrientes. O segundo cenário versa sobre as derivações dinâmicas conseqüentes da construção de sistemas lânticos – alteração (incremento) no tempo de residência da água. O efeito *em linha* decorrente da modificação do ambiente deve desencadear (i) aumento na sedimentação e retenção de material inorgânico em suspensão; (ii) incremento na extensão da zona eufótica, a montante (nos reservatórios) e (iii) redução potencial na formação de bancos marginais, a jusante.

3. Implicações do Problema: Sedimentos e Reservatórios

A “simplificação metodológica”, anunciada pelos autores dos estudos, demonstra que os resultados dos estudos sedimentológicos e a modelagem devem ser assumidos na condição de tendências preditivas, mais que as suas informações quantitativas geradas pelos modelos. Cabe salientar que toda a interpretação dos resultados apresentada nos documentos tomou como base o processo sedimentar no leito do rio. Os estudos referentes ao empreendimento, ratificados pelas experiências descritas a partir da construção de reservatórios em áreas de

planície, destacam o potencial de deposição em áreas sem ou com reduzido escoamento (braços do reservatório). Todavia, esses bolsões de remanso não foram considerados. Destaca-se que essas áreas podem vir a constituir efetivos “berçários” de biodiversidade, funcionando como zonas de acúmulo de matéria orgânica e de abastecimento de inóculos biológicos para outras áreas do complexo límnic. Por outro lado, assumindo as condições morfométricas na área da possível vegetação a ser inundada, o efeito deletério da eutrofização (aumento de produtores primários a partir do enriquecimento de nutrientes) pode vir a ocorrer. Uma decorrência possível seria a ocorrência de florações de cianobactérias, freqüentes em braços de reservatórios em várias regiões do país. Ressalta-se ainda a existência de várias espécies de *Anabaena* e *Microcystis*, reportadas nos documentos analisados.

A seguir são apresentadas as principais conclusões (referente ao leito do rio), apresentadas nos documentos, em termos de implicações ecológicas:

1. Os dois reservatórios a serem implantados apresentam características de corpos d'água de comportamento essencialmente fluvial, existindo poucos, mas importantes, trechos com escoamento de baixas velocidades. Mais que isso, as diferenças entre as velocidades de escoamento naturais e aquelas que ocorrerão após a implantação dos reservatórios são pequenas, de forma que os tempos de residência da água serão curtos, da ordem de horas ou poucos dias, mesmo durante as estiagens.

2. A presença dos reservatórios irá reduzir substancialmente a capacidade de reaeração do curso d'água, em virtude do afogamento de algumas cachoeiras existentes, responsáveis por criar condições localizadas de super-saturação de oxigênio dissolvido; e - A grande quantidade de biomassa existente na área dos futuros reservatórios poderá provocar condições de qualidade da água críticas em determinados trechos dos reservatórios, durante o período de enchimento e no início de operação.

3. O relatório aponta também para a intensificação dos efeitos dos remansos que se formarão a montante dos barramentos, os quais não foram avaliados pelos modelos.

Embora as características lótic venham a ser mantidas após a formação dos reservatórios, haverá redução na velocidade da correnteza. Por menos expressiva que seja a redução no fluxo horizontal de água, espera-se o estabelecimento de uma diferenciação nas condições de estrutura física e química da coluna d'água no corpo central dos reservatórios de Jirau e Santo Antônio. O fato de os dois reservatórios estarem posicionados em “cascata” dispara um potencial gradiente horizontal. De certa forma, os dados do modelo já evidenciaram esse gradiente de diminuição em muitos parâmetros limnológicos no sentido Jirau-Santo Antônio.

Considerando a redução nas variáveis de fluxo horizontal de água no futuro corpo principal do reservatório de Jirau e o conseqüente aumento do tempo de residência da água, ainda que pequeno, espera-se um discreto aumento na disponibilidade de luz, derivado principalmente da redução de partículas de alto peso específico em suspensão na água. O incremento no potencial de permanência de organismos planctônicos da massa água, os quais, nessa conformação física, estariam menos limitados por luz, favorecerá um aumento na biomassa fitoplanctônica. O ganho de recurso luz, aliado à alta disponibilidade de nutrientes no rio Madeira, sobretudo compostos nitrogenados inorgânicos dissolvidos ($580 \mu\text{g L}^{-1}$) e sílica solúvel reativa (valores superiores, em média, a 5 mg L^{-1}), deverá selecionar populações de diatomáceas planctônicas típicas de ambientes lóticos. Organismos, como *Aulacoseira*, por

exemplo, são boas competidoras por luz e por fósforo e necessitam do fluxo turbulento para se manterem em suspensão. Os documentos do EIA mostram a ocorrência de várias espécies deste gênero no rio Madeira (ver Tabela B.IV.199, TOMO B, Volume 6/8). Situação semelhante e amplificada é esperada para o reservatório de Santo Antônio; amplificada por estar em cascata e, portanto, exibem condições mais favoráveis à distribuição de luz e de redução majorada na velocidade da correnteza. O reservatório de Santo Antônio poderá exibir maiores biomassas fitoplanctônicas que o reservatório de Jirau.

As comunidades planctônicas, especialmente produtores primários e bactérias heterotróficas pelágicas, são freqüentemente reguladas por eventos físicos (disponibilidade de luz, temperatura etc), químicos (nutrientes, sistema pH etc) e, menos freqüentemente, biológicos (predação) (Reynolds 1997). O rio Madeira em suas condições atuais pode ser considerado como cronicamente deficiente em fósforo para o crescimento fitoplanctônico, mas não em nitrogênio. Este fato fica demonstrado considerando as razões atômicas dos nutrientes totais e as concentrações absolutas dos nutrientes dissolvidos inorgânicos (Fisher *et al.* 1995). Cabe salientar, no entanto, que a zona eufótica de apenas uns poucos centímetros define uma baixa disponibilidade de luz, a qual pode estar atuando fortemente sobre os níveis de biomassa como na seleção de populações fitoplanctônicas de sombra adaptadas à escassez de luz.

A abordagem das razões se baseia na proporção de Redfield *et al.* (1963) – 106C:16N:1P. De modo simples, muitos autores assumem que razões maiores que 16 para fósforo e menores que 16 para nitrogênio definem limitação aos produtores primários planctônicos. A razão TN/TP atômica média nas águas superficiais do rio Madeira foi de 350, portanto cerca de 20 vezes maior que a descrita. Esta razão define que existe a evidente limitação por fósforo. O incremento no tempo de residência, por menor que seja, aumentará o potencial de adsorção de fósforo orgânico oriundo, principalmente, da biomassa inundada, em um primeiro momento, e da interação com a planície, em um horizonte mais permanente (como ocorre em sistemas naturais de inundação na Amazônia). O fósforo orgânico será metabolizado biológica e quimicamente na coluna d'água e, como consequência, estará disponível na forma reativa para produtores primários e bactérias heterotróficas. Este plâncton potencialmente formado seria elo energético para o estabelecimento de organismos zooplanctônicos.

A abordagem dos nutrientes dissolvidos inorgânicos, por outro lado, considera as constantes de semi-saturação para o crescimento fitoplanctônico. Estas constantes são definidas como aquela concentração na qual a população avaliada atinge a metade do crescimento máximo (ótimo de crescimento). Os valores podem variar, para a maioria das populações fitoplanctônicas, entre 3 e 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o fósforo na forma de fósforo solúvel reativo (SRP) e de 80 a 100 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), nas formas de amônio e nitrato. No caso do rio Madeira, as concentrações médias nas camadas superficiais, foram de 5 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o SRP e de 580 $\mu\text{g L}^{-1}$ para o NID, confirmando a limitação por fósforo ao crescimento fitoplanctônico.

Essa discussão contraria a hipótese que vem sendo levantada e que sugere ser o nitrogênio o elemento mais freqüentemente limitante nos trópicos (Lewis 2002). Este autor argumenta que os processos de desnitrificação são mais intensos sob temperaturas elevadas. Limitação por nitrogênio ou por fósforo, ou por ambos, incluindo diferenças sazonais, tem sido apontada para uma larga série de sistemas tropicais e subtropicais (Huszar et al. 2006). Os dados extraídos dos documentos permitem afirmar que a construção dos reservatórios deve gerar modificações nos padrões ora estabelecidos em termos de comunidades planctônicas.

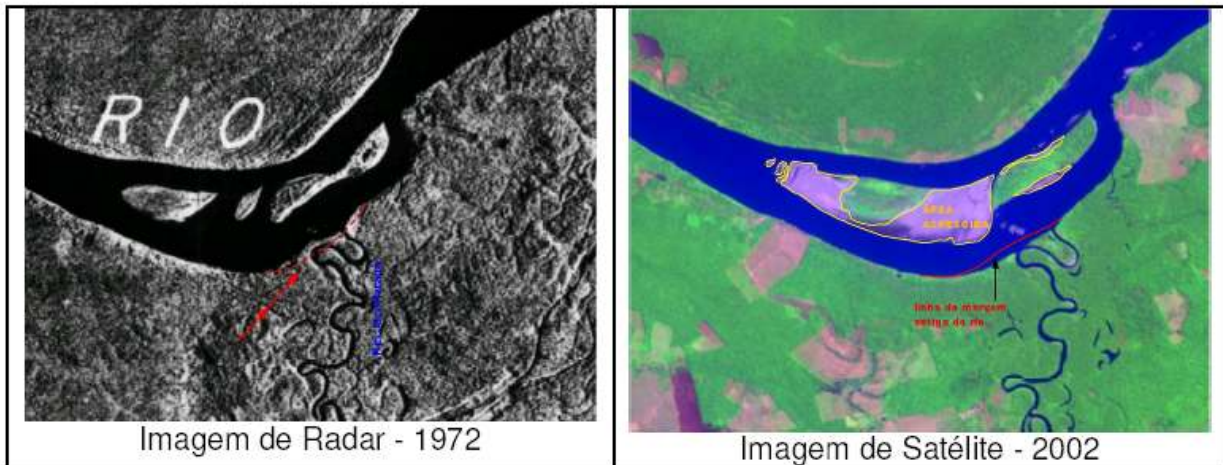
Um aspecto pouco abordado nas predições feitas refere-se ao efeito sobre áreas mais rasas nos braços dos reservatórios. Os remansos que vierem a ser formados, a partir do barramento hidráulico dos tributários, devem evidenciar patamares analíticos para parâmetros limnológicos ainda mais distintos daqueles atualmente aparentes nos pontos amostrados. A magnitude da importância ecológica dos remansos é ainda mais destacada quando se consideram os detalhes morfométricos da área – profundidade relativamente reduzida de coluna d’água (profundidade média de aproximadamente 6,0 metros) e alto Índice de Desenvolvimento de margem (ca. 11, conforme documentos do EIA). A reduzida profundidade destas áreas, somada aos relativamente altos teores de fósforo total já existente, bem como à expressiva biomassa a ser inundada, permite predizer que estes se configurarão como bolsões eutrofizados. Estes subsistemas límnicos podem possibilitar, inclusive, o desenvolvimento maciço do estoque algal, reduzindo a qualidade da água para diversos usos.

4. Implicações do Problema: Sedimentos e Jusante

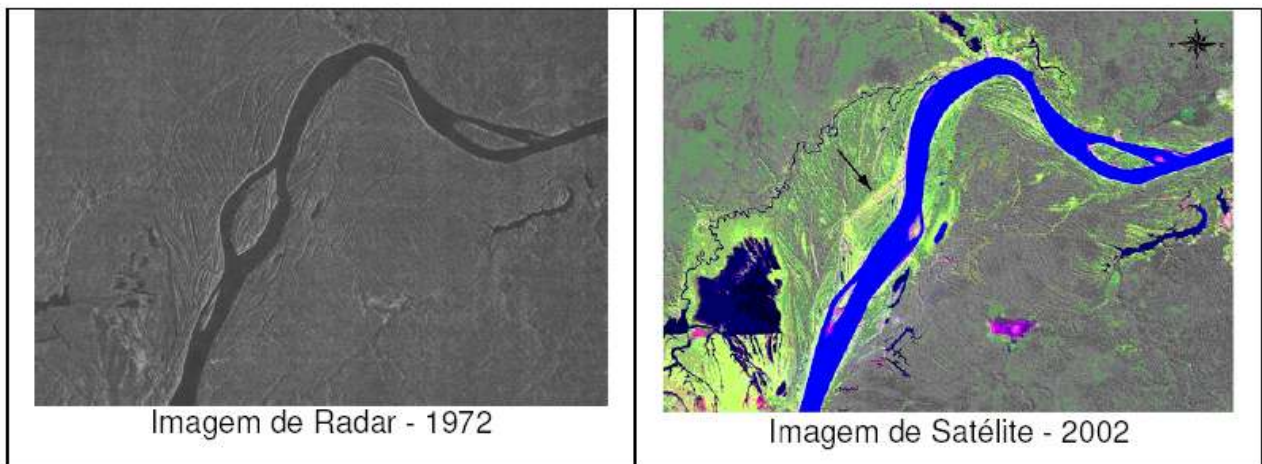
A mesma “simplificação metodológica” considerada no item anterior foi também elemento de reflexão sobre o problema em tela. A autoria dos EIA afirma que *A quantidade de seções transversais empregadas na modelagem, apesar de ser superior ao normalmente disponível em estudos similares no Brasil, não é suficiente. Particularmente os trechos I (a montante de Abunã) e IV (jusante de Santo Antônio) tiveram uma caracterização geométrica precária, em virtude do pequeno número de seções disponíveis.* Os autores descrevem ainda que *O controle hidráulico exercido pelo trecho IV foi modelado de forma precária, não só pela falta de seções transversais topobatimétricas, como também pela ausência de observações sistemáticas de nível d’água.* Cabe salientar, entretanto, que constam das recomendações finais um maior detalhamento metodológico para este fim. A fragilidade do estudo no que tange, sobretudo, a área de jusante de Santo Antônio, não permite cálculos definitivos sobre a formação e/ou redução de bancos de sedimentação. Não obstante a este fato, é possível supor que o fluxo de água, após o barramento de Santo Antônio, deve atingir vazões expressivas e, conforme mostram os estudos, a massa d’água evidenciará redução nos níveis de sólidos (areia, principalmente).

A avaliação das figuras apresentadas abaixo suscita um fato importante a ser considerado. O alto dinamismo hidráulico na bacia do rio Madeira promove, em uma escala de décadas, evidentes mudanças na fisiografia fluvial. Em apenas 30 anos, foi possível observar a complementação de uma ilha sedimentar (parte superior da figura) e colmatação definitiva de um trecho do rio (parte inferior da figura). Esses exemplos naturais mostram o caráter jovem do rio, o qual ainda (em um escala temporal ampla, diferente de décadas) está definindo seu leito permanente. O barramento induzido antropicamente, nesse contexto, pode ser observado – quanto à dinâmica de sólidos em suspensão vs. zonas sedimentares – como de classe secundária. A idéia de classe secundária, aqui, expressa um grau de impacto de segunda ordem (relativamente menos relevante). O rio, de certa forma, evidencia mecanismos de redução e adição de partículas intrínsecos à sua evolução. Do ponto de vista ecológico, a retenção de areia e o conseqüente incremento proporcional de partículas de granulometria menor (silte e argila) podem favorecer a formação de complexos de natureza orgânica. A formação destes agregados, se confirmada, poderia apresentar efeito sobre a fertilização das áreas sedimentares. Todavia, ressalta-se que este processo, se detectável e representativo, deve ocorrer em um escala espacial restrita.

Rio Madeira na Confluência com o rio Jaci-Paraná



Rio Madeira entre as Ilhas Curicaca e Botafogo, a Jusante de Porto velho, na Foz do Igarapé Cuniã



5. Validação da Modelagem Matemática e Estudos Sedimentológicos

Os modelos são frágeis, pelo menos à luz de interpretações ecológicas. Todo o escopo preditivo assumiu uma lógica funcional do ecossistema baseada em *continuum*. A lateralidade foi negligenciada. As diferenças de velocidade da água no leito do rio estabelecem zonas que possibilitam a manutenção de biomassas maiores do que aquelas que seriam suportadas caso o fluxo fosse homogêneo (REYNOLDS, 1994). Uma porção significativa do rio opera ecologicamente na dimensão lateral. Outro conceito importante descreve as zonas naturais de remanso dos rios, as quais funcionam como fontes biológicas para o trecho retilíneo. Com a existência dos reservatórios, a importância dessas zonas será aumentada significativamente. Destaca-se, ainda, o que foi inclusive discutido pela autoria do EIA, a relevância dos remansos formados a partir da junção dos tributários com os reservatórios.

Mais um fato deve ser considerado. Embora as curvas de variação de vazão e nível hidrométrico sejam robustas em termos de previsibilidade (geradas a partir de uma ampla escala de medidas), é definitiva a necessidade de se considerar mudanças regionais/globais

climáticas. Os modelos preditivos precisam incorporar uma função que represente essa mudança de padrão temporal. Os modelos são gerados a partir de dados históricos que podem não refletir mais o contexto em mudança.

Com relação ao abastecimento dos modelos, as constantes ecológicas (taxas; por exemplo ρ , δ ou β) utilizadas são generalistas e extraídas de realidades limno-ecológicas completamente distintas da realidade do estudo. Em alguns casos, supõe-se que a variabilidade da constante seja baixa como, por exemplo, a taxa de sedimentação de matéria orgânica de alto peso molecular. Nesse caso, evidentemente haverá uma distorção reduzida na tendência. No entanto, a variabilidade da constante pode ser alta – por exemplo, taxa de respiração de organismos planctônicos – e, nessa situação, a predição estaria distante dos resultados reais. Salienta-se que a maioria das constantes podem ser geradas no âmbito dos Estudos de Impacto Ambiental.

6. Perspectivas

Com base nas considerações expostas anteriormente, sugere-se a previsão de pesquisas que contemplem os fatos apresentados. Entende-se que assuntos de especial relevância para a compreensão do ambiente do empreendimento são (a) medidas de processos (taxas de produtividade, respiração, foto-oxidação etc); (b) experimentações *in vitro* de modo a compreender fatos ecológicos específicos (predação, processos de sedimentação, efeito de turbidez etc) e (c) um desenho amostral mais “causal”, a fim de responder questões dinâmicas (bolsões, remansos, intensificação amostral-temporal etc).

7. Referências Citadas

- FISHER TR, Melack JM, Grobbelaar JU & Howarth RW .1995. Nutrient limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine, and marine waters. In: Tiessen H (Ed) Phosphorus in the global environment (pp 301-322). John Wiley & Sons Ltd., New York, NY.
- HUSZAR, V.L.M. Caraco, N. F; Roland, F. Cole, J.. 2006. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: Do temperate models fit? *Biogeochemistry*, v. 77.
- LEWIS WM Jr. 2002. Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 28: 210-213.
- REDFIELD AC, Ketchum BH & Richards FA .1963 The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill MN (Ed.) *The sea* (pp 26-77). Wiley-Interscience, New York.
- REYNOLDS C.S., 1997. *Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*, Ecology Institute, Germany. 371pp.

8. Equipe Responsável

Fábio Roland - Laboratório de Ecologia Aquática – Departamento de Biologia-ICB - Campus Universitário – Juiz de Fora/MG

10. Análise multivariada integrando as informações sobre o ambiente aquático

11. Resultados e as análises de similaridade, diversidade e riqueza para cada comunidade aquática

12. Estabelecer interações entre as comunidades planctônicas, bentônica e íctia.

Solicitações do IBAMA: (1) Realizar análise multivariada integrando as informações sobre o ambiente aquático (qualidade da água, sedimento e comunidades planctônicas, bentônica e íctia), considerando os diferentes períodos amostrais, afluentes e regime de vazão.

(2) Apresentar os resultados e as análises de similaridade, diversidade e riqueza para cada comunidade aquática, considerando os períodos amostrais separadamente. Repetir a análise para os quatro tipos de regime de vazão: cheia, vazante, seca e enchente.

(3) Estabelecer interações, caso existam, entre as comunidades planctônicas (fito e zoo), bentônica e íctia.

1. INTRODUÇÃO

Os dados obtidos em programas de monitoramento ecológico são, em geral, naturalmente divididos em dois conjuntos, tais como, dados físico-químicos e biológicos (presença/ausência ou densidade de diferentes espécies de um ou mais grupos taxonômicos) (Diniz-Filho & Bini, 1996; Bini, 2004). Esses dados podem ser obtidos em diferentes unidades amostrais (e.g. pontos de coleta), para a representação da heterogeneidade espacial, e também ao longo do tempo, com o objetivo de quantificar a variabilidade temporal do sistema estudado.

Um interesse recorrente na análise desses dados envolve a quantificação da estrutura de correlação entre esses conjuntos, com o objetivo de extrair os principais padrões existentes. Em geral, análises univariadas são ineficientes tendo em vista o grande conjunto de informações. Assim, para estudar a estrutura de correlação entre grandes conjuntos de dados é necessário o uso de técnicas conhecidas como análises multidimensionais ou multivariadas (Legendre & Legendre, 1998; Manly, 1994).

O objetivo desse documento é o de apresentar os resultados das diferentes análises multivariadas que foram utilizadas para integrar e correlacionar os dados (bióticos e abióticos) que foram obtidos no programa de monitoramento do rio Madeira e Tributários.

Desta forma, foram atendidas as seguintes adequações estipuladas pelo IBAMA, através do ofício número 135/2006 DILIQ/IBAMA, de 24 de fevereiro de 2006, no tocante ao Meio Biótico - Ecossistema Aquático, encaminhada com o seguinte teor:

(1) “Realizar análise multivariada integrando as informações sobre o ambiente aquático (qualidade da água, sedimento e comunidades planctônicas, bentônica e íctia), considerando os diferentes períodos amostrais, afluentes e regime de vazão.”

(2) “Apresentar os resultados das análises de similaridade, diversidade e riqueza para cada comunidade aquática, considerando os períodos amostrais separadamente. Repetir a análise para os quatro tipos de regime de vazão: cheia, vazante, seca e enchente.”

(3) “Estabelecer interações, caso existam, entre as comunidades planctônicas (fito e zoo), bentônica e íctia.”

É importante salientar que a comunidade bentônica não foi analisada nesse relatório em função da indisponibilidade de dados. Os dados da comunidade de peixes foram coletados em períodos e locais que não coadunam com os locais e períodos que foram monitorados para a avaliação da qualidade da água. Desta forma, não foi possível utilizar os dados dessa comunidade para correlacionar com os dados de qualidade da água.

2. MÉTODOS

Ordenação dos Pontos/Meses de Monitoramento com Base nos Dados Bióticos e Abióticos

Primeiramente, foi realizada uma análise de ordenação para cada conjunto de dados disponível com o objetivo de demonstrar os principais padrões de variação existentes (e.g. variação sazonal e diferenciação entre tributários e rio Madeira).

Uma análise de componentes principais (PCA) foi utilizada com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados ambientais (Manly, 1994). Previamente, a transformação logarítmica foi aplicada para todas as variáveis (exceto para o pH). A PCA é uma técnica de ordenação adequada para sintetizar grandes conjuntos de dados, especialmente quando as variáveis analisadas apresentam uma forte estrutura de correlação (como, por exemplo, variáveis abióticas indicadoras da qualidade da água).

Os padrões de variação espacial e/ou temporal das estruturas das comunidades planctônicas e de macrófitas aquáticas foram investigados através de uma análise de correspondência “detrended” (DCA) (Hill & Gauch, 1980). Os dados disponíveis para as análises consistiram em matrizes de presença e ausência obtidas em 6 locais (MAD10, MAD50, MAD90, ABU10, MTM30 e JAC10) e durante 5 meses de coleta (11/03, 01/04, 03/04, 05/04 e 07/04, correspondendo aos períodos de seca, enchente, cheia, vazante e seca, respectivamente). A DCA é uma análise de ordenação que gera ordenações em uma, duas ou três dimensões, de tal modo que as observações (e.g. pontos/meses) que estão próximas no espaço de ordenação apresentam composições de espécies similares.

Utilizando os escores derivados das análises de correspondência “detrended” (DCA), a concordância dos padrões de ordenação gerados pelas comunidades planctônicas foi estimada através de uma análise de Procrustes. O protocolo detalhado desse método pode ser encontrado em Jackson (1995). Essa análise permite verificar se existe concordância entre dois conjuntos quaisquer de dados multidimensionais (no caso de interesse, entre as comunidades planctônicas). Primeiramente, a análise de Procrustes envolve a síntese de cada um dos conjuntos de dados multidimensionais através de análises de ordenações. O segundo passo consiste em calcular a estatística denominada m^2 , que mede o quão díspares são os padrões de ordenações gerados, independentemente, pelos dois conjuntos de dados. Como os sinais dos escores obtidos nas ordenações são arbitrários, uma das ordenações é submetida a

um algoritmo de rotação até que a congruência entre esta e a segunda ordenação (denominada configuração alvo) seja a maior possível. Em outras palavras, o ajuste é feito até que o valor da estatística m^2 seja minimizado. A significância de m^2 foi avaliada através de testes de permutações aleatórias (Jackson, 1995).

Correlação entre Dados Biológicos e Abióticos

A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para estimar as correlações multidimensionais entre os seguintes conjuntos de dados:

- (i) Comunidade fitoplanctônica (347 táxons) × dados abióticos (16 variáveis indicadoras da qualidade da água) ($n = 30$)
- (ii) Comunidade zooplancônica (108 táxons) × dados abióticos (16 variáveis indicadoras da qualidade da água) ($n = 30$)
- (iii) Comunidade de macrófitas aquáticas (15 táxons) × dados abióticos (16 variáveis indicadoras da qualidade da água) ($n = 20$)

Esta análise, desenvolvida por Ter Braak (1986), é uma das técnicas mais utilizadas em estudos limnológicos que objetivam identificar a influência de variáveis ambientais sobre os padrões de composição e abundância de comunidades aquáticas (e.g. Bini *et al.*, 1999). A Análise de Correspondência Canônica sintetiza as variáveis ambientais através de eixos de ordenação (gradientes) que maximizam a separação dos nichos das espécies presentes na comunidade estudada. Assume-se que a abundância ou ocorrência de uma espécie ao longo de um gradiente ambiental segue a Lei de Tolerância de Shelford. Desta forma, as respostas das espécies frente ao gradiente ambiental assumiriam a forma de curvas unimodais. No entanto, a CCA parece ser robusta quando esse pressuposto é violado (Palmer, 1993).

A estimativa do ótimo de cada espécie é dada pela média dos valores do gradiente ambiental onde uma determinada espécie ocorre. Usualmente, muitas variáveis ambientais podem ser utilizadas com o objetivo de explicar a distribuição das espécies, resultando em padrões de nichos p -dimensionais. No entanto, nem todas variáveis apresentam igual importância neste processo. Deste modo, a CCA extrai p combinações lineares (gradientes ambientais) (onde p é igual ao número de variáveis ambientais), de tal maneira que as variáveis que maximizam a separação dos nichos das espécies apresentarão maior poder de predição da assembléia estudada.

3. ANÁLISES DE SIMILARIDADE E RIQUEZA

As análises de similaridade foram realizadas, para cada comunidade e período hidrológico, através do coeficiente de Jaccard. Este coeficiente não considera as duplas-ausências e, deste modo, é um coeficiente assimétrico. Essa característica é importante para evitar que a similaridade entre os pontos de coleta seja considerada elevada simplesmente porque estes pontos não apresentam diferentes espécies. O coeficiente de Jaccard (J) entre pares de pontos (i, j) é dado por: $J_{ij} = a / (a + b + c)$, onde a , b e c , são os termos de um tabela de frequência 2×2 (ver Legendre & Legendre, 1998, página 254).

O número total de táxons registrados em cada um dos 5 períodos de amostragem foi utilizado para representar a riqueza de espécies. No entanto, os levantamentos (faunísticos ou florísticos) são reconhecidamente insuficientes para registrar toda a biodiversidade de uma

região (Bini *et al.*, 2001). Assim, um estimador não paramétrico de riqueza de espécies, conhecido como Jackknife 1, também foi utilizado com o objetivo de estimar a riqueza de espécies em cada um dos períodos analisados. Esse estimador (S_{jack1}) é baseado somente em dados de presença e ausência e é dado por:

$$S_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right)$$

onde S_{obs} é a riqueza observada, Q_1 = é o número de espécies com uma única ocorrência e m é o número de localidades.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Similaridade Limnológica

Os dois primeiros eixos resultantes da análise de componentes principais aplicada aos dados limnológicos explicaram aproximadamente 59 % da variabilidade total dos dados abióticos. Uma clara distinção entre os pontos localizados no rio Madeira e nos tributários foi detectada (Figura 1). As magnitudes e os sinais dos coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis originais e os escores derivados do primeiro componente (porcentagem de explicação = 39%) (Tabela 1) indicam que os pontos localizados no rio Madeira (MAD10, MAD50 e MAD90) apresentam, em média, águas com maiores concentrações iônicas, maiores valores de sólidos suspensos (fixos e voláteis), maiores concentrações de P-total, silicatos e as menores concentrações de clorofila-a. Por outro lado, os tributários (ABU10, MTM30, JAC10) apresentaram características opostas às mencionadas acima.

As variáveis oxigênio dissolvido, pH e P-dissolvido estão negativamente correlacionadas com o segundo componente principal. As variáveis amônia, COD e DQO estão positivamente correlacionadas com esse eixo (porcentagem de explicação = 20%) (Tabela 1). Em geral, essas variáveis diferenciaram os períodos de enchente/cheia (01/04 e 03/04) dos períodos de vazante/seca (11/03, 05/04 e 07/04). Os períodos de enchente/cheia foram caracterizados pelos maiores valores de DQO e teores de COD e amônia, enquanto que os períodos de vazante/seca apresentaram maiores teores de oxigênio dissolvido, P-dissolvido e pH.

Em resumo, os dois primeiros componentes principais foram suficientes para explicar uma grande proporção da variabilidade limnológica do sistema investigado. O primeiro componente principal pode ser interpretado como um gradiente de concentração e luz, onde os pontos localizados no rio Madeira, quando comparados com aqueles localizados nos tributários, apresentaram maiores teores de diferentes nutrientes, maiores coeficientes de atenuação luminosa e menores valores de biomassa fitoplanctônica. O segundo componente principal diferenciou os períodos hidrológicos, sendo que os meses de seca/vazante, quando comparados com os meses de enchente/cheia, apresentaram águas mais alcalinas, com maiores teores de oxigênio dissolvido e menores valores de COD e DQO.

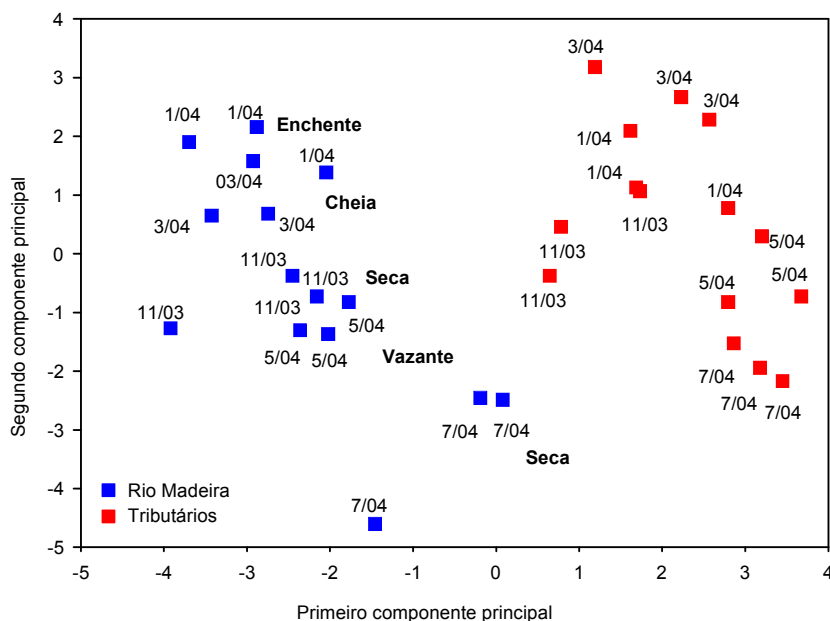


Figura 1 – Escores dos pontos/meses de coleta derivados de uma análise de componentes principais (PCA) aplicada aos dados ambientais. Autovalores iguais a 6,2 e 3,1, para o primeiro e segundo componente principal, respectivamente.

Tabela 1 – Correlações de Pearson entre as variáveis originais e os escores derivados dos dois primeiros componentes principais (CP 1 e CP 2)

Variáveis	CP 1	CP 2
Luz Atenuada	-0.61	0.44
Temperatura	-0.45	0.26
Oxigênio dissolvido	-0.14	-0.69
Condutividade	-0.93	-0.24
pH	-0.65	-0.63
DQO	-0.63	0.67
Sólidos suspensos fixos	-0.83	-0.21
Sólidos suspensos voláteis	-0.73	0.15
Ortofósforo	-0.44	-0.49
Fósforo total	-0.78	-0.16
Fósforo dissolvido	-0.44	-0.55
Amônia	-0.21	0.54
Nitrato	-0.42	0.30
Silicatos	-0.83	-0.23
Carbono orgânico dissolvido	-0.63	0.67
Clorofila	0.66	-0.14

Similaridade Florística - Fitoplâncton

Os três primeiros eixos derivados da análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA) aplicada aos dados da comunidade fitoplanctônica (348 táxons) apresentaram autovalores iguais a 0,32, 0,29 e 0,22, respectivamente. A similaridade dos autovalores indica

um baixo nível de coerência na comunidade. Quando o nível de coerência é elevado os padrões de estrutura das comunidades podem ser representados em um único eixo, assim o autovalor associado ao primeiro eixo deveria ser substancialmente maior que os autovalores dos eixos subsequentes.

Os escores dos pontos/meses de coleta estão apresentados na Figura 2. Nota-se uma clara diferenciação entre os pontos de coleta localizados no rio Madeira e nos tributários, similar aos resultados obtidos com os fatores limnológicos. Estes resultados indicam que as composições de espécies nos pontos localizados no rio Madeira diferem das composições encontradas nos tributários.

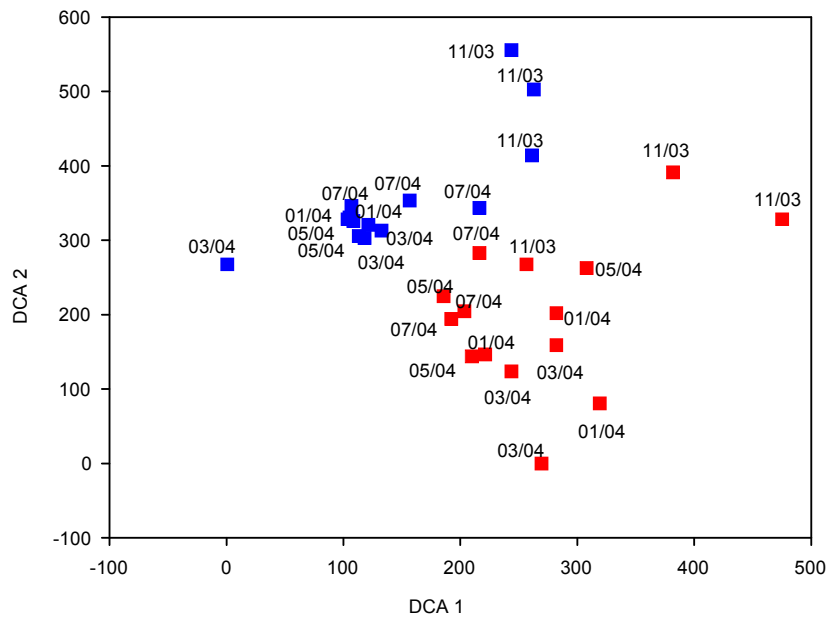


Figura 2 – Escores derivados de uma análise de correspondência “detrended” (DCA) aplicada aos dados de presença e ausência da comunidade fitoplancônica. Pontos azuis = rio Madeira; Pontos vermelhos = tributários.

Similaridade Florística – Macrófitas Aquáticas

Os padrões de similaridade obtidos com a composição de espécies de macrófitas aquáticas estão apresentados na Figura 3. Apenas as observações (combinação de locais e meses de coleta) com presença de vegetação aquática foram incluídas nessa análise ($n = 20$). Deste modo, as observações apresentadas na Tabela 2, todas localizadas em tributários, foram excluídas da análise de correspondência (DCA) tendo em vista a ausência de macrófitas. Somente esses resultados são suficientes para demonstrar que o rio Madeira, quando comparado com os tributários, apresenta condições limnológicas mais favoráveis (e.g. maiores concentrações de nutrientes; ver comparação entre rio Madeira e tributários no tópico “Similaridade Limnológica”) para o crescimento da vegetação aquática.

Tabela 2 – Locais/meses de coleta que foram excluídos da análise em função da ausência plantas aquáticas.

Ponto	Rio	Mês/Período Hidrológico
ABU10	Rio Abunã	11/03 S
JAC10	Rio Jaciparaná	11/03 S
ABU10	Rio Abunã	01/04 E
MTM30	Rio Mutuparaná	01/04 E
ABU10	Rio Abunã	03/04 C
MTM30	Rio Mutuparaná	03/04 C
ABU10	Rio Abunã	05/04 V
MTM30	Rio Mutuparaná	05/04 V
ABU10	Rio Abunã	07/04 S
MTM30	Rio Mutuparaná	07/04 S

Ao contrário dos padrões de ordenação gerados pelos dados da comunidade fitoplanctônica, as observações obtidas nos tributários não apresentaram comunidades de macrófitas aquáticas distintas daquelas observadas no rio Madeira (Figura 3). Desse modo, a principal diferença entre esses ambientes está relacionada com a riqueza de espécies e a composição de espécies nos tributários pode ser considerada um subconjunto daquela encontrada no rio Madeira.

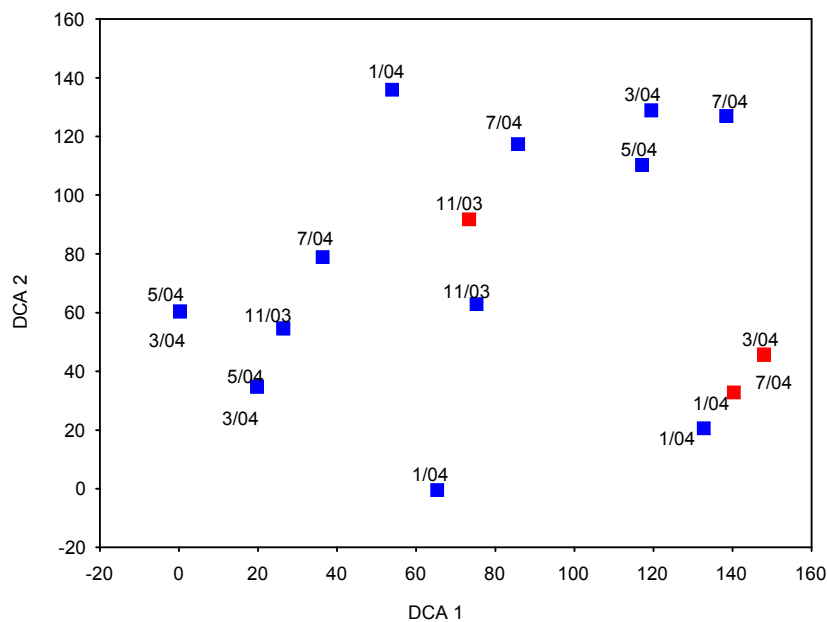


Figura 3 – Escores derivados de uma análise de correspondência “detrended” (DCA) aplicada aos dados de presença e ausência da comunidade de macrófitas aquáticas. Pontos azuis = rio Madeira; Pontos vermelhos = tributários. Autovalores dos 3 primeiros eixos iguais a 0,24, 0,07 e 0,03, respectivamente.

Similaridade Faunística – Zooplâncton

Os padrões de ordenação/classificação gerados pelos dados da comunidade zooplanctônica também revelaram que as composições de espécies encontradas nos tributários diferem daquelas registradas no rio Madeira. Além disso, é possível observar que os períodos de seca (11/03 e 07/04) diferiram entre si e as comunidades dos períodos de enchente, cheia e vazante apresentaram, em geral, composições mais similares ao período de seca em 07/04 (Figura 4).

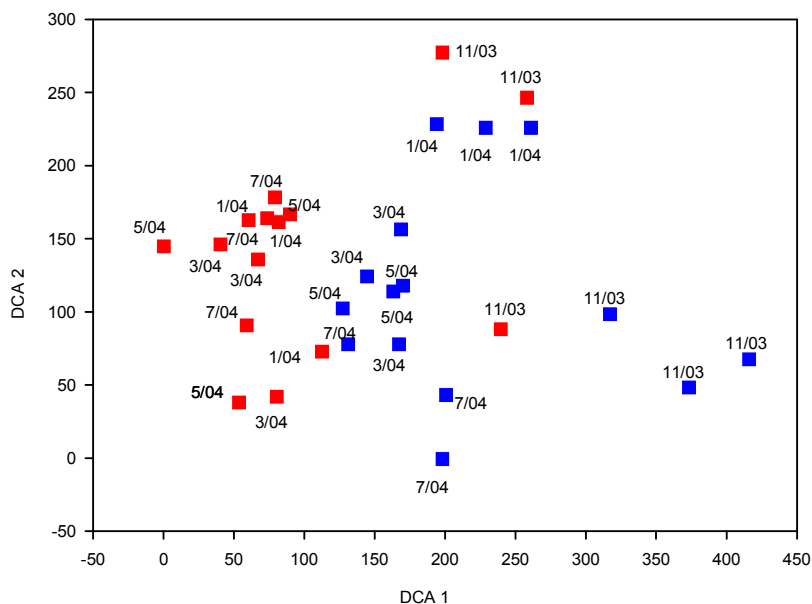


Figura 4 – Escores derivados de uma análise de correspondência “detrended” (DCA) aplicada aos dados de presença e ausência da comunidade zooplanctônica. Pontos azuis = rio Madeira; Pontos vermelhos = tributários. Autovalores dos 3 primeiros eixos iguais a 0,39, 0,21 e 0,19, respectivamente.

Análises Multivariadas Integrando os Dados Abióticos e Bióticos

Fitoplâncton x limnologia

Os resultados da análise de correspondência canônica (CCA) foram consistentes com aqueles obtidos com a DCA e a PCA, ou seja, demonstraram uma clara diferenciação entre os pontos localizados no rio Madeira e os pontos localizados nos tributários (Figura 5). Além disso, os testes de Monte Carlo indicaram relações significativas entre os dados da comunidade fitoplanctônica e os dados ambientais (Tabela 3).

Tabela 3 – Resultados da análise de correspondência canônica (fitoplâncton).

Eixo	Correlações observadas	Correlações simuladas			<i>P</i>
		Média	Mínimo	Máximo	
1	0.995	0.965	0.921	0.992	0.001
2	0.977	0.944	0.877	0.985	0.011

Observação: os testes de Monte Carlo, avaliando a significância dos eixos, foram baseados em 999 permutações. O nível de significância está indicado na coluna *P*. Esse nível mostra a probabilidade de obtenção simplesmente ao acaso de correlações tão altas quanto às observadas com os dados reais.

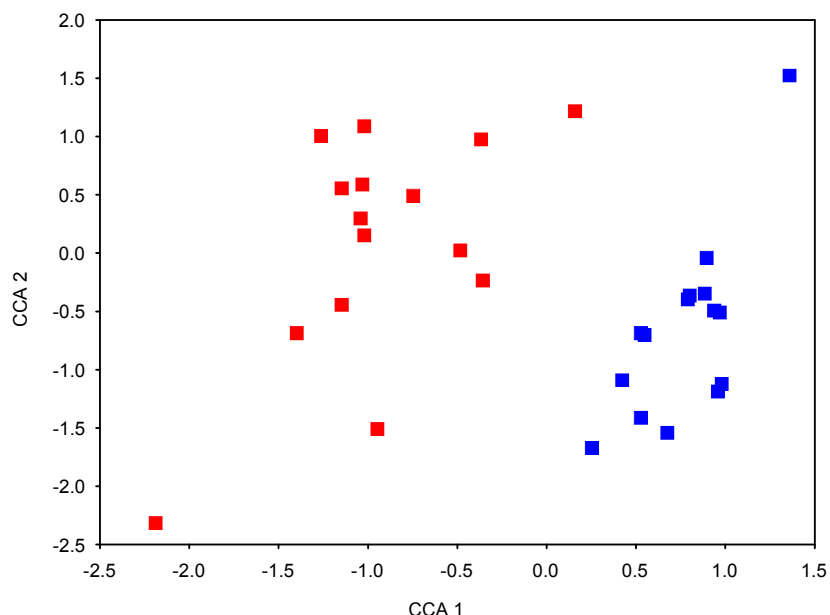


Figura 5 - Escores dos locais de coleta resultantes da análise de correspondência canônica aplicada os dados da comunidade fitoplanctônica. Pontos azuis = rio Madeira; Pontos vermelhos = tributários.

As principais variáveis ambientais correlacionadas com as assembléias fitoplanctônicas foram pH, SiO₂, P-total, condutividade elétrica e SSF, ao longo do primeiro eixo, e os teores de oxigênio dissolvido, ao longo do segundo eixo (Tabela 4). No entanto, a relação com o pH e com o oxigênio pode ser melhor interpretada considerando a influência do metabolismo das algas sobre essas variáveis e não o contrário. O coeficiente associado com a clorofila-a mostra que os maiores valores de biomassa fitoplanctônica são, em geral, encontrados nos tributários.

Tabela 4 – Coeficientes de correlação intraclassa derivados da CCA aplicada aos dados da comunidade fitoplanctônica.

Variáveis	CCA - Eixo 1	CCA - Eixo 2
Luz atenuada	0.17	-0.32
Temperatura	0.18	-0.27
Oxigênio dissolvido	0.25	-0.72
Condutividade elétrica	0.88	-0.32
pH	0.75	-0.42
DQO	0.32	0.22
SSF	0.93	-0.13
SSV	0.59	-0.06
P-orto	0.29	-0.41
P-total	0.82	-0.04
P-dissolvido	0.27	-0.48
NH ₃	0.16	0.56
NO ₃	0.19	-0.32
SiO ₂	0.80	-0.25
COD	0.32	0.22
Clorofila- <i>a</i>	-0.58	-0.13

Observação: Esses coeficientes indicam a importância relativa das variáveis ambientais na predição dos padrões de composição de espécies.

As divisões de algas registradas foram utilizadas como critérios de categorização dos escores das espécies (derivados da CCA) para verificar se determinados grupos de algas ocorrem ou não preponderantemente em um dos dois tipos de ambientes identificados nesse estudo (basicamente rio Madeira e tributários). Os resultados demonstraram que as assembleias dos tributários e do rio Madeira foram compostas por táxons pertencentes a diferentes divisões (Figura 6). Dessa forma, não é possível inferir que no rio Madeira, por exemplo, existe o predomínio de uma determinada divisão de algas.

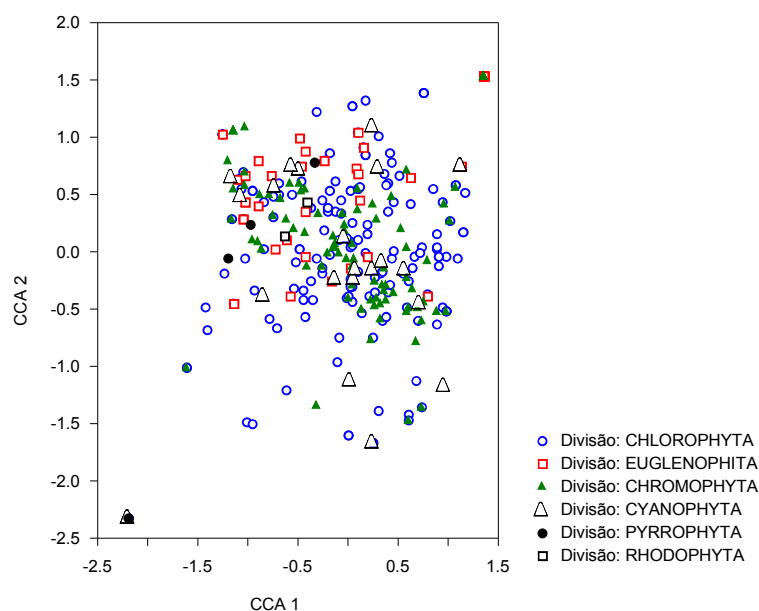


Figura 6 – Escores das espécies de fitoplâncton (diferenciados pelas divisões de algas) derivados da Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Zooplâncton x limnologia

A ordenação dos pontos de coleta derivada da CCA aplicada aos dados da comunidade zooplancônica também sugeriu uma diferenciação entre os tributários e o rio Madeira (Figura 7). No entanto, os testes de Monte Carlo demonstraram que não existe uma correlação significativa entre os dois conjuntos de dados multidimensionais (matriz de presença/ausência de zooplâncton e dados limnológicos; ver Tabela 5).

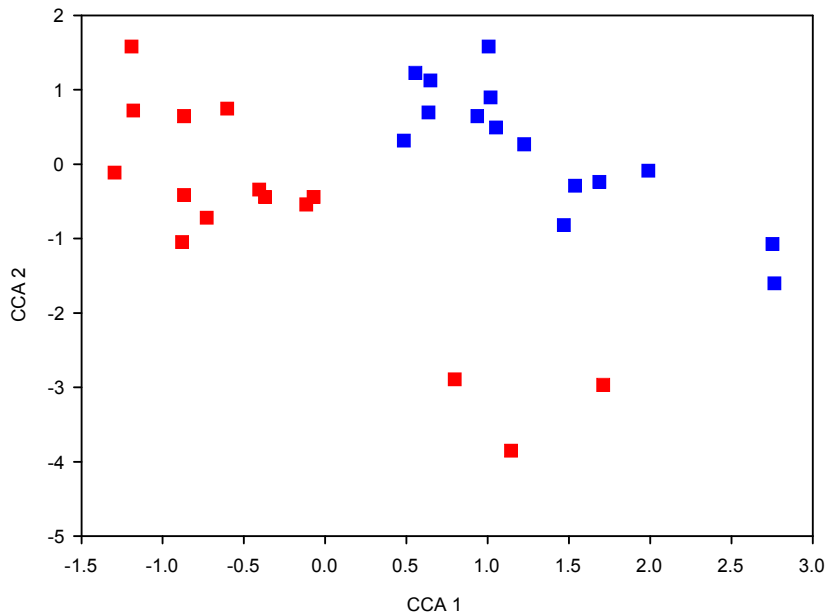


Figura 7 - Escores dos locais de coleta resultantes da análise de correspondência canônica aplicada aos dados da comunidade zooplancônica. Pontos azuis = rio Madeira; Pontos vermelhos = tributários.

Tabela 5 – Resultados da análise de correspondência canônica (zooplâncton).

Eixo	Correlações observadas	Correlações simuladas			P
		Média	Mínimo	Máximo	
1	0.936	0.945	0.835	0.986	0.6967
2	0.943	0.935	0.844	0.987	0.4074

Observação: Os testes de Monte Carlo, avaliando a significância dos eixos, foram baseados em 999 permutações. O nível de significância está indicado na coluna P. Esse nível mostra a probabilidade de obtenção simplesmente ao acaso de correlações tão altas quanto às observadas com os dados reais.

Macrófitas x limnologia

Somente o primeiro eixo derivado da CCA aplicada aos dados de macrófitas aquáticas foi significativo de acordo com os testes de Monte Carlo (Tabela 6). P-total foi a principal variável correlacionada com os padrões de composição de espécies (Tabela 7).

Os resultados da Tabela 7 e da Figura 8 (escores das espécies e dos locais derivados da CCA) demonstram que as seguintes espécies foram mais frequentes quando as concentrações de P-total foram elevadas: *Montrichardia arborescens*, *Eichhornia crassipes*, *Echinochloa polystachya*, *Paspalum repens* e *Paspalum fasciculatum*. Esses resultados são consistentes com as características dessas espécies (especialmente *E. crassipes*) que, geralmente, ocorrem com maior frequência em águas com elevados teores de P-total.

Tabela 6 – Resultados da análise de correspondência canônica (macrófitas aquáticas).

Eixo	Correlações observadas	Correlações simuladas			P
		Média	Mínimo	Máximo	
1	0.995	0.944	0.807	0.997	0.003
2	0.984	0.927	0.706	0.999	0.091

Observação: Os testes de Monte Carlo, avaliando a significância dos eixos, foram baseados em 999 permutações. O nível de significância está indicado na coluna P. Esse nível mostra a probabilidade de obtenção simplesmente ao acaso de correlações tão altas quanto às observadas com os dados reais.

Tabela 7 – Coeficientes de correlação intraclasses derivados da CCA aplicada aos dados da comunidade de macrófitas aquáticas.

Variáveis	CCA - Eixo 1
Luz atenuada	0.09
Temperatura	0.28
Oxigênio dissolvido	0.22
Condutividade elétrica	0.46
pH	0.41
DQO	0.24
SSF	0.44
SSV	0.26
P-orto	0.39
P-total	0.60
P-dissolvido	0.44
NH ₃	0.14
NO ₃	0.37
SiO ₂	0.30
COD	0.24
Clorofila-a	-0.31

Observação: Esses coeficientes indicam a importância relativa das variáveis ambientais na predição dos padrões de composição de espécies.

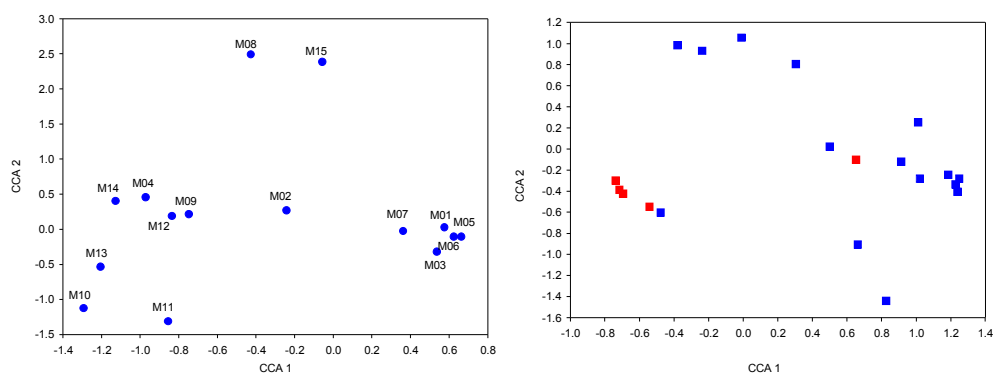


Figura 8 – Escores das espécies de macrófitas aquáticas e dos locais de coleta (pontos azuis = rio Madeira; pontos vermelhos = tributários) derivados da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Códigos: M01 *Montrichardia arborescens*; M02 *Pistia stratiotes*; M03 *Eichhornia crassipes*; M04 *Pontederia rotundifolia*; M05 *Echinochloa polystachya*; M06 *Paspalum repens*; M07 *Paspalum fasciculatum*; M08 *Oriza perennis*; M09 *Poligonum* sp.; M10 *Azolla caroliniana*; M11 *Salvinia auriculata*; M12 *Ricciocarpus natans*; M13 *Wolffiella brasiliensis*; M14 *Scirpus cubensis*; M15 *Ceratopteris pteridoides*.

Análises de Similaridade e Riqueza de Espécies para cada Comunidade Aquática

Fitoplâncton

As matrizes de similaridade de Jaccard estimadas com os dados da comunidade fitoplanctônica estão apresentadas na Tabela 8. Em geral, a similaridade florística foi maior entre os pontos localizados no rio Madeira, especialmente nos meses de seca e enchente (11/03 e 01/04, respectivamente). No entanto, a elevada similaridade entre esses pontos não foi novamente observada na seca de 2004 (07/04). Em média, a menor similaridade entre os pontos de monitoramento foi registrada para o período de vazante (05/04). A menor similaridade entre os pontos de coleta localizados nos tributários demonstra que a diversidade beta (mudança espacial na composição de espécies) é maior nesses ambientes.

Em todos os meses/períodos analisados, uma elevada riqueza de espécies foi registrada (total = 347 táxons). O maior valor foi observado na cheia (em 03/04; 290 táxons) e os menores valores foram registrados nos períodos de seca (122 táxons em 11/03 e 124 táxons em 07/04). Resultados similares foram obtidos com o uso do estimador não paramétrico de riqueza de espécies Jackknife 1 (Tabela 8). No entanto, as diferenças entre os períodos hidrológicos, principalmente entre os períodos de seca e cheia, foram ressaltadas. Esses resultados indicam que durante os períodos de cheias existe uma contribuição mais expressiva de todos os ambientes que compõem a região monitorada (e.g. igarapés), o que acarreta um aumento da biodiversidade regional.

Zooplâncton

As matrizes de similaridade de Jaccard que foram estimadas com base na comunidade zooplanctônica estão apresentadas na Tabela 9. Em geral, os maiores valores de similaridade também foram encontrados entre os pontos de coleta localizados no rio Madeira (especialmente em 11/03 – seca). Em função da conectividade hidrológica que existe entre esses pontos, a maior similaridade faunística, quando comparada com a similaridade estimada para tributários, era esperada. No entanto, os baixos valores absolutos podem ser explicados pela influência de novos táxons que entram no sistema pelos tributários. Por exemplo, dois pontos de coleta quaisquer localizados a montante e a jusante da desembocadura de um determinado tributário, embora geograficamente próximos, podem apresentar faunas diferenciadas em função da contribuição de táxons, para os pontos de jusante (mas não para os de montante), advindos dos tributários.

A riqueza de espécies de zooplâncton também indicou um padrão de incremento nos períodos de cheia/vazante e um decréscimo nos períodos de seca (11/03 e 07/04; Tabela 7). Os estimadores não paramétricos demonstraram padrões similares (maior riqueza estimada nos períodos de cheia e vazante e menores valores estimados nos períodos de seca).

Tabela 8 – Matrizes de similaridade de Jaccard estimadas com os dados da comunidade fitoplanctônica para os diferentes períodos amostrais.

Mês/Período		MAD10	MAD50	MAD90	ABU10	MTM30	JAC10	Similaridade Média	S observada	S estimada
11/03 Seca	MAD10	1						0.27	122	159
	MAD50	0.69	1							
	MAD90	0.64	0.92	1						
	ABU10	0.16	0.16	0.17	1					
	MTM30	0.11	0.16	0.16	0.11	1				
	JAC10	0.15	0.18	0.17	0.15	0.13	1			
01/04 Enchente	MAD10	1						0.29	207	288
	MAD50	0.51	1							
	MAD90	0.40	0.45	1						
	ABU10	0.24	0.26	0.22	1					
	MTM30	0.23	0.24	0.25	0.31	1				
	JAC10	0.20	0.23	0.21	0.35	0.30	1			
03/04 Cheia	MAD10	1						0.26	290	408
	MAD50	0.20	1							
	MAD90	0.24	0.47	1						
	ABU10	0.24	0.23	0.20	1					
	MTM30	0.18	0.23	0.23	0.36	1				
	JAC10	0.24	0.22	0.25	0.32	0.29	1			
05/04 Vazante	MAD10	1						0.24	181	261
	MAD50	0.45	1							
	MAD90	0.42	0.43	1						
	ABU10	0.23	0.23	0.28	1					
	MTM30	0.13	0.15	0.16	0.30	1				
	JAC10	0.17	0.17	0.15	0.16	0.16	1			
07/04 Seca	MAD10	1						0.25	124	169
	MAD50	0.38	1							
	MAD90	0.38	0.40	1						
	ABU10	0.21	0.18	0.23	1					
	MTM30	0.09	0.12	0.16	0.28	1				
	JAC10	0.27	0.22	0.29	0.26	0.23	1			

Observação: Valores $\geq 0,4$ são destacados em negrito. *S* observada = riqueza observada; *S* estimada = riqueza estimada (Jackknife 1 – estimador de riqueza de primeira ordem).

Tabela 9 – Matrizes de similaridade de Jaccard estimadas com os dados da comunidade zooplanctônica para os diferentes períodos amostrais.

Mês/Período		MAD10	MAD50	MAD90	ABU10	MTM30	JAC10	Similaridade	S	S estimada
								Média	observada	
11/03 Seca	MAD10	1						0.15	20	30
	MAD50	0.50	1							
	MAD90	0.29	0.60	1						
	ABU10	0.07	0.08	0.08	1					
	MTM30	0.00	0.00	0.00	0.18	1				
	JAC10	0.00	0.00	0.10	0.21	0.11	1			
01/04 Enchente	MAD10	1						0.27	64	90
	MAD50	0.47	1							
	MAD90	0.38	0.42	1						
	ABU10	0.12	0.18	0.24	1					
	MTM30	0.15	0.20	0.19	0.36	1				
	JAC10	0.17	0.26	0.15	0.39	0.31	1			
03/04 Cheia	MAD10	1						0.22	79	109
	MAD50	0.16	1							
	MAD90	0.39	0.26	1						
	ABU10	0.18	0.17	0.21	1					
	MTM30	0.22	0.16	0.23	0.35	1				
	JAC10	0.24	0.07	0.14	0.28	0.27	1			
05/04 Vazante	MAD10	1						0.22	85	122
	MAD50	0.33	1							
	MAD90	0.26	0.41	1						
	ABU10	0.24	0.31	0.33	1					
	MTM30	0.16	0.13	0.20	0.21	1				
	JAC10	0.16	0.10	0.07	0.15	0.26	1			
07/04 Seca	MAD10	1						0.16	34	51
	MAD50	0.50	1							
	MAD90	0.08	0.17	1						
	ABU10	0.06	0.06	0.09	1					
	MTM30	0.14	0.14	0.14	0.12	1				
	JAC10	0.16	0.10	0.15	0.27	0.20	1			

Observação: Valores $\geq 0,4$ são destacados em negrito. S observada = riqueza observada; S estimada = riqueza estimada (Jackknife 1 – estimador de riqueza de primeira ordem).

Macrófitas Aquáticas

As matrizes de Jaccard calculadas com base nos dados das comunidades de macrófitas aquáticas (Tabela 10) sugerem uma elevada similaridade florística entre os pontos de coleta. Em parte, essa elevada similaridade pode ser atribuída ao forte padrão de dominância nessa comunidade. Assim, dois locais podem ser considerados similares em função apenas das presenças de espécies dominantes (no caso desse estudo *Eichhornia crassipes*, *Echinochloa*

polystachya, *Paspalum repens*). Geralmente, estudos exaustivos, que possibilitaria o registro de espécies raras, poderiam diferenciar melhor as localidades.

Ao contrário das comunidades planctônicas, a riqueza de macrófitas aquáticas não mostrou uma clara diferenciação sazonal. Por exemplo, uma elevada riqueza (17 táxons) foi encontrada no período de seca em 07/04. No entanto, o estimador não paramétrico de riqueza indicou, de modo similar ao observado para as comunidades planctônicas, que a maior riqueza pode ser encontrada no período de cheia (03/04).

Tabela 10 – Matrizes de similaridade de Jaccard estimadas com os dados da comunidade de macrófitas aquáticas para os diferentes períodos amostrais.

Mês/Período		MAD10	MAD50	MAD90	JAC10	Similaridade	S observada	S estimada
11/03 Seca	MAD10	1				0.67	7	8
	MAD50	1.00	1					
	MAD90	0.71	0.71	1				
	JAC10	0.50	0.50	0.57	1			
01/04 Enchente	MAD10	1				0.36	12	13
	MAD50	0.20	1					
	MAD90	0.09	0.45	1				
	JAC10	0.08	0.42	0.92	1			
03/04 Cheia	MAD10	1				0.42	15	20
	MAD50	0.60	1					
	MAD90	0.36	0.36	1				
	JAC10	0.31	0.31	0.60	1			
05/04 Vazante	MAD10	1				0.44	14	18
	MAD50	0.60	1					
	MAD90	0.40	0.40	1				
	JAC10	0.31	0.31	0.64	1			
07/04 Seca	MAD10	1				0.54	15	17
	MAD50	0.63	1					
	MAD90	0.38	0.62	1				
	JAC10	0.38	0.50	0.73	1			

Observação: Valores $\geq 0,4$ são destacados em negrito. S observada = riqueza observada; S estimada = riqueza estimada (Jackknife 1 – estimador de riqueza de primeira ordem). Os pontos ABU10 e MTM30 foram excluídos das análises em função da ausência de plantas aquáticas.

Relações entre as Comunidades Planctônicas

Os padrões de ordenação gerados pelas comunidades planctônicas (Figuras 2 e 4) foram significativamente concordantes de acordo com a análise Procrustes ($m^2 = 0,72$; $P < 0,0001$; 10000 permutações). Assim, os arranjos dos locais/meses de coleta nas duas ordenações (fitoplâncton e zooplâncton) foram mais similares que o esperado ao acaso.

Os programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos consideram como variáveis descritoras diferentes atributos (e.g. riqueza, abundância) de assembléias biológicas (preponderantemente fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, peixes e macroinvertebrados bentônicos). A escolha do grupo taxonômico é, geralmente, dependente do tipo de ecossistema monitorado (e.g. macroinvertebrados em riachos) e, em muitos casos, da disponibilidade de especialistas. Na prática, tendo em vista a escassez de recursos, apenas

alguns grupos são analisados e é assumido que os resultados podem ser extrapolados para os organismos que não estão sendo monitorados. Os resultados obtidos no presente estudo indicam que, embora as duas comunidades não tenham respondido aos mesmos gradientes ambientais, elas foram significativamente concordantes. Assim, para fins de previsão, existe certa capacidade de extrapolação dos resultados (e.g. influência ou não de algum impacto ambiental) entre os grupos taxonômicos.

A riqueza de espécies da comunidade zooplancônica foi significativamente correlacionada com a riqueza de espécies da comunidade fitoplancônica ($r = 0,58$; $P < 0,001$). No entanto, a riqueza de espécies zooplancônicas não foi significativamente correlacionada com a concentração de clorofila-a ($r = 0,08$; $P = 0,688$). Assim, a relação entre a riqueza das comunidades planctônicas não foi mediada pela disponibilidade de recursos.

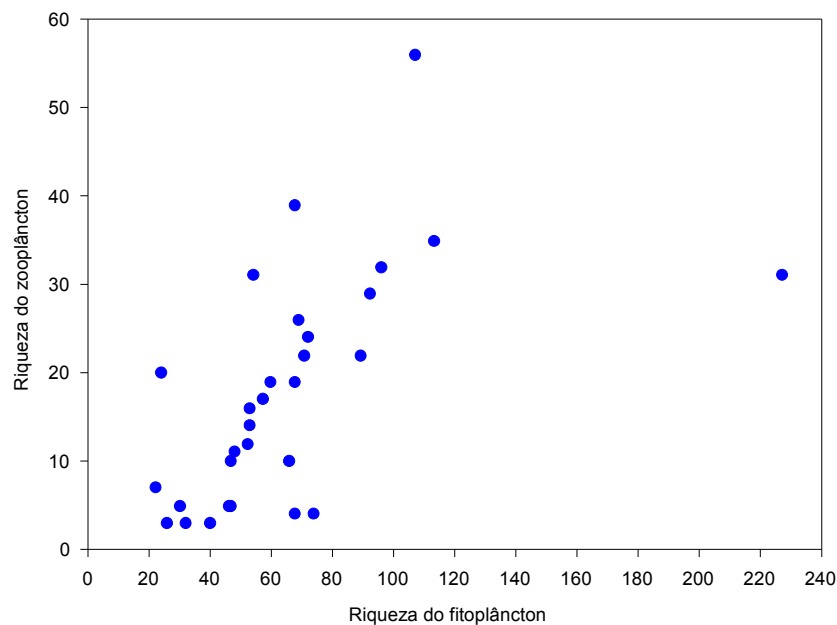


Figura 9 – Relação entre a riqueza de fitoplâncton e zooplâncton ($n = 30$; 6 locais \times 5 meses).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados das análises realizadas acima sugerem que:

- Os pontos de coleta localizados nos tributários diferenciam-se marcadamente daqueles localizados no rio Madeira (com maiores concentrações de nutrientes e águas menos transparentes);
- As comunidades planctônicas desses ambientes (tributários e rio Madeira) também diferem;
- Os fatores ambientais foram significativamente correlacionados com as comunidades fitoplancônica e de macrófitas aquáticas. Nos dois casos, a concentração de P-total foi uma importante variável explanatória das composições dessas comunidades. Deste modo, alterações na dinâmica dessa variável poderão influenciar a estrutura da vegetação aquática.

No entanto, é necessário salientar que as condições que maximizam os tipos de vegetação diferem entre os ambientes analisados. As macrófitas aquáticas mais abundantes na região investigada (*E. crassipes*, *P. repens* e *E. polystachya*) ocorreram no rio Madeira (com maiores concentrações de P-total). Por outro lado, a biomassa fitoplanctônica foi, em média, maior nos tributários que, a despeito das menores concentrações de P-total, apresentam águas mais transparentes;

- A comunidade zooplanctônica não foi significativamente relacionada com os fatores ambientais;

- A similaridade entre os pontos, estimada com base nas comunidades planctônicas, foi baixa, demonstrando um elevado nível de mudança espacial na composição de espécies (elevada diversidade beta).

- A riqueza das espécies planctônicas é elevada e apresenta um padrão de variação correlacionado com o regime hidrológico. Especificamente, os maiores valores foram encontrados nos períodos de cheia. Esses resultados também foram detectados com as estimativas fornecidas por índices não paramétricos. Portanto, alterações no regime hidrológico certamente influenciaram a estrutura dessas comunidades.

- A riqueza de espécies do zooplâncton foi significativamente correlacionada com a riqueza de espécies do fitoplâncton. Além disso, os padrões de ordenação gerados por essas comunidades foram concordantes. Assim, é esperado que as mudanças ambientais acarretem modificações nas duas comunidades.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 BINI, L. M. *et al.* 2001. Species richness and beta-diversity of aquatic macrophytes in the Upper Parana River floodplain. *Archiv fur Hydrobiologie*, 151: 511-525.
- 2 BINI, L.M. 2004. Análises Multivariadas e Limnologia: Exploração, síntese e inferência de um mundo aquático Complexo. In: Carlos Eduardo de M. Bicudo; Denise de C. Bicudo. (Org.). *Amostragem em Limnologia*. 1 ed. São Carlos, p. 73-108.
- 3 BINI, L.M., THOMAZ, S.M., MURPHY, K.J. & CAMARGO, A.F.M. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*, 415:147-154.
- 4 DINIZ-FILHO, J.A.F. & BINI, L.M. 1996. Assessing the relationship between multivariate community structure and environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 143: 303-306.
- 5 HILL, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.
- 6 JACKSON, D.A. 1995. PROTEST: a procrustean randomization test of community environment concordance. *Écoscience*, 2: 297-303.
- 7 LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company. 853p. (Developments in Environmental Modelling).

- 8 MANLY, B.F.J. 1994. Multivariate statistical methods: a primer. London: Chapman & Hall. 215p.
- 9 PALMER, M. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology*, 00: 2215-2230.
- 10 TER BRAAK, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.

7. EQUIPE RESPONSÁVEL

Luis Maricio Bini

11 Apresentar os resultados e as análises de similaridade, diversidade e riqueza para cada comunidade aquática, considerando os períodos amostrais separadamente. Repetir a análise para os quatro tipos de regime de vazão: cheia, vazante, seca e enchente.

As análises a seguir atendem também parte da solicitação 14 – Ictiofauna, cujo detalhamento foi solicitado no item 3 – Conclusões da Informação Técnica nº 08/2006 – COHID/CGENE/DILIC/IBAMA.

1. ANÁLISE DOS DADOS

As análises estatísticas foram realizadas com uso do pacote OFFICE (2003) e PAST (2004).

1.1 Análise de diversidade (H'), equitabilidade (J) e riqueza (R)

Para estimar a diversidade, equitabilidade e riqueza das amostras obtidas com malhadeiras, rede de cerco e arrasto de fundo “trawl-net”, foi utilizado o programa PAST versão 1.28 (2004). Este programa fornece os índices de diversidade de Shannon-Wiener e Diversidade de Simpson's, além dos valores para equitabilidade (Krebs, 1989). Esses valores foram obtidos para cada aparelho de pesca, em cada local por coleta e por período do ciclo hidrológico.

Não foi possível realizar essas análises para a ictiofauna agrupando todos os aparelhos de pesca como uma única amostra, pois análises desse tipo devem ser precedidas de um esforço padronizado em cada local para cada aparelho de pesca, mantendo-se esse esforço em cada ambiente em todas as coletas do ciclo hidrológico. Desta forma, como as coletas com redes de cerco foram realizadas em ambientes inerentemente oscilantes, como as praias do rio Madeira (ora expostas, ora submersas), não foi possível realizar um esforço padronizado constante (em todas as coletas) para permitir o agrupamento do material coletado com esse apetrecho com o coletado com as malhadeiras. Como citado por Magnusson & Mourão (2003) calcular e comparar esforços diferenciados inviabiliza a confiabilidade do resultado e pode ainda subestimar ou superestimar riqueza, diversidade ou equitabilidade de um ou outro ponto.

Pelo exposto, para atender as solicitações contidas nas duas condicionantes citadas acima, o procedimento incluiu as seguintes análises:

1.1.1 Malhadeira por mês de coleta para cada local (afluente), totalizando: 10 locais X 6 coletas = 60 análises, gerando 10 tabelas;

1.1.2 Malhadeira por período (ciclo hidrológico) para cada local (afluente): 10 locais X 4 períodos = 40 análises, gerando 10 tabelas;

1.1.3 Rede de cerco por mês de coleta para cada local (afluente) totalizando 10 locais X 6 coletas = 60 análises, gerando 10 tabelas

1.1.4 Rede de cerco por período (ciclo hidrológico) para cada local (afluente): 10 locais X 4 períodos = 40 análises, gerando 10 tabelas.

1.1.5 Rede de arrasto de fundo “trawl-net” por mês de coleta, indicando o período do ciclo hidrológico, para cada uma das cinco áreas propostas (calha do rio Madeira entre afluentes) totalizando 5 locais X 2 coletas = 10 análises, gerando 2 tabelas.

1.2 Similaridade entre os afluentes e trechos do rio Madeira para amostras coletadas com malhadeiras, rede de cerco e arrasto de fundo (trawl-net)

A estimativa da similaridade ictiofaunística a partir do cálculo dos índices “Cluster Analysis” (Krebs, 1989) foi realizada da seguinte maneira:

1.2.1 Similaridade entre os meses de coletas para cada local (afluente) para as amostras coletadas por malhadeiras (com esforço padronizado foi possível calcular os índices de Jaccard e Morisita);

1.2.2 Similaridade entre os períodos (ciclo hidrológico) para cada local (afluente) para as amostras coletadas por malhadeiras (com esforço padronizado foi possível calcular os índices de Jaccard e Morisita);

1.2.3 Similaridade entre as coletas para cada local (afluente) para as amostras coletadas com a rede de cerco. O esforço não padronizado **por local**, devido à indisponibilidade de todos os ambientes em cada local ao longo do ciclo hidrológico, impede análises pelo índice de Morisita. Desta forma foi realizada a análise de cluster pelo índice de Jaccard;

1.2.4 Similaridade entre os períodos (ciclo hidrológicos) para cada local (afluente) para as amostras coletadas com a rede de cerco. O esforço não padronizado **por local**, devido à indisponibilidade de todos os ambientes em cada local ao longo do ciclo hidrológico, impede análises pelo índice de Morisita. Desta forma foi realizada a análise de cluster pelo índice de Jaccard;

Não foi possível realizar análises de similaridade por mês de coleta ou período do ciclo hidrológico para as amostras coletadas com rede de arrasto de fundo “trawl-net”. Dentro do ciclo hidrológico foram realizadas duas coletas: dezembro de 2004 e fevereiro de 2005. Desta forma, para cada ponto existe dois conjuntos de dados (por mês de coleta ou período do ciclo hidrológico) e, obviamente, um mês será similar ao outro (N=2). Assim, este relatório apresenta a similaridade entre os locais (as cinco áreas propostas para “trawl-net”) para cada mês/período de coleta (dezembro=enchente; fevereiro=cheia).

As figuras são apresentadas na seguinte ordem:

- a) Figuras à esquerda: representam análise de cluster pelo índice de Jaccard
- b) Figuras à direita: representam análise de cluster pelo índice de Morisita

Os locais são representados na seqüência de A a J onde: A=Fortaleza do Abunã; B=Cachoeira do Arara; C=igarapé Simão Grande; D=rio Mutumparaná; E=rio São Lourenço; F=igarapé Karipunás; G=rio Jaciparaná; H=igarapé Jatuarana I; I=igarapé Jatuarana II; J=igarapé Belmont.

2. RESULTADOS

2.1 Riqueza e Diversidade de Malhadeiras

2.1.1 Malhadeira por mês de coleta para cada local (afluente), totalizando: 10 locais X 6 coletas = 60 análises, gerando 10 tabelas;

Tabelas 1 A→J : Riqueza, número de exemplares capturados, índices de diversidade (Shannon, Simpson) e equitabilidade calculados para amostras de peixes coletados com malhadeiras em cada um dos 10 pontos (A a J) amostrais localizados entre Fortaleza do Abunã e Porto Velho, para cada mês de coleta, na região do alto rio Madeira entre abril de 2004 e fevereiro de 2005.

1A	Fortaleza do Abunã					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	22	36	11	28	18	17
N	88	189	74	149	48	53
Dominância D	0.1482	0.1148	0.2213	0.1988	0.09028	0.1314
Shannon H	2.41	2.683	1.776	2.351	2.605	2.401
Simpson 1-D	0.8518	0.8852	0.7787	0.8012	0.9097	0.8686
Equitabilidade H/S	0.5062	0.4063	0.5367	0.3747	0.7517	0.6488
Menhinick	2.345	2.619	1.279	2.294	2.598	2.335
Margalef	4.69	6.677	2.323	5.396	4.391	4.03
Equitabilidade J	0.7798	0.7486	0.7404	0.7054	0.9012	0.8473
Fisher alpha	9.415	13.19	3.574	10.18	10.46	8.661
Berger-Parker	0.2955	0.2222	0.3108	0.4094	0.1458	0.283

1B	Cachoeira do Arara					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	20	36	25	8	25	13
N	34	168	83	11	58	27
Dominância D	0.0917	0.118	0.1151	0.157	0.06897	0.1578
Shannon H	2.736	2.708	2.604	1.972	2.934	2.217
Simpson 1-D	0.9083	0.882	0.8849	0.843	0.931	0.8422
Equitabilidade H/S	0.7715	0.4167	0.5408	0.8984	0.7519	0.7059
Menhinick	3.43	2.777	2.744	2.412	3.283	2.502
Margalef	5.388	6.831	5.431	2.919	5.911	3.641
Equitabilidade J	0.9134	0.7557	0.809	0.9485	0.9114	0.8642
Fisher alpha	20.37	14.06	12.14	13.19	16.68	9.857
Berger-Parker	0.2353	0.2679	0.2169	0.2727	0.1379	0.3333

1C	Simão Grande					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	21	12	26	17	14	15
N	43	36	138	30	21	30
Dominância D	0.1109	0.2562	0.1904	0.09111	0.0839	0.09556
Shannon H	2.628	1.885	2.336	2.607	2.558	2.528
Simpson I-D	0.8891	0.7438	0.8096	0.9089	0.9161	0.9044
Equitabilidade H/S	0.6591	0.5486	0.3977	0.7977	0.9217	0.8356
Menhinick	3.202	2	2.213	3.104	3.055	2.739
Margalef	5.317	3.07	5.074	4.704	4.27	4.116
Equitabilidade J	0.8631	0.7584	0.717	0.9202	0.9691	0.9337
Fisher alpha	16.21	6.303	9.47	16.26	18.36	11.94
Berger-Parker	0.2558	0.4722	0.3986	0.1667	0.1429	0.2

1D	Mutumparaná					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	32	39	18	8	21	11
N	75	79	60	12	61	26
Dominância D	0.08053	0.04438	0.1506	0.1528	0.0997	0.1893
Shannon H	3.013	3.386	2.354	1.979	2.678	1.988
Simpson I-D	0.9195	0.9556	0.8494	0.8472	0.9003	0.8107
Equitabilidade H/S	0.6358	0.7577	0.5846	0.9046	0.6932	0.6635
Menhinick	3.695	4.388	2.324	2.309	2.689	2.157
Margalef	7.18	8.697	4.152	2.817	4.865	3.069
Equitabilidade J	0.8693	0.9243	0.8143	0.9518	0.8797	0.8289
Fisher alpha	21.11	30.53	8.719	10.49	11.33	7.193
Berger-Parker	0.2133	0.08861	0.3167	0.25	0.2459	0.3077

1E	São Lourenço					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	12	24	31	18	11	7
N	16	66	144	29	32	10
Dominância D	0.09375	0.2222	0.1116	0.07015	0.1484	0.18
Shannon H	2.426	2.347	2.673	2.769	2.105	1.834
Simpson I-D	0.9063	0.7778	0.8884	0.9298	0.8516	0.82
Equitabilidade H/S	0.9428	0.4355	0.4674	0.886	0.746	0.8945
Menhinick	3	2.954	2.583	3.343	1.945	2.214
Margalef	3.967	5.49	6.036	5.049	2.885	2.606
Equitabilidade J	0.9763	0.7384	0.7785	0.9581	0.8778	0.9427
Fisher alpha	21.81	13.57	12.13	20.26	5.926	10.36
Berger-Parker	0.125	0.4545	0.2361	0.1034	0.25	0.3

1F	Karipunas					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	13	37	23	23	21	4
N	43	141	83	36	81	6
Dominância D	0.139	0.09793	0.1029	0.0571	0.1062	0.3333
Shannon H	2.186	2.892	2.701	3.001	2.567	1.242
Simpson 1-D	0.861	0.9021	0.8971	0.9429	0.8938	0.6667
Equitabilidade H/S	0.6849	0.4875	0.6477	0.874	0.6204	0.866
Menhinick	1.982	3.116	2.525	3.833	2.333	1.633
Margalef	3.19	7.275	4.979	6.139	4.551	1.674
Equitabilidade J	0.8524	0.801	0.8615	0.957	0.8432	0.8962
Fisher alpha	6.333	16.34	10.53	27.45	9.199	5.245
Berger-Parker	0.2093	0.2128	0.253	0.1111	0.2222	0.5

1G	Jaciparaná					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	22	20	26	20	30	18
N	37	116	168	85	362	347
Dominância D	0.07085	0.2073	0.108	0.09426	0.2957	0.5892
Shannon H	2.88	2.079	2.583	2.6	1.793	0.9954
Simpson 1-D	0.9291	0.7927	0.892	0.9057	0.7043	0.4108
Equitabilidade H/S	0.8097	0.3997	0.5093	0.6733	0.2002	0.1503
Menhinick	3.617	1.857	2.006	2.169	1.577	0.9663
Margalef	5.816	3.997	4.879	4.277	4.922	2.906
Equitabilidade J	0.9317	0.6939	0.7929	0.8679	0.5271	0.3444
Fisher alpha	22.84	6.967	8.605	8.245	7.766	4.029
Berger-Parker	0.1622	0.3534	0.1905	0.1765	0.489	0.755

1H	Jatuarana I					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	13	24	25	23	12	17
N	24	63	79	98	50	61
Dominância D	0.1042	0.06727	0.0822	0.1122	0.244	0.1604
Shannon H	2.405	2.919	2.813	2.596	1.838	2.301
Simpson 1-D	0.8958	0.9327	0.9178	0.8878	0.756	0.8396
Equitabilidade H/S	0.8525	0.7715	0.6667	0.5828	0.5235	0.5873
Menhinick	2.654	3.024	2.813	2.323	1.697	2.177
Margalef	3.776	5.551	5.493	4.798	2.812	3.892
Equitabilidade J	0.9378	0.9184	0.8741	0.8278	0.7395	0.8122
Fisher alpha	11.58	14.15	12.6	9.468	5.007	7.815
Berger-Parker	0.1667	0.1429	0.1646	0.2245	0.44	0.3443

1I	Jatuarana II					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	24	22	21	37	13	21
N	75	90	66	216	37	49
Dominância D	0.0784	0.1044	0.1042	0.06297	0.1147	0.06372
Shannon H	2.829	2.572	2.623	3.079	2.318	2.893
Simpson 1-D	0.9216	0.8956	0.8958	0.937	0.8853	0.9363
Equitabilidade H/S	0.7056	0.5952	0.6563	0.5877	0.7815	0.8591
Menhinick	2.771	2.319	2.585	2.518	2.137	3
Margalef	5.327	4.667	4.774	6.697	3.323	5.139
Equitabilidade J	0.8903	0.8322	0.8617	0.8528	0.9039	0.9501
Fisher alpha	12.2	9.284	10.63	12.85	7.133	13.92
Berger-Parker	0.16	0.1667	0.2424	0.125	0.1622	0.1224

1J	Belmont					
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	28	39	18	24	19	16
N	104	190	69	137	334	62
Dominância D	0.08654	0.05767	0.1233	0.2209	0.282	0.244
Shannon H	2.88	3.209	2.425	2.186	1.73	2.048
Simpson 1-D	0.9135	0.9423	0.8767	0.7791	0.718	0.756
Equitabilidade H/S	0.6362	0.6346	0.6276	0.3707	0.2968	0.4844
Menhinick	2.746	2.829	2.167	2.05	1.04	2.032
Margalef	5.813	7.242	4.015	4.675	3.097	3.634
Equitabilidade J	0.8643	0.8759	0.8388	0.6877	0.5875	0.7385
Fisher alpha	12.57	14.87	7.916	8.426	4.368	6.987
Berger-Parker	0.2212	0.1368	0.2609	0.4234	0.4731	0.4677

2.1.2 ,Malhadeira]por período (ciclo hidrológico) para cada local (afluente): 10 locais X 4 períodos = 40 análises, gerando 10 tabelas;

TABELA 2 A→J

Riqueza, número de exemplares capturados, índices de diversidade (Shannon, Simpson) e equitabilidade calculados para amostras de peixes coletados com malhadeiras em cada um dos 10 pontos (A a J) amostrais localizados entre Fortaleza do Abunã e Porto Velho, para cada período do ciclo hidrológico, na região do alto rio Madeira entre abril de 2004 e fevereiro de 2005.

2A	Fortaleza do Abunã			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	36	28	18	17
N	189	149	48	53
Dominância D	0.1148	0.1988	0.09028	0.1314
Shannon H	2.683	2.351	2.605	2.401
Simpson 1-D	0.8852	0.8012	0.9097	0.8686
Equitabilidade H/S	0.4063	0.3747	0.7517	0.6488
Menhinick	2.619	2.294	2.598	2.335
Margalef	6.677	5.396	4.391	4.03
Equitabilidade J	0.7486	0.7054	0.9012	0.8473
Fisher alpha	13.19	10.18	10.46	8.661
Berger-Parker	0.2222	0.4094	0.1458	0.283

2B	Cachoeira do Arara			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	36	8	25	13
N	168	11	58	27
Dominância D	0.118	0.157	0.06897	0.1578
Shannon H	2.708	1.972	2.934	2.217
Simpson 1-D	0.882	0.843	0.931	0.8422
Equitabilidade H/S	0.4167	0.8984	0.7519	0.7059
Menhinick	2.777	2.412	3.283	2.502
Margalef	6.831	2.919	5.911	3.641
Equitabilidade J	0.7557	0.9485	0.9114	0.8642
Fisher alpha	14.06	13.19	16.68	9.857
Berger-Parker	0.2679	0.2727	0.1379	0.3333

2C	Simão Grande			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	12	17	14	15
N	36	30	21	30
Dominância D	0.2562	0.09111	0.0839	0.09556
Shannon H	1.885	2.607	2.558	2.528
Simpson 1-D	0.7438	0.9089	0.9161	0.9044
Equitabilidade H/S	0.5486	0.7977	0.9217	0.8356
Menhinick	2	3.104	3.055	2.739
Margalef	3.07	4.704	4.27	4.116
Equitabilidade J	0.7584	0.9202	0.9691	0.9337
Fisher alpha	6.303	16.26	18.36	11.94
Berger-Parker	0.4722	0.1667	0.1429	0.2

2D	Mutumparaná			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	39	8	21	11
N	79	12	61	26
Dominância D	0.04438	0.1528	0.0997	0.1893
Shannon H	3.386	1.979	2.678	1.988
Simpson 1-D	0.9556	0.8472	0.9003	0.8107
Equitabilidade H/S	0.7577	0.9046	0.6932	0.6635
Menhinick	4.388	2.309	2.689	2.157
Margalef	8.697	2.817	4.865	3.069
Equitabilidade J	0.9243	0.9518	0.8797	0.8289
Fisher alpha	30.53	10.49	11.33	7.193
Berger-Parker	0.08861	0.25	0.2459	0.3077

2E	São Lourenço			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	24	18	11	7
N	66	29	32	10
Dominância D	0.2222	0.07015	0.1484	0.18
Shannon H	2.347	2.769	2.105	1.834
Simpson 1-D	0.7778	0.9298	0.8516	0.82
Equitabilidade H/S	0.4355	0.886	0.746	0.8945
Menhinick	2.954	3.343	1.945	2.214
Margalef	5.49	5.049	2.885	2.606
Equitabilidade J	0.7384	0.9581	0.8778	0.9427
Fisher alpha	13.57	20.26	5.926	10.36
Berger-Parker	0.4545	0.1034	0.25	0.3

2F	Karipunas			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	37	23	21	4
N	141	36	81	6
Dominância D	0.09793	0.0571	0.1062	0.3333
Shannon H	2.892	3.001	2.567	1.242
Simpson 1-D	0.9021	0.9429	0.8938	0.6667
Equitabilidade H/S	0.4875	0.874	0.6204	0.866
Menhinick	3.116	3.833	2.333	1.633
Margalef	7.275	6.139	4.551	1.674
Equitabilidade J	0.801	0.957	0.8432	0.8962
Fisher alpha	16.34	27.45	9.199	5.245
Berger-Parker	0.2128	0.1111	0.2222	0.5

2G	Jaciparaná			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	20	20	30	18
N	116	85	362	347
Dominância D	0.2073	0.09426	0.2957	0.5892
Shannon H	2.079	2.6	1.793	0.9954
Simpson 1-D	0.7927	0.9057	0.7043	0.4108
Equitabilidade H/S	0.3997	0.6733	0.2002	0.1503
Menhinick	1.857	2.169	1.577	0.9663
Margalef	3.997	4.277	4.922	2.906
Equitabilidade J	0.6939	0.8679	0.5271	0.3444
Fisher alpha	6.967	8.245	7.766	4.029
Berger-Parker	0.3534	0.1765	0.489	0.755

2H	Jatuarana I			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	24	23	12	17
N	63	98	50	61
Dominância D	0.06727	0.1122	0.244	0.1604
Shannon H	2.919	2.596	1.838	2.301
Simpson 1-D	0.9327	0.8878	0.756	0.8396
Equitabilidade H/S	0.7715	0.5828	0.5235	0.5873
Menhinick	3.024	2.323	1.697	2.177
Margalef	5.551	4.798	2.812	3.892
Equitabilidade J	0.9184	0.8278	0.7395	0.8122
Fisher alpha	14.15	9.468	5.007	7.815
Berger-Parker	0.1429	0.2245	0.44	0.3443

2I	Jatuarana II			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	22	37	13	21
N	90	216	37	49
Dominância D	0.1044	0.06297	0.1147	0.06372
Shannon H	2.572	3.079	2.318	2.893
Simpson 1-D	0.8956	0.937	0.8853	0.9363
Equitabilidade H/S	0.5952	0.5877	0.7815	0.8591
Menhinick	2.319	2.518	2.137	3
Margalef	4.667	6.697	3.323	5.139
Equitabilidade J	0.8322	0.8528	0.9039	0.9501
Fisher alpha	9.284	12.85	7.133	13.92
Berger-Parker	0.1667	0.125	0.1622	0.1224

2J	Belmont			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	39	24	19	16
N	190	137	334	62
Dominância D	0.05767	0.2209	0.282	0.244
Shannon H	3.209	2.186	1.73	2.048
Simpson 1-D	0.9423	0.7791	0.718	0.756
Equitabilidade H/S	0.6346	0.3707	0.2968	0.4844
Menhinick	2.829	2.05	1.04	2.032
Margalef	7.242	4.675	3.097	3.634
Equitabilidade J	0.8759	0.6877	0.5875	0.7385
Fisher alpha	14.87	8.426	4.368	6.987
Berger-Parker	0.1368	0.4234	0.4731	0.4677

2.2 Riqueza e diversidade de Rede de Cerco

2.2.1 Rede de de cerco por mês de coleta para cada local (afluente) totalizando 10 locais X 6 coletas = 60 análises, gerando 10 tabelas

Tabela 3 A→J

Riqueza, número de exemplares capturados, índices de diversidade (Shannon, Simpson) e equitabilidade calculados para amostras de peixes coletados com rede de cerco em cada um dos 10 pontos (A a J) amostrais localizados entre Fortaleza do Abunã e Porto Velho, para cada mês de coleta, na região do alto rio Madeira entre abril de 2004 e fevereiro de 2005.

3A Fortaleza do Abunã						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	34	41	13	13	79	35
N	98	295	343	312	841	402
Dominância D	0.06352	0.1048	0.3659	0.2569	0.126	0.1036
Shannon H	3.126	2.75	1.292	1.677	2.986	2.754
Simpson 1-D	0.9365	0.8952	0.6341	0.7431	0.874	0.8964
Equitabilidade H/S	0.6699	0.3817	0.28	0.4113	0.2507	0.4487
Menhinick	3.435	2.387	0.7019	0.736	2.724	1.746
Margalef	7.197	7.034	2.056	2.089	11.58	5.67
Equitabilidade J	0.8864	0.7406	0.5038	0.6536	0.6834	0.7746
Fisher alpha	18.46	12.93	2.674	2.741	21.36	9.215
Berger-Parker	0.1633	0.2169	0.5277	0.4231	0.2949	0.1965

3B Cachoeira do Arara						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	26		16	13	5	18
N	194		41	34	8	81
Dominância D	0.1966		0.1826	0.128	0.3125	0.2437
Shannon H	2.263		2.255	2.282	1.386	1.96
Simpson 1-D	0.8034		0.8174	0.872	0.6875	0.7563
Equitabilidade H/S	0.3696		0.5961	0.7538	0.8	0.3944
Menhinick	1.867		2.499	2.229	1.768	2
Margalef	4.746		4.039	3.403	1.924	3.869
Equitabilidade J	0.6945		0.8134	0.8898	0.8614	0.6781
Fisher alpha	8.075		9.651	7.691	5.705	7.175
Berger-Parker	0.3969		0.3902	0.2353	0.5	0.4444

3C Simão grande						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	0	10	0	20	15	5
N		38		148	30	26
Dominância D		0.2895		0.1793	0.14	0.3935
Shannon H		1.691		2.213	2.31	1.144
Simpson 1-D		0.7105		0.8207	0.86	0.6065
Equitabilidade H/S		0.5425		0.4571	0.6718	0.6278
Menhinick		1.622		1.644	2.739	0.9806
Margalef		2.474		3.802	4.116	1.228
Equitabilidade J		0.7344		0.7386	0.8531	0.7108
Fisher alpha		4.423		6.233	11.94	1.841
Berger-Parker		0.5		0.3649	0.2667	0.5385

3D Mutumparaná						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	0	4	22	30	38	6
N		17	341	243	303	16
Dominância D		0.3979	0.2552	0.08639	0.2289	0.3281
Shannon H		1.053	1.931	2.762	2.249	1.386
Simpson 1-D		0.6021	0.7448	0.9136	0.7711	0.6719
Equitabilidade H/S		0.7168	0.3135	0.5277	0.2495	0.6667
Menhinick		0.9701	1.191	1.925	2.183	1.5
Margalef		1.059	3.601	5.279	6.476	1.803
Equitabilidade J		0.7599	0.6248	0.812	0.6183	0.7737
Fisher alpha		1.649	5.253	9.004	11.48	3.487
Berger-Parker		0.4706	0.4545	0.1811	0.4422	0.5

3E São Lourenço						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	33	29	29	35	26	8
N	334	352	352	523	220	38
Dominância D	0.1072	0.2655	0.2655	0.1489	0.1772	0.2839
Shannon H	2.641	2.081	2.081	2.445	2.154	1.537
Simpson 1-D	0.8928	0.7345	0.7345	0.8511	0.8228	0.7161
Equitabilidade H/S	0.425	0.2762	0.2762	0.3295	0.3313	0.5815
Menhinick	1.806	1.546	1.546	1.53	1.753	1.298
Margalef	5.507	4.775	4.775	5.432	4.635	1.924
Equitabilidade J	0.7553	0.6179	0.6179	0.6877	0.661	0.7393
Fisher alpha	9.088	7.492	7.492	8.452	7.668	3.093
Berger-Parker	0.2126	0.4915	0.4915	0.327	0.2409	0.4474

3F Karipunas						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	0	22	19	24	34	11
N		294	145	243	752	18
Dominância D		0.255	0.2235	0.1274	0.2897	0.1358
Shannon H		1.859	2.046	2.404	1.796	2.212
Simpson 1-D		0.745	0.7765	0.8726	0.7103	0.8642
Equitabilidade H/S		0.2917	0.4073	0.4613	0.1772	0.8306
Menhinick		1.283	1.578	1.54	1.24	2.593
Margalef		3.695	3.617	4.187	4.983	3.46
Equitabilidade J		0.6014	0.695	0.7566	0.5093	0.9226
Fisher alpha		5.505	5.845	6.609	7.326	12.01
Berger-Parker		0.449	0.4	0.2181	0.4721	0.2778

3G Jaciparaná						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	32	6	13	10	74	20
N	409	30	56	61	706	149
Dominância D	0.1761	0.3711	0.2551	0.29	0.09786	0.2246
Shannon H	2.28	1.308	1.87	1.583	3.068	1.972
Simpson 1-D	0.8239	0.6289	0.7449	0.71	0.9021	0.7754
Equitabilidade H/S	0.3057	0.6163	0.4991	0.4871	0.2904	0.3592
Menhinick	1.582	1.095	1.737	1.28	2.785	1.638
Margalef	5.155	1.47	2.981	2.189	11.13	3.797
Equitabilidade J	0.658	0.7299	0.7291	0.6876	0.7127	0.6582
Fisher alpha	8.125	2.255	5.316	3.4	20.83	6.215
Berger-Parker	0.3496	0.5667	0.4643	0.4262	0.2507	0.3557

3H Jatuarana I						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	0	0	8	13	10	10
N			61	112	75	62
Dominância D			0.391	0.2133	0.2846	0.4017
Shannon H			1.329	1.883	1.555	1.417
Simpson 1-D			0.609	0.7867	0.7154	0.5983
Equitabilidade H/S			0.472	0.5057	0.4735	0.4123
Menhinick			1.024	1.228	1.155	1.27
Margalef			1.703	2.543	2.085	2.181
Equitabilidade J			0.639	0.7342	0.6753	0.6153
Fisher alpha			2.462	3.806	3.099	3.374
Berger-Parker			0.5902	0.3214	0.4133	0.6129

3I Jatuarana II						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	0	21	13	26	9	15
N		88	62	165	54	82
Dominância D		0.1854	0.1779	0.1014	0.3875	0.1719
Shannon H		2.335	2.093	2.647	1.391	2.094
Simpson 1-D		0.8146	0.8221	0.8986	0.6125	0.8281
Equitabilidade H/S		0.4917	0.6235	0.543	0.4467	0.5412
Menhinick		2.239	1.651	2.024	1.225	1.656
Margalef		4.467	2.908	4.896	2.006	3.177
Equitabilidade J		0.7668	0.8158	0.8126	0.6333	0.7733
Fisher alpha		8.732	5.014	8.677	3.084	5.382
Berger-Parker		0.3977	0.3387	0.2121	0.5926	0.2805

3J Belmont						
	abril	junho	agosto	outubro	dezembro	fevereiro
Riqueza	5	14	35	16	33	9
N	27	28	463	75	336	29
Dominância D	0.4266	0.1173	0.1197	0.1438	0.1159	0.1558
Shannon H	1.097	2.376	2.544	2.301	2.636	1.99
Simpson 1-D	0.5734	0.8827	0.8803	0.8562	0.8841	0.8442
Equitabilidade H/S	0.599	0.7686	0.3638	0.6239	0.4228	0.8128
Menhinick	0.9623	2.646	1.627	1.848	1.8	1.671
Margalef	1.214	3.901	5.54	3.474	5.501	2.376
Equitabilidade J	0.6816	0.9003	0.7156	0.8299	0.7538	0.9057
Fisher alpha	1.805	11.14	8.787	6.231	9.069	4.471
Berger-Parker	0.5926	0.2143	0.2052	0.2933	0.2411	0.2414

2.2.2 Rede de cerco por período (ciclo hidrológico) para cada local (afluente): 10 locais X 4 períodos = 40 análises, gerando 10 tabelas.

Tabela 4 A→J: Riqueza, número de exemplares capturados, índices de diversidade (Shannon, Simpson) e equitabilidade calculados para amostras de peixes coletados com rede de cerco em cada um dos 10 pontos (A a J) amostrais localizados entre Fortaleza do Abunã e Porto Velho, para cada período do ciclo hidrológico, na região do alto rio Madeira entre abril de 2004 e fevereiro de 2005.

4A	Fortaleza do Abunã			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	41	13	79	35
N	295	312	841	402
Dominância D	0.1048	0.2569	0.126	0.1036
Shannon H	2.75	1.677	2.986	2.754
Simpson 1-D	0.8952	0.7431	0.874	0.8964
Equitabilidade H/S	0.3817	0.4113	0.2507	0.4487
Menhinick	2.387	0.736	2.724	1.746
Margalef	7.034	2.089	11.58	5.67
Equitabilidade J	0.7406	0.6536	0.6834	0.7746
Fisher alpha	12.93	2.741	21.36	9.215
Berger-Parker	0.2169	0.4231	0.2949	0.1965

4B	Cachoeira do Arara			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza		13	5	18
N		34	8	81
Dominância D		0.128	0.3125	0.2437
Shannon H		2.282	1.386	1.96
Simpson 1-D		0.872	0.6875	0.7563
Equitabilidade H/S		0.7538	0.8	0.3944
Menhinick		2.229	1.768	2
Margalef		3.403	1.924	3.869
Equitabilidade J		0.8898	0.8614	0.6781
Fisher alpha		7.691	5.705	7.175
Berger-Parker		0.2353	0.5	0.4444

4C	Simão Grande			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	10	20	15	5
N	38	148	30	26
Dominância D	0.2895	0.1793	0.14	0.3935
Shannon H	1.691	2.213	2.31	1.144
Simpson 1-D	0.7105	0.8207	0.86	0.6065
Equitabilidade H/S	0.5425	0.4571	0.6718	0.6278
Menhinick	1.622	1.644	2.739	0.9806
Margalef	2.474	3.802	4.116	1.228
Equitabilidade J	0.7344	0.7386	0.8531	0.7108
Fisher alpha	4.423	6.233	11.94	1.841
Berger-Parker	0.5	0.3649	0.2667	0.5385

4D	Mutumparaná			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	4	30	38	6
N	17	243	303	16
Dominância D	0.3979	0.08639	0.2289	0.3281
Shannon H	1.053	2.762	2.249	1.386
Simpson 1-D	0.6021	0.9136	0.7711	0.6719
Equitabilidade H/S	0.7168	0.5277	0.2495	0.6667
Menhinick	0.9701	1.925	2.183	1.5
Margalef	1.059	5.279	6.476	1.803
Equitabilidade J	0.7599	0.812	0.6183	0.7737
Fisher alpha	1.649	9.004	11.48	3.487
Berger-Parker	0.4706	0.1811	0.4422	0.5

4E	São Lourenço			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	29	35	26	8
N	352	523	220	38
Dominância D	0.2655	0.1489	0.1772	0.2839
Shannon H	2.081	2.445	2.154	1.537
Simpson 1-D	0.7345	0.8511	0.8228	0.7161
Equitabilidade H/S	0.2762	0.3295	0.3313	0.5815
Menhinick	1.546	1.53	1.753	1.298
Margalef	4.775	5.432	4.635	1.924
Equitabilidade J	0.6179	0.6877	0.661	0.7393
Fisher alpha	7.492	8.452	7.668	3.093
Berger-Parker	0.4915	0.327	0.2409	0.4474

4F	Karipunas			
	vazante	seca	enchente	cheia
Taxa S	22	24	34	11
Individuals	294	243	752	18
Dominance D	0.255	0.1274	0.2897	0.1358
Shannon H	1.859	2.404	1.796	2.212
Simpson 1-D	0.745	0.8726	0.7103	0.8642
Evenness e ^H /S	0.2917	0.4613	0.1772	0.8306
Menhinick	1.283	1.54	1.24	2.593
Margalef	3.695	4.187	4.983	3.46
Equitability J	0.6014	0.7566	0.5093	0.9226
Fisher alpha	5.505	6.609	7.326	12.01
Berger-Parker	0.449	0.2181	0.4721	0.2778

4G	Jaciparaná			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	6	10	74	20
N	30	61	706	149
Dominância D	0.3711	0.29	0.09786	0.2246
Shannon H	1.308	1.583	3.068	1.972
Simpson 1-D	0.6289	0.71	0.9021	0.7754
Equitabilidade H/S	0.6163	0.4871	0.2904	0.3592
Menhinick	1.095	1.28	2.785	1.638
Margalef	1.47	2.189	11.13	3.797
Equitabilidade J	0.7299	0.6876	0.7127	0.6582
Fisher alpha	2.255	3.4	20.83	6.215
Berger-Parker	0.5667	0.4262	0.2507	0.3557

4H	Jatuarana I			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	0	13	10	10
N		112	75	62
Dominância D		0.2133	0.2846	0.4017
Shannon H		1.883	1.555	1.417
Simpson 1-D		0.7867	0.7154	0.5983
Equitabilidade H/S		0.5057	0.4735	0.4123
Menhinick		1.228	1.155	1.27
Margalef		2.543	2.085	2.181
Equitabilidade J		0.7342	0.6753	0.6153
Fisher alpha		3.806	3.099	3.374
Berger-Parker		0.3214	0.4133	0.6129

4I	Jatuarana II			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	21	26	9	15
N	88	165	54	82
Dominância D	0.1854	0.1014	0.3875	0.1719
Shannon H	2.335	2.647	1.391	2.094
Simpson 1-D	0.8146	0.8986	0.6125	0.8281
Equitabilidade H/S	0.4917	0.543	0.4467	0.5412
Menhinick	2.239	2.024	1.225	1.656
Margalef	4.467	4.896	2.006	3.177
Equitabilidade J	0.7668	0.8126	0.6333	0.7733
Fisher alpha	8.732	8.677	3.084	5.382
Berger-Parker	0.3977	0.2121	0.5926	0.2805

4J	Belmont			
	vazante	seca	enchente	cheia
Riqueza	14	16	33	9
N	28	75	336	29
Dominância D	0.1173	0.1438	0.1159	0.1558
Shannon H	2.376	2.301	2.636	1.99
Simpson 1-D	0.8827	0.8562	0.8841	0.8442
Equitabilidade H/S	0.7686	0.6239	0.4228	0.8128
Menhinick	2.646	1.848	1.8	1.671
Margalef	3.901	3.474	5.501	2.376
Equitabilidade J	0.9003	0.8299	0.7538	0.9057
Fisher alpha	11.14	6.231	9.069	4.471
Berger-Parker	0.2143	0.2933	0.2411	0.2414

2.3 Riqueza e diversidade de arrasto de fundo “trawl-net”

2.3.1 Rede de arrasto de fundo “trawl-net” por mês de coleta, indicando o período hidrológico, para cada uma das cinco áreas propostas (calha do rio Madeira entre afluentes) totalizando 5 locais X 2 coletas = 10 análises, gerando 2 tabelas

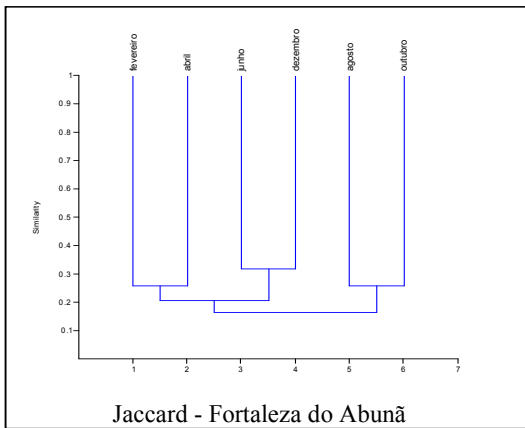
Tabelas 5 A e 5 B : Riqueza, número de exemplares capturados, índices de diversidade (Shannon, Simpson) e equitabilidade calculados para amostras de peixes coletados com rede de arrasto de fundo trawl-net em cada um dos 5 pontos amostrais localizados entre Fortaleza do Abunã e Porto Velho, para cada mês de coleta, na região do alto rio Madeira entre dezembro de 2004 e fevereiro de 2005.

5A Enchente (dezembro)	Arara	Abunã	Mutum	Jaci	Belmont
Taxa S	19	10	19	10	2
Individuals	35	35	48	17	2
Dominance D	0.08408	0.1543	0.08247	0.1488	0.5
Shannon H	2.725	2.054	2.683	2.099	0.6931
Simpson 1-D	0.9159	0.8457	0.9175	0.8512	0.5
Evenness e^H/S	0.8032	0.7802	0.77	0.816	1
Menhinick	3.212	1.69	2.742	2.425	1.414
Margalef	5.063	2.531	4.65	3.177	1.443
Equitability J	0.9256	0.8922	0.9112	0.9117	1
Fisher alpha	16.99	4.677	11.62	10.19	0
Berger-Parker	0.2	0.2571	0.1458	0.2353	0.5

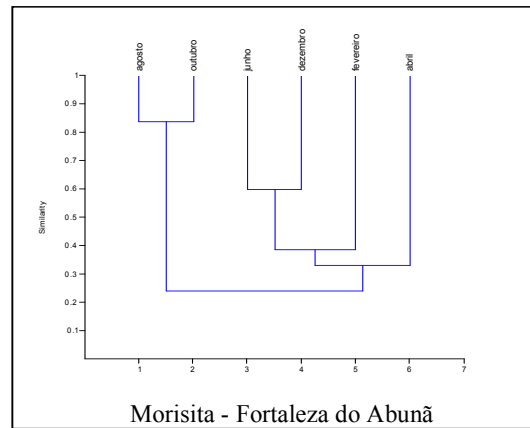
5B Cheia (fevereiro)	Arara	Abunã	Mutum	Jaci	Belmont
Taxa S	6	6	12	11	18
Individuals	24	13	43	16	54
Dominance D	0.2674	0.2071	0.1433	0.125	0.08368
Shannon H	1.518	1.672	2.186	2.253	2.649
Simpson 1-D	0.7326	0.7929	0.8567	0.875	0.9163
Evenness e ^{H/S}	0.7604	0.8868	0.7413	0.8649	0.7855
Menhinick	1.225	1.664	1.83	2.75	2.449
Margalef	1.573	1.949	2.925	3.607	4.262
Equitability J	0.8471	0.9329	0.8795	0.9395	0.9165
Fisher alpha	2.568	4.322	5.521	15.54	9.455
Berger-Parker	0.4167	0.3077	0.2791	0.25	0.1296

2.4 Similaridade entre as amostras coletadas por malhadeiras

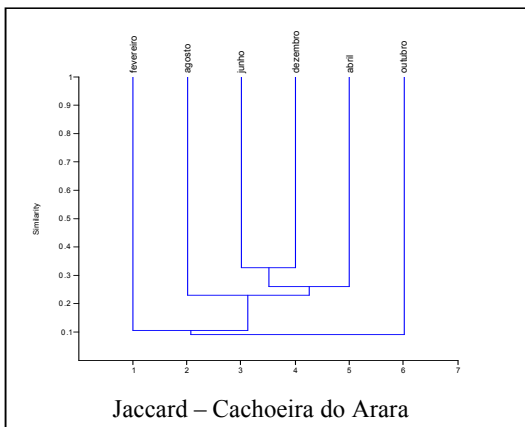
- 2.41 Similaridade entre os meses de coletas para cada local (afluente) para as amostras coletadas por malhadeiras (com esforço padronizado foi possível calcular os índices de Jaccard e Morisita)



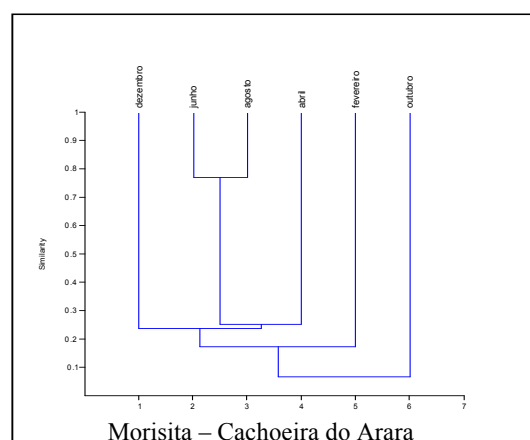
Jaccard - Fortaleza do Abunã



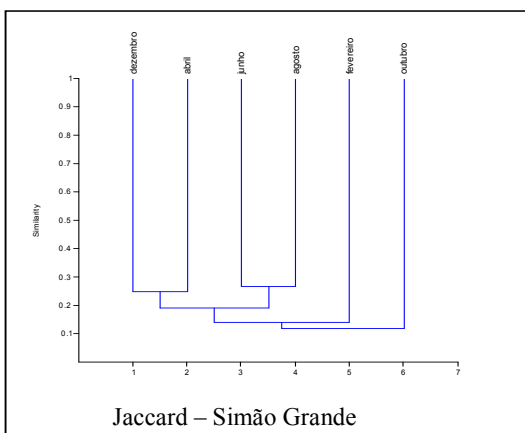
Morisita - Fortaleza do Abunã



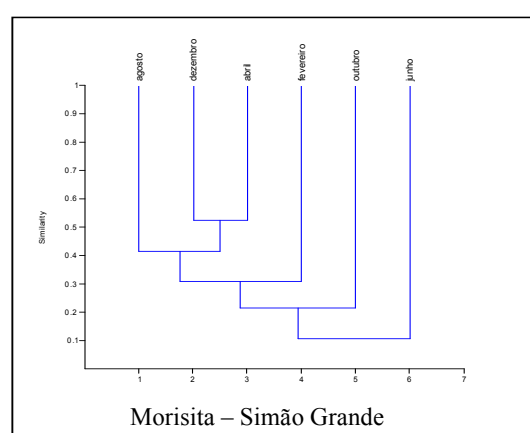
Jaccard - Cachoeira do Arara



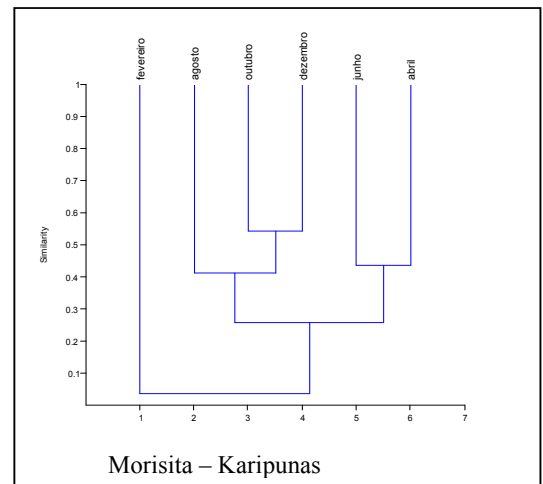
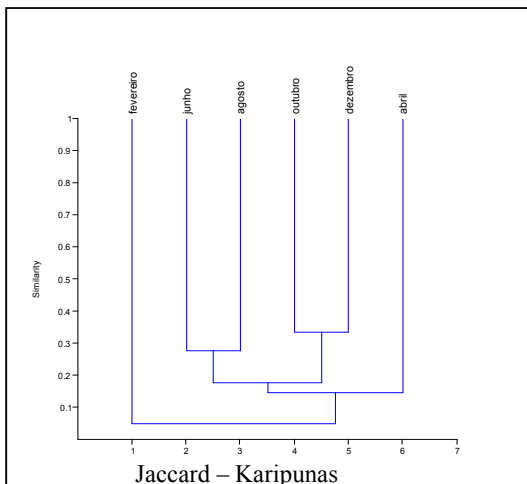
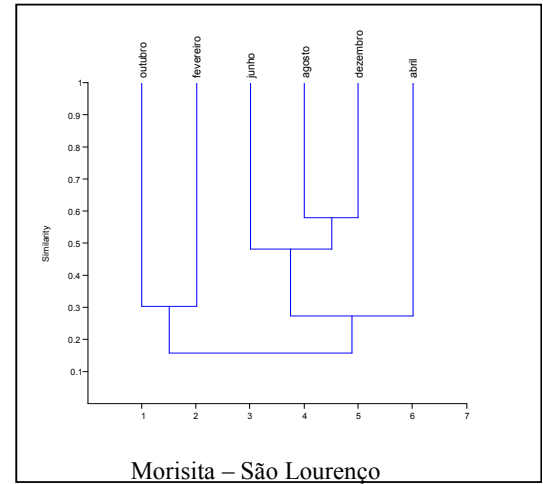
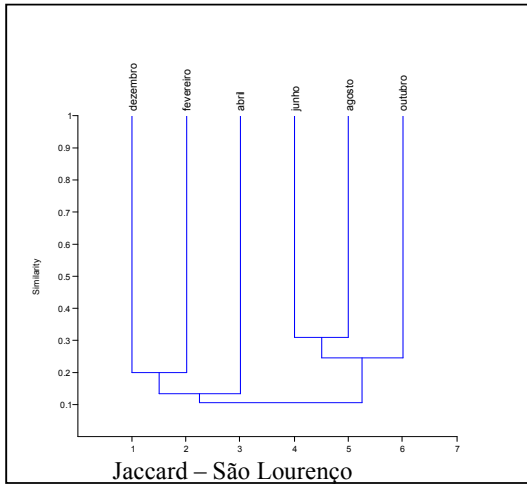
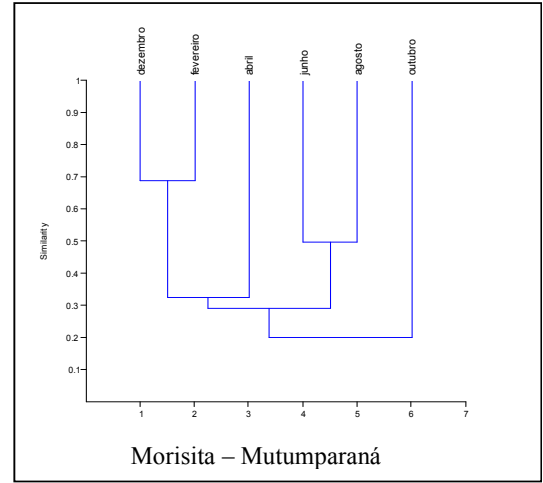
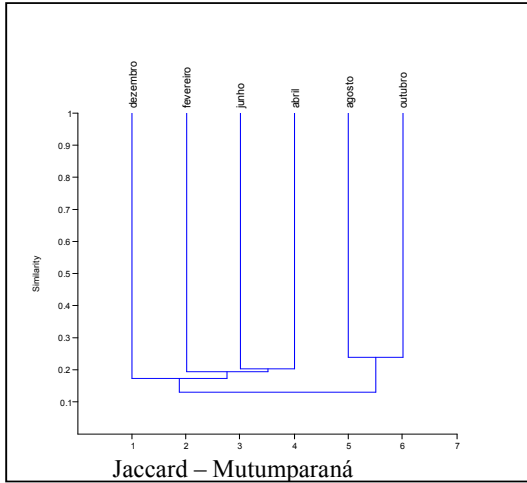
Morisita - Cachoeira do Arara

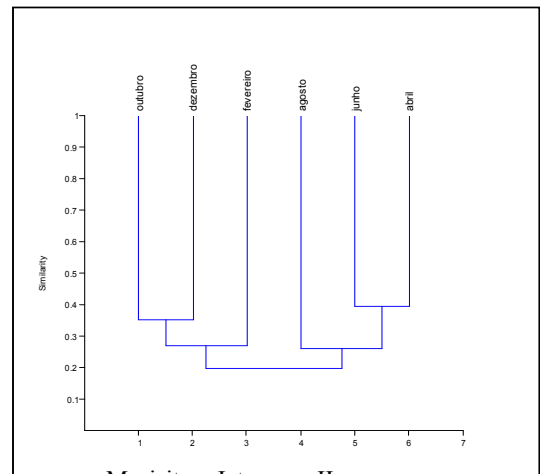
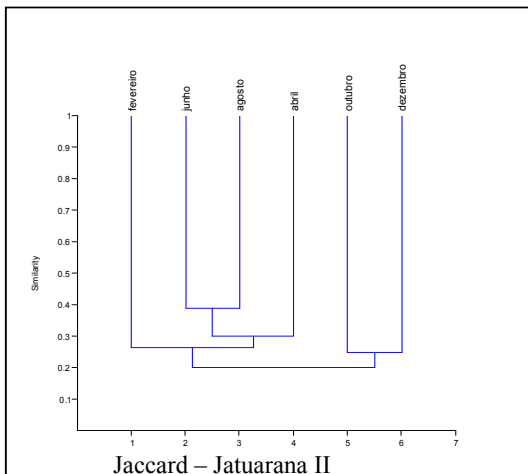
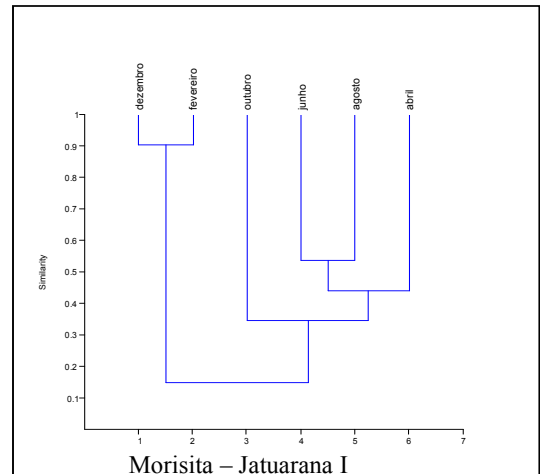
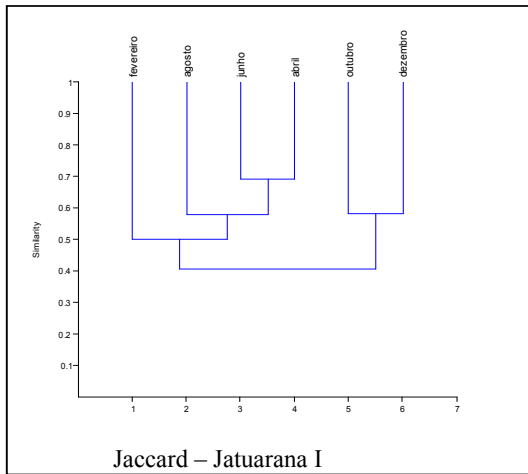
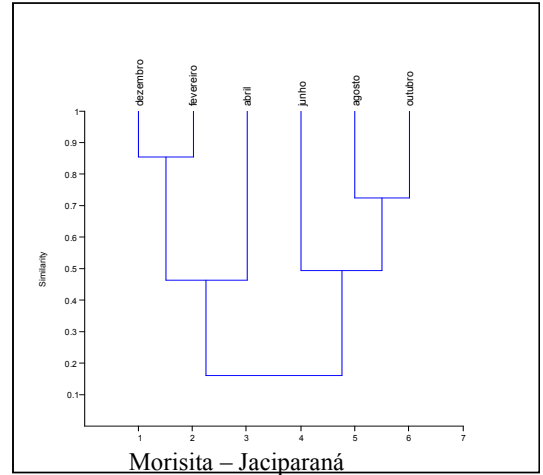
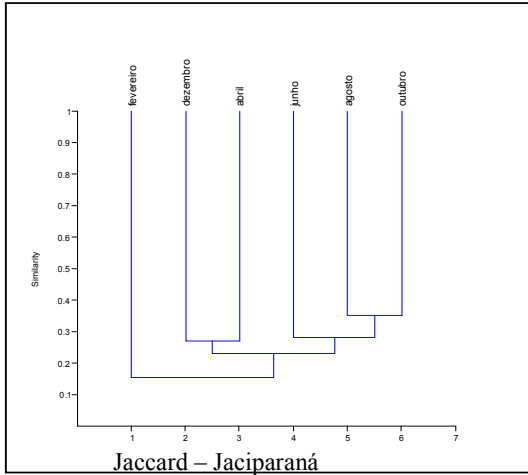


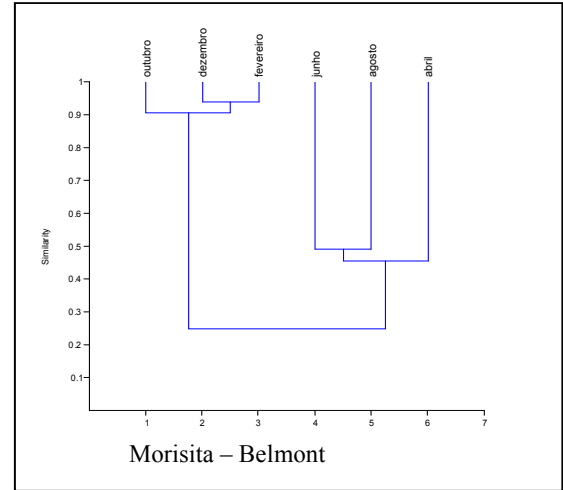
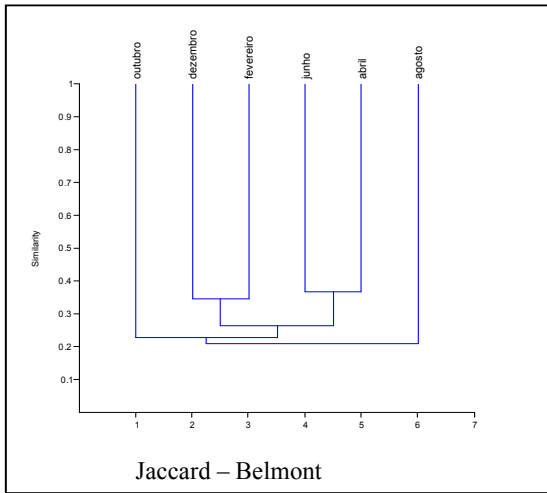
Jaccard - Simão Grande



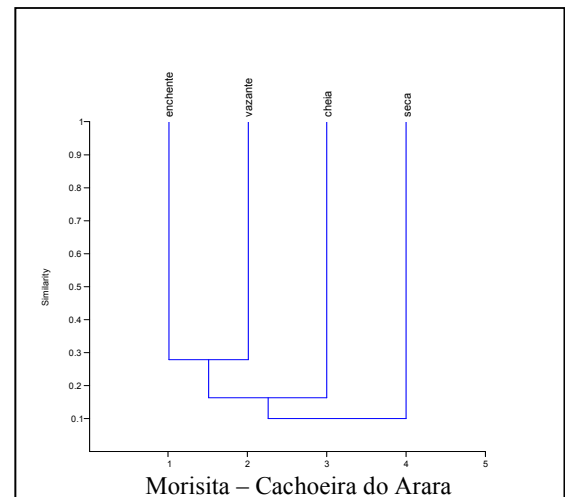
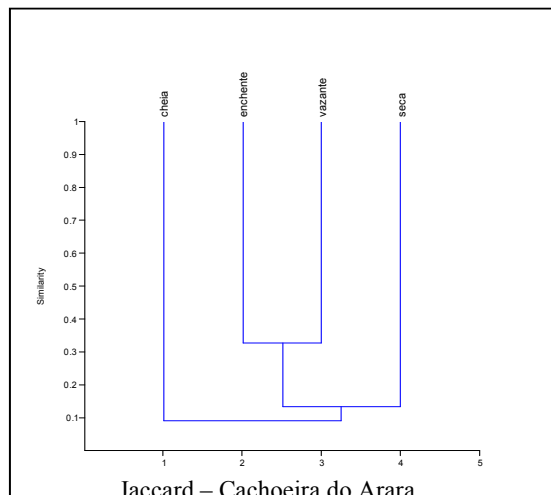
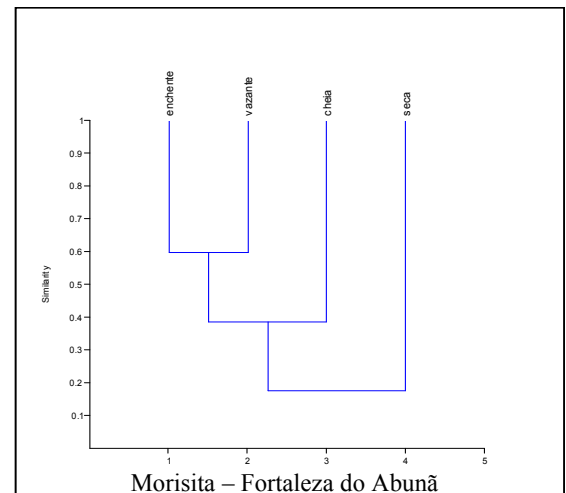
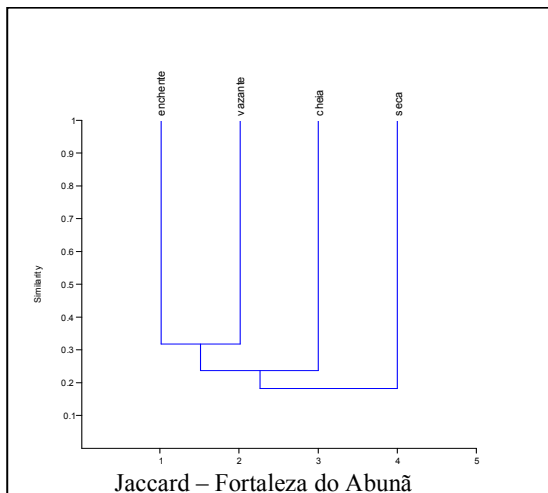
Morisita - Simão Grande

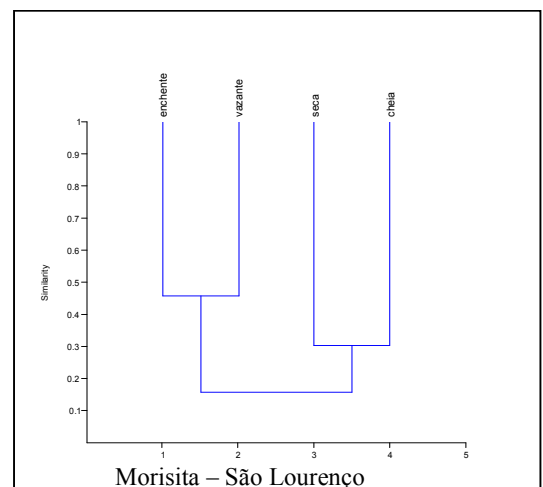
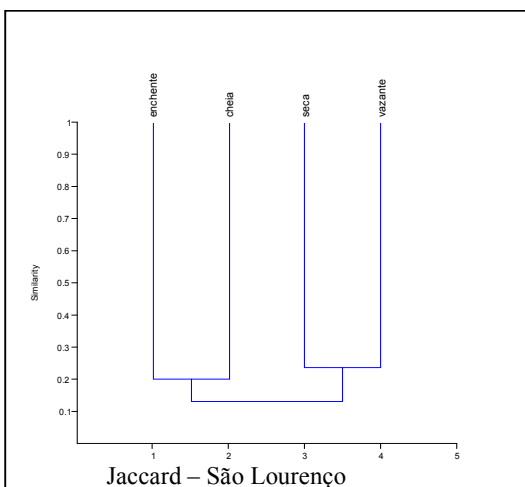
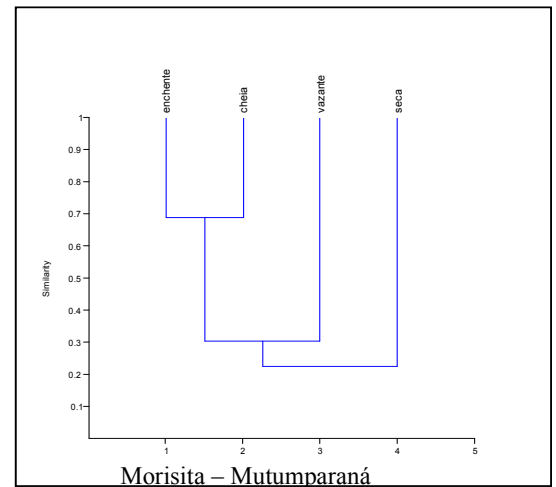
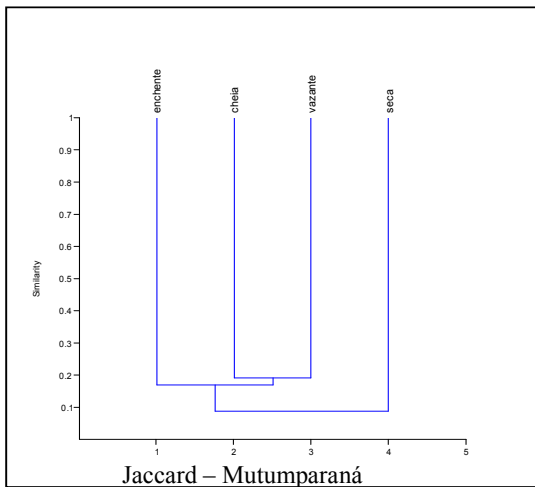
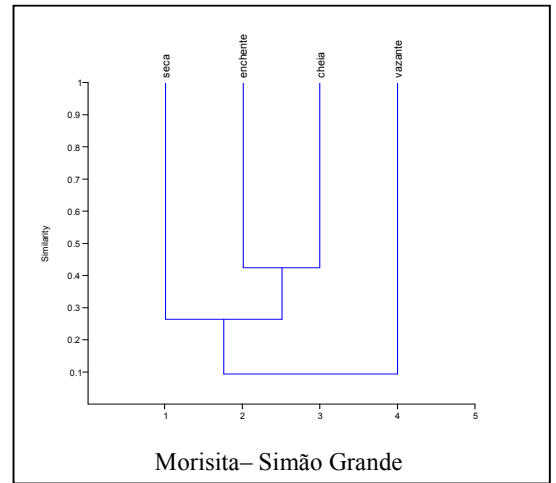
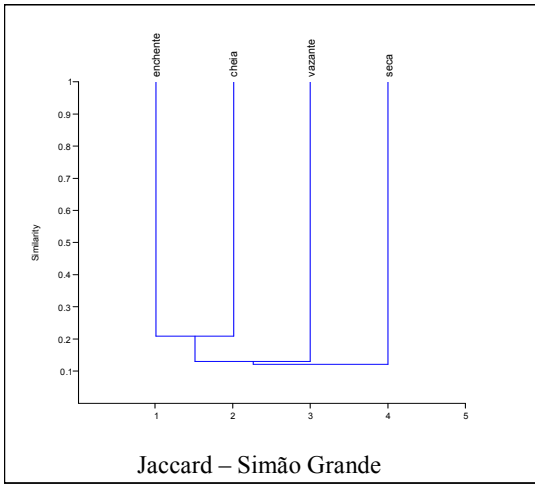


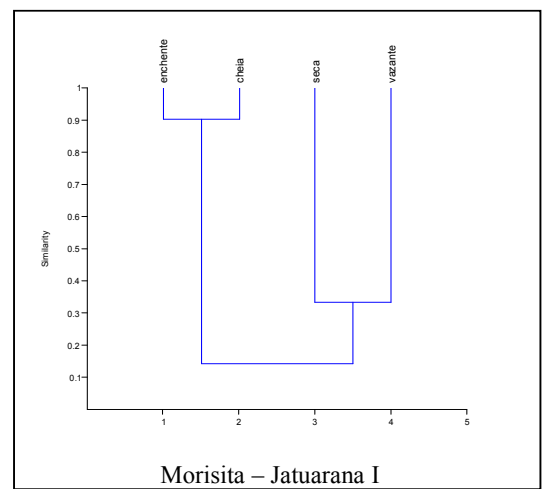
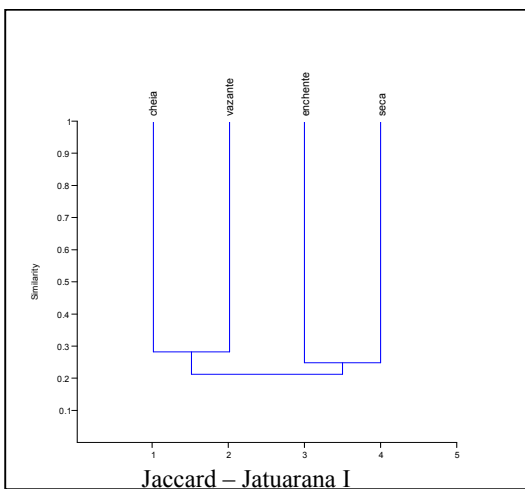
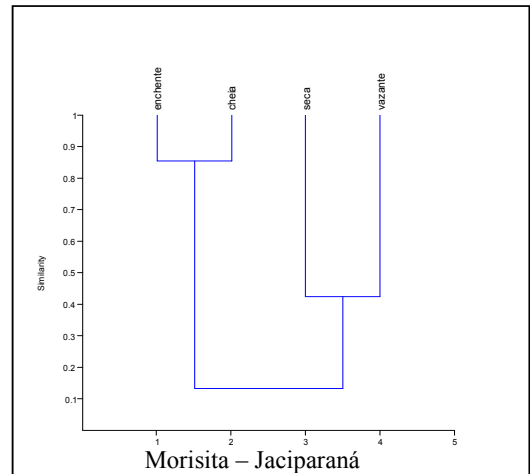
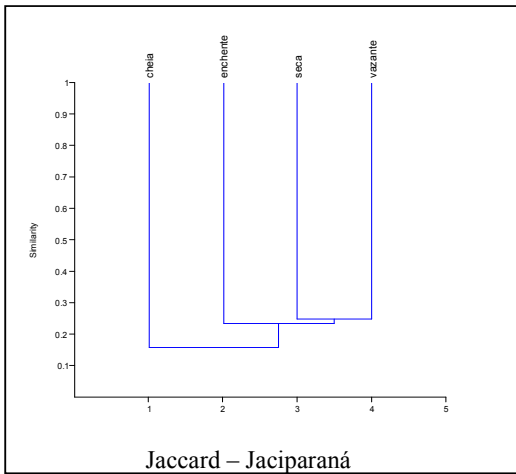
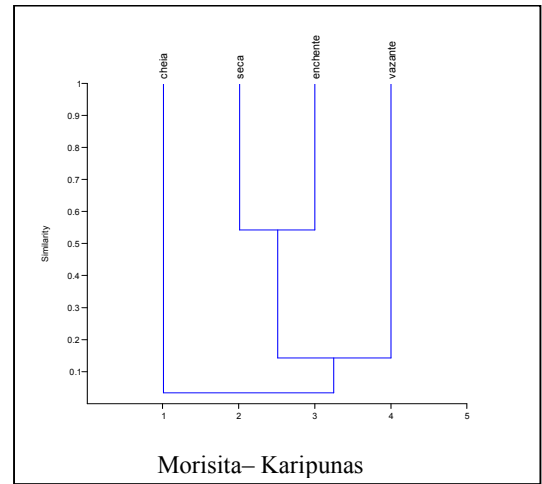
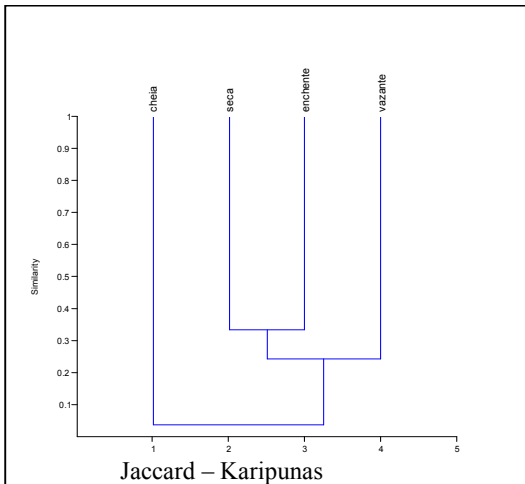


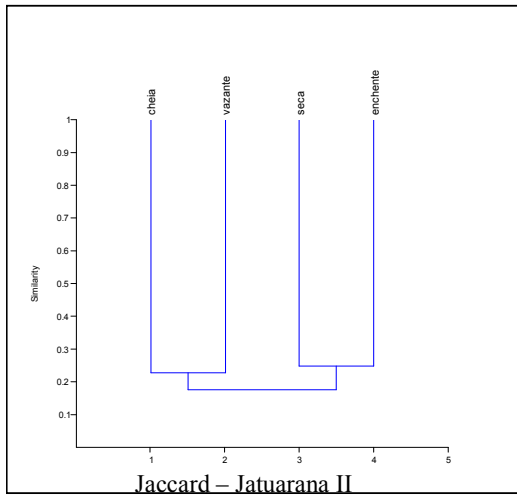


2.42 Similaridade entre os períodos (ciclo hidrológico) para cada local (afluente) para as amostras coletadas por malhadeiras (com esforço padronizado foi possível calcular os índices de Jaccard e Morisita);

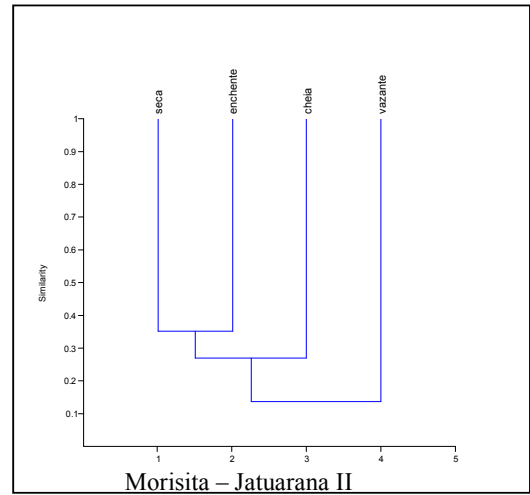




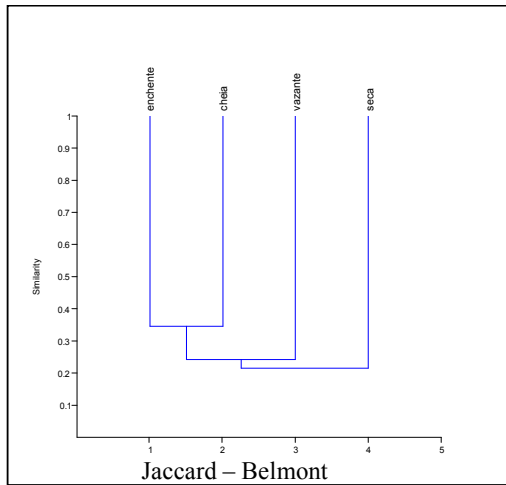




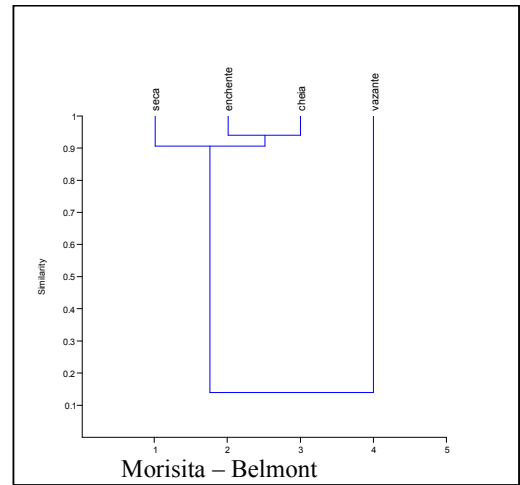
Jaccard – Jatuarana II



Morisita – Jatuarana II



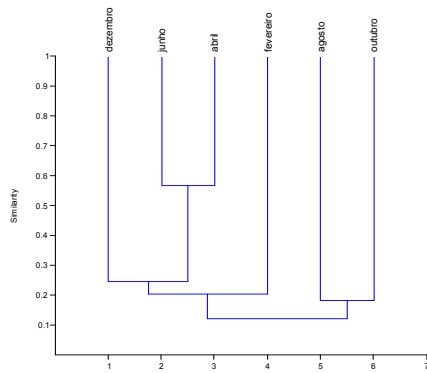
Jaccard – Belmont



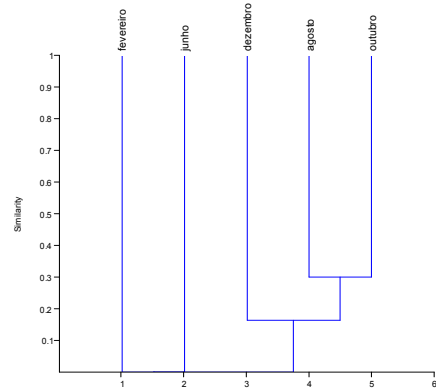
Morisita – Belmont

2.5 Similaridade entre as amostras coletadas por rede de cerco

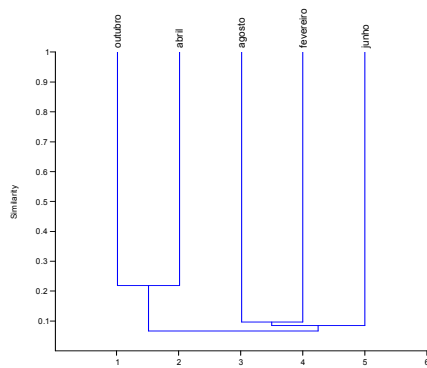
2.5.1 Similaridade entre as coletas para cada local (afluente) para as amostras coletadas com a rede de cerco. O esforço não padronizado **por local** devido à disponibilidade de ambiente em cada local ao longo do ciclo hidrológico impede análises pelo índice de Morisita. Desta forma foi realizada a análise de cluster pelo índice de Jaccard;



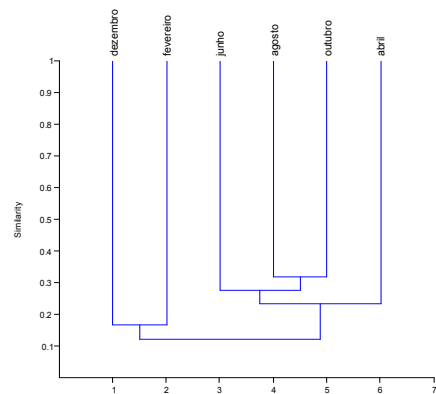
Fortaleza do Abunã



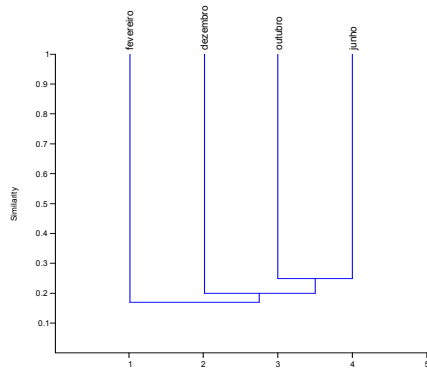
Mutumparaná



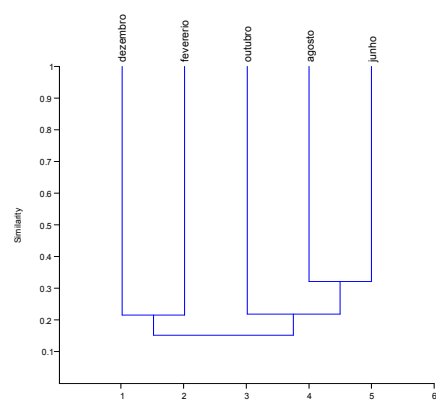
Cachoeira do Arara



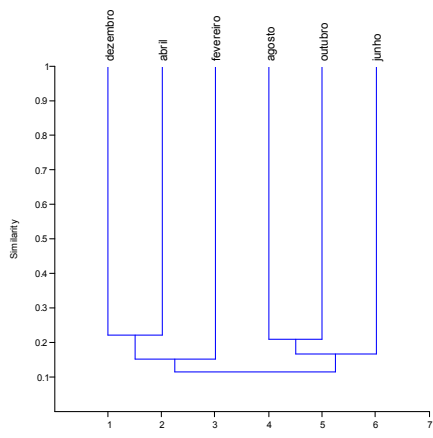
São Lourenço



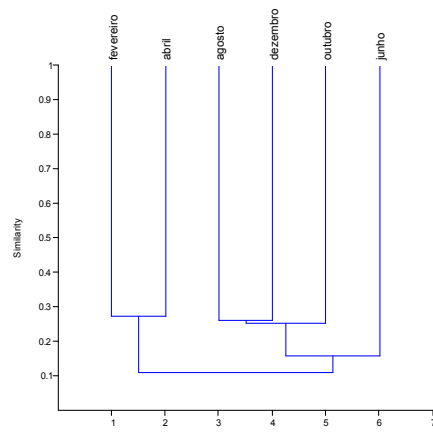
Simão Grande



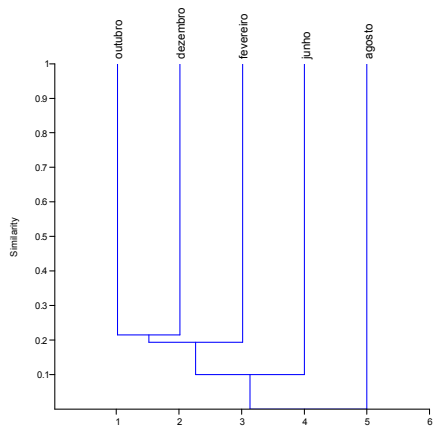
Karipunas



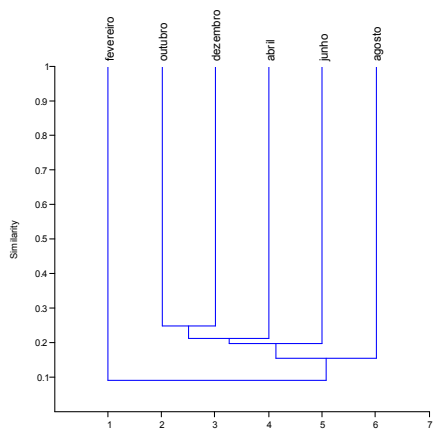
Jaciparaná



Belmont

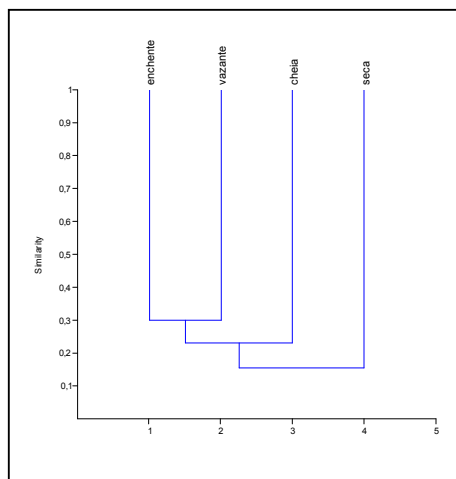


Jatuarana I

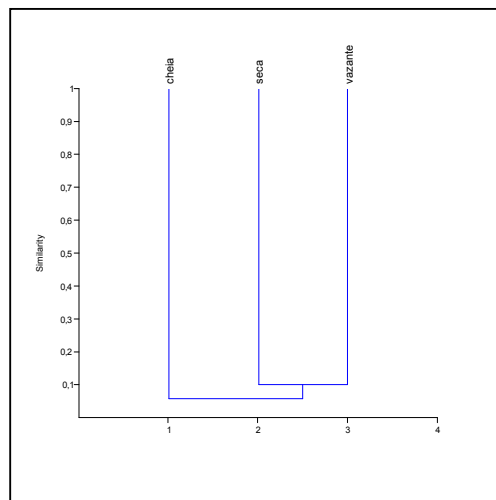


Jatuarana II

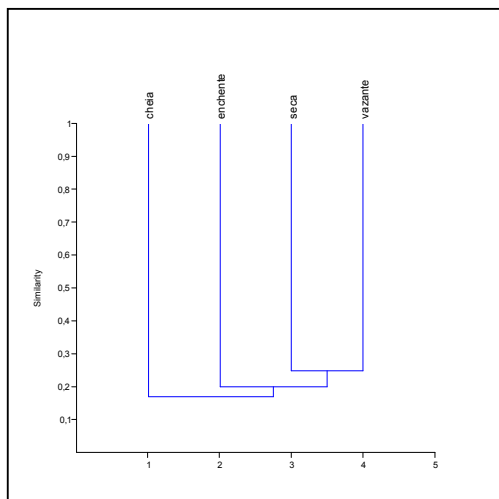
2.5.2 Similaridade entre os períodos (ciclo hidrológico) para cada local (afluente) para as amostras coletadas com a rede de cerco. O esforço não padronizado **por local** devido à disponibilidade de ambiente em cada local ao longo do ciclo hidrológico impede análises pelo índice de Morisita. Desta forma foi realizada a análise de cluster pelo índice de Jaccard;



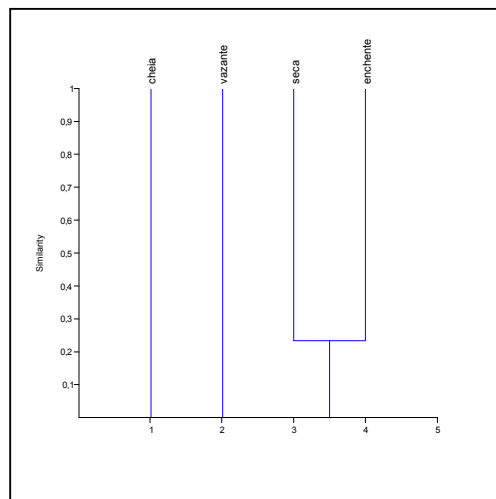
Fortaleza do Abunã



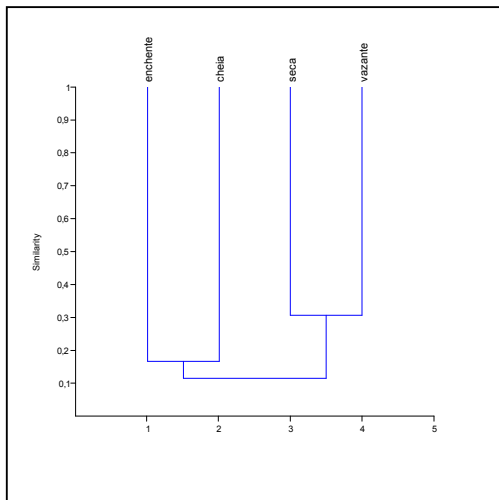
Cachoeira do Arara



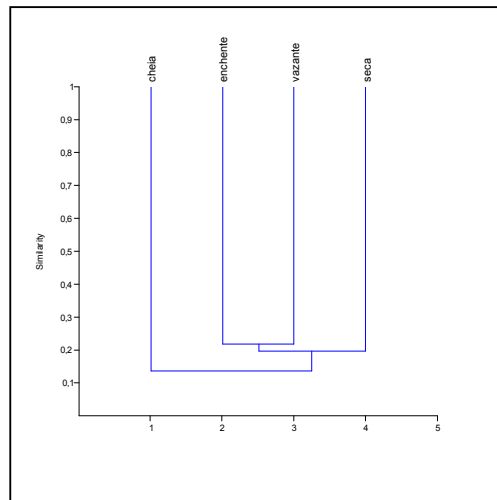
Simão Grande



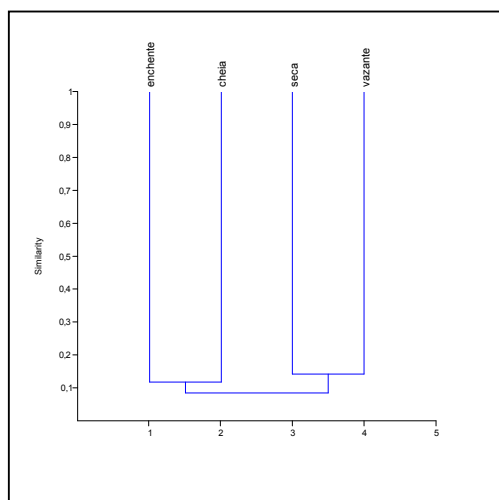
Mutumparaná



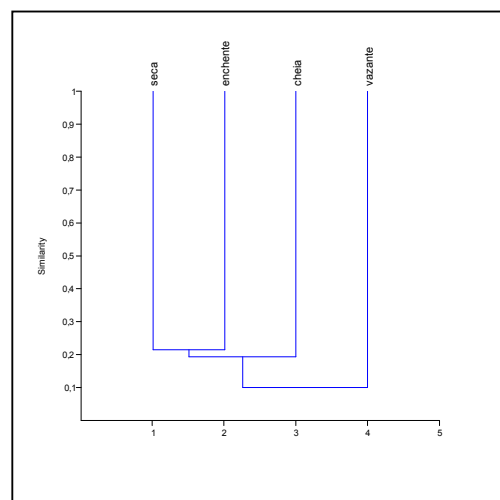
São Lourenço



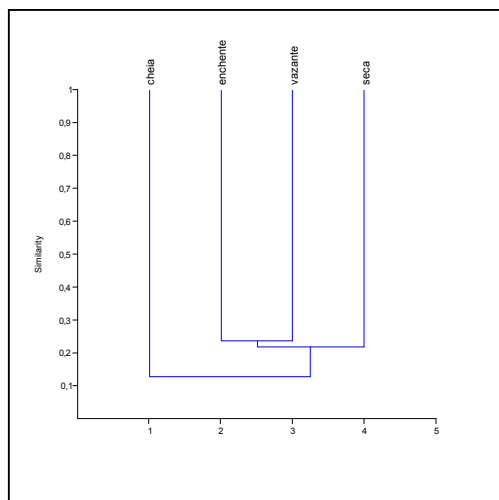
Karipunas



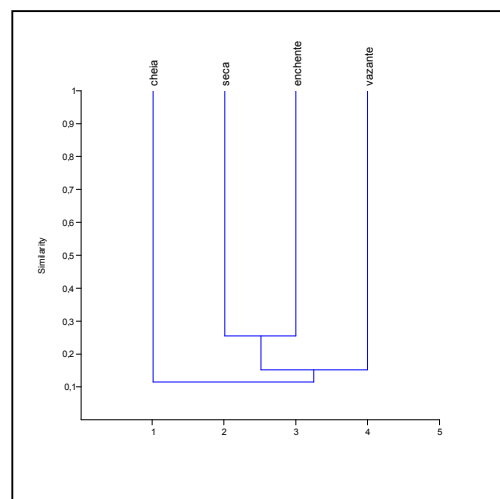
Jaciparaná



Jatuarana



Jatuarana II

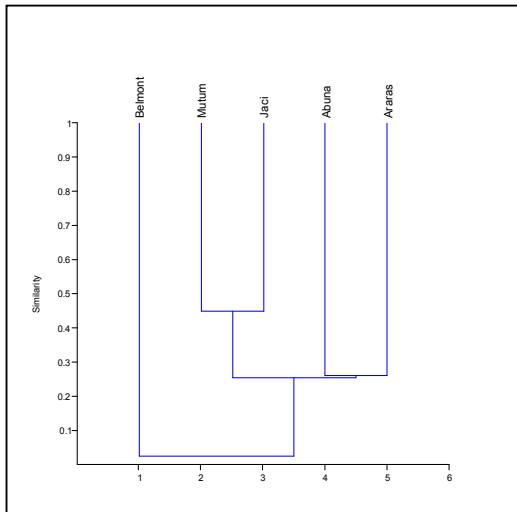


Belmont

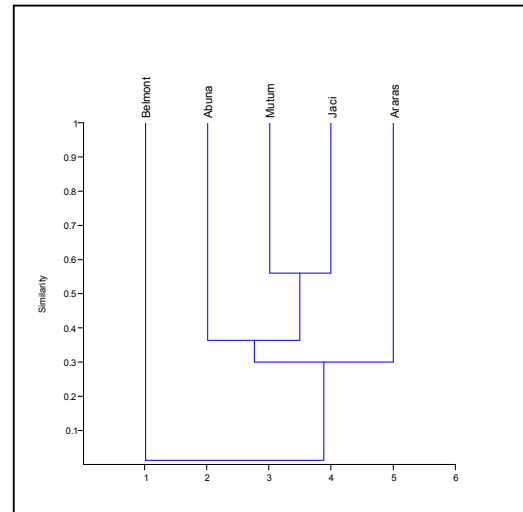
2.6 Similaridade entre as amostras coletadas por redes de arrasto de fundo trawl-net

2.6.1 Similaridade entre os locais em cada um dos meses de coleta para cada área para as amostras coletadas com a rede de arrasto de fundo “trawl-net” (Jaccard à esquerda e Morisita à direita).

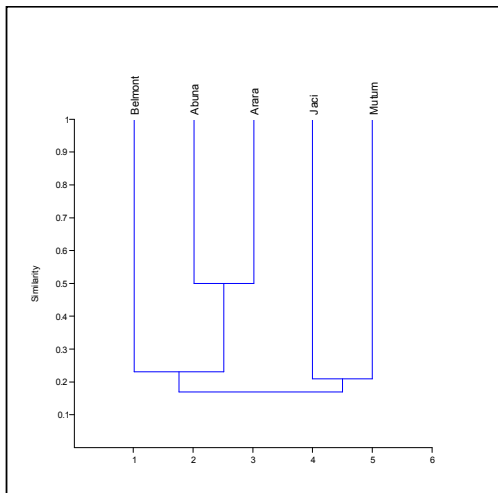
Jaccard – Dezembro/2004



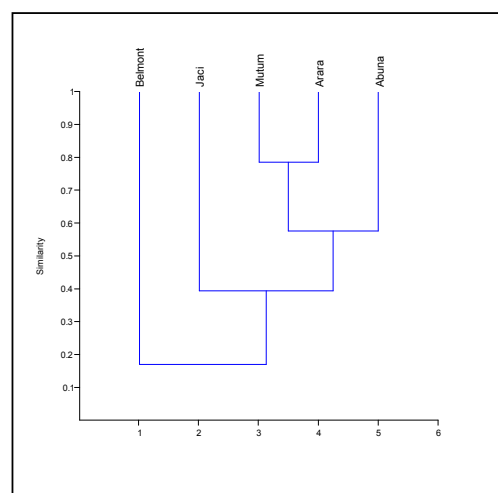
Morisita – Dezembro/2004



Jaccard – Fevereiro/2005



Morisita – Fevereiro/2005



2.7. Padrões de Distribuição das Espécies

O objetivo dessas análises foi verificar a influência da sazonalidade e da distribuição geográfica dos pontos de coleta na composição da ictiofauna, complementando as informações apresentadas no diagnóstico da ictiofauna (Tomo B, Vol. 5/8) e nas análises apresentadas anteriormente (itens 2.4 a 2.6).

Os dados obtidos a partir de coletas com esforço padronizado foram submetidos a análises multivariadas, por meio da técnica de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), na forma de registros de presença ou ausência de espécies, utilizando o Índice de Jaccard como medida de similaridade. Para facilitar a visualização das relações de similaridade no espaço bidimensional, foram elaboradas árvores de distância mínima entre os pontos (“*minimum spanning tree*”) para cada gráfico gerado nas análises de NMDS. O grau de ajuste entre as matrizes originais e aquelas geradas pelo NMDS foi avaliado pelo valor de *stress* associado a gráficos do tipo Shepard plot (quanto menor o valor de stress, menor a distorção gerada pela aplicação do algoritmo associado ao NMDS).

Para facilitar a análise dos resultados, as informações são apresentadas separadamente para cada ambiente/método de coleta: (1) Canal do rio Madeira/arrastos bentônicos; (2) área de desembocadura dos afluentes do rio Madeira/malhadeiras; e (3) praias e áreas marginais do rio Madeira e afluentes/rede de cerco. Em seguida, é apresentada uma análise das relações entre as assembléias de peixes presentes em cada um desses ambientes, bem como a possível existência de padrões gerais de similaridade em função de variáveis espaciais (distribuição geográfica dos pontos de coleta) e temporais (sazonalidade, com base nas fases do ciclo hidrológico do rio Madeira).

2.7.1. Arrastos bentônicos no canal do rio Madeira

As análises dos dados referentes aos arrastos bentônicos no canal do rio Madeira foram baseadas em 721 exemplares de peixes, distribuídos em 75 espécies e 15 amostras (referentes a cinco áreas e três períodos sazonais: enchente, vazante e seca). A similaridade entre amostras variou entre zero e 0,84 (média = $0,23 \pm 0,19$ dp; n = 105).

As amostras obtidas com arrastos bentônicos foram as mais similares entre si, quando comparadas com as amostras obtidas com malhadeiras ou com rede de cerco. A inspeção do gráfico gerado pelo NMDS (Figura 10) permite verificar que não houve uma separação evidente entre os locais de coleta, com uma mistura dos pontos de amostragem localizados a montante e jusante das cachoeiras do rio Madeira. Entretanto, o efeito da sazonalidade é marcante, com as amostras referentes aos períodos de enchente e vazante distribuídas na metade esquerda do gráfico, e as amostras coletadas na cheia posicionadas na metade direita.

A árvore de distanciamento mínimo (Figura 11) indica uma variação temporal previsível na similaridade entre as amostras no espaço bidimensional, começando com os conjuntos de espécies registradas durante a vazante (parte inferior esquerda do gráfico), seguidos pelos conjuntos das amostras obtidas durante a enchente (não houve coletas com arrastos bentônicos durante a seca extrema), e terminando com as amostras referentes ao período da cheia (porção inferior direita). Embora não tenhamos amostras referentes a mais de um ciclo sazonal, os resultados obtidos com os arrastos de fundo indicam que a ictiofauna do canal do rio Madeira constitui um conjunto quase exclusivo de espécies, quando comparada com os demais ambientes amostrados (margens e desembocaduras de afluentes, utilizando malhadeiras; e áreas rasas marginais, principalmente praias, amostradas com rede de cerco) (Lundberg *et al.*, 1987; Cox *et al.*, 2004). Além disso, a possível seqüência temporal na distribuição das amostras revela a existência de processos determinísticos na composição das assembléias de peixes do canal do rio Madeira, de forma análoga ao observado por Rodriguez & Lewis (1997) em lagos do rio Orinoco. Assim, como já mencionado no diagnóstico da ictiofauna (Tomo B, Vol. 5/8 e Tomo C, Vol. 1/1), a fauna de peixes do canal deverá

constituir o conjunto de espécies mais fortemente atingido pelos impactos do represamento do rio Madeira, em função de suas características reofílicas, características morfológicas e ecológicas peculiares, e pela clara estruturação das assembléias de peixes nesse ambiente.

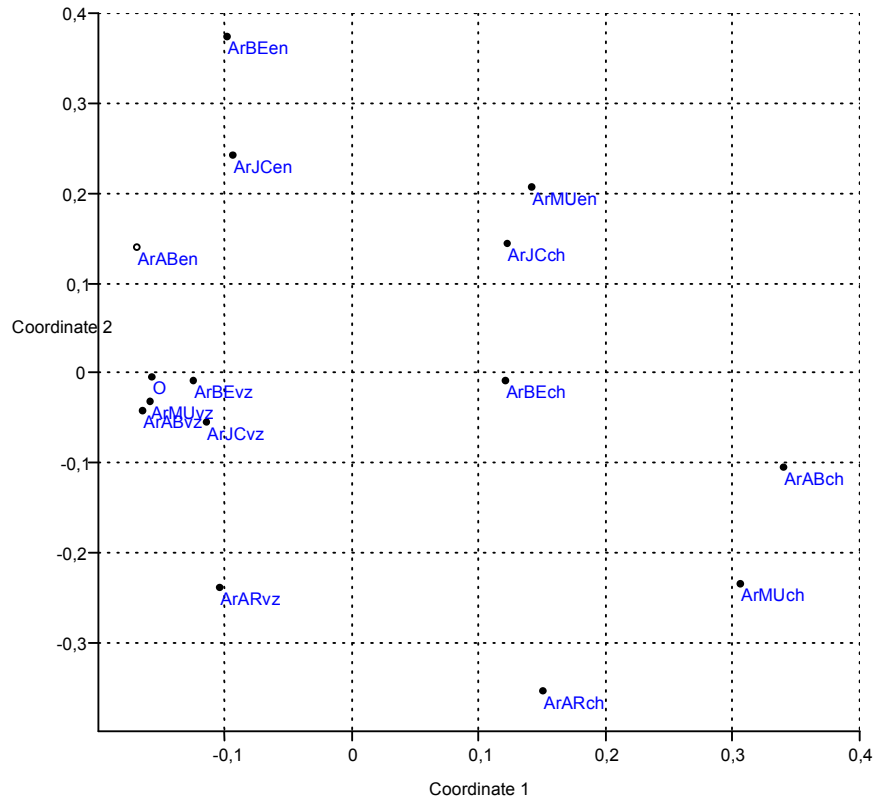


Figura 10. Distribuição das amostras de peixes coletadas com rede de arrasto bentônico no canal do rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma sequência de letras que indicam o método (Ar=arrasto), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante). Stress=0,164.

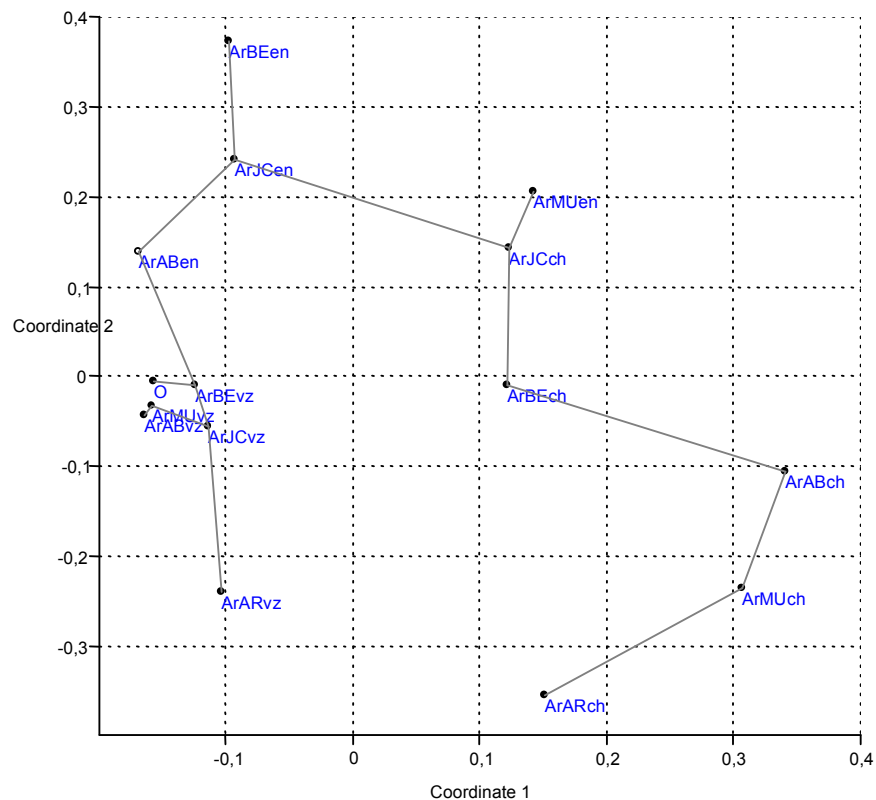


Figura 11. Árvore de distância mínima construída para as amostras de peixes coletadas com rede de arrasto bentônico no canal do rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma sequência de letras que indicam o método (Ar=arrasto), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante). Stress=0,164.

2.7.2. Coletas com malhadeiras na desembocadura dos afluentes do rio Madeira

As análises dos dados referentes às coletas com malhadeiras na região de desembocadura dos afluentes do Madeira foram baseadas em 5.199 exemplares de peixes, distribuídos em 178 espécies e 60 amostras (referentes a 10 áreas e seis períodos de coleta). A similaridade entre amostras foi muito baixa, tendo variado entre 0 (zero) e 0,49 (média = $0,14 \pm 0,08$ dp; $n = 1770$).

A análise das capturas com malhadeiras não indicou um padrão óbvio de separação entre subunidades geográficas ou temporais ao longo do trecho estudado no rio Madeira (Figura 12). É possível observar uma concentração de pontos referentes aos igarapés Jatuarana II (JT), Belmont (BE) e Abunã (AB) na cheia, na porção superior esquerda do gráfico (Figura 13). Isto indica certo grau de diferenciação na composição dessas assembléias de peixes, que se

encontram dispostas nos pontos extremos de distribuição das amostras ao longo do trecho estudado no rio Madeira (Jatuarana II e Belmont a jusante; Abunã a montante), especialmente no período de águas altas. De forma análoga, pode-se verificar que as amostras referentes aos afluentes do trecho de corredeiras do Madeira (MU, Mutumparaná; LO, São Lourenço; KA, Karipunas) no período da seca estão distribuídas na porção oposta do gráfico (canto inferior direito), o que indica que a sazonalidade pode explicar parte das semelhanças entre as amostras. Neste último caso, a seca parece ter um efeito uniformizador das assembléias de peixes no trecho médio da área de estudos, ao selecionar um subconjunto de espécies que conseguem permanecer na porção jusante dos afluentes durante o pico da seca.

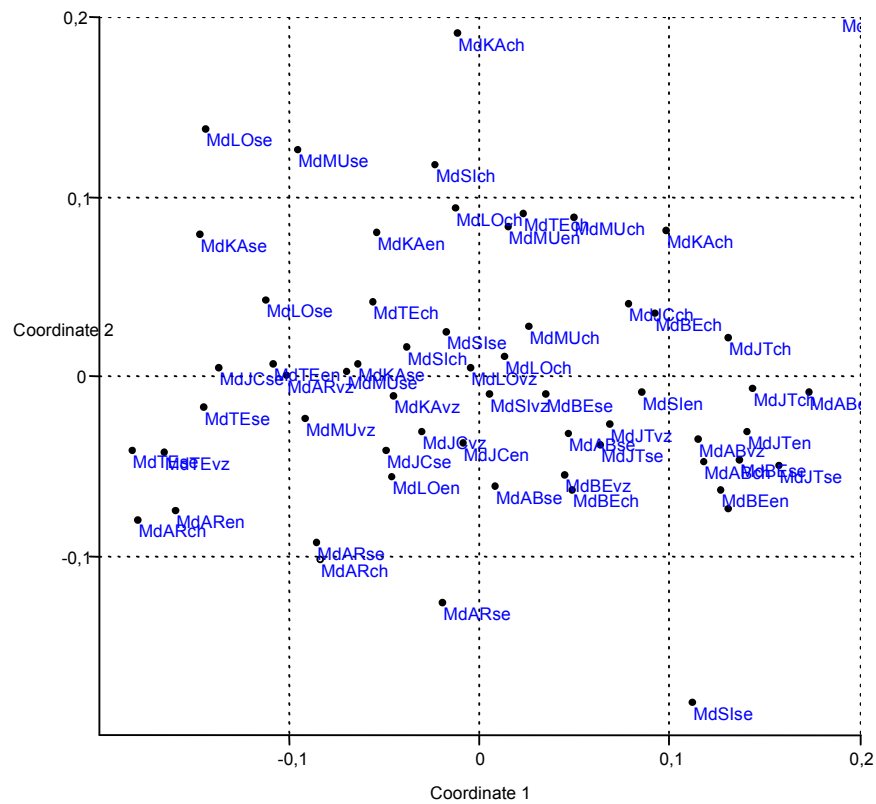


Figura 12. Distribuição das amostras de peixes coletadas com malhadeiras no rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma sequência de letras que indicam o método (Md=malhadeiras), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; LO=São Lourenço; SI=Simão Grande; KA=Karipunas; TE=Jatuarana I; JT=Jatuarana II; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante; se=seca). Stress=0,301.

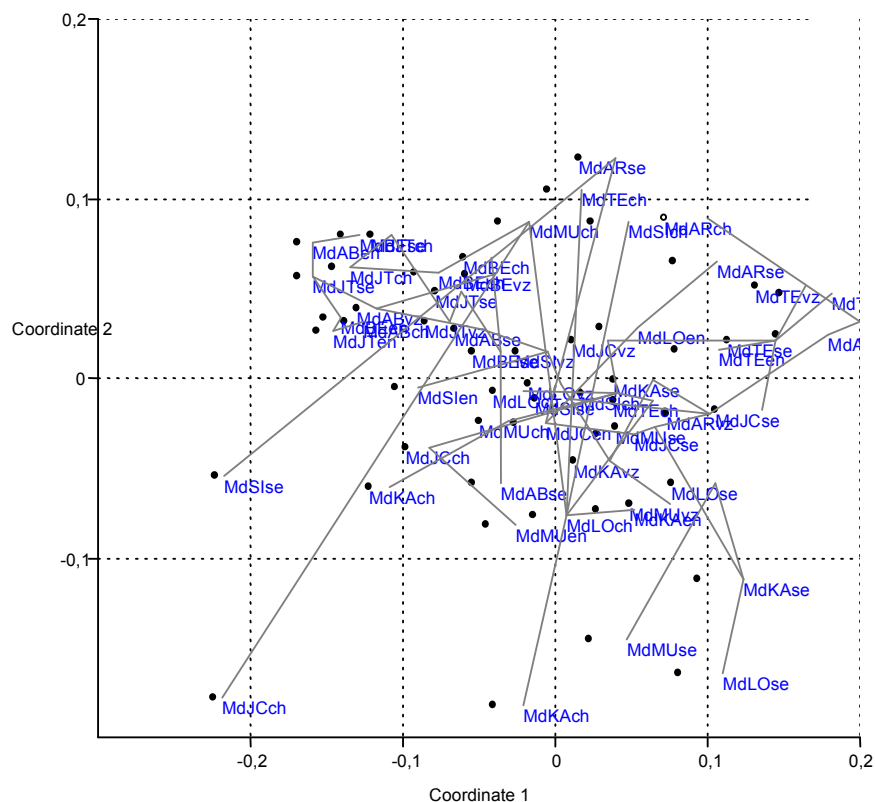


Figura 13. Árvore de distância mínima construída para as amostras de peixes coletadas com malhadeiras no rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma sequência de letras que indicam o método (Md=malhadeiras), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; LO=São Lourenço; SI=Simão Grande; KA=Karipunas; TE=Jatuarana I; JT=Jatuarana II; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante; se=seca). Stress=0,301.

3. Coletas com rede de cerco ao longo do rio Madeira e na região de desembocadura dos afluentes

As análises dos dados referentes às coletas com rede de cerco no rio Madeira foram baseadas em 10.562 exemplares de peixes, distribuídos em 269 espécies e 54 amostras (referentes a 10 áreas e seis períodos sazonais). A similaridade entre amostras foi extremamente baixa, tendo variado entre 0 (zero) e 0,40 (média = $0,10 \pm 0,07$ dp; $n = 1.431$).

As amostras coletadas com rede de cerco resultaram em uma alta riqueza de espécies e uma elevada abundância de exemplares. Entretanto, a ordenação não evidenciou um padrão claro de separação entre os conjuntos de espécies amostradas com uso desse aparelho de pesca (Figura 14). É possível inferir uma fraca influência sazonal na distribuição dos pontos no espaço bidimensional, com amostras referentes aos períodos de vazante e seca mais

concentradas na porção inferior direita do gráfico, e com boa parte dos pontos correspondentes aos períodos de enchente e cheia dispostos na porção superior do gráfico (Figura 15).

A aparente falta de um efeito geográfico importante na distribuição das amostras pode ser decorrente da alta diversidade de peixes nas praias, com a presença de muitas espécies ocasionais ou raras, o que contribui para mascarar eventuais padrões subjacentes. De fato, quando retiramos da análise as espécies com ocorrência única, a influência sazonal na similaridade entre as amostras fica um pouco mais evidente (Figura 16), mas não há uma melhor resolução geográfica da distribuição das amostras.

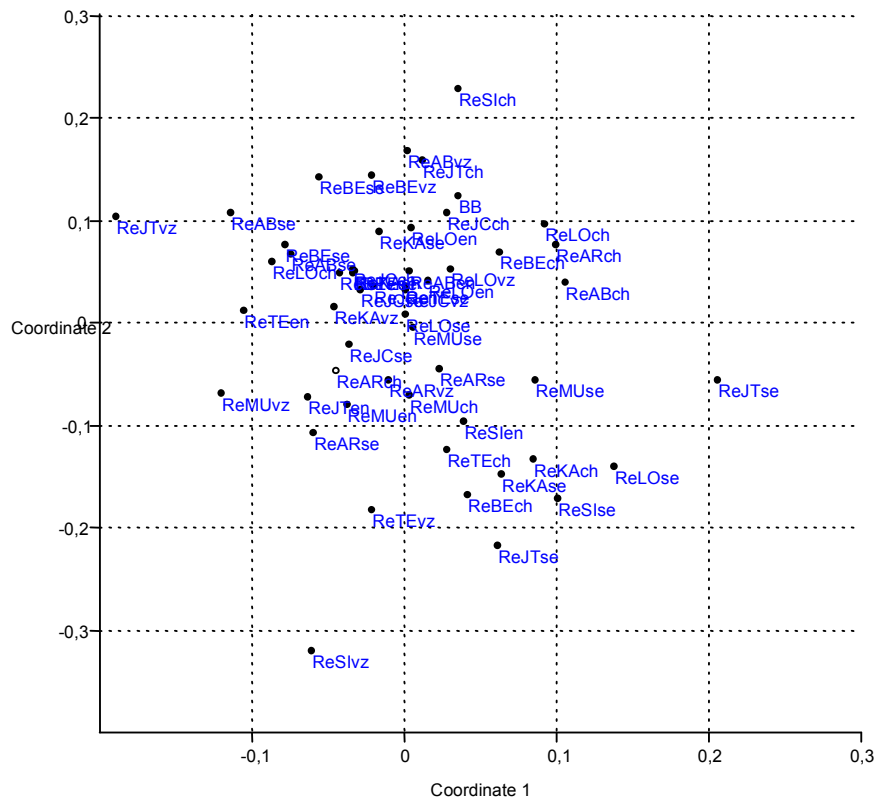


Figura 14. Distribuição das amostras de peixes coletadas com rede de cerco no rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma seqüência de letras que indicam o método (Re=rede de cerco), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; LO=São Lourenço; SI=Simão Grande; KA=Karipunas; TE=Jatuarana I; JT=Jatuarana II; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante; se=seca). Stress=0,282.

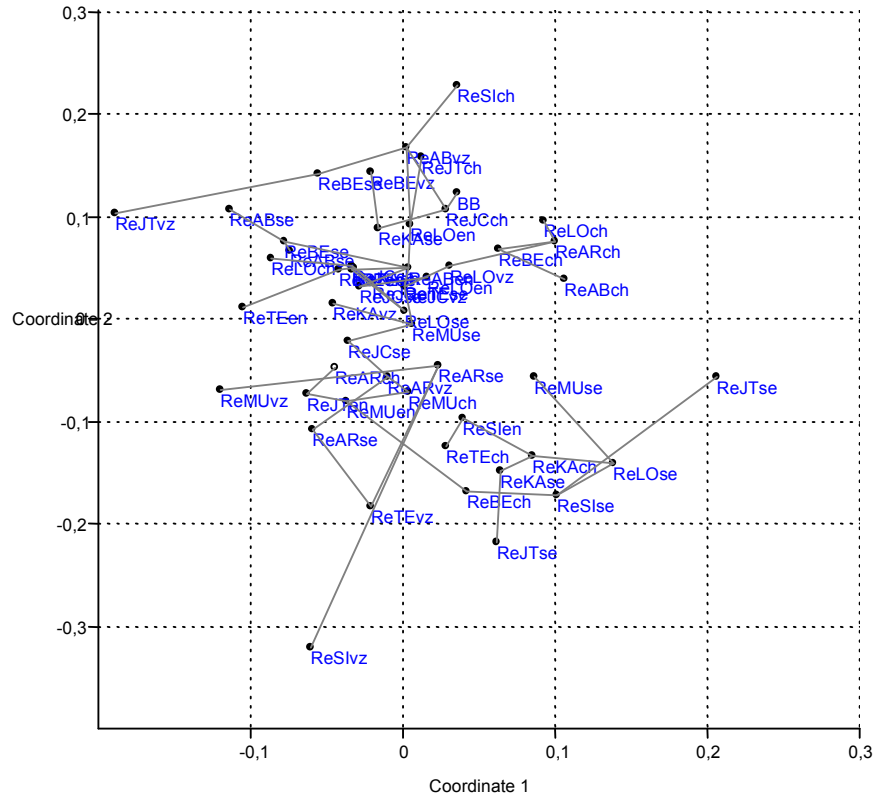


Figura 15. Árvore de distância mínima construída para as amostras de peixes coletadas com rede de cerco no rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma seqüência de letras que indicam o método (Re=rede de cerco), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; LO=São Lourenço; SI=Simão Grande; KA=Karipunas; TE=Jatuarana I; JT=Jatuarana II; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante; se=seca). Stress=0,282.

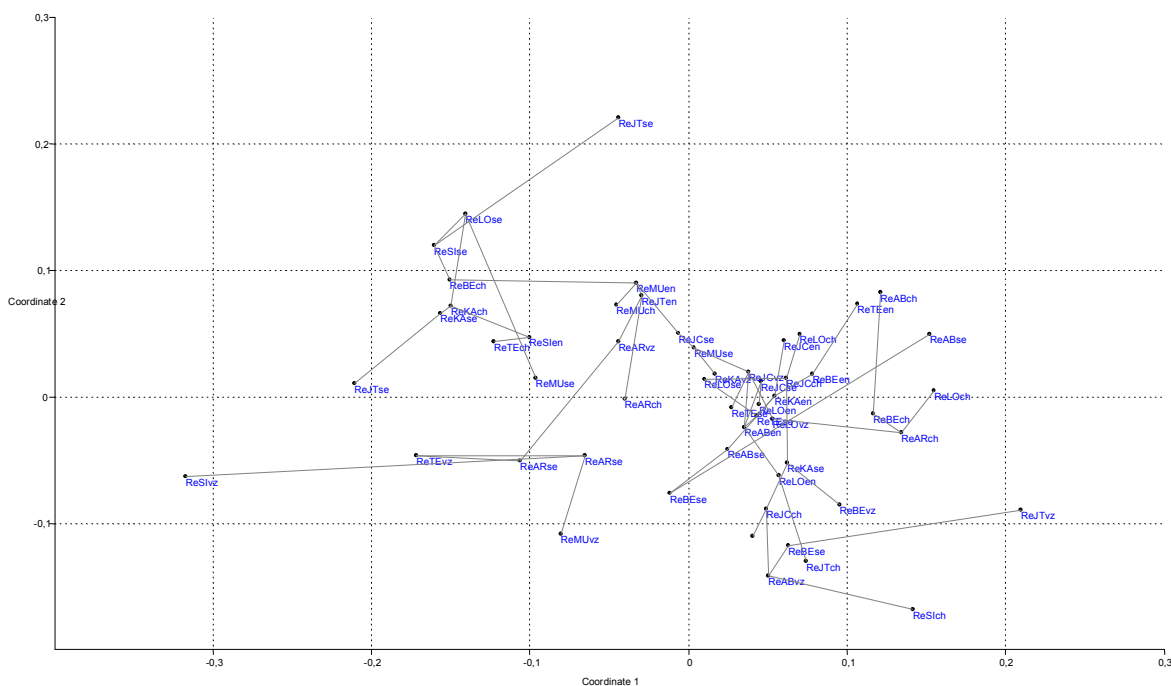


Figura 16. Árvore de distância mínima construída para as amostras de peixes coletadas com rede de cerco no rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda dos pontos é composta por uma seqüência de letras que indicam o método (Re=rede de cerco), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; LO=São Lourenço; SI=Simão Grande; KA=Karipunas; JT=Jatuarana; TE=Teotônio; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante; se=seca). Stress=0,282.

4. A ictiofauna do rio Madeira: uma análise do conjunto de informações (malhadeiras + arrastos + rede de cerco)

As análises dos dados referentes ao total das amostras obtidas nos arrastos bentônicos no canal do rio Madeira, nas malhadeiras na desembocadura dos afluentes e nas redes de cerco nas praias foram baseadas em 16.482 exemplares de peixes, distribuídos em 129 amostras e 356 espécies.

O gráfico gerado pela ordenação permite delimitar uma separação nítida entre as amostras realizadas com os diferentes aparelhos de pesca nos três tipos de ambientes aquáticos (Figura 17). As amostras obtidas por meio de arrastos bentônicos ficaram concentradas no quadrante inferior esquerdo, claramente diferenciadas das demais e com uma única conexão com as amostras de rede de cerco (figura 18).

Sabe-se que diversas espécies fazem movimentos laterais sazonais, deslocando-se do canal do rio para as áreas marginais durante a cheia (possivelmente aproveitando o aumento da profundidade), e das margens para o canal no período de vazante/seca (quando o canal se torna mais raso), o que explicaria a pequena similaridade observada (Cox, 1997).

As amostras de malhadeiras ficaram concentradas no quadrante superior direito do gráfico, isoladas das amostras de arrastos bentônicos e também com uma única conexão com as amostras de rede de cerco. As amostras de rede de cerco ficaram situadas na porção central do gráfico e com uma distribuição mais vertical (ao longo do eixo 2), e com poucas conexões com as amostras coletadas com os demais aparelhos de pesca. A baixa similaridade entre as amostras de rede de cerco (praias e áreas marginais rasas) e malhadeiras (desembocaduras de afluentes do rio Madeira) pode ser explicada pela presença oportunista de algumas espécies de peixes que habitam essas áreas durante o período de águas altas, e que eventualmente se reúnem junto às praias durante o pico da seca. Da mesma forma, exemplares jovens dessas espécies ocupam os poucos bancos de macrófitas disponíveis ao longo do rio Madeira e porção jusante de seus afluentes, sendo capturados com rede de cerco nessa fase da vida (juvenil). A grande quantidade de informações contidas no gráfico não permite uma discriminação mais refinada das possíveis diferenças sazonais e entre locais específicos de coleta (vide discussões anteriores para cada ambiente e aparelho de pesca).

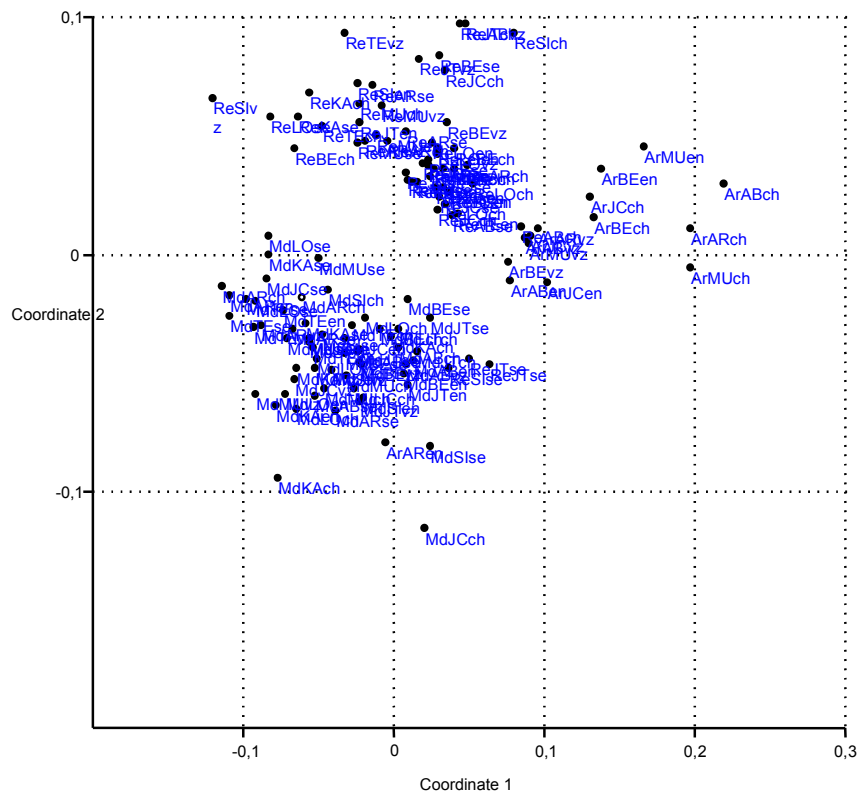


Figura 17. Distribuição das amostras de peixes coletadas no rio Madeira, nos anos de 2004 e 2005. A legenda do pontos é composta por uma seqüência de letras que indicam o método (Ar=arrasto; Md=malhadeiras; Re=rede de cerco), o local (AR=Araras; AB=Abunã; JC=Jaciparaná; MU=Mutum; LO=São Lourenço; SI=Simão Grande; KA=Karipunas; TE=Jatuarana I; JT=Jatuarana II; BE=Belmont) e a época de coleta (ch=cheia; en=enchente; vz=vazante; se=seca). Stress=0,282.

Jirau e Santo Antonio poderá gerar impactos de intensidade e magnitude diversos para cada uma dessas subunidades ictiofaunísticas.

Os resultados obtidos também denotam uma separação evidente das assembléias de peixes presentes nas praias, margens rasas, canal do rio e zonas de confluência do rio Madeira com seus afluentes, a despeito de uma esperada similaridade entre tais conjuntos de espécies. Neste sentido, os eventuais impactos ambientais gerados pela construção dos AHEs Jirau e Santo Antonio poderão afetar diferenciadamente as assembléias de peixes. Por exemplo, espera-se que os peixes que habitam o canal do rio Madeira sejam mais fortemente atingidos, tanto pelo impacto direto da alteração da dinâmica das águas decorrente do represamento, quanto pela atenuação das modificações cíclicas do nível (entenda-se aqui como profundidade) do rio Madeira. Da mesma forma, parte das espécies de peixes que ocupam as praias parece ocorrer exclusivamente (ou predominantemente) nesse tipo de ambiente, e deverá sofrer impactos negativos diretos decorrentes do desaparecimento ou de mudanças na dinâmica sazonal de ocorrência de praias naquele trecho do rio Madeira.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. COX FERNANDES, C. (1997). Lateral migration of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 6: 36-44.
2. COX FERNANDES, C.; J. PODOS & J. G. LUNDBERG (2004). Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. *Science*, 305:1960-1962.
3. KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. New York. Harper and Hall. 654p.
4. LUNDBERG; J. G.; W. M. LEWIS; J. F. SAUNDERS & F. MAGO-LECCIA (1987). A major food web component in the Orinoco River channel: evidence from planktivorous electric fishes. *Science*, 237: 81-83.
5. MAGNUSSON, W.E.; MOURÃO, G. 2003. *Estatística sem matemática. A ligação entre as questões e a análise*. Editora Planta. Londrina-PR. 126p.
6. RODRÍGUEZ, M.A. & W.M. LEWIS, JR. (1997). Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.

5. EQUIPE RESPONSÁVEL

Gislene Torrente Vilara
Jansen Zuanon

12. Estabelecer interações, caso existam, entre as comunidades planctônicas (fito e zoo), bentônica e íctia

1. CONDIÇÕES GERAIS DO SISTEMA, NUTRIENTES E PRODUTIVIDADE BIOLÓGICA: INTERAÇÕES ENTRE A ICTIOFAUNA E O AMBIENTE

A variabilidade química resultante da diferença de concentração de nutrientes nos diferentes tipos de águas diferencia a paisagem e a produtividade dos ambientes aquáticos amazônicos. A produtividade primária, especialmente fitoplanctônica, é um processo complexo, que envolve fatores bióticos e abióticos (Forsberg *et al.*, 1988) e pode ser limitada pela concentração de nutrientes, temperatura e radiação solar (Putz & Junk, 1997; Esteves, 1998). Material particulado em suspensão na coluna d'água e compostos dissolvidos promovem forte dispersão da luz incidente na água; assim, rios de águas brancas como o rio Amazonas (e o rio Madeira), apesar de ricos em nutrientes, são muito turbidos para suportar níveis significativos de produtividade planctônica no ambiente do canal (Wissmar *et al.*, 1981). No entanto, as cheias sazonais do rio Amazonas e a de seus afluentes de águas brancas promovem a inundação de extensas áreas de planícies marginais (as várzeas; Sioli, 1968), permitindo a decantação parcial dos sedimentos e favorecendo a produtividade primária nesses ambientes (Forsberg *et al.*, 1988).

Além da produção fitoplactônica, a exposição à luz solar na coluna d'água propicia também o crescimento de algas perifíticas associadas a certos tipos de substratos, onde uma rica fauna de insetos e outros invertebrados aquáticos vive associada. Em trechos de corredeiras de rios de águas claras, a comunidade perifítica sustenta uma rica e diversificada fauna de peixes (Zuanon, 1999 e referências incluídas). O perifiton necessita de substratos sólidos e níveis adequados de luz para crescimento, e apresenta variações na estrutura da comunidade perifítica relacionadas à geoquímica distinta dos rios (Melack & Forsberg, 2001).

As comunidades planctônicas, especialmente as algas e bactérias heterotróficas pelágicas, são freqüentemente reguladas por eventos físicos (disponibilidade de luz, temperatura etc.), químicos (nutrientes, sistema pH) e, menos freqüentemente, biológicos (predação) (Reynolds, 1997). O rio Madeira, em suas condições atuais, pode ser considerado como cronicamente deficiente em fósforo para o crescimento fitoplanctônico, mas não em nitrogênio (Tomo B, Vol. 6/8). Este fato fica demonstrado considerando as razões atômicas dos nutrientes totais e as concentrações absolutas dos nutrientes dissolvidos inorgânicos (Fisher *et al.*, 1995). Associado a isto, a estreita zona eufótica do rio Madeira, resultante de apenas uns poucos centímetros de transparência vertical, resulta em uma baixa disponibilidade de luz e deve influenciar negativamente os níveis de biomassa e selecionar populações fitoplanctônicas adaptadas à escassez de luz.

Na literatura, de forma geral, a determinação da produtividade de um sistema tem sido baseada na produtividade primária de fitoplâncton, e o papel do sedimento na produtividade primária bentônica em sistemas aquáticos é praticamente desconhecido (Lowe, 1996; Vadeboncoeur *et al.*, 2002). Apesar das metodologias não garantirem estimativas precisas, existe forte evidência de que a produtividade bentônica teria magnitude similar à produtividade de bacterioplâncton, dominando a produtividade microbial em determinados sistemas (Kemp, 1990). Fontes autotróficas de carbono dos peixes do canal do rio Negro

mostraram que a floresta e as algas perifíticas são as fontes de alimento mais importantes de alguns sistemas (Thomé-Souza, 2005).

O sedimento assimilável pela biota (detrito) dos rios tropicais pode ser definido como uma mistura de matéria orgânica particulada e partículas vivas, como algas, fungos e bactérias. Esse detrito agregado (Yossa & Araújo Lima, 1998) tem sido considerado um dos principais elementos nas cadeias tróficas das planícies de inundação (Welcomme, 1985). As espécies detritívoras dominam as comunidades de peixes das planícies de inundação da América do Sul, atingindo 40% da ictiomassa (Araújo-Lima *et al.*, 1995) e sustentam boa parte das pescarias nas várzeas (Petrere, 1978a; Petrere, 1978b; Merona & Bittencourt, 1993; Batista & Petrere Jr, 2003). Entretanto, a participação relativa dos detritívoros nas comunidades naturais pode variar, não somente ao longo do ciclo hidrológico, mas principalmente conforme a produtividade de cada sistema. Peixes herbívoros, detritívoros e onívoros exercem papel fundamental na condução de matéria e energia entre os diferentes ambientes aquáticos em sistemas tropicais (Winemiller *et al.*, 1994; Winemiller, 1998).

Na região de estudo do alto rio Madeira, a presença de altos barrancos, associados a uma estreita planície inundável, impede a formação de áreas expressivas de floresta inundada, tanto nos períodos de enchente-vazante quanto durante a curta estação da cheia local (diagnóstico da ictiofauna Tomo B, vol. 5/8). Goulding (1979) afirma que a várzea de grande parte do rio Madeira apresenta uma menor oferta de alimentos de origem alóctone (provenientes da planície inundável) para os peixes, quando comparada à disponibilidade deste tipo de alimento proveniente das planícies de inundação do rio Solimões–Amazonas. Os rios investigados para o estudo de impacto ambiental dos AHEs Santo Antônio e Jirau apresentaram variações de estado trófico oscilando de mesotrófico a oligotrófico ao longo do ciclo hidrológico analisado. O estado trófico dos sistemas aquáticos investigados nesse trabalho caracterizou a flora do rio Abunã como de ambiente levemente eutrófico, enquanto a flora dos rios Madeira, Mutum-Paraná e Jaci-Paraná foi caracterizada como típica de ambientes oligotróficos (TOMO C, Vol. 1/1, Capítulo 1, Análise Integrada).

Esta combinação de características observadas no alto rio Madeira (águas brancas, presença de corredeiras, baixa produtividade primária, estreita faixa de várzea e alta diversidade da ictiofauna) representa uma condição ímpar e uma dinâmica especial de funcionamento do sistema aquático e da fauna associada na amazônia. Correnteza, turbidez e substrato são considerados como alguns dos principais fatores que influenciam a organização de comunidades de peixes de água doce (Gorman & Karr, 1978). Neste sentido, as características morfológicas, limnológicas e hidrológicas do alto rio Madeira podem estar condicionando a presença de determinadas espécies aquáticas naquela região, adaptadas à alta concentração de sedimentos em suspensão, alta velocidade das águas e à baixa produtividade primária naquele trecho do rio.

A paisagem de rios tropicais, como o rio Madeira, apresenta heterogeneidade de habitats, incluindo pedrais, praias de areia e lama, poços profundos e canais laterais rasos, associados com as variações nas condições físico-químicas ao longo do ciclo hidrológico. Essa heterogeneidade ambiental oferece uma grande diversidade de nichos, resultando em um leque de oportunidades ecológicas na cadeia trófica aquática (Winemiller, 1990). Essa diversificação trófica pode ser observada diretamente na dieta dos organismos e é refletida na elevada riqueza e diversidade de espécies de peixes (Goulding *et al.*, 1988).

Uma das características ecológicas que mais diretamente retratam as relações entre os peixes e o ambiente é a alimentação. A ecologia alimentar pode ser correlacionada com características morfológicas das espécies de peixes, como formato e número dos dentes, tamanho e posicionamento da boca, e características e dimensões do trato digestório (Winemiller, 1991;1992). Uma análise da utilização dos recursos alimentares consumidos pelas espécies de peixes no alto rio Madeira poderia elucidar as principais fontes de alimento para a comunidade ictiofaunística, evidenciando as bases da produtividade primária neste sistema. Da mesma forma, a disponibilidade e partilha dos recursos alimentares, associadas às características morfológicas das espécies, podem sugerir padrões de uso dos recursos e explicar (ao menos em parte) a diversidade ictiofaunística local.

Uma análise ecológica da alimentação de peixes pode fornecer informações sobre a quantidade, época e frequência com que o alimento é tomado pelos peixes no ambiente (Wootton, 1990). A atividade alimentar normalmente segue um padrão rítmico próprio de cada espécie, e pode variar com a disponibilidade de alimento na escala espaço-temporal e a necessidade alimentar de cada espécie (Andrian *et al.*, 1994; Ferretti *et al.*, 1996; Zavala-Camim, 1996). A alimentação, independente da origem da dieta, deve oferecer a energia necessária para a manutenção do organismo. A quantidade de energia e nutrientes obtidos na atividade alimentar dos peixes é fundamental para a sobrevivência, crescimento e reprodução dos indivíduos, sendo que o sucesso nessas etapas depende da habilidade de armazenagem e utilização das reservas energéticas diante das variações ambientais (Moreira, 2004).

Raros são os estudos que caracterizam a categoria trófica ou abordam a plasticidade alimentar das centenas de espécies da ictiofauna amazônica (Rabelo & Araújo-Lima, 2002; Leite, 2004; Yamamoto, 2004; Galina & Hahn, 2004). Nas planícies inundáveis do território boliviano, conectadas aos formadores do rio Madeira, têm sido realizados estudos sobre a estrutura das comunidades de peixes em lagos na região de Trinidad (rio Mamoré na Bolívia), bem como sobre a estrutura trófica e relações entre a dieta e morfologia das espécies (Pouilly *et al.*, 2003; Pouilly & Rodriguez, 2004; Pouilly *et al.*, 2004). No entanto, esses trabalhos abordam uma condição ambiental distinta da encontrada no trecho do alto rio Madeira situado em território brasileiro: enquanto lá o ambiente é constituído por lagos de inundação, no trecho em questão do rio Madeira predominam as zonas de corredeiras.

A análise da atividade alimentar dos peixes no trecho do rio Madeira estudado para o diagnóstico da ictiofauna (Tomo B, Vol. 5/8) refletiu a característica aparentemente oligotrófica daquela parte do sistema. A maioria dos exemplares capturados com malhadeiras (59%) apresentou estômago vazio, 20% com estômagos com pouco alimento e cerca de 20% dos exemplares apresentaram algum grau de alimento no estômago (GR2=9% e GR3=12%). Entre as categorias tróficas que apresentaram algum grau de alimento no estômago, a maioria foi representada pelos consumidores secundários (46%) representados pelos onívoros e carnívoros; os consumidores primários (30% do total geral) foram representados pelos detritívoros (60%) e iliófagos (21%) e os consumidores terciários (23%) foram representados pelos piscívoros. Dentre essas, a única categoria que poderia utilizar diretamente alimentos de origem bentônica (seja macro ou microbentos, dependendo da espécie de peixe avaliada) ou planctônica seriam os detritívoros/iliófagos (comem detrito, junto ao substrato do fundo dos rios) e os onívoros (possuem plasticidade na dieta, ingerindo alimento de origem animal e vegetal como insetos, frutos, sementes). Os peixes planctívoros estritos, como os maparás (*Hypophthalmus* spp.) foram pouco abundantes no trecho das corredeiras, possivelmente

como decorrência da baixa oferta deste tipo de alimento naquela área do rio Madeira. Já os carnívoros alimentaram-se, na maioria das vezes, de insetos provenientes do alagamento da pequena planície de inundação existente naquele trecho (material alóctone), representada principalmente pelos rios São Lourenço e Jaciparaná. Os estudos do diagnóstico da ictiofauna no trecho dos empreendimentos de Santo Antônio e Jirau indicaram que a pouca atividade alimentar da comunidade ictífica ocorreu justamente durante a cheia (fevereiro de 2004), época de maior aporte de material alóctone, proveniente da pouca área de inundação das margens pelo transbordamento do rio Madeira e dos seus afluentes naquele trecho.

A atividade alimentar da ictiofauna de pequeno porte (amostrada com uso de rede de cerco e arrasto de fundo “trawl-net”) não foi avaliada para o diagnóstico da ictiofauna deste EIA, pois, além de ser necessário um tempo muito maior para caracterizar cuidadosamente o espectro alimentar de cada uma delas, as incertezas sobre o “status” taxonômico da grande maioria das espécies deste grupo poderia levar a conclusões errôneas sobre este aspecto da biologia dessas espécies. Pouco se sabe sobre a dieta de peixes bentônicos (peixes do canal, capturados pelo arrasto de fundo “trawl-net”). O trabalho de Lundberg et al. (1987) mostrou que o zooplâncton é um elemento importante na dieta de alguns Gymnotiformes do canal do rio Orinoco, e a descrição de uma espécie do gênero *Magosternarchus* (um sarapó) abordou alimentação, cujo espectro inclui as caudas de outras espécies da ordem Gymnotiformes (Lundberg et al., 1996).

Ainda hoje, boa parte da ictiofauna de ambientes continentais sul-americanos ainda não foi inventariada e, espera-se que a maioria dos novos registros serão descobertos na Amazônia (Reis et al., 2003). Os poucos estudos disponíveis se referem a espécies de grande porte e com valor comercial na pesca regional (Ferreira *et al.*, 1998) e, sendo este material proveniente da pesca comercial, não é possível fazer análises detalhadas das relações tróficas dessa fauna no presente momento. Da mesma maneira, a ictiofauna que habita o canal principal dos grandes rios amazônicos representa atualmente uma das principais fronteiras da ictiologia, com dezenas de espécies novas por serem descritas, e quase nenhuma informação biológica e ecológica disponível na literatura. As publicações de Pouilly *et al.* (2003; 2004) para a bacia do rio Mamoré, sistema a montante da região prevista para a implantação dos empreendimentos hidrelétricos em tela, são um ponto de partida importante para encaminhar e comparar os estudos sobre o espectro alimentar das espécies de peixes da área proposta para os empreendimentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau. Até o momento, o único estudo conhecido que avaliou especificamente a relação da dieta de peixes com a quantidade de floresta ripária em habitats de várzea abordou o cangati *Parauchenipterus galeatus*, o pacu *Mylossoma duriventre* e a sardinha *Triportheus angulatus* (Claro-Jr et al., 2004). De qualquer forma, enfatizamos que esse processo é lento e o volume de trabalho na Amazônia tem sido incompatível com o número de pesquisadores estabelecidos na região e dedicados a esse tipo de estudo (censo CNPq, 2006; FAPEAM, 2006)

A fauna, independente do grupo ao qual pertence, responde às condições físico-químicas e geomorfológicas locais, bem como aos impactos antrópicos em uma região. A escolha de um grupo animal (exemplo: peixes) representa uma ferramenta de estudo do ambiente e, de maneira geral, padrões comuns devem ser encontrados entre os diferentes grupos estudados em um mesmo ambiente, com peculiaridades para cada grupo. Modificações ocasionadas em um ou outro grupo animal podem acarretar modificações em cascata nas comunidades biológicas, seja em função de efeitos diretos ou indiretos (Morin, 1999).

Independente da simplificação metodológica relatada sobre os estudos de sedimentação, representada pela exclusão dos afluentes e áreas de remanso do modelo, ou utilizando constantes oriundas de outros sistemas (vide Solicitação 9 deste volume) deve-se considerar que a velocidade média da água prevista para os reservatórios de Santo Antônio e Jirau no período de seca, será inferior à velocidade natural do rio Madeira neste período (Tomo B, Vol. 7/8). O período seco daquele trecho do rio Madeira tem sido relatado como a época de maior produtividade biológica, com alta produtividade fitoplanctônica (Goulding, 1979; Tomo B, volume 5/8).

Por menores que sejam as alterações nas velocidades simuladas para os diferentes trechos dos reservatórios, essas diminuições na velocidade da água, aparentemente discretas, poderão modificar profundamente a produtividade daquele trecho do sistema como um todo, pois haverá a retenção de parte do sedimento transportado pelo rio, contribuindo com maior aporte de nutrientes inorgânicos para este ambiente. O fato dos empreendimentos estarem inseridos num sistema de águas brancas, com altos valores de vazão e grande quantidade de sedimentos originados dos Andes (areia, silte e argila, ricos em nutrientes inorgânicos) deverá potencializar a produtividade primária, independente do baixo tempo de residência da água. Desta forma, o lago de Santo Antônio deverá ter sua produtividade biológica mais elevada do que a do lago Jirau, refletindo um aumento na densidade de fitoplâncton, zooplâncton, perifiton, fauna associada e macrofauna bentônica. O aumento na densidade desses organismos, dependendo da espécie, deverá ampliar o leque de oportunidades ecológicas, oferecendo nichos a serem ocupados por espécies ecomorfológicamente capacitadas a utilizarem esses recursos. Tal evento poderá modificar profundamente a estrutura das comunidades biológicas locais, contribuindo com alimento abundante para uma parte da ictiofauna desse trecho. Esse suposto aumento da disponibilidade de recursos alimentares (diminuição do número de recursos oferecidos com aumento da abundância de alguns itens, por exemplo, algas fitoplanctônicas) deve selecionar espécies de peixes adaptadas ao uso dos recursos supostamente oferecidos, aumentando a densidade de algumas espécies (diagnóstico da pesca Tomo B, Vol. 5/8) e diminuindo a de outras (Tomo C, Vol.1/1- Análise de Impactos).

Sob esse ponto de vista, todo efeito produzido no lago de Jirau será intensificado no lago de Santo Antônio, com diferenças no estabelecimento e composição final de espécies. Assim, mesmo com um aumento discreto da entrada de luz, a quantidade de nutrientes disponíveis deverá permitir um expressivo aumento na produtividade do sistema, quando comparado ao que foi diagnosticado nos estudos para o diagnóstico realizados de 2003 a 2005. Ressalta-se aqui que os estudos que compõem o diagnóstico da ictiofauna do EIA dos AHEs Santo Antônio e Jirau são pioneiros naquela região, não existindo registros históricos da situação da ictiofauna e demais comunidades aquáticas, anteriores ou posteriores ao violento impacto causado pelo garimpo naquela região. Neste sentido, não é possível definir se parte dos resultados dos estudos apresentados no Tomo B, Vol. 5/8 refletiram as conseqüências do impacto exercido pelo garimpo (desconhece-se o tempo de resiliência da comunidade de peixes no trecho proposto para a implantação dos empreendimentos hidrelétricos). Da mesma forma, não se sabe se o tempo decorrido entre o impacto gerado pelo garimpo, e os estudos para a avaliação da viabilidade ambiental dos empreendimentos (cerca de 15-20 anos) foi suficiente para atenuar os efeitos causados por aquela atividade.

A produtividade natural do sistema do rio Madeira naquele trecho parece ser controlada naturalmente por dois principais fatores: a alta velocidade da água e a ausência de grandes

áreas de planícies inundáveis, ambos impedindo a decantação do rico material em suspensão carreado pelas águas do rio Madeira e o aporte de nutrientes para a produção biológica. Segundo diversos autores (e.g., Redfield *et al.*, 1963) a proporção ideal de nutrientes-chave para a produção biológica em sistemas aquáticos seria 106C:16N:1P. Muitos autores assumem que razões maiores que 16 para fósforo e menores que 16 para nitrogênio definem limitação aos produtores primários planctônicos. A razão TN/TP atômica média nas águas superficiais do rio Madeira foi de 350, portanto cerca de 20 vezes maior que a descrita. Esta razão indica uma evidente limitação por fósforo. O incremento no tempo de residência, por menor que seja, aumentará o potencial de adsorção de fósforo orgânico oriundo, principalmente, da biomassa inundada, em um primeiro momento, e da interação com a planície, em um horizonte mais permanente (como ocorre em sistemas naturais de inundação na Amazônia). O fósforo orgânico será metabolizado biológica e quimicamente na coluna d'água e, como conseqüência, estará disponível na forma reativa para produtores primários e bactérias heterotróficas (vide Solicitação 9 e conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume). Este plâncton potencialmente formado seria um elo energético para o estabelecimento de organismos zooplânctônicos. No momento em que a formação do reservatório alterar esses fatores, mesmo que de maneira discreta, é provável que ocorra um brusco aumento da produtividade planctônica e/ou bentônica e, conseqüentemente, uma modificação de toda a fauna associada àqueles ambientes.

2. COMUNIDADES PLANCTÔNICAS, BENTÔNICAS E ICTIOFAUNA

Associado ao estudo da ictiofauna, foi diagnosticado, mesmo que de forma pontual e preliminar (um único período hidrológico), a mais baixa diversidade e abundância de fitoplâncton (aqui as tecamebas) para sistemas continentais, situação que parece ter se repetido para a macrofauna bentônica (vide Solicitação 1 deste volume). A ictiofauna amostrada com uso de malhadeiras aparentemente não utiliza aquele trecho do rio Madeira como um sítio importante de alimentação/recuperação de reservas energéticas ao longo de seus ciclos de vida, como foi relatado no diagnóstico da ictiofauna na área dos empreendimentos (i.e., baixos índices de repleção estomacal e altas taxas de estômagos vazios; vide Tomo B, Vol. 5/8). De qualquer forma, é esperado que um subconjunto das espécies da comunidade se estabeleça nas diferentes áreas dos reservatórios e, possivelmente, passem a utilizar alimentos provenientes dessa nova condição do sistema, supostamente mais produtivo (vide diagnóstico da pesca Tomo B, Vol. 5/8).

Apesar de não haver uma coincidência temporal precisa entre os dados de limnologia e os dados obtidos para a ictiofauna (fato que impede análises estatísticas precisas), é razoável admitir que são representativos para cada período hidrológico e permitem análises gerais sobre os padrões observados em cada componente do sistema estudado.

3. RELAÇÕES ENTRE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS E FITOPLÂNCTON

As análises demonstraram uma clara diferenciação entre os pontos localizados no rio Madeira e os pontos localizados nos tributários, com relações significativas entre os dados da comunidade fitoplanctônica e os dados ambientais (testes de Monte Carlo; conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume). O coeficiente associado com a clorofila-a mostra que os maiores valores de biomassa fitoplanctônica são, em geral, encontrados nos tributários. Nesses ambientes, ocorre a decantação de parte do material em suspensão nas áreas de confluência das águas brancas do rio Madeira e claras ou pretas dos afluentes (Santos et. al., 1986), o que permite uma maior entrada de luz e eleva a produtividade primária localmente. Não foi detectado um predomínio de uma determinada divisão (grupo taxonômico) de algas.

4. ZOOPLÂNCTON E PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

A ordenação dos pontos de coleta derivada da Análise de Correspondência Canônica (CCA) aplicada aos dados da comunidade zooplanctônica também sugeriu uma diferenciação entre os tributários e o canal principal do rio Madeira. No entanto, os testes de Monte Carlo demonstraram que não existe uma correlação direta e significativa entre os dois conjuntos de dados multidimensionais (matriz de presença/ausência de zooplâncton e dados limnológicos, vide conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume). Isso indica que a presença desse importante grupo de consumidores primários não depende apenas das condições limnológicas locais, mas de um conjunto de interações com fatores sazonais, disponibilidade de fitoplâncton e (possivelmente) interações bióticas com outros componentes do sistema (por exemplo, predação).

5. MACRÓFITAS E PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS

As análises apresentadas nos relatórios setoriais demonstraram que somente o primeiro eixo derivado da CCA aplicada aos dados de macrófitas aquáticas foi significativo (testes de Monte Carlo conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume). Fósforo total foi a principal variável correlacionada com os padrões de composição de espécies de macrófitas, indicando maiores frequências de aningais (*Montrichardia arborescens*), murerus ou aguapés (*Eichhornia crassipes*), canarana (*Echinochloa polystachya*), membeca (*Paspalum repens*) e capim murim (*Paspalum fasciculatum*) em concentrações mais elevadas desse nutriente. Esses resultados são consistentes com as características dessas espécies (especialmente *E. crassipes*) que, geralmente, ocorrem com maior frequência em águas com elevados teores de fósforo (ou seja, ambientes mais produtivos ou eutróficos).

6. FITOPLÂNCTON: RIQUEZA E DIVERSIDADE

As matrizes de similaridade de Jaccard estimadas com os dados da comunidade fitoplanctônica (vide conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume) mostram, em geral, que a similaridade florística foi maior entre os pontos localizados no rio Madeira, especialmente nos meses de seca e enchente (11/03 e 01/04, respectivamente). No entanto, a elevada similaridade entre esses pontos não foi novamente observada na seca de 2004 (07/04). Em média, a menor similaridade entre os pontos de monitoramento foi registrada para o período de vazante (05/04). A menor similaridade entre os pontos de coleta localizados nos tributários demonstra que a diversidade beta (mudança espacial na composição de espécies) é

maior nesses ambientes. Tais resultados indicam uma maior uniformidade de condições ao longo do canal do rio Madeira (o que seria esperado), e uma contribuição fundamental dos tributários, com suas diferentes condições ambientais, para a diversidade biológica geral do sistema.

Em todos os meses/períodos analisados, uma elevada riqueza de espécies foi registrada (total = 347 táxons). O maior valor foi observado na cheia (em 03/04; 290 táxons) e os menores valores foram registrados nos períodos de seca (122 táxons em 11/03 e 124 táxons em 07/04). Resultados similares foram obtidos com o uso do estimador não paramétrico de riqueza de espécies Jackknife 1 (vide conjunto das Solicitações 10, 11 e 12). No entanto, as diferenças entre os períodos hidrológicos, principalmente entre os períodos de seca e cheia, foram ressaltadas. Esses resultados indicam que durante os períodos de cheias existe uma contribuição mais expressiva de todos os ambientes que compõem a região monitorada (e.g. igarapés), o que acarreta um aumento da biodiversidade regional. Já na seca, os afluentes apresentam uma vazão muito menor, e a turbulência do rio Madeira aumenta nas áreas de cachoeiras, o que deve contribuir para a diminuição geral de diversidade fitoplanctônica no sistema.

7. ZOOPLÂNCTON: RIQUEZA E DIVERSIDADE

As matrizes de similaridade de Jaccard calculadas para a comunidade zooplanctônica (vide conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume) mostram que, em geral, os maiores valores de similaridade também foram encontrados entre os pontos de coleta localizados no rio Madeira (especialmente em 11/03 – seca). Em função da conectividade hidrológica existente entre esses pontos, a maior similaridade faunística, quando comparada com a similaridade estimada para tributários, era esperada. No entanto, os baixos valores absolutos podem ser explicados pela influência de novos táxons que entram no sistema pelos tributários. Por exemplo, dois pontos de coleta quaisquer, localizados a montante e a jusante da desembocadura de um determinado tributário, embora geograficamente próximos, podem apresentar faunas diferenciadas em função da contribuição de táxons, para os pontos de jusante (mas não para os de montante), advindos dos tributários.

A riqueza de espécies de zooplâncton também indicou um padrão de incremento nos períodos de cheia/vazante e um decréscimo nos períodos de seca (11/03 e 07/04; Tabela 7). Os estimadores não paramétricos demonstraram padrões similares (maior riqueza estimada, nos períodos de cheia e vazante, e menores valores estimados nos períodos de seca).

8. RELAÇÕES ENTRE AS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Os padrões de ordenação gerados pelas comunidades planctônicas (vide conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 e Solicitação 1 deste volume) foram significativamente concordantes de acordo com a análise Procrustes ($m^2 = 0,72$; $P < 0,0001$; 10000 permutações). Assim, os arranjos dos locais/meses de coleta nas duas ordenações (fitoplâncton e zooplâncton) foram mais similares que o esperado ao acaso.

Os programas de monitoramento de ecossistemas aquáticos consideram como variáveis descritoras, diferentes atributos (e.g. riqueza, abundância) de assembleias biológicas (principalmente fitoplâncton, macrófitas aquáticas, zooplâncton, peixes e macroinvertebrados

bentônicos). A escolha do grupo taxonômico é, geralmente, dependente do tipo de ecossistema monitorado (e.g. macroinvertebrados em riachos) e, em muitos casos, da disponibilidade de especialistas. Na prática, tendo em vista a escassez de recursos, apenas alguns grupos são analisados, e é assumido que os resultados podem ser extrapolados para outros organismos que apresentem relações tróficas/ecológicas, mas que não estão sendo monitorados.

Os resultados obtidos no presente estudo (vide conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume) indicam que, embora as duas comunidades não tenham respondido diretamente aos mesmos gradientes ambientais, os padrões gerais das comunidades fito e zooplanctônicas foram significativamente concordantes. Assim, para fins de previsão, existe certa capacidade de extrapolação dos resultados (e.g. influência ou não de impactos ambientais) entre os grupos taxonômicos, assumindo-se que relações tróficas ligam esses elementos no sistema.

A riqueza de espécies da comunidade zooplanctônica foi significativamente correlacionada com a riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica ($r = 0,58$; $P < 0,001$). No entanto, a riqueza de espécies zooplanctônicas não foi significativamente correlacionada com a concentração de clorofila-a ($r = 0,08$; $P = 0,688$). Assim, a relação entre a riqueza das comunidades fito e zooplanctônicas não parece ser mediada pela disponibilidade de recursos. É possível que parte dos recursos para a manutenção das comunidades fitoplanctônicas seja originado de regiões do rio Madeira a montante da área estudada, onde são disponibilizados de acordo com dinâmicas diferentes daquela observada na área dos empreendimentos planejados para o rio Madeira.

9. FAUNA DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Macrofauna: o estudo da macrofauna bentônica foi pontual, tendo sido realizado apenas durante a enchente-cheia de 2006 (vazão estimada de $40.000\text{m}^3/\text{s}$ à época). A composição da macrofauna bentônica encontrada no estudo para o rio Madeira e tributários (vide Condicionante 1 deste volume) reflete valores semelhantes aos encontrados para outros estudos desta comunidade em ambientes aquáticos amazônicos (Cleto-Filho, 1998, Walker, 1995). Entretanto, o número total de grupos taxonômicos presentes (24 táxons) foi inferior àquele em geral relatados para corpos d'água na região de Manaus (cerca de 60 táxons; Cleto-Filho, 1998). Neste sentido, podemos destacar alguns aspectos importantes quanto à diferença entre os estudos. O primeiro refere-se à frequência e ao número de amostras analisadas, o que para a maioria dos estudos apresentados, de forma geral, apresentam resultados referentes à pelo menos um ano de coleta, o que resulta em um maior número de amostras analisadas no total. Por outro lado, a realização de amostragens em períodos diferenciados do pulso hidrológico, contemplando pelo menos os períodos de águas altas e águas baixas, constitui fator marcante na avaliação da diversidade de grupos taxonômicos bentônicos.

Apesar do elevado nível d'água, observado em todos os ambientes estudados, e da possível restrição que o mesmo impõe sobre a comunidade, foi possível evidenciar uma menor densidade e riqueza taxonômica nas estações de coleta referentes ao Rio Madeira e Abunã em relação aos demais ecossistemas avaliados, onde a macrofauna bentônica apresentou valores de densidade bem mais elevados assim como a riqueza taxonômica.

10. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerações sobre comunidades planctônicas e bentônicas

Os resultados das análises e interpretações realizadas principalmente no conjunto das Solicitações 10, 11 e 12 deste volume indicam que:

- Os pontos de coleta localizados nos tributários diferenciam-se marcadamente daqueles localizados no rio Madeira (com maiores concentrações de nutrientes e águas menos transparentes);
- As comunidades planctônicas desses ambientes (tributários e rio Madeira) também diferem entre si;
- A comunidade zooplanctônica não foi diretamente (significativamente) relacionada com os fatores ambientais;
- A similaridade entre os pontos, estimada com base nas comunidades planctônicas, foi baixa, demonstrando um elevado nível de mudança espacial na composição de espécies (elevada diversidade beta).
- A riqueza das espécies planctônicas é elevada e apresenta um padrão de variação correlacionado com o regime hidrológico. Especificamente, os maiores valores foram encontrados nos períodos de cheia. Esses resultados também foram detectados com as estimativas fornecidas por índices não paramétricos. Portanto, alterações no regime hidrológico certamente influenciarão a estrutura dessas comunidades.
- A riqueza de espécies do zooplâncton foi significativamente correlacionada com a riqueza de espécies do fitoplâncton. Além disso, os padrões de ordenação gerados por essas comunidades foram concordantes. Assim, é esperado que as mudanças ambientais acarretem modificações nas duas comunidades.
- Os fatores ambientais foram significativamente correlacionados com as comunidades fitoplanctônicas e de macrófitas aquáticas. Nos dois casos, a concentração de fósforo total foi uma importante variável explanatória das composições dessas comunidades. Isto indica que alterações na dinâmica dessa variável poderão influenciar a estrutura da vegetação aquática. No entanto, é necessário salientar que as condições que maximizam os tipos de vegetação diferem entre os ambientes analisados. As macrófitas aquáticas mais abundantes na região investigada (*E. crassipes*, *P. repens* e *E. polystachya*) ocorreram no rio Madeira (com maiores concentrações de P-total). Por outro lado, a biomassa fitoplanctônica foi, em média, maior nos tributários que, a despeito das menores concentrações de P-total, apresentam águas mais transparentes. Assim, alterações generalizadas produzidas pelos represamentos no rio Madeira (aumento da transparência, maior mistura e disponibilidade de nutrientes) poderão gerar aumentos na produção primária e alterações em cascata nas cadeias tróficas aquáticas.
- A macrofauna de invertebrados bentônicos parece ser menos diversa do que em outros ambientes aquáticos amazônicos, embora deficiências na amostragem possam ter influenciado nos resultados. Entretanto, foi observada uma maior riqueza e densidade de

organismos nos tributários, quando comparados aos pontos de amostragem no canal do rio Madeira.

Conclusões gerais sobre as comunidades aquáticas na área dos empreendimentos hidrelétricos no rio Madeira

Os estudos sobre fitoplâncton, zooplâncton e macrofauna de invertebrados bentônicos evidenciaram um padrão recorrente de maior diversidade nos afluentes quando comparados ao canal principal do rio Madeira. Além disso, a produtividade fitoplanctônica também foi maior nos ambientes fora do canal do rio Madeira, o que demonstra a importância dos tributários para a riqueza, diversidade e produtividade daquele trecho da bacia do rio Madeira.

Mesmo sem uma análise direta de conteúdos estomacais dos peixes coletados para o diagnóstico da ictiofauna deste trecho do rio Madeira, e apesar da importância relativamente pequena desta área como local de alimentação/recuperação/engorda para a ictiofauna inventariada, é inquestionável que há relações tróficas diretas entre todos esses componentes do sistema. A ictiofauna do rio Madeira é formada majoritariamente por peixes de pequeno porte, e boa parte da diversidade ictiofaunística encontra-se nos tributários, com seus diferentes tipos de água e dinâmicas sazonais. Análises preliminares de parte das espécies de peixes de pequeno porte indicam uma dependência elevada da oferta de invertebrados terrestres, oriundos da estreita faixa de floresta alagável e dos terrenos adjacentes (material alóctone), o que reflete um padrão generalizado para sistemas lóticos na Amazônia. Assim, alterações na superfície alagada do sistema, e em sua dinâmica sazonal de enchente e vazante, certamente produzirão impactos sobre a composição e abundância das espécies de peixes do trecho dos reservatórios. Com o aumento da produtividade primária planctônica nesta área, e considerando também um provável aumento na densidade de macroinvertebrados bentônicos (decorrente da redução da velocidade da água, que reduzirá o arraste dos indivíduos, especialmente nas áreas periféricas dos reservatórios, e do conseqüente acúmulo de sedimentos e detritos orgânicos), espera-se um aumento equivalente na quantidade (biomassa) de peixes no sistema, acompanhado de redução na diversidade local de peixes. Não existem estudos sobre os efeitos de represamentos sobre a fauna de peixes do canal central dos grandes rios amazônicos, mas espera-se que impactos similares aos registrados em empreendimentos implantados em outras regiões tropicais (perda de diversidade local, por alterações nas condições limnológicas, aumento nas taxas de sedimentação e alterações tróficas) também ocorram naquela área.

11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1 ANDRIAN, I.F.; TORRENTE, G.; FERRETTI, C.M.L. 1994. Atividade alimentar das piavas *Schizodon borelli* (Boulenger, 1900) e *S. altoparanae* (Garavello & Britzki, 1990) (Characiformes, Anostomidae), na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Revista UNIMAR* 16(3): 107-116.
- 2 ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M.; AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J.G.; Bicudo, C.E.M.; Matsumura Tundisi, T. (eds). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: ABC/SBL. 105-136.
- 3 BATISTA, V.S.; PETRERE Jr, M. 2003. Characterization of the commercial fish production landed at Manaus, *Acta Amazonica*, 33(1): 53-66

- 4 CLARO-JR, L.H.; FERREIRA, E.J.G.; ZUANON, J.A.S.; ARAÚJO-LIMA, C.M.R.
2004. O efeito da floresta alagada na alimentação de peixes onívoros em lagos de
várzea da Amazônia central. *Acta Amazonica*. 34(1):133-137.
- 5 ESTEVES, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2ª ed.–Rio de Janeiro:
Interciência. 602p.
- 6 FERREIRA, E.J.G.; ZUANON, J.A.S.; SANTOS, G.M. 1998. *Peixes Comerciais do*
Médio Amazonas: região de Santarém, Pará. Edições IBAMA. Brasília. DF. 214p.
- 7 FERRETTI, C.M.L.; ANDRIAN, I.F.; TORRENTE, G. 1996. Dieta de duas espécies
de *Schizodon* (Characiformes, Anostomidae), na planície de inundação do alto rio
Paraná e sua relação com aspectos morfológicos. *B. Inst. Pesca*, 23(único): 171-
186.
- 8 FISHER TR, MELACK JM, GROBBELAAR JU & HOWARTH RW .1995. Nutrient
limitation of phytoplankton and eutrophication of inland, estuarine, and marine
waters. In: Tiessen H (Ed) Phosphorus in the global environment (pp 301-322). John
Wiley & Sons Ltd., New York, NY.
- 9 FORSBERG, B.R., DEVOL, A.H.; RICHEY, J.E.; MARTINELLI, L.A.; SANTOS,
H. 1988. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes.
Limn. Oceanogr., 33(1): 41-56.
- 10 GALINA, A.B.; HAHN, N.S. 2004. Atividade de forrageamento de *Triportheus* spp.
(Characidae, triportheinae) utilizada como ferramenta de amostragem da
entomofauna, na área do reservatório de Manso, MT. *Rev. Bras. Zoociências*.
6(1):81-92.
- 11 GORMAN, O.T.; KARR, J. 1978. Habitat structure and stream fish communities.
Ecology, 59(3): 507-515.
- 12 GOULDING, M. 1979. *Ecologia da pesca do rio Madeira*. CNPq-INPA, Manaus.
172p.
- 13 GOULDING, M; CARVALHO, M.L.; FERREIRA, E.J. 1988. *Rio Negro: Rich life in*
poor water: Amazonian Diversity and foodchain Ecology as seen throught fish
communities. SPB Academic Publishing bv, The Hague, Netherlands, 200p.
- 14 KEMP, P.F. 1990. The fate pf benthic bacterial production. *Reviews in Aquatic*
Science. 2:109-124.
- 15 LEITE, R.G. 2004. A alimentação de juvenis de matrinxã *Brycon amazonicum*
(Pisces: Characidae)em áreas inundadas da ilha de Marchantaria, Amazonas,
Brasil. *Acta Amazonica*. 34(4): 661-664.
- 16 LOWE, R.L. 1996. Periphyton patterns in lakes. In: Stevenson, R.J.; Bothwell, M. L.;
Lowe, R.L. (Eds) *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. San Diego:
Academic Press. 57-76.
- 17 LUNDBERG, J. G.; C. C. FERNANDES; J. S. ALBERT, and M. GARCIA. 1996.
Magosternarchus, a new genus with two new species of electric fishes
(Gymnotiformes: Apterontidae) from the Amazon River basin, South America.
Copeia, 1996(3): 657-670.
- 18 LUNDBERG; J. G.; W. M. LEWIS; J. F. SAUNDERS & F. MAGO-LECCIA (1987).
A major food web component in the Orinoco River channel: evidence from
planktivorous electric fishes. *Science*, 237: 81-83.
- 19 MELACK, J.; FORSBERG, B.R. 2001. Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes
and associated wetlands. In: McClain, M.E.; Richey, J.E.; Victoria, R.J. (Org). *The*
biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world. Oxford,
University Press. 235-376.

- 20 MERONA, B. & BITTENCOURT, M.M. 1993. Les peuplements de poissons du “Lago do Rei”, um lac d’inundation d’Amazonie centrale: description générale. *Amazoniana*. XII(3/4): 415-441.
- 21 MOREIRA, S. S. 2004. *Relações entre o ciclo hidrológico, atividade alimentar e táticas reprodutivas de quatro espécies de peixes na área do Catalão, Amazônia central*. Dissertação de mestrado. BADPI/INPA/UFAM. Manaus. 112p.
- 22 MORIN, P. 1999. Indirect effects In: *Community Ecology*. Blackwell Science, Massachusetts, EUA. 205-231.
- 23 PETRERE JR., M. 1978a. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. II. Locais e aparelhos de captura e estatística de desembarque. *Acta Amazônica*, 8(Suplemento 2): 1-54.
- 24 PETRERE JR., M. 1978b. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. I. Esforço e captura por unidade de esforço. *Acta Amazonica*, 8(3): 439-454.
- 25 POUILLY, M.; LINO, F.; BRETENOUX, G.; ROSALES, C. 2003. Dietary-morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of fish Biology*, 62: 1137-1158.
- 26 POUILLY, M.; RODRIGUEZ, M.A. 2004. *Determinism of fish assemblage structure in Neotropical floodplain lakes: influence of internal and landscape lake conditions*. Proceedings of the International Large River Symposium II, Phnom Phen, Cambodia, 203. 243-265.
- 27 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.
- 28 PUTZ, R.; JUNK, J.J. 1997. Phytoplankton and periphyton. In: Junk, W.J. (ed) *The Central Amazon Floodplain*. Ecology of a pulsing system - Ecological Studies, Vol. 126 Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York. 207-222.
- 29 RABELO, H.; ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. 2002. A dieta e o consumo diário de alimento de *Cichla monoculus* na Amazônia central. *Acta Amazonica*. 32(4): 707-724.
- 30 REIS, R.E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS JR, C.J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of south and central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS. 742p.
- 31 REYNOLDS C.S., 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory, Ecology Institute, Germany. 371p.
- 32 SANTOS, U.M.; RIBEIRO, M.N.G.; TANCREDO, A.C.F.N.S. 1986. Estudo preliminar sobre a hidroquímica da bacia de Jaci-Paraná (RO). *Acta Amazonica*. 16/17 (nº único): 143-150.
- 33 SIOLI, H. 1968. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1: 267-277.
- 34 VADEBONCOEUR, Y.; ZANDEN, J.V.; LODGE, D.M. 2002. Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience*, 52(1): 44-54.
- 35 WELCOMME, R. L. 1985. River fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 262: 1-330. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60: 331-367.
- 36 WINEMILLER, K.O. 1991. Ecomorphological diversification on lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61: 343-365.
- 37 WINEMILLER, K.O. 1992. Life history strategies and the effectiveness fishes inhabiting rainforest streams. *Oecologia*, 95: 266-276.

- 38 WINEMILLER, K.O. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river
food webs. *Journal of Fish Biology*, 53(Supplement A): 267-296.
- 39 WINEMILLER, K.O.; JEPSEN, D.B. 1994. Effects of seasonality and fish movement
on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53(A): 267-269.
- 40 WISSMAR, R.C.; RICHEY, R.F.; EDMOND, J.M., 1981. Plankton metabolism and
carbon process in the Amazon River, its tributaries and floodplain waters. Peru-
Brazil. May-June 1977. *Ecology*, 62: 1622-1633.
- 41 WOOTON, R.L. 1990. *Ecology of teleost fishes*: London: Chapman and Hall. 404p.
- 42 YAMAMOTO, K.C.; SOARES, M.G.M.; FREITAS, C.E.C. 2004. Alimentação de
Triportheus angulatus (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM,
Brasil. *Acta Amazonica*, 34(4): 653-659.
- 43 YOSSA, M.I.; ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M. 1998. Detritivory in two Amazonian fish
species. *Journal of Fish Biology*, 52: 1141-1153.
- 44 ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. *Introdução aos estudos sobre a alimentação natural
em peixes*: Eduem; CNPq; NUPELIA. 123p.
- 45 ZUANON, J.A.S. 1999. *História Natural da Ictiofauna de corredeiras do rio Xingu,
na região de Altamira, Pará*. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de
Campinas-SP. 199p.
- 46 CLETO-FILHO, S.E.N. (1998). Efeito da ocupação urbana sobre a Macrofauna de
Invertebrados aquáticos de um Igarapé da Cidade de Manaus – Amazônia Central.
INPA/UFA. Dissertação de mestrado. 72p.
- 47 WALKER, I. (1995) Amazonian Streams and Small Rivers. In: Tundisy, J.G.;
Bicudo, C.E.M. & Matsumura, T. *Limnology in Brazil*. SBL. 167 – 194
- 48 WALKER, I. (1995) Amazonian Streams and Small Rivers. In: Tundisy, J.G.;
Bicudo, C.E.M. & Matsumura, T. *Limnology in Brazil*. SBL. 167 – 194.

12. EQUIPE RESPONSÁVEL

Gislene Torrente Vilara
Jansen Zuanon

13. Metodologia e informação de local de coleta das amostras para as comunidades planctônicas

Solicitação do IBAMA: Incluir a metodologia e informação sobre o local de coleta das amostras para as análises das comunidades planctônicas, indicando se foram realizadas na margem ou no leito do rio.

O item 2.1.10.3 Variáveis Limnológicas Mensuradas, constante do Tomo B –Diagnostico Ambiental, Volume 3/8, página IV-250 do EIA, esclarece o local de coleta das comunidades planctônicas. Este texto é reproduzido a seguir:

"Com relação às variáveis biológicas (Grupo 05), foram coletadas duas (2) amostras de água filtradas em rede de plâncton apropriada para a respectiva análise taxonômica do fitoplâncton e zooplâncton (quantitativa/qualitativa), nas três (3) estações de coleta estabelecidas no rio Madeira (MAD10, MAD50 e MAD90) e nos três (3) tributários selecionados (ABU10, MTM30 e JAC10), perfazendo um total de 12 amostras. No campo, as amostras foram fixadas e acondicionadas em frascos apropriados (ca.. 30 mL) para posterior análise no laboratório. Nas mesmas estações foram coletadas (quando presentes) exemplares de macrófitas aquáticas para posterior identificações."

Um total de 12 amostras significa: no rio Madeira foram coletadas uma em cada margem e uma na calha central., totalizando 09 amostras. Nos tributários foram coletadas apenas na calha central destes, perfazendo o montante de 03 amostras.

14. Apresentação dos dados brutos de Qualidade de Água e Ictiofauna.

Solicitação do IBAMA: Apresentar as tabelas, em planilha eletrônica, dos dados brutos com o número de indivíduos por espécie separados em período de coleta, ponto de amostragem e tipo de coletor. No mesmo formato, deverão ser apresentados os dados sobre qualidade de águas por ponto de amostragem. Ressalta-se que no caso do ponto de coleta que foi amostrado mais de uma vez, este terá de ser discriminado. Por exemplo, na coleta 1 (da TABELA B.IV.40, TOMO B, Vol. 3/8) onde foram amostrados três locais diferentes de Base Jirau (enseada, poço e praia), cada um deles deve ser apresentado separadamente.

Esclarecimento ocorrido em reunião junto ao IBAMA em 09/03/2006: FURNAS salientou que esses dados foram produzidos por diversas instituições contratadas para a elaboração dos estudos ambientais dos AHEs Jirau e Santo Antônio, as quais são proprietárias dos dados brutos produzidos, o que está garantido em cláusulas contratuais específicas. Por isso, FURNAS irá requerer autorização dos contratados para repasse desses dados ao IBAMA e, caso autorizado, as cláusulas de sigilo e confidencialidade deverão ser acatadas pelo IBAMA, para que FURNAS possa lhe repassar os dados.

Em cumprimento ao acordado em reunião em 09/03/2006, com a participação do IBAMA, de FURNAS, da Construtora Norberto Odebrecht - CNO, da LEME Engenharia e da PCE Engenharia e registrado no item 5.4 da Ata de Reunião GA.I.005.2006, emitida por FURNAS em 15/03/2006 e aprovada pelas partes, foram adotadas as seguintes providências, no que se refere a apresentação dos dados brutos de qualidade da água e de ictiofauna em planilha eletrônica:

. encaminhamento da correspondência DEA.E.E.050.2006, de 10/04/2006, (anexa) para a Fundação Djalma Batista, entidade vinculada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, contratada por FURNAS Centrais Elétricas S.A. para realização dos estudos de diagnóstico sobre a qualidade da água e limnologia, detentora dos dados basilares de campo.

. encaminhamento da correspondência DEA.E.E.052.2006, de 10/04/2006, (anexa) para a Fundação Rio Madeira, entidade vinculada a Fundação Universidade Federal de Rondônia - UNIR, contratada por FURNAS Centrais Elétricas S.A. para realização dos estudos de diagnóstico sobre ictiofauna, detentora dos dados basilares de campo.

Nessas correspondências são solicitadas as respectivas planilhas e as necessárias autorizações para que os dados brutos sejam encaminhados ao IBAMA, sem, todavia, descumpriremos responsabilidades legais com as instituições em foco.

Apresentam-se a seguir, cópias das correspondências enviadas e as respectivas respostas da Fundação Djalma Batista e da Fundação Rio Madeira/Universidade Federal de Rondônia.

As análises apresentadas no item 11 atendem também parte desta solicitação, cujo detalhamento foi solicitado no item 3 – Conclusões da Informação Técnica nº 08/2006 – COHID/CGENE/DILIC/IBAMA.



FURNAS
CENTRAIS ELÉTRICAS SA

Rua Real Grandeza, 219
Telefones RIGF/RNAS Trm (0XX21)212-1188
22285-900 Rio de Janeiro RJ
CGC 25.274.194

Rio de Janeiro, 10 de abril de 2006

N.Ref. DEA.E.E.052.2006

S.Ref.

Ilmo. Sr.
Prof. Flávio Batista Simão
Diretor Presidente - Fundação RIOMAR
Rua Duque de Caxias, 1323
Centro
Porto Velho - RO

Assunto AHEs Santo Antônio e Jirau
Solicitação de Dados

Prezado Senhor,

1. Para que possamos atender ao solicitado pelo Ofício 135/2006 – DILIQ/IBAMA, de 24/02/2006, no âmbito do processo de licenciamento ambiental dos Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, referente as adequações – estudos de Ictiofauna, solicitamos que nos sejam apresentadas as tabelas dos dados brutos desse tema, solicitamos que nos sejam em planilha eletrônica, contendo o número de indivíduos por espécie separados em período de coleta, ponto de amostragem e tipo de coletor.

1.1. Cabe informar que em reunião realizada com a equipe técnica do IBAMA-Sede, FURNAS salientou que a propriedade dos dados brutos produzidos pelas diversas instituições contratadas para a elaboração dos estudos ambientais dos AHEs Jirau e Santo Antônio está garantida em cláusulas contratuais específicas, e que por isso FURNAS tem a obrigação de requerer a autorização dos contratados para repasse desses dados ao IBAMA.

2. Considerando que os dados solicitados pelo IBAMA foram gerados para a elaboração do diagnóstico ambiental dos Estudos de Impacto Ambiental dos empreendimentos em tela, e conforme previsto também na Lei 9.810/98 que regula os direitos autorais sobre as obras intelectuais, entre elas as bases de dados, solicitamos que essa Fundação consulte os pesquisadores envolvidos nesses estudos no sentido de autorizarem, o envio de seus bancos de dados para o IBAMA.

2.1. Esclarecemos que, quando FURNAS encaminhar os referidos dados ao IBAMA, as cláusulas de sigilo e confidencialidade deverão se acatadas por aquele Instituto.

3. Certos de podermos contar com um breve posicionamento dessa Fundação, colocamo-nos à disposição para eventuais esclarecimentos que se mostrem necessários.

DNAT.E/HST/ms

Atenciosamente,

SLE/DEA.E
DGA.C/ECPV.C

Vera da Silva Vieira Paiva
Departamento de Engenharia Ambiental



Rua Real Grandeza, 219
Telegrafia RIOFURNAS Telex (0XX21)212 -1166
22283-900 Rio de Janeiro RJ
CGC 28.274.184

Rio de Janeiro, 10 de abril de 2006

N.Ref. DEA.E.E.050.2006

S.Ref.

Ilmo. Sr.
Prof. José da Silva Seráfico Carvalho
Fundação Djalma Batista
Rua dos Crisântemos, 70
Conjunto Tiradentes
Manaus - AM

Assunto AHEs Santo Antonio e Jirau
Solicitação de Dados

Prezado Senhor,

1. Para que possamos atender ao solicitado pelo Ofício 135/2006 – DILIQ/IBAMA, de 24/02/2006, no âmbito do processo de licenciamento ambiental dos Aproveitamentos Hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, referente as adequações – estudos de Ictiofauna, solicitamos que nos sejam apresentadas as tabelas dos dados brutos de qualidade da água, solicitamos que nos sejam em planilha eletrônica, contendo o número de indivíduos por espécie separados em período de coleta, ponto de amostragem e tipo de coletor.

1.1. Cabe informar que em reunião realizada com a equipe técnica do IBAMA-Sede, FURNAS salientou que a propriedade dos dados brutos produzidos pelas diversas instituições contratadas para a elaboração dos estudos ambientais dos AHEs Jirau e Santo Antônio está garantida em cláusulas contratuais específicas, e que por isso FURNAS tem a obrigação de requerer a autorização dos contratados para repasse desses dados ao IBAMA.

2. Considerando que os dados solicitados pelo IBAMA foram gerados para a elaboração do diagnóstico ambiental dos Estudos de Impacto Ambiental dos empreendimentos em tela, e conforme previsto também na Lei 9.610/98 que regula os direitos autorais sobre as obras intelectuais, entre elas as bases de dados, solicitamos que essa Fundação consulte os pesquisadores envolvidos nesses estudos no sentido de autorizarem, o envio de seus bancos de dados para o IBAMA.

2.1. Esclarecemos que, quando FURNAS encaminhar os referidos dados ao IBAMA, as cláusulas de sigilo e confidencialidade deverão se acatadas por aquele Instituto.

3. Certos de podermos contar com um breve posicionamento dessa Fundação, colocamo-nos à disposição para eventuais esclarecimentos que se mostrem necessários.

DNAT.E/HST/rns

Atenciosamente,

SLE/DEA.E
DGA.C/ECPV.C

Vera da Silva Vieira Paiva
Departamento de Engenharia Ambiental



FUNDAÇÃO DJALMA BATISTA

Of. 451/06

limº. Sr

Manaus, 25 de julho de 2006

Dr. ACYR JORGE T. GONCALVES

Departamento de Meio Ambiente-Furnas Centrais Elétricas S.A.

RIO DE JANEIRO

Prezado Senhor:

Confirmamos o recebimento da solicitação do IBAMA, relativamente aos dados coletados pela equipe de limnologia do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA, nas áreas afetadas pela construção das hidrelétricas do Jirau e Santo Antônio, em Rondônia.

Des contatos mantidos com a equipe, foi-nos informado não estarem mais disponíveis os dados brutos. Todos foram objeto das análises, e estão apresentados nos relatórios parciais e final a que segue o contato com essa empresa, oportunamente enviados.

Sendo o que tínhamos para o momento, resta-nos renovar nossos protestos de apreço e consideração, enviando

Saudações Universitárias.

Prof. José da Silva Sarrafio de Assis Cavvalho
Diretor-Executivo

Rua dos Cristóvãos, 70 - Conjunto Tridanteo - Adixo - CEP 69.093-231
Manaus-AM - Fone: (92) 3268-8722 / 3644-4889 / 3836-3702 - Fone/Fax: (92) 3838-1764
Home Page: www.manauaset.com.br/fdb
C.N.P.J. 04.822.770/0001-94
E-Mail: fdb@viva.com.br
Home Page: fdb.org.br



Fundação Rio Madeira

Instituição de Apoio à Universidade Federal de Rondônia

Ofício nº 203/06/GAB/RIOMAR

Porto Velho, 19 de junho 2006

Prezado(a) Senhor(a),

Com nossas cordiais saudações, estamos encaminhando anexo, resposta da Correspondência DEA.E.E.052.2006, datado de 10 de abril de 2006.

Sem mais para o momento, subscrevimo-nos.

Atenciosamente,

Prof. Dr. Paulo Batista
Diretor Pedagógico
Fundação Rio Madeira/RIOMAR

Ilms. Sr.
Vera da Silva Vieira Paiva
Chefe do Departamento de Engenharia Ambiental
Furnas/Centrals Elétricas

Recebi em:
20/06/2006
M/Ana Viegas Soares

Rua Duque de Caxias, 1303 - Centro - CEP 78905-040
Fone (070)3631163-2065 Fax (070)3631163-2037
Porto Velho - Rondônia - Brasil



Fundação Universidade Federal de Rondônia
LABORATÓRIO DE ICTIOLOGIA E PESCA

Memo Ictio N. 08/2006

Porto Velho, 12 de julho de 2006.

De: Dra. Carolina R. C. Dória (Lab. de Ictiologia e Pesca)
Para: Flávio Batista (Presidente da Fundação Rio Madeira).

ASSUNTO: BANCO DE DADOS DO PROJETO ESTUDOS PRELIMINARES PARA DIAGNÓSTICO DA ICTIOFAUNA E DA PESCA COMERCIAL NA ÁREA SOB INFLUÊNCIA DOS APROVEITAMENTOS HIDRELÉTRICOS SANTO ANTÔNIO E JIRAU.

Fazendo referência à correspondência DEA.E.E.052/2006, de 10/04/2006, que solicita a essa Fundação a apresentação, em meio eletrônico, das tabelas de dados brutos de ictiofauna levantados para o diagnóstico ambiental dos estudos de viabilidade dos AHEs Santo Antônio e Jirau para atendimento ao solicitado pelo IBAMA por meio do ofício 135/2006 - DELIQ/IBAMA, informamos que os pesquisadores vinculados a esse projeto não concordam com a disponibilização desses dados para quaisquer pessoas que não estejam vinculadas diretamente à equipe executora deste projeto.

Tal posicionamento se justifica pelo fato de que o ineditismo desses dados para a região amazônica, tanto pela abrangência da área amostrada como pela periodicidade amostral durante um ciclo hidrológico completo, reveste este banco de dados de grande valor científico para os pesquisadores envolvidos na sua elaboração, sendo, portanto, do interesse desses pesquisadores manter o domínio sobre quaisquer análises que envolvam esses dados, inclusive aquelas sem interesse na divulgação de resultados.

Por outro lado, entendemos que eventualmente os técnicos do órgão ambiental possam necessitar de maiores informações para completar suas análises sobre a viabilidade ambiental dos empreendimentos em tela, dessa forma temos atendido aos pedidos de novas análises e complementações feitos por FURNAS e IBAMA. Assim, nos colocamos à disposição dessa Fundação para efetuar as análises necessárias para atendê-los.

Sem mais para o momento,


DRA. CAROLINA RODRIGUES DA COSTA DÓRIA
Coordenadora do Laboratório de Ictiologia e Pesca

Fundação Universidade Federal de Rondônia - Laboratório de Ictiologia e Pesca, RR 364, Km 9,5, sentido Acre.

15. Apresentação de proposta de Mecanismo de Transposição de Peixes

Solicitação do IBAMA: Apresentar proposta de mecanismo de transposição controlada de peixes, contemplando todas as considerações sugeridas no texto do EIA. Os objetivos e o modo de funcionamento deverão ficar claros, considerando os grupos e espécies que potencialmente serão beneficiadas e as que serão prejudicadas.

1. Introdução

No Estudo de Impacto Ambiental dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, elaborado pela Leme Engenharia S.A., foi indicada a necessidade de implantação de sistemas de transposição de peixes junto aos barramentos desses empreendimentos, como medida para a mitigação do impacto que a interrupção da rota migratória dos peixes no rio Madeira poderia trazer aos estoques pesqueiros regionais, principalmente no que diz respeito aos grandes bagres migradores.

Devido à importância dessa medida, o EIA/RIMA dos AHEs Santo Antônio e Jirau, por seu caráter mais geral, não definiu o tipo nem a localização dos sistemas de transposição que deveriam ser implantados, optando por deixar esta definição para as etapas posteriores do projeto, quando os arranjos dos empreendimentos fossem melhor detalhados pela engenharia.

O início dos estudos de detalhamento do projeto pela engenharia, após a aprovação do projeto pela ANEEL, possibilitou iniciar, ainda antes da obtenção da licença ambiental prévia (LP), as ações necessárias para a definição e caracterização do sistema de transposição mais adequado para os aproveitamentos hidrelétricos em tela.

Devido à pequena quantidade de informações existentes sobre a biologia das espécies amazônicas, assim como sobre a eficácia dos diferentes sistemas de transposição em operação na América do Sul, optou-se por iniciar a definição dos sistemas de transposição mais adequados para os empreendimentos em tela por meio da reunião de diversos especialistas da área ambiental para estabelecerem, com base nas características da ictiofauna do rio Madeira e na concepção de engenharia e hidráulica dos projetos, o tipo e o local mais adequado para a instalação dos sistemas de transposição de peixes dos AHEs Santo Antônio e Jirau, assim como definir algumas características e diretrizes para orientar a engenharia na elaboração dos projetos dos referidos sistemas.

Foram realizadas, ainda, vistorias nos locais dos barramentos, e uma visita à cachoeira do Teotônio, para verificação *in loco* das condições das margens e do trecho do rio Madeira onde deverão ser implantados os sistemas de transposição.

2. Resultados

2.1. Justificativas para implantação de STPs nos empreendimentos do rio Madeira.

A implantação de um sistema de transposição de peixes (STP) junto aos barramentos dos AHEs Santo Antônio e Jirau é justificada pela necessidade de garantir aos grandes bagres (e.g., dourada – *Brachyplatystoma rousseauxii* e piramutaba – *B. vaillantii*), sabidamente migradores, o acesso às áreas de desova localizadas a montante dos empreendimentos

propostos, incluindo áreas em território boliviano e peruano. Além dessas e de outras espécies de Siluriformes, algumas espécies de Characiformes (*Triportheus* spp, *Prochilodus* spp) também utilizam a calha do rio Madeira, inclusive o trecho dos empreendimentos, como rota migratória para áreas de desova situadas a montante deste trecho. Porém, as informações sobre esses eventos e a área de vida dessas populações ainda são limitadas.

Outra justificativa para a implantação de STPs junto a esses barramentos é a presença de áreas de planícies de inundação distintas tanto a jusante (ambiente semelhante às áreas de várzea do Solimões-Amazonas) quanto a montante (ambiente definido como “chacos” bolivianos, área de transição entre Amazônia e Pantanal) da região dos empreendimentos, as quais, aparentemente, exercem papéis distintos e importantes no ciclo de vida das populações da ictiofauna inventariada no rio Madeira durante os estudos de diagnóstico da ictiofauna elaborados para o EIA desses empreendimentos.

Não se pode deixar de mencionar que, apesar das justificativas apresentadas acima, o papel e a eficiência de um Sistema de Transposição (STP) para os empreendimentos Santo Antônio e Jirau apresentam dúvidas técnicas e ambientais:

- a) A subida dos bagres migradores não é garantida dada a seletividade dos STPs.
- b) Transpor as populações adultas para garantir eventos reprodutivos a montante dos empreendimentos não garante o sucesso na descida de ovos, larvas, jovens e adultos para repovoar (e eventualmente garantir a variabilidade genética) as áreas a jusante, do eixo Solimões-Amazonas.
- c) O fato de serem dois reservatórios consecutivos, ou seja, dois obstáculos a serem transpostos, aumentam as incertezas da eficiência desses mecanismos de transposição.
- d) Existem espécies com presença limitada tanto a jusante como a montante das cachoeiras, e os STPs poderão atuar como um introdutor de espécies alóctones a cada um dos “subsistemas” do rio Madeira, separados especialmente pela Cachoeira do Teotônio.

Apesar dessas dúvidas, há suficiente motivação técnica e política, devido a questões biológicas e sócio-econômicas, para a implantação de STPs nos empreendimentos hidrelétricos do rio Madeira, uma vez que o impacto da interferência na migração de peixes, especialmente dos grandes bagres, extrapola os limites do território brasileiro, interfere no fluxo gênico e em estoques pesqueiros transnacionais, podendo alterar a produção pesqueira e a estrutura das comunidades de peixes, tanto no Brasil como na Bolívia e no Perú.

2.2. Tipo de STP mais adequado:

Para a seleção do tipo de STP mais adequado para os empreendimentos em foco, foram analisados, um a um, os quatro tipos de STPs conhecidos atualmente: eclusa, elevador, escada e canal semi-natural.

As eclusas, além de já estarem previstas para serem implantadas junto aos barramentos dos AHEs Santo Antônio e Jirau para possibilitar a navegação no trecho das cachoeiras, não podem ser consideradas como STPs eficientes pois, além de não serem seletivas no que diz respeito às espécies, a ausência de correnteza no interior do sistema não proporciona a atração necessária para a transposição eficiente das espécies de interesse.

Os elevadores, além dos altos custos de implantação e operação, têm que ser implantados junto à barragem, o que, no caso dos arranjos dos AHEs Santo Antônio e Jirau, proporcionará

a saída dos peixes nas proximidades do canal de aproximação do vertedor ou da casa de força. Uma vez que a migração ascendente dos peixes ocorre na enchente/cheia, quando os vertedores dos AHEs Santo Antônio e Jirau deverão estar operando com vazões muito significativas, a saída dos peixes do STP situada nas proximidades do canal de aproximação desta estrutura poderá ocasionar a descida dos peixes recém transpostos pelo vertedor, diminuindo a eficiência desse sistema de transposição.

As escadas possuem a seu favor a facilidade de se poder projetar, de forma eficaz, a atração e a seletividade necessárias, porém, no caso dos AHEs Santo Antônio e Jirau, esbarram no mesmo problema dos elevadores no que se refere à saída dos peixes nas proximidades do canal de aproximação do vertedor ou da casa de força.

Os canais semi-naturais, escavados em uma das margens ou aproveitando drenagens existentes a jusante, possibilitam projetar a saída dos peixes no reservatório em áreas situadas a montante do canal de aproximação da casa de força ou do vertedor, além de poderem incluir, caso se mostre necessário, mecanismos que selecionem as espécies que serão transpostas.

Desta forma, a construção de um canal semi-natural junto aos barramentos apresenta-se como o tipo de STP mais adequado para os AHEs Santo Antônio e Jirau sob o ponto de vista técnico e biológico, devido ao arranjo projetado para esses empreendimentos, que impede o posicionamento adequado de outros STPs, e à possibilidade de implantação de condições mais próximas às naturais.

Assim, foi sugerido pelos especialistas convidados que os STPs a serem implantados junto aos barramentos em questão simulem as condições hidrodinâmicas naturais das cachoeiras do Teotônio e Jirau respectivamente, de maneira a tentar reproduzir o grau de dificuldade hidrodinâmica da transposição naturalmente existente nas cachoeiras do Teotônio, para o AHE Santo Antônio, e do Jirau, para o AHE Jirau, visando evitar a introdução de espécies alóctones de jusante para montante, e vice-versa.

É importante ressaltar que o grau de dificuldade de transposição deverá ser limitado a um pequeno trecho do canal, respeitando as extensões existentes em cada uma das cachoeiras, a fim de imitar as condições peculiares da barreira imposta pelas cachoeiras para um subconjunto da ictiofauna que estará presente a jusante do empreendimento Santo Antônio. Este cuidado se justifica devido à homogeneização dos habitats que será proporcionada pela formação dos reservatórios, a qual poderá permitir/facilitar a colonização de áreas a montante pelas espécies que possuem distribuição restrita a jusante das cachoeiras de Teotônio e Santo Antônio.

2.3. Principais características dos STPs a serem implantados:

Os canais semi-naturais a serem implantados deverão possuir dois pontos de seleção, um na área de entrada dos peixes e outro mais a montante. Desta forma, o sistema de atração a ser implantado na área de entrada dos peixes no canal deverá funcionar também como um primeiro ponto de seleção, exercendo um grau de seletividade inferior ao imposto naturalmente pela cachoeira de Teotônio, no caso do AHE Santo Antônio, e de Jirau, no caso do AHE Jirau. O grau de seletividade dos pontos mais a montante deverão apresentar as condições hidrodinâmicas das respectivas cachoeiras.

Os STPs deverão ter, ainda, características físicas e velocidade das águas suficientes para impedir a passagem das espécies de peixes com distribuição naturalmente restrita a jusante das principais cachoeiras. A velocidade artificial das águas deverá sofrer alterações sazonais, baseando-se nas velocidades naturais obtidas na sessão das cachoeiras nos diferentes períodos do ciclo hidrológico (enchente, cheia, vazante, seca). Os trechos de seleção (dois em cada canal) deverão ter dispositivos de controle da variação de vazão da ordem de 3 a 5 m³/s.

As demais características físicas e hidrodinâmicas dos STPs deverão garantir dimensões (10 m de largura), substrato (preferencialmente os canais não deverão ser revestidos), e profundidades (a coluna d'água mínima para funcionamento do canal, a ser mantida durante todo o ano, deverá ser de 1,5 metros) adequadas à passagem de peixes com intenção de transposição, além das espécies de grande porte como a dourada.

Os sistemas deverão ser controlados e capazes de acompanhar as oscilações das vazões ao longo do ano.

Os locais para entrada e saída dos peixes nos STPs deverão ser adequadamente localizados, conforme experiências obtidas em outros STPs bem sucedidos neste segmento, como no caso do canal da UHE Itaipú. O local de entrada dos peixes deverá ser preferencialmente localizado no canal de fuga ou o mais próximo possível dele, e deverá ser em formato de baía (boca alargada), com cota de fundo igual à cota do canal de fuga ou da margem do rio, permitindo o acesso dos peixes de fundo durante todo o ano. O local de saída dos peixes no reservatório deverá ser posicionado longe do canal de aproximação da tomada d'água das turbinas e do vertedouro.

Deverá existir um sistema de atração para os peixes, localizado na entrada dos canais (a jusante), que deverá apresentar também alguma seletividade.

Deverá existir acesso a todas as áreas dos canais visando futuros monitoramentos e eventuais manutenções do sistema.

Deverá existir estrutura para monitoramento técnico-científico da efetividade do STP em pelo menos três pontos: tomada d'água, trecho mediano e restituição da água, a fim de viabilizar a captura, manipulação e observação de exemplares

Preferencialmente os canais deverão acompanhar a topografia do terreno, evitando que sejam retilíneos.

Os canais deverão ser implantados preferencialmente na margem da casa de força ou onde tenha maiores condições de maior fluxo durante a cheia.

3. Conclusões

Dentre os sistemas de transposição de peixes existentes, o canal semi-natural foi selecionado como a melhor opção para mitigar o impacto do barramento do rio Madeira sobre a rota migratória das espécies de peixes que necessitam realizar grandes migrações para completarem o seu ciclo de vida. Porém, estes canais deverão apresentar um grau de seletividade semelhante ao presente no ambiente natural, a fim de evitar a subida de espécies que naturalmente não transpõem o trecho encachoeirado do rio Madeira.

Na tentativa de obter o melhor resultado dos canais, foram definidas algumas características que deverão ser incorporadas à elaboração dos projetos de engenharia de tais canais, como melhor local para instalação, posicionamento da entrada e saída dos canais, dimensões, vazões, entre outras.

O programa de monitoramento do sistema de transposição, associado ao programa de monitoramento da ictiofauna, ambos previstos no Estudo de Impacto Ambiental, deverá testar a eficiência e a eficácia desses sistemas de transposição, assim como sugerir eventuais modificações no projeto e na operação desses sistemas.

4. Equipe Responsável

Dr. Alexandre Godinho – UFMG

Dr. Angelo Agostinho – UEM/NUPELIA

Dra Carolina Doria – UNIR

Dr. Jansen Zuanon – INPA

Msc. Gislene Torrente Vilara – pesquisadora associada UNIR

Dr. Domingo Rodriguez Fernandez – Itaipú Binacional

Dra Nidia Fabr  - UFAM

16. Esclarecimentos sobre a metodologia de obtenção de dados da Ictiofauna

Solicitação do IBAMA: Apresentar explicações sobre a metodologia de obtenção dos dados apresentado nas tabelas B-IV, 135, 136, 137 e 138, tomo B, volume 5/8.

1. MATERIAL E MÉTODOS PARA A OBTENÇÃO DOS DADOS E ANÁLISES GENÉTICAS PRELIMINARES DE DOURADA E PIRAMUTABA

1.1 Coletas de Material Biológico

A coleta de material biológico foi realizada conforme metodologia contida nos estudos genéticos feitos para a dourada e piramutaba neste e em outros estudos realizados na calha do Solimões-Amazonas (Batista, 2001; Formiga-Aquino, 2004) e ocorreu junto à frota artesanal de desembarque pesqueiro em localidades situadas no trecho entre as cidades de Manicoré (Rio Madeira) e Guajará Mirim (Rio Mamoré) (Tabela 01).

Tabela 01 - Número de indivíduos de cada espécie com a região controle seqüenciada por localidade coletados no trecho entre a cidade de Manicoré e Guajará Mirim.

Localidades Amostradas	Coordenada Geográfica	Nº indivíduos de Dourada sequenciados	Nº indivíduos de Piramutaba sequenciados
Manicoré (AM)	S 05° 49,036' W 61°17,069'	8	0
Humaitá (AM)	S 07° 31,044' W 63°02,043'	6	0
Comunidade do Cujubim (RO)	S 08° 35,016' W 63°43,867'	4	0
Porto Velho (RO)	S 08° 46,025' W 63°53,954'	56	0
Cachoeira de Teotônio (RO)	S 08° 51,683' W 64°05,819'	10	48
São Carlos (RO)	S 09° 04,318' W 64°03,719'	15	0
Guajará Mirim (RO)	S 10° 47,559' W 65°20,887'	5	0
Total de Amostras com DNA sequenciado		104	48

Foi retirado um pedaço de tecido do músculo de cada indivíduo de dourada e piramutaba, e acondicionado em microtubos de 2,0 mL contendo álcool etílico 98% até serem processados no Laboratório Temático de Biologia Molecular – LTBM/INPA em Manaus-AM. Na medida do possível, foi também registrado o comprimento furcal de cada indivíduo amostrado e a coordenada geográfica do local de pesca.

Através de análises genéticas preliminares das amostras de tecido coletadas durante esse estudo, associadas aos resultados obtidos em outros estudos realizados ao longo da calha Solimões – Amazonas, foi possível construir uma árvore de haplótipos gerada com o auxílio do programa TCS 1.06 (Clement *et al.*, 2000), que relaciona e estima eventos de mutação entre os haplótipos.

1.2 Extração de DNA

O DNA total dos indivíduos foi extraído seguindo o protocolo descrito em Alves-Gomes *et al.* (1995) com modificações de Batista (2001). Resumidamente, o DNA total (mitocondrial + genômico) foi extraído com um tampão a base de SDS na presença de proteinase K e purificado através de duas extrações com fenol equilibrado, duas com fenol/clorofórmio/álcool isoamílico (25:24:1) e uma com clorofórmio/álcool isoamílico (24:1). A concentração e qualidade do DNA foram estimadas através de comparações com marcadores moleculares de concentrações conhecidas em eletroforese de gel de agarose 0.8% corado com 0.5 mg/mL de brometo de etídio. Uma vez extraído e verificada a qualidade, o DNA de cada espécie foi acondicionado em microtubos de 1,5 mL, rotulados e mantidos em freezers -20°C. O DNA extraído foi utilizado como substrato nas etapas posteriores.

1.3 Reação da Polimerase em Cadeia – PCR

A fim de isolar o fragmento da região controle, localizada no genoma da organela celular da mitocôndria, foi realizada a técnica molecular da reação da polimerase em cadeia (PCR). Este procedimento foi realizado segundo a metodologia descrita em Batista (2001) e Batista & Alves-Gomes (2000). A reação envolveu a enzima taq DNA polimerase com o seu respectivo tampão, MgCl₂, DNTPs, os *primers* (oligonucleotídeos iniciadores) FTT-F e F12R descritos por Sivasundar *et al.* (2001) e de 10 a 100 ng do DNA total. Em seguida a reação foi colocada em um termociclador com o seguinte programa de temperaturas: 30 ciclos com desnaturação a 94° C, anelamento a 50°C e extensão a 72° C. O produto de PCR foi checado em gel de agarose 0.8%, seguindo-se o mesmo protocolo de eletroforese descrito para a extração de DNA, sendo verificado o tamanho do fragmento por comparação com marcador de peso molecular conhecido.

Tabela 02 - Reagentes químicos e suas concentrações utilizados na reação da Polimerase em Cadeia (PCR) da região controle do DNA mitocondrial dos indivíduos de Dourada e Piramutaba amostrados.

Reagentes	Concentração Inicial	Concentração Final
Tampão 10X	10X (2mM MgCl ₂)	1 X
DNTP	1mM	0,2 mM
Primer	FTTF 5mM	0,2 µM
Primer	F12R 5mM	0,2 µM
Taq polimerase	5 U/ µL	0,05 U/ µL
DNA total (genômico + mitocondrial)		10 a 100 ng

1.4 Purificação do Produto de PCR

O produto da etapa anterior foi purificado a fim de eliminar as substâncias não incorporadas durante o processo de amplificação, e foi realizada seguindo orientações do fabricante do kit GFX PCR (*Amersham Biosciences*). Em seguida verificou-se a qualidade da purificação em eletroforese por meio de gel de agarose 1%, a fim de estimar sua concentração. O gel foi corado com brometo de etídio e fotodocumentado em *Eagle Eye*. Subseqüentemente o DNA foi armazenado em um freezer a -20° C, onde foi utilizado na reação de seqüenciamento descrita a seguir.

1.5 Seqüenciamento do Produto de PCR Purificado

Para a reação de seqüenciamento foi utilizado 120 a 140 ng deste produto já purificado juntamente com o reagentes do kit de seqüenciamento *MegaBace Dynamic ET (Amersham Biociences)* como mostra a Tabela 03. Cada amostra de DNA foi seqüenciada em duas etapas, uma como *primer* L (FTT-F) e a outra com o *primer* H (F12R), no intuito de se obter a seqüência completa da região controle do DNA mitocondrial. Em uma placa de seqüenciamento com capacidade para 96 amostras, foi adicionado o produto amplificado purificado com os reagentes contidos na Tabela 03, e levado ao termociclador por 30 ciclos, com o seguinte perfil de temperatura: 95° C por 20s para que haja desnaturação das fitas complementares, 15s à 50° C para o anelamento do *primer* utilizado e extensão por 1 min e 20 s a 72°C para inserção de nucleotídeos com fluorescências às fitas de DNA já duplicadas na ocasião da PCR.

Tabela 03 - Reagentes químicos utilizados na reação de seqüenciamento da região controle do DNA mitocondrial dos indivíduos de Dourada e Piramutaba amostrados.

Reagentes	Volumes
<i>Dyynamic dye terminator</i> (ET)	4 µL
<i>Primer</i> L FTTF ou H F12R[5µM]	1 µL
Dna Purificado	4 µL
Água milli-q autoclavada	1 µL

1.6 Precipitação do Produto da Reação de Seqüenciamento de DNA

A precipitação visa eliminar produtos não incorporados, e é feita após a reação de seqüenciamento. Na própria placa foi adicionado a cada uma das 96 amostras 1 µL de acetato de amônio 7,5M, e 27, 5 µL de etanol 100%, e mantido em temperatura ambiente por 10 min. Em seguida centrifugou-se por 45 minutos a 4.000 rpm. O passo consistiu descartar o sobrenadante por inversão e acrescentar 120 µL de Etanol 70% e então levar a centrifuga por mais 10 min a velocidade de 4.000 rpm. Descartou-se novamente o sobrenadante. As amostras da placa ficaram foram ressuspensas com formamida e levadas para homogeneizar por 30 min, estando prontas para serem eletroinjetadas no seqüenciador automático.

1.7 Eletroforese de Seqüenciamento de DNA

Para obtenção da seqüência nucleotídica final do fragmento desejado, o DNA precipitado foi submetido a uma eletroforese capilar em gel de poliacrilamida no seqüenciador automático MegaBACE 1000, do Laboratório Temático de Biologia Molecular – LTBM/COPE no INPA em Manaus-AM. Foi seguida a metodologia padrão do fabricante, sendo feitas eletroforeses de injeções de 2Kv durante 100 segundos e 6 Kv por 220 minutos.

1.8 Edição, Conferência, Compilação e Análise das Seqüências Nucleotídicas

As seqüências foram editadas, conferidas e alinhadas com o auxílio do programa Bioedit 5.0.9 (Hall, 1999) e Chromas 2.3 (www.technelysium.com.au/chromas.html).

1.9 Análise das Sequências Nucleotídicas

Com base na Hipótese migratória, postulada por Barthem e Goulding (1997) a partir de dados morfométricos e merísticos e corroborada pioneiramente com dados genéticos tanto para a dourada (Batista, 2001) como para a piramutaba (Formiga-Aquino, 2004), foram incorporadas às análises dos dados 150 amostras seqüenciadas, 75 de dourada (Batista, 2001) e 75 de piramutaba (Formiga-Aquino, 2004), oriundas de 05 localidades da calha principal do Sistema Estuário-Amazonas-Solimões (EAS): Belém, Santarém, Manaus, Tefé e Tabatinga. Sendo 15 indivíduos/espécie de cada localidade.

A Tabela 04 contém os parâmetros genéticos estimados neste estudo para as espécies dourada e piramutaba, com símbolos e respectivas definições.

Tabela 04 - Parâmetros e Índices Genéticos utilizados para estimar a variabilidade genética da dourada e da piramutaba, com suas respectivas definições e símbolos.

Índices e Parâmetros genéticos	Símbolo	Definição
Tamanho Amostral	<i>N</i>	Número de indivíduos coletados de cada espécie de bagre.
Número de Haplótipos	<i>H</i>	Número de indivíduos com seqüências de DNA diferentes entre si. Uma mutação (mudança de uma base nucleotídica) já caracteriza um haplótipo.
Pares de bases	<i>pb</i>	Número de letras (bases nucleotídicas) que uma determinada seqüência de DNA possui.
Número de Haplótipos Únicos	<i>NHU</i>	É o haplótipo que ocorre somente uma vez em determinada localidade, ou seja, somente um indivíduo apresenta dada seqüência nucleotídica.
Número de Sítios Polimórficos	<i>S</i> <i>ou</i> <i>NSP</i>	Posições da seqüência de DNA onde ocorrem mutações.
Número total de Mutações	<i>ETA</i> <i>ou</i> <i>NTM</i>	Número de bases nucleotídicas diferentes (mutação) que ocorrem na seqüência de DNA de vários indivíduos.
Diversidade Nucleotídica	<i>Pi</i> <i>ou</i> <i>DN</i>	É a proporção da quantidade de mutações que ocorre entre as seqüências de DNA de vários indivíduos.
Média das diferenças nucleotídicas par a par	<i>K</i> <i>ou</i> <i>MDNP/P</i>	Para cada par de indivíduos é calculado o número de mutações que ocorre entre suas seqüências de DNA. O K representa a média de todas essas as mutações.
Número de Migrantes	<i>Nm</i>	Número de fêmeas que migram por geração para reproduzir.
Índice de Variabilidade Genética	<i>IVG</i>	É um índice que varia entre 0 e 1 ou entre 0,0 e 100%. É a proporção de todos os indivíduos de uma determinada espécie diferentes geneticamente entre si.
Índice de Fixação	<i>Fst</i>	É um índice que estima o fluxo gênico entre indivíduos oriundos de localidades diferentes.

Os índices de diversidade molecular, utilizados para inferir as estimativas de polimorfismo de DNA, bem como outros parâmetros de variabilidade genética tais como a análises de variância molecular – AMOVA, índice de fluxo gênico (Fst) e número migrantes (Nm) baseado nos valores de Fst, foram obtidos com o auxílio dos programas computacionais ARLEQUIN 2.0 (Schneider *et al.*, 2000) e DnaSP 4.00 (Rozas & Rozas, 1999) e Collapse 1.1 (http://www.bioag.byu.edu/zoology/crandall_lab/programs.htm). A taxa de migração, no que se refere ao número de migrantes recebidos e gerados por cada localidade foi calculada com o

auxílio do programa Migrate 1.5 (Beerli, 2002). Foi gerada uma árvore de haplótipos através do programa TCS 1.03 (Clement *et al.*, 2000).

Estimou-se também o Índice de Variabilidade Genética (IVG) para as duas espécies e para cada localidade amostrada. Esse índice foi calculado mediante a seguinte fórmula:

$$IVG = \frac{NHU}{N}$$

Onde NHU é o número de haplótipos únicos e N é o número total de indivíduos amostrados para cada espécie.

2. REFERÊNCIAS CITADAS

- 1 Alves-Gomes, J.; Orti, G.; Haygood, M.; Heiligenberg, W. & Meyer, A. 1995. Phylogenetic analysis of the South American electric fishes (Order Gymnotiformes) and the evolution of their electrogenic system: a synthesis based on morphology, electrophysiology, and mitochondrial sequence data. **Mol. Biol. Evol.**, **12**(2):298-318.
- 2
- 3 Barthem R, Goulding M. 1997. **Os Bagres Balizadores: Ecologia, Migração e Conservação de Peixes Amazônicos**. Sociedade Civil Mamirauá, MCT - CNPq, IPAAM, Brasília, Brazil.
- 4
- 5 Batista, J.S. 2001. *Estimativa da variabilidade intraespecífica da dourada (Brachyplatystoma flavicans) (Castelnau, 1855) no eixo estuário, Amazonas-Solimões*. Dissertação de mestrado. INPA/UA. Manaus Amazonas. 116p.
- 6
- 7 Beerli, P. & Felsenstein, J. 1999. Maximum-likelihood estimation of migration rates and effective populations using a coalescent approach. **Genetics**, **152**: 763–773
- 8
- 9 Clement, M., Posada, O. & Crandall, K.A. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. **Molecular Ecology** **9**: 1657-1659.
- 10
- 11 Formiga-Aquino, K. 2004. **Variabilidade genética da piramutaba – Brachyplatystoma vaillantii (Valenciennes, 1840) (Siluriformes: Pimelodidae) no Sistema Estuário-Amazonas-Solimões**. Dissertação de Mestrado, Manaus: INPA/UFAM, 2004 XVII + 76p.
- 12
- 13 Hall, TA. 1999. BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. **Nucleic Acids Symposium Series** 41: 95-98.
- 14
- 15 Rozas, J.; Rozas, R. 1999. DnaSP version 4: an integrated program for molecular population genetics and molecular evolution analysis. **Bioinformatics**. **15**:174-175.
- 16 Schneider DR, Roessli D, Exoffier L. 2000. **ARLEQUIN ver 2.000: a Software for Population Genetics Analysis**. Genetics and Biometry Laboratory, University of Geneva, Switzerland.

- 17 Sivasundar, A.; Bermingham, E. & Orti, G. 2001. Population structure and biogeography of migratory freshwaterfishes (*Prochilodus*: Characiformes) in major South American rivers. **Molecular Ecology**, (10):407-417.

3. EQUIPE RESPONSÁVEL

Carolina Rodrigues da Costa Dória, Dra.

Gislene Torrente Vilara, MSc.

Jansen Alfredo Sampaio Zuanon, Dr.

ANEXO 1
DESENHO PONTOS DE AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA