

USINA HIDRELÉTRICA JIRAU

Programa de Monitoramento Limnológico

Relatório Técnico Referente à Terceira Campanha de
Monitoramento - Abril de 2010



Junho / 2010

EQUIPE TÉCNICA

Coordenadora do projeto

Bióloga M.Sc. Juliana Machado do Couto

Trabalhos de campo e laboratório

Bióloga Kátia Bittar Haddad
Biólogo Wagner Batista Xavier
Biólogo Paulício Maconi Filho
Químico Brunno Misofante da Silva Gomides
Téc. Alline Caetano Luz

Análise das comunidades aquáticas

Biólogo Dr. Luiz Felipe Machado-Velho (Zooplâncton)
Bióloga Dra. Luzia Cleide Rodrigues (Fitoplâncton)
Bióloga M.Sc. Carolina Bussadori Piva (Zoobentos)

Consultor

Prof. Dr. Luis Mauricio Bini

Equipe técnica e científica do monitoramento limnológico em tempo real

Prof. Dr. José Galizia Tundisi – Limnólogo - Coordenador do projeto
Profa. Dra. Takako Matsumura–Tundisi – Limnóloga - Supervisor geral
Dra. Corina Sidagis Galli – Responsável pelo Laboratório Físico-Químico
Dr. Donato Seiji Abe – Limnólogo – Responsável pela elaboração dos relatórios técnicos
Eng. José Eduardo Matsumura Tundisi, MsC – Logística e administração de Projetos-
Responsável pelos contratos e cumprimento dos prazos
Lic. Deyves Elias Grimberg – Gerente de Qualidade
Dra Maria Regina Martins Triques - Química Responsável
Tec. Valéria Teixeira da Silva - Química – Análises químicas
Tec. Fernando de Paula Blanco – Técnico especializado de campo e laboratório – Apoio na elaboração de relatórios
Biol. Carlos Rogério Lopes Faria – Gerente Comercial
Fernando Souza Soares – Biólogo especializado de campo
José Josuel – Secretário e apoio no trabalho de campo
CMA Engenharia Elétrica – Sistema de transmissão dos dados

Associação Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental
Endereço: Rua Bento Carlos, 750, Centro, CEP 13560-660, São Carlos-SP
Fone/FAX: 16 3362-5400 e 16 3372-7129
Home page: <http://www.iiega.org.br>
E-mail: iiega@iiega.org.br

SUMÁRIO

1. Introdução	1
2. Objetivos.....	1
3. Metodologia.....	2
3.1. Área de Estudo	2
3.2. Coleta e análise das amostras	4
3.3. Índice de Qualidade da Água (IQA).....	8
3.4. Índice do Estado Trófico (IET)	10
3.5. Comunidades Biológicas	10
3.6. Metodologia do ciclo nictemeral	13
3.6.1. Comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica.....	13
4. Resultados e discussão	14
4.1. Variáveis abióticas: padrões espaciais e temporais	14
4.2. Variáveis bacteriológicas.....	40
4.3. Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice do Estado Trófico (IET)	42
4.4. Perfil vertical dos pontos localizados nos tributários e no P18 (MAD 5)	45
4.5. Síntese dos parâmetros limnológicos	48
4.6. Comunidades Biológicas	50
4.7. Variação nictemeral	101
5. Monitoramento Limnológico em Tempo Real	114
6. Considerações Finais	119
7. Referências	125
ANEXO I - Registro Fotográfico	132
ANEXO II - Localização dos pontos de coleta.	136
ANEXO III - Imagem de satélite com a localização do sistema de monitoramento em tempo real no rio Madeira (RS 3 – Lucas).	137
ANEXO IV - Monitoramento Ambiental dos Elementos-Traço.....	138
ANEXO V – Monitoramento Limnológico do Canteiro de Obras.....	181

1. Introdução

Programas de monitoramento limnológico são primordiais para a identificação e avaliação das alterações na qualidade da água causadas por empreendimentos hidrelétricos. Especificamente, as séries de dados obtidas antes das intervenções provocadas pela formação desses ambientes artificiais permitem estabelecer uma linha de base que indica os valores de medidas de tendência central e de variabilidade que, de acordo com a regra de temporalidade (utilizando os princípios da inferência causal), não estão associadas com as intervenções, uma vez que estas ainda não ocorreram. Somente a comparação dos dados, obtidos antes e após as intervenções, pode fornecer evidências sobre seus efeitos e suas magnitudes no ambiente aquático. Os dados obtidos em programas de monitoramento também são essenciais para verificar a eficiência ou não de medidas de manejo (e.g., controle de fontes pontuais e difusas de nutrientes), utilizando a mesma regra de temporalidade da inferência causal, ou seja, a eficiência deve ser avaliada considerando os dados obtidos antes e após a implementação da medida de manejo.

É necessário destacar, no entanto, que os programas de monitoramento devem ser de longa duração uma vez que as mudanças podem não ocorrer imediatamente após a intervenção, ou seja, pode existir uma falta de sincronia ou uma defasagem temporal entre a intervenção e as alterações causadas por essa intervenção.

Portanto, o objetivo desse relatório é apresentar os resultados da terceira campanha de campo, obtidos no monitoramento de 20 pontos localizados na área de influência do AHE Jirau, amostrados entre os dias 10 e 16 de abril de 2010, no período de cheia do rio Madeira. Além disso, os dados foram comparados com aqueles obtidos na campanha de campo realizada em setembro de 2009 e janeiro de 2010.

2. Objetivos

O objetivo do Programa de Monitoramento Limnológico na área de influência do AHE Jirau é caracterizar as águas do rio Madeira e seus principais afluentes e acompanhar as alterações limnológicas que ocorrerão com a formação do reservatório.

Os objetivos específicos consistem em, primeiro lugar, realizar uma caracterização limnológica de 20 pontos de monitoramento, distribuídos na área de influência do empreendimento, durante as fases de implantação, enchimento e operação.

Esse programa de monitoramento também tem como objetivo avaliar a adequação dos trechos estudados em relação aos padrões de qualidade de água previstos na Resolução CONAMA nº 357, de março de 2005, para águas de Classe II. Os trechos monitorados também serão classificados de acordo com índices de estado trófico.

Essas informações serão utilizadas para: (i) subsidiar a gestão da qualidade da água do reservatório e a adoção de medidas mitigadoras, se estas forem necessárias; (ii) fornecer dados que serão utilizados por outros programas de monitoramento (Programa de Monitoramento Hidrobiogeoquímico, Programa de Monitoramento e Controle de Macrófitas Aquáticas, Programa de Conservação da Ictiofauna, Programa de Conservação da Fauna Silvestre, Programa de Saúde Pública, Programa de Comunicação Social e Programa de Educação Ambiental).

3. Metodologia

3.1. Área de Estudo

O Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Jirau localiza-se em um trecho do rio Madeira, situado no município de Porto Velho, Estado de Rondônia. O AHE Jirau terá uma capacidade instalada de 3.450 MW e operará com nível d'água variável no reservatório. A área do reservatório, nas condições de cheia (cota 90m), será de aproximadamente 361,60 km².

Nesta primeira fase de implementação do programa, na qual o empreendimento encontra-se em construção, foram selecionadas 20 (vinte) estações de coleta, distribuídas ao longo da área de influência do AHE Jirau (**Tabela 1, Anexos I e II**). A seleção das estações de coleta de dados limnológicos foi baseada no Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e em uma avaliação de campo, estando distribuídas da seguinte forma, conforme descrito no Programa de Monitoramento Limnológico constante do Projeto Básico Ambiental (PBA) do empreendimento:

- i. 01 (uma) estação de monitoramento em um dos rios formadores do Madeira, sendo escolhido o rio Mamoré (P1) por estar em território nacional;
- ii. 06 (seis) estações de monitoramento no rio Madeira, sendo 05 (cinco) localizadas a montante do eixo (P2, P6, P9, P14 e P18) e 01 (uma) estação a jusante do empreendimento (P19);
- iii. 12 (doze) estações de monitoramento nos tributários das duas margens do rio Madeira (P3, P4, P5, P7, P8, P10, P11, P12, P15, P16, P17 e P20);

iv. 01 (uma) estação de monitoramento na área alagada de Mutum (P13).

Ressalta-se que o ponto 19 (MAD 6) não estava previsto no PBA, sendo inserido posteriormente tendo em vista a mudança no eixo da barragem do AHE Jirau. Assim, o local de coleta que seria a jusante da barragem (MAD 5) se tornou o ponto a montante desta, havendo então, a necessidade de inserir um novo ponto a jusante da futura barragem (P19 – MAD 6), que não estava previsto no PBA. Além disso, durante a fase de implantação do reservatório, somente um ponto de coleta foi estabelecido na área alagada do rio Mutum (MUT 1). A segunda estação de coleta, prevista no PBA, nesta área (MUT 2) foi alterada para a foz do rio Mutum-Paraná (P20- MTP 2), tendo em vista que sua localização anteriormente estava autocorrelacionada com o MUT 1, ou seja, ambas estavam muito próximas.

Tabela 1. Estações de monitoramento limnológico.

Estações	Descrição	Coordenadas (UTM)	
		Latitude	Longitude
P1-MAM	Rio Mamoré	8850608	0237050
P2-MAD 1	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 10	8857396	0240941
P3-RIB	Igarapé Ribeirão	8867914	0249906
P4-ARA	Igarapé Araras	8892078	0246196
P5-ABU	Rio Abunã	8929260	0232086
P6-MAD 2	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 20	8934406	0232598
P7-SIZ 1	Igarapé Simãozinho 1	8936732	0236392
P8-SIM 1	Igarapé São Simão 1	8947886	0247617
P9-MAD 3	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 30	8937702	0266912
P10-CAS 1	Igarapé Castanho 1	8937716	0266224
P11-MTP 1	Rio Mutum-Paraná 1	8929364	0282882
P12-COT 1	Rio Cotia 1	8929318	0282517
P13-MUT 1	Área alagada de Mutum 1	8936294	0287008
P14-MAD 4	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 40	8939250	0291294
P15-LOU 1	Igarapé São Lourenço 1	8964318	0297131
P16-CAI 1	Igarapé Caiçara 1	8960228	0299388
P17-JIR 1	Igarapé Jirau 1	8962986	0308080
P18-MAD 5	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 50	8965418	0309744
P19-MAD 6	Rio Madeira (bóia)	8982784	0322731
P20-MTP 2	Foz do rio Mutum-Paraná	8937680	0289508

3.2. Coleta e análise das amostras

De acordo com o PBA, nesse mês (período de cheia), os valores de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, potencial redox, turbidez, transparência da coluna d'água, fitoplâncton e zooplâncton foram obtidos em 3 profundidades (superfície, limite da zona eufótica e fundo) nos tributários do rio Madeira (P3-igarapé Ribeirão, P4-igarapé Araras, P5-rio Abunã, P7-igarapé Simãozinho, P8-igarapé São Simão, P10-igarapé Castanho, P11-rio Mutum-Paraná, P12-rio Cotia, P15-igarapé São Lourenço, P16-igarapé Caiçara, P17-igarapé Jirau, P20-foz do rio Mutum-Paraná), assim como já vem sendo realizado no ponto P18 (MAD 5), próximo à barragem.

Parâmetros físicos e químicos

Em campo, foram obtidos os valores de temperatura do ar (termômetro), pH, potencial de oxidação-redução, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido, saturação de oxigênio e temperatura da água (utilizando uma sonda YSI 556). A turbidez foi obtida através de um turbidímetro digital Hach. A transparência da coluna da água foi mensurada através do disco de Secchi.

A profundidade do disco de Secchi também foi utilizada para estimar a extensão da zona eufótica. A porção iluminada da coluna da água é denominada zona eufótica, e sua extensão depende, principalmente, da capacidade do meio em atenuar a radiação subaquática. O limite inferior da zona eufótica é geralmente assumido como sendo aquela profundidade onde a intensidade da radiação correspondente a 1% da que atinge a superfície. Esta profundidade da coluna da água é também chamada de “ponto de compensação”, uma vez que a produção primária líquida é aproximadamente igual à respiração das comunidades (Esteves, 1998; Kalff, 2002). De maneira geral, a extensão da zona eufótica pode ser obtida através da multiplicação da profundidade do disco de Secchi pelo fator teórico 3,0, de acordo com o proposto por Esteves, 1998.

Assim, nesse mês, os valores de temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, potencial redox, turbidez, transparência da coluna d'água, fitoplâncton e zooplâncton foram obtidos em 3 profundidades (superfície, limite da zona eufótica e fundo) nos tributários do rio Madeira (P3-igarapé Ribeirão, P4-igarapé Araras, P5-rio Abunã, P7-igarapé Simãozinho, P8-igarapé São Simão, P10-igarapé Castanho, P11-rio Mutum-Paraná, P12-rio Cotia, P15-igarapé São Lourenço, P16-igarapé Caiçara, P17-igarapé Jirau e P20-foz do rio Mutum-Paraná), e no ponto 18 (P18 - MAD 5)

(Figura 1). A zona afótica (onde não ocorre penetração de luz), localizada nas maiores profundidades foi classificada como fundo nestes mesmos pontos. Ressalta-se que no trecho monitorado do rio Madeira, a profundidade do disco de Secchi foi sempre inferior a 10 cm. Assim, devido a impossibilidade de ser calculado o limite da zona eufótica, o meio da coluna da água foi considerado a metade da profundidade.

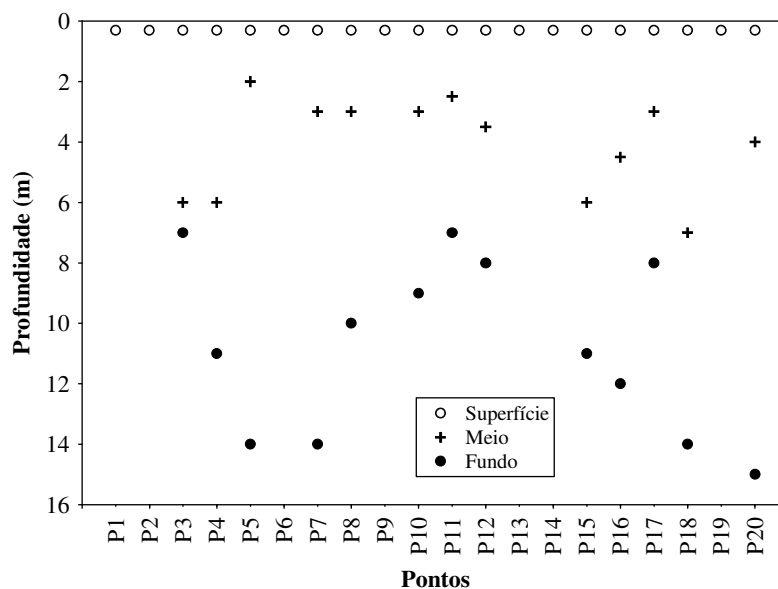


Figura 1. Profundidade das coletas realizadas nos 20 pontos de monitoramento. O meio da coluna da água nos tributários foi estimado considerando o limite da zona eufótica.

Amostras de água foram coletadas abaixo da superfície (aproximadamente 20 cm) com frascos de polietileno e acondicionadas em caixas de isopor com gelo. No laboratório localizado no canteiro de obras do AHE Jirau foram determinados os valores de alcalinidade total usando o método baseado na titulação com ácido sulfúrico. Parte das amostras foi filtrada, no mesmo dia da coleta, em membranas Whatman GF/C. As amostras de água filtrada e não filtrada foram preservadas para posterior determinação das formas dissolvidas e totais de nitrogênio e fósforo. As amostras destinadas à análise laboratorial foram preservadas e encaminhadas para o laboratório de limnologia situado na “Life – Projetos Limnológicos”, em Goiânia para realização das análises. As variáveis limnológicas foram determinadas utilizando os seguintes métodos e equipamentos:

- Carbono orgânico, inorgânico e total: equipamento Shimadzu TOC 5000.

- Cloreto: determinado através do método de cromato de potássio e espectrofotômetro (Método 4500-Cl⁻ B, Standard Methods, 2005);
- Clorofila-*a*: extração com acetona (90%) e leitura em espectrofotômetro a 663 nm, aplicando-se correção para outros compostos dissolvidos e turbidez, resultante da leitura a 750 nm (GOLTERMAN *et al.*, 1978);
- Coliformes totais e termotolerantes: método dos tubos múltiplos, realizado imediatamente após a coleta em um laboratório base localizado no canteiro de obras;
- Cor : espectrofotômetro (Método 2120, Standard Methods, 2005);
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅): consumo de oxigênio nas amostras durante uma incubação de cinco dias, a uma temperatura constante de 20°C (Método 5210, Standard Methods, 2005);
- Demanda Química de Oxigênio (DQO): oxidação da matéria orgânica por uma mistura em ebulição de ácido crômico e ácido sulfúrico (bicromato de potássio em meio ácido) (Método 5220, Standard Methods, 2005);
- Dióxido de carbono: determinado através dos valores de alcalinidade e pH (Método 4500-CO₂-D, Standard Methods, 2005);
- Dureza: titulometria/EDTA (Método 2340C, Standard Methods, 2005);
- Ferro total: método da ortofenotrolina (Método 3500, Standard Methods, 2005);
- Fósforo total: determinado diretamente nas amostras não filtradas, sendo quantificado após a adição de reagente misto (molibdato de amônia, tartarato de antimônio e potássio e ácido ascórbico) e leitura em espectrofotômetro (882 nm);
- Orto-fosfato (fosfato inorgânico reativo): determinado diretamente nas amostras filtradas, sendo quantificado após a adição de reagente misto (molibdato de amônia, tartarato de antimônio e potássio e ácido ascórbico) e leitura em espectrofotômetro (882 nm);
- Nitrato: método de redução do cádmion e leitura em espectrofotômetro a 400 nm (Método 4500-NO₃-E, Standard Methods, 2005);
- Nitrito: método colorimétrico onde o nitrito reage com o ácido sulfanílico, formando um composto que é determinado em espectrofotômetro a 507 nm (Método 4500-NO₂-B, Standard Methods, 2005);
- Nitrogênio amoniacal: método fenol, e posterior leitura em espectrofotômetro a 655 nm (Método 4500-NH₃ F, Standard Methods, 2005);

- Nitrogênio total Kjeldahl: quantificado com amostras não filtradas que sofreram digestão em meio ácido e com elevada temperatura. Após a digestão, as amostras foram destiladas em aparelho Kjeldahl e, posteriormente, o destilado foi titulado com ácido clorídrico 0,01 N (MACKERETH *et al.*, 1978);
- Óleos e graxas: obtenção através de extração com um solvente (Hexano – 5520B, Standard Methods, 2005);
- Sílicato reativo: determinado através do método do ácido oxálico (Método 4500-SiO₂ C, Standard Methods, 2005);
- Sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis: estimado por gravimetria, sendo que a separação entre a fração orgânica e inorgânica foi realizada por calcinação a 500°C (WETZEL e LINKENS, 2000);
- Íons sulfato e sulfeto: determinados através de espectrofotometria (Método 4500, Standard Methods, 2005).

Monitoramento Limnológico em Tempo Real

No presente relatório estão apresentados os resultados de alguns parâmetros limnológicos obtidos em abril de 2010, no sistema de monitoramento em tempo real instalado na estação de medição de nível d'água a jusante da barragem RS 3 – Lucas, no rio Madeira (**Anexo III**).

O sistema foi desenvolvido com o objetivo de monitorar, automaticamente, 07 (sete) variáveis da qualidade da água na sub-superfície, em cumprimento ao item "b" da condicionante 2.18 da Licença de Instalação n° 621/2009. As seguintes variáveis são medidas: pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura, sólidos totais dissolvidos e profundidade.

Monitoramento Ambiental de Elementos-Traço

Os elementos traços arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), manganês (Mn), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn) foram analisados nos mesmos pontos do Monitoramento Limnológico (**Tabela 1**) em diferentes compartimentos: água superficial, solos (próximo às margens), sedimento de fundo e peixes. As análises foram realizadas pela empresa Venturo.

Os resultados do Monitoramento de Elementos-Traço são apresentados no **Anexo IV**.

Monitoramento Limnológico do Canteiro de Obras

As coletas foram realizadas em 10 pontos próximos ao canteiro de obras do AHE Jirau. No PBA constam 11 estações de coleta, no entanto, o ponto PL 07 não foi amostrado pois estava localizado na área do recinto 3, que já foi ensecado.

As análises dos parâmetros limnológicos foram realizadas de acordo com os métodos da 20^a Edição do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” - APHA/ AWWA.

Tabela 2. Estações de Monitoramento Limnológico do Canteiro de Obras.

Pontos amostrados	Locais	Coordenadas UTM	
PL 01	Jusante Limite Empreendimento – rio Madeira	8.984.838,88	322.154,37
PL 02	Jusante Barragem – rio Madeira	8.978.704,24	321.691,96
PL 03	Jusante Ilha Pequena – rio Madeira	8.976.423,01	320.304,73
PL 04	Cachoeira Inferno – rio Madeira	8.975.462,00	316.639,01
PL 05	Foz Ribeirão Margem Direita – rio Madeira	8.977.398,23	321.633,14
PL 06	Foz Ribeirão Margem Esquerda – rio Madeira	8.980.051,65	320.875,98
PL 08	1ª Etapa Jusante	8.972.212,17	321.007,59
PL 09	2ª Etapa Montante	8.973.114,85	321.120,67
PL 10	2ª Etapa Jusante	8.977.472,42	321.838,12
PL 11	Jusante 1ª Etapa – rio Madeira	8.977.062,90	322.401,23

O o relatório referente ao monitoramento no canteiro de obras, apresentado no **Anexo V**, é de responsabilidade da empresa Aquanálise - Análises de Água e Consultoria.

3.3. Índice de Qualidade da Água (IQA)

Índices de qualidade da água (IQA) são bastante úteis para facilitar a comunicação entre público geral e corpo técnico, para avaliar tendências temporais da qualidade da água e permitir uma comparação entre diferentes cursos d'água. Normalmente, um índice de qualidade de água varia entre 0 (zero) e 100 (cem), sendo que quanto maior o seu valor, melhor é a qualidade da água.

O IQA pode ser determinado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Coliformes Fecais, Temperatura, pH, Nitrogênio Total, Fósforo

Total, Turbidez e Resíduo Total (http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp).

A seguinte fórmula foi utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA = Índice de qualidade da água. Um número entre 0 e 100;

q_i = qualidade do parâmetro i . Um número entre 0 e 100, obtido do respectivo gráfico de qualidade, em função de sua concentração ou medida (resultado da análise);

w_i = peso correspondente ao parâmetro i fixado em função da sua importância para a conformação global da qualidade, isto é, um número entre 0 e 1, de forma que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

sendo n o número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

A qualidade das águas interiores, indicada pelo IQA em uma escala de 0 a 100, pode ser classificada em categorias narrativas da seguinte forma:

IQA	QUALIDADE
80 – 100	Qualidade Ótima
52 – 79	Qualidade Boa
37 – 51	Qualidade Aceitável
20 – 36	Qualidade Ruim
0 – 19	Qualidade Péssima

No entanto, esse índice deve ser interpretado com cautela tendo em vista que os ponderadores utilizados apresentam a finalidade de classificar os corpos d'água considerando apenas o objetivo principal de abastecimento público. Por exemplo, ecossistemas aquáticos que ocorrem em manguezais (gamboas) podem apresentar “qualidade péssima” para o abastecimento público. No entanto, as características físicas e químicas desses sistemas são plenamente condizentes com a manutenção da sua biodiversidade e o seu funcionamento.

3.4. Índice do Estado Trófico (IET)

Uma das formas de avaliar a qualidade das águas superficiais envolve a utilização do Índice do Estado Trófico (IET). Para a área monitorada, o método utilizado para o cálculo do IET foi aquele proposto por Carlson (1977) e modificado por Lamparelli (2004), baseado na determinação dos parâmetros clorofila-*a* (CL) e fósforo total (P) para ambientes lóticos. Assim, o estado trófico de um ambiente pode ser classificado da seguinte forma:

Estado trófico	Ponderação	P-total (µg/L)	Clorofila-<i>a</i> (µg/L)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 13$	$CL \leq 0,74$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$13 < P \leq 35$	$0,74 < CL \leq 1,31$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$35 < P \leq 137$	$1,31 < CL \leq 2,96$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$	$137 < P \leq 296$	$2,96 < CL \leq 4,70$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$	$296 < P \leq 640$	$4,70 < CL \leq 7,46$
Hipereutrófico	$IET > 67$	$640 < P$	$7,46 < CL$

3.5. Comunidades Biológicas

Simultaneamente às coletas das amostras de água para as análises dos parâmetros físicos e químicos (descritos anteriormente), foram também amostradas as comunidades fitoplanctônicas, zooplanctônicas e zoobentônicas. Dessa maneira, é possível verificar quais os principais parâmetros abióticos que influenciam a estrutura das comunidades aquáticas.

Comunidade Fitoplanctônica

As amostragens da comunidade fitoplanctônica foram realizadas a sub-superfície, utilizando-se frascos de vidro. As amostragens para o estudo quantitativo da comunidade fitoplanctônica foram fixadas com solução de lugol acético e guardadas no escuro até o momento da identificação e contagem dos organismos. Paralelamente, foram realizadas coletas com rede de plâncton de 15 micrômetros de abertura de malha, para auxiliar no estudo qualitativo, sendo estas amostras fixadas com solução de Transeau, segundo Bicudo e Menezes (2006).

O estudo taxonômico e quantitativo do fitoplâncton foi efetuado através de microscópio invertido, com aumento de 400X. A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958) com prévia sedimentação da amostra. A

densidade fitoplanctônica foi calculada de acordo com APHA (2005) e o resultado foi expresso em indivíduos (células, cenóbios, colônias ou filamentos) por mililitro.

Analisou-se a presença de cianobactérias visando atender a Resolução nº 357/2005 do CONAMA. Para a contagem do número de células de cianobactérias utilizou-se o retículo de Whipple, normalmente empregado para contagem de Unidade-Padrão de Área (UPA). As colônias intactas foram sobrepostas ao quadrado e contou-se o número de células. O retículo foi calibrado e as contagens foram realizadas utilizando câmaras de Utermöhl ou Sedgwick Rafter.

A biomassa fitoplanctônica foi estimada através do biovolume, multiplicando-se o volume pela densidade de cada táxon. O volume de cada célula foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados à forma das células, como esferas, cilindros, cones, paralelepípedos, pirâmides, elipses e outros (SUN e LIU, 2003).

Comunidade Zooplanctônica

As amostras de zooplâncton foram obtidas logo abaixo da superfície utilizando-se uma moto-bomba. Por amostra, 1000 litros de água foram filtrados em uma rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha. O material coletado foi acondicionado em frascos de polietileno e fixado em solução de formaldeído a 4%, tamponada com carbonato de cálcio.

Previamente às análises, as amostras de zooplâncton foram coradas com Rosa de Bengala, a fim de aprimorar a visualização dos organismos nas amostras. Em seguida, foram concentradas em um volume conhecido e variável (75 a 600 mL), considerando a quantidade de organismos e, principalmente, a quantidade de material em suspensão na amostra, que dificultou a visualização dos espécimes na mesma.

A composição zooplanctônica foi avaliada utilizando-se lâminas e lamínulas comuns e microscópio óptico. A abundância da comunidade foi estimada através da contagem, em câmaras de Sedgwick-Rafter, de cinco sub-amostras, de 1,5 ml (total de 7,5 ml), obtidas com pipeta do tipo Hensen-Stempel, sendo os resultados de densidade final apresentados em indivíduos por m³. Visto que o método de sub-amostragem não é suficiente para fornecer resultados satisfatórios de riqueza de espécies, após as contagens das sub-amostras, procedeu-se uma análise qualitativa das mesmas. Como riqueza de espécies, considerou-se o número de espécies presentes em cada unidade amostral (ponto de amostragem).

A biomassa zooplanctônica, de todos os grupos (amebas testáceas, rotíferos,

cladóceros e copépodes), foi estimada através do cálculo do biovolume, a partir da forma geométrica básica de cada espécie. Para tal, diferentes dimensões dos espécimes de cada espécie (pelo menos 10 indivíduos das espécies mais abundantes) foram tomadas com a utilização de retículos micrometrados, e os cálculos do biovolume baseados nos trabalhos de Rutner-Kolisco (1977) para os rotíferos, Sun e Liu (2003) para as amebas testáceas e Lawrence *et al.* (1987) para cladóceros e copépodes. Embora no Programa de Monitoramento Limnológico previsto no Projeto Básico Ambiental (PBA) seja sugerida a utilização de regressões lineares e, especialmente, a pesagem em balanças micrométricas para estimativa da biomassa de microcrustáceos, o fato das regressões serem restritas a um número reduzido de espécies e a pesagem ser um método extremamente moroso e complicado, esses autores propuseram fórmulas de cálculo que permitem estimativas fidedignas, com resultados muito semelhantes aos obtidos pelo método de pesagem.

Para avaliar a variação espacial das comunidades planctônicas (fitoplâncton e zooplâncton) foi realizada a Análise de Correspondência Destendenciada (“Detrended Correspondence Analysis”- DCA) (JONGMAN e TER BRACK, 1995), utilizando-se os dados de densidade das espécies. Por fim, foi estimado o índice de diversidade (H') e a equitabilidade, como uma medida de quão homogeneamente a densidade é distribuída entre as espécies (SHANNON e WEAVER, 1963).

Comunidade Zoobentônica

A amostragem qualitativa e quantitativa dos organismos bentônicos foi realizada com uma draga de Petersen em todos os pontos, com exceção do ponto P3 que foi coletado com um amostrador de Surber (utilizado em ambientes com menor profundidades e que apresentam substrato formado por pedra e/ou cascalho, folhiço, gravetos, algas). Considerando as diferenças entre os métodos de coleta e os substratos analisados, as comparações entre os resultados destes pontos monitorados devem ser feitas com cautela.

O material coletado com draga de Petersen foi levado ao laboratório e processado utilizando uma série de peneiras com diferentes aberturas de malhas, para facilitar o processo de triagem. Por outro lado, o material coletado com o amostrador de Surber passou por uma pré-triagem em campo para a separação das pedras, gravetos e folhas maiores. Em seguida foi acondicionado em frascos plásticos e fixado com álcool 80%. A análise desse material (triagem, identificação e contagem dos táxons

encontrados) foi realizada com estereomicroscópio. Foram utilizadas as seguintes referências bibliográficas para auxílio nas identificações dos táxons: Edmunds Jr. *et al.* (1979), Merrit e Cummins (1996), Peckarsky *et al.* (1990), Rosemberg e Resh, (1996) e Wiggins (1977).

Os dados foram tabulados e utilizados para o cálculo da abundância média e frequência de cada táxon, abundância total, índice de diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J) (MAGURRAN, 1988) e riqueza taxonômica para cada ponto.

3.6. Metodologia do ciclo nictemeral

As características físicas, químicas e biológicas no ponto P18, localizado no rio Madeira, foram analisadas ao longo de um período de 24 horas. As amostras foram coletadas na região pelágica, em intervalos de 04 (quatro) horas, iniciando às 09 horas do dia 12 de abril de 2010.

Em campo, foi obtido o perfil térmico da coluna da água em três profundidades (superfície, meio e fundo), com o objetivo de verificar a presença de estratificação térmica e, conseqüentemente, determinar as profundidades de coleta das amostras das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas. Tendo em vista a similaridade nos valores de temperatura da água ao longo de toda a coluna d'água, os valores oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica foram mensurados no meio e fundo da coluna d'água. Simultaneamente, amostras de água foram coletadas com frascos de polietileno (na superfície, meio e fundo da coluna d'água), para posterior determinação, em laboratório, dos valores de orto-fosfato, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal. A transparência da coluna da água (m) foi obtida através do disco de Secchi.

3.6.1. Comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica

As amostras de fitoplâncton e zooplâncton foram tomadas em 03 (três) profundidades, a cada 04 (quatro) horas, totalizando um total de 06 (seis) períodos. Os métodos empregados para coleta e análise dessas comunidades foram idênticos aos descritos acima.

4. Resultados e discussão

4.1. Variáveis abióticas: padrões espaciais e temporais

Entre outubro de 2009 e 31 de março de 2010, houve um aumento contínuo dos valores de vazão e cota do rio Madeira, registrados nas três estações fluviométricas (**Figura 2**). A partir do mês de abril houve um decréscimo nesses valores. De maneira geral, essa variação nos valores de vazão influencia significativamente os parâmetros limnológicos mensurados e, principalmente, as comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas.

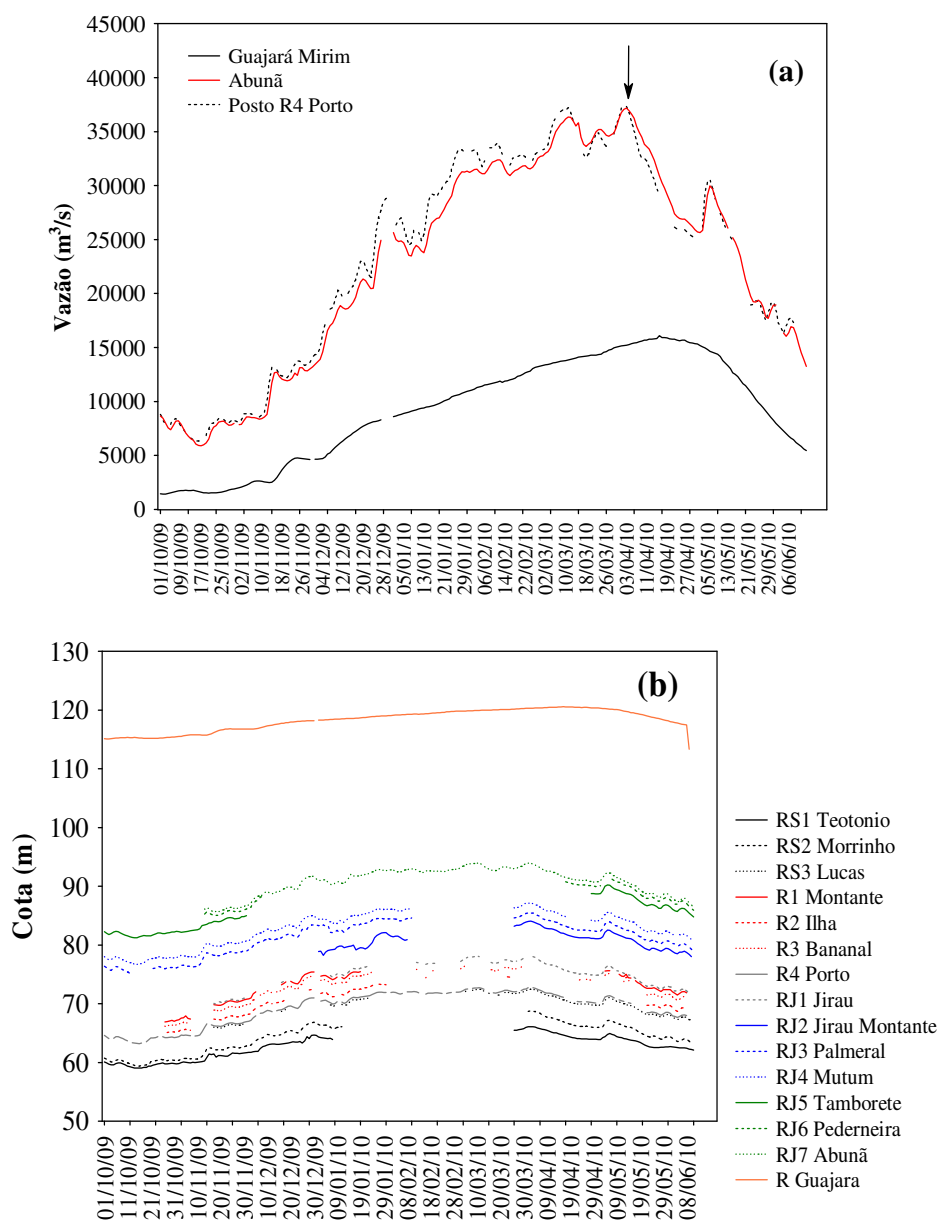


Figura 2. Variação temporal dos valores de vazão (a) e cota (b) no rio Madeira, entre outubro/2009 e março/2010. A seta na figura “a” indica o período de coleta.

4.1.1. Temperatura e oxigênio dissolvido

Em abril de 2010, a temperatura do ar durante o período de coleta foi, em média, igual a 29,8°C (**Figura 3a**). Os valores da temperatura da água variaram entre 24,7°C e 30°C (**Figura 3b**). Em média, não houve diferenças marcantes entre os valores médios de temperatura da água mensurados em janeiro (26,7°C) e abril de 2010 (27,2°C).

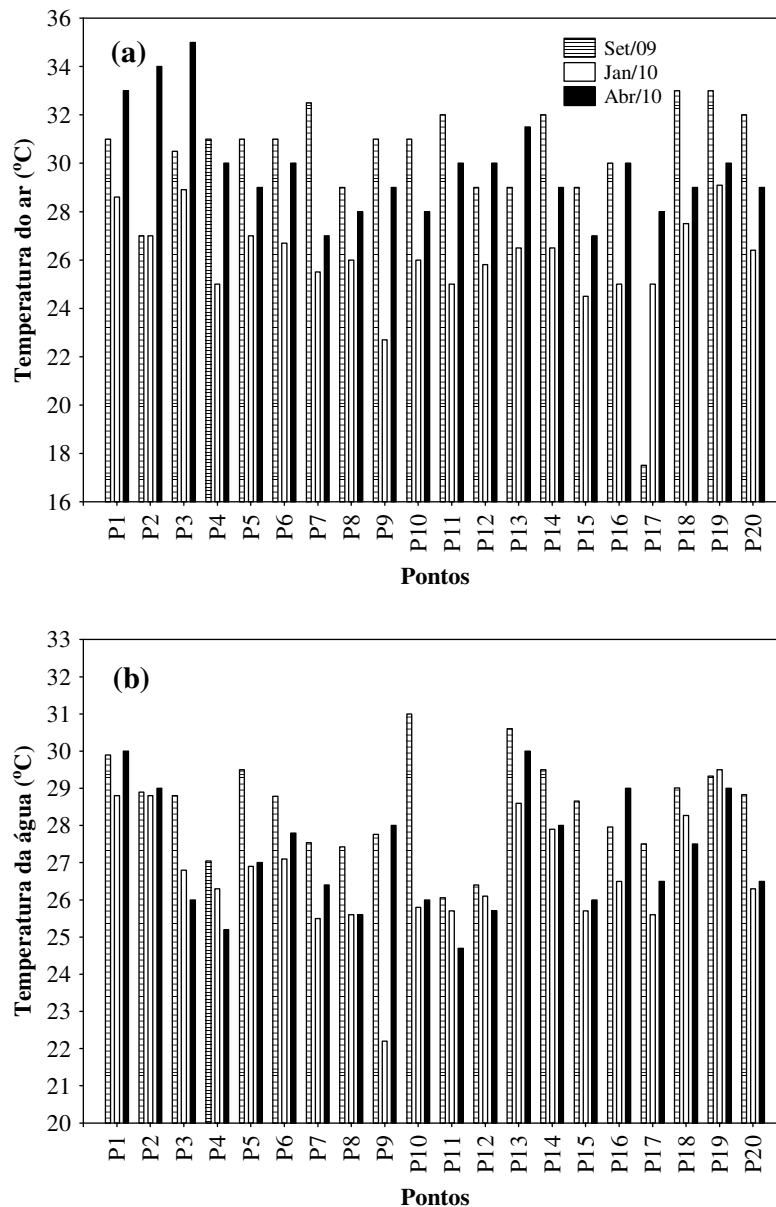


Figura 3. Valores de temperatura do ar (a) e da água (b) mensurados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Os teores de oxigênio dissolvido são importantes indicadores do funcionamento dos ecossistemas aquáticos. De grande importância nas avaliações de qualidade da água, o teor desse gás obtido em um determinado momento quantifica o balanço entre a produção fotossintética - suprimento atmosférico e o consumo ocasionado por processos metabólicos (KALFF, 2002). Dentro do escopo da avaliação da qualidade da água, é suficiente destacar que elevadas cargas de matéria orgânica podem reduzir rapidamente os teores desse gás, essencial à vida aquática.

Em abril de 2010, as concentrações de oxigênio dissolvido variaram entre 2,7 mg/L (ponto P13, localizado na área alagada do rio Mutum-Paraná) e 6,1 mg/L (ponto P3, situado no igarapé Ribeirão) (**Figura 4a**). Assim como observado em janeiro de 2010, em abril de 2010 a maioria dos pontos de monitoramento (P1, P4, P5, P6, P7, P9, P10, P13, P14, P15, P16, P17, P18 e P20) apresentaram concentrações de oxigênio menores que o limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas da classe 2 (5,0 mg/L). Considerando os 03 (três) meses de coleta, em média, houve redução nas concentrações desse gás no mês de abril (valores médios iguais a 6,38 mg/L em setembro de 2009; 5,14 mg/L em janeiro de 2010 e 4,33 mg/L em abril). Padrão similar de variação foi obtido considerando a porcentagem de saturação de oxigênio (**Figura 4b**).

Além disso, entre setembro de 2009 e abril de 2010, as maiores concentrações de oxigênio foram detectadas nos pontos localizados no rio Madeira (média igual a 5,85 mg/L no rio Madeira e 4,97 mg/L nos tributários). A maior turbulência no rio Madeira, quando comparado com os demais pontos monitorados, é um fator que pode explicar essas diferenças e que será avaliado com a continuidade do monitoramento.

De fato, os maiores valores de velocidade da água foram registrados nos pontos localizados no rio Madeira, tanto em janeiro quanto em abril de 2010 (**Figura 5**). Em alguns tributários não foi possível determinar a velocidade da correnteza, tendo em vista o pequeno fluxo de água no local.

A influência da cobertura vegetal em ambientes de menor porte (tributários), reduzindo a entrada de radiação fotossinteticamente ativa e a produção primária, também pode ser um fator que explica as diferenças entre as concentrações de oxigênio registradas no rio Madeira e nos tributários.

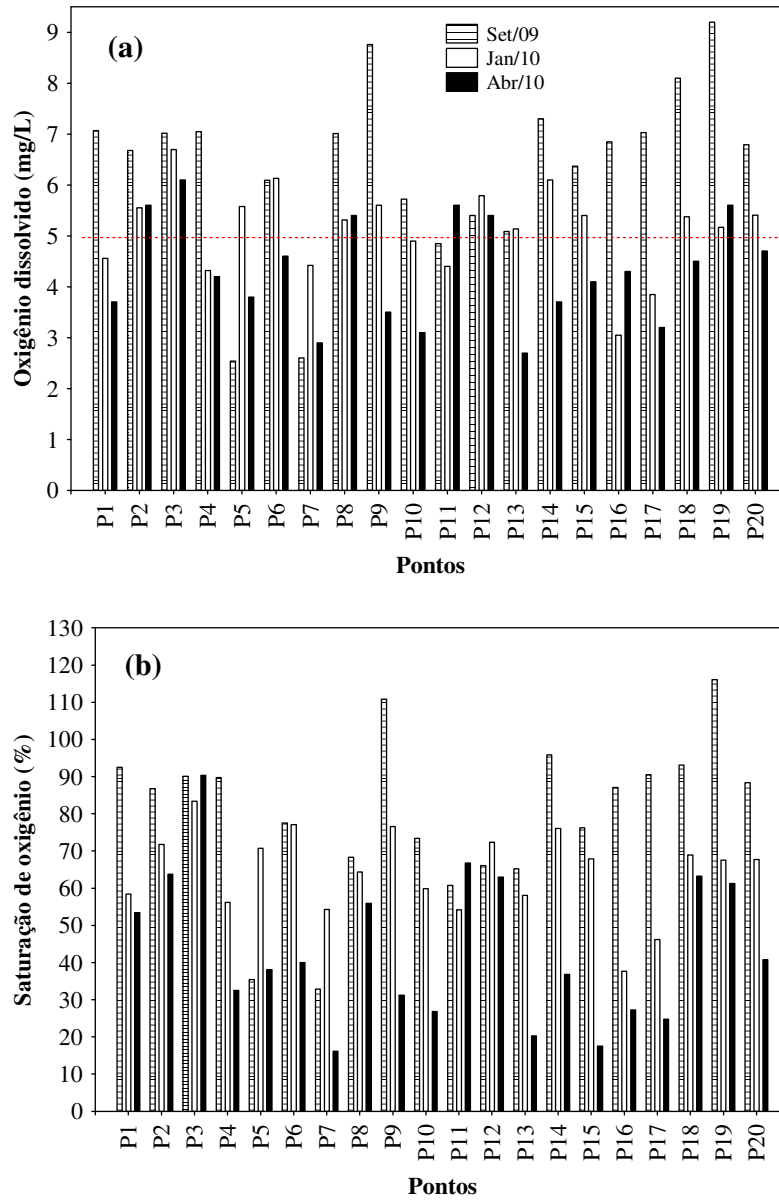


Figura 4. Concentrações de oxigênio dissolvido (a) e saturação de oxigênio (b) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

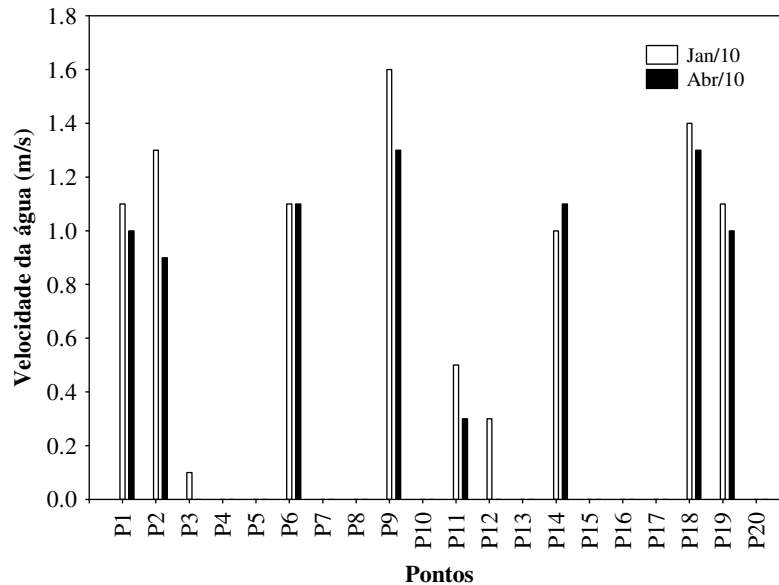


Figura 5. Velocidade da água registrada nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em janeiro e abril de 2010. Essa variável não foi mensurada em setembro de 2009 tendo em vista o atraso na entrega do aparelho (justificativa apresentada no relatório referente a setembro de 2009).

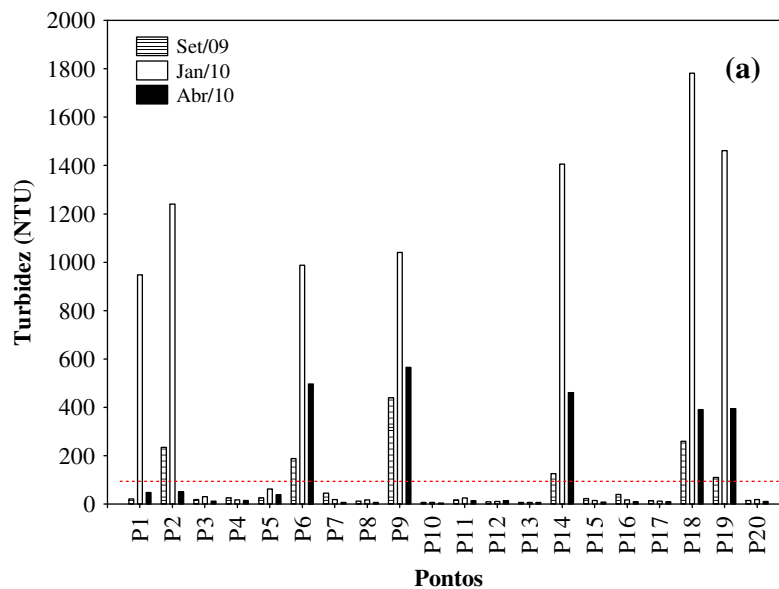
4.1.2. Variáveis indicadoras de luminosidade subaquática

A turbidez da água é causada pela matéria inorgânica e orgânica suspensa, como por exemplo, argila, silte, partículas de carbonato, matéria orgânica particulada fina, plâncton e outros organismos microscópicos (WETZEL e LIKENS, 2000) e indica a capacidade da água em dispersar a radiação luminosa. O aumento da turbidez da água pode comprometer, direta ou indiretamente, os múltiplos usos de um ecossistema aquático. Minimamente, o aumento da turbidez decorrente de ações antrópicas pode diminuir o valor estético de um corpo de água e pode aumentar os custos do tratamento da água para fins de abastecimento público, uma vez que esta deve ser virtualmente eliminada para a desinfecção efetiva. O material particulado também pode fornecer sítios de fixação de metais pesados (e.g. cádmio, chumbo e mercúrio) e pesticidas.

Em abril de 2010, a maior parte dos pontos localizados no rio Madeira (pontos P6, P9, P14, P18 e P19) apresentou valores de turbidez superiores ao limite indicado na Resolução CONAMA nº 357/2005 (100 NTU). Em abril, os resultados variaram entre 6,0 NTU (pontos P7, P8 e P13) e 565 NTU (ponto P9, localizado no rio Madeira) (**Figura 6a**). Considerando os 03 (três) meses de monitoramento, os maiores valores de turbidez foram registrados no rio Madeira (valores médios iguais a 602,2 NTU no rio Madeira e Mamoré e 16,77 NTU nos tributários).

Assim como discutido no relatório anterior, o aumento significativo nos valores de turbidez e nas concentrações de material em suspensão na água, nos meses de janeiro e abril, nos pontos localizados no rio Madeira, é resultado do aumento da precipitação pluviométrica e das taxas de escoamento superficial.

Os valores de transparência da água registrados em abril de 2010 coadunaram com os elevados valores de turbidez no rio Madeira, tendo em vista que em muitos dos pontos monitorados nesse rio os valores de transparência (disco de Secchi) foram inferiores a 10 cm (**Figura 6b**). O maior valor de transparência (2,2 m) foi mensurado no ponto P4, situado no igarapé Araras. Em geral, entre setembro de 2009 e abril de 2010, os maiores valores de transparência da água foram registrados nos tributários (valor médio igual a 0,92 m).



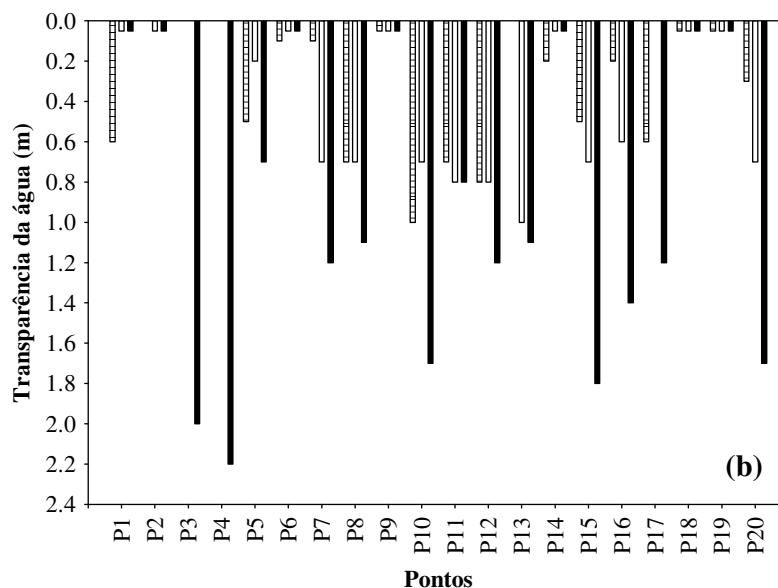


Figura 6. Valores de turbidez (a) e transparência da água (b) registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Os valores de cor verdadeira variaram entre 20 mg Pt/L (ponto P13, localizado na área alagada do rio Mutum-Paraná) e 121 mg Pt/L (ponto P5, situado no rio Abunã) (**Figura 7**). De maneira geral, os pontos P1, P2, P5, P6, P14, P18 e P19, apresentaram valores de cor superiores ao limite indicado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (75 mg Pt/L). Considerando os 03 (três) meses monitorados, os maiores valores de cor foram registrados em janeiro de 2010 (valores médios iguais a 69,05 em setembro de 2009; 79 mg Pt/L em janeiro de 2010 e 63,8 mg Pt/L em abril).

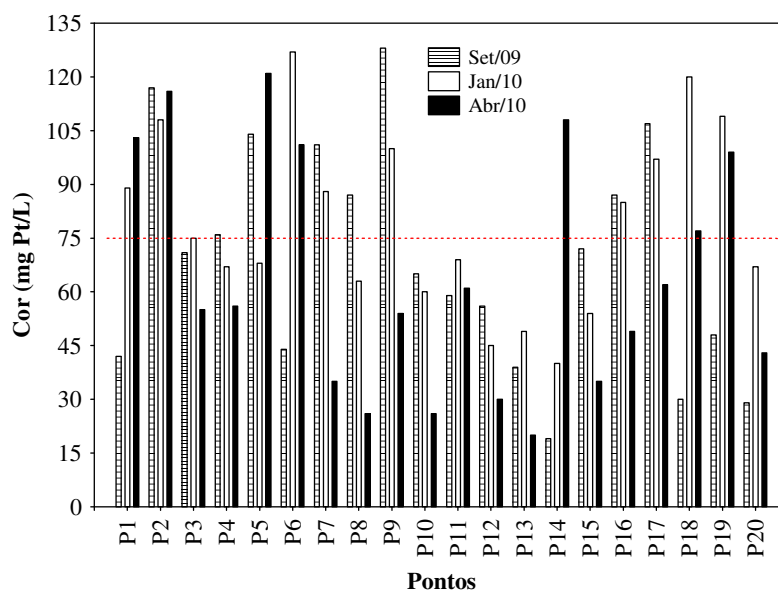
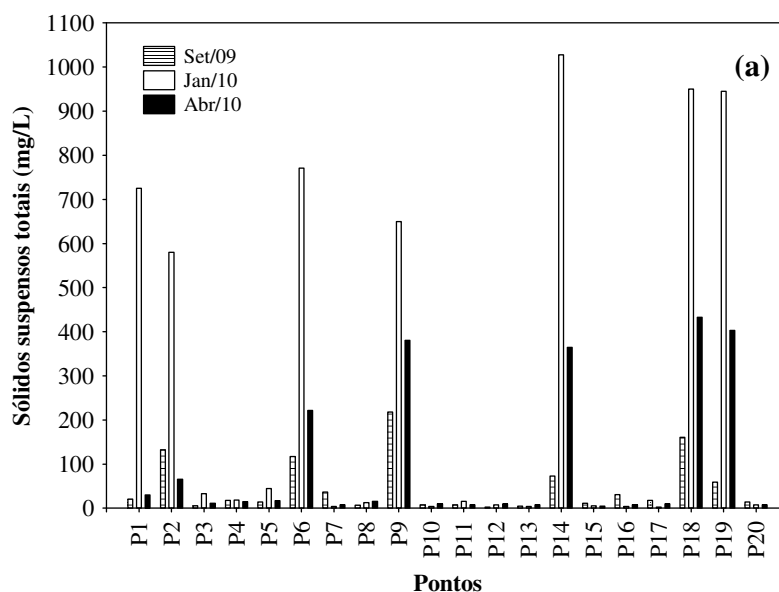


Figura 7. Valores de cor verdadeira registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

As concentrações de sólidos suspensos totais variaram entre 5,0 mg/L (ponto P15, localizado no igarapé São Lourenço) e 433 mg/L (ponto P18, situado no rio Madeira) (**Figura 8a**). Assim como observado para os valores de turbidez, os maiores valores de sólidos suspensos foram registrados em janeiro e abril de 2010 (valores médios iguais a 48,1 mg/L, em setembro de 2009, 290,8 mg/L, em janeiro de 2010 e 101,7 mg/L, em abril). Considerando os 03 (três) meses de monitoramento, a maior fração de material em suspensão foi de origem inorgânica (sólidos suspensos fixos) (**Figura 8b e 8c**).

De maneira similar ao observado para os valores de turbidez, os maiores teores de sólidos suspensos (totais, fixos e voláteis) e sólidos totais (**Figura 8d**) foram registrados nos pontos localizados no rio Madeira (valores médios de sólidos suspensos iguais a 271,4 mg/L no rio Madeira e 10,3 mg/L nos tributários, e valores médios de sólidos totais iguais a 306 mg/L no rio Madeira e 13,4 mg/L nos tributários).



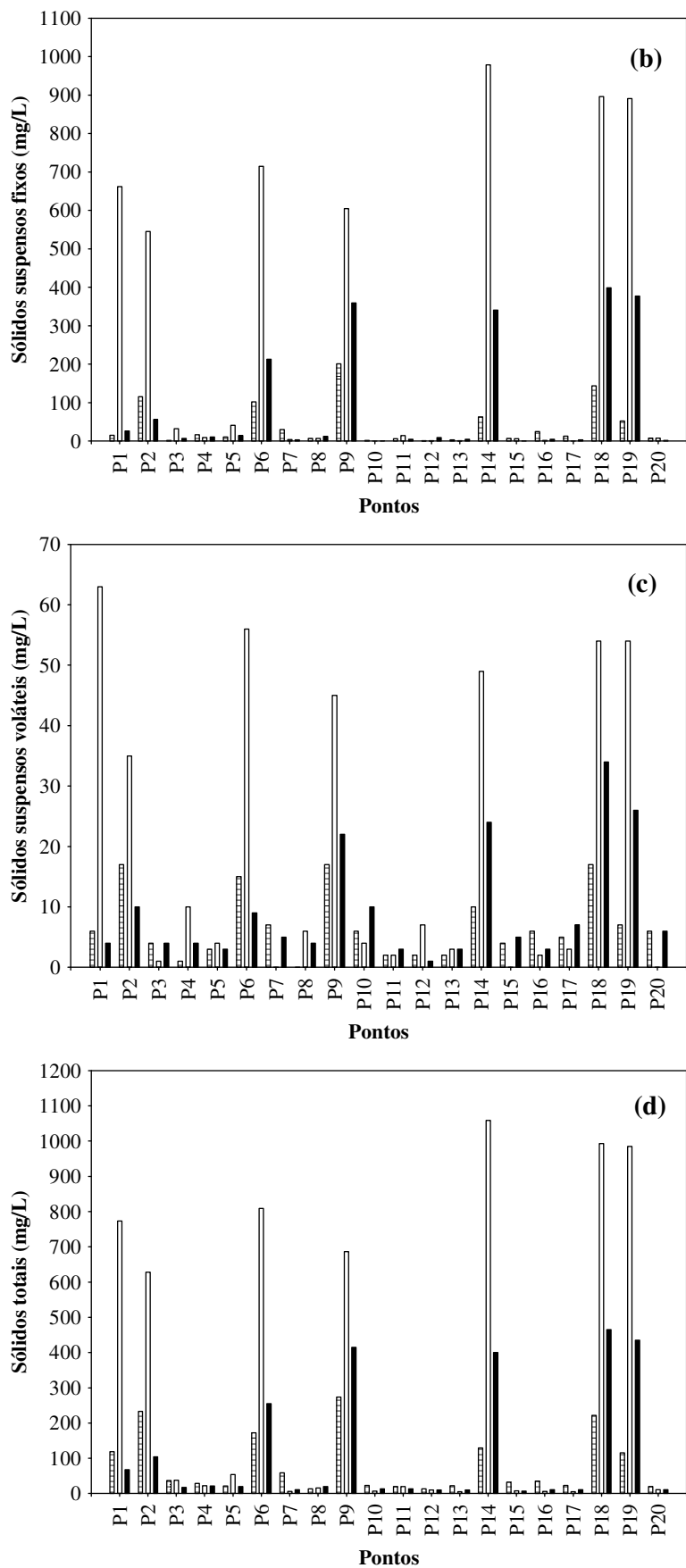


Figura 8. Concentração de sólidos suspensos totais (SST) (a); sólidos suspensos fixos (SSF) (b); sólidos suspensos voláteis (SSV) (c) e sólidos totais (d).

4.1.3. pH, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza e carbono

Os valores do pH registrados em abril de 2010 variaram entre 5,3 e 7,0, similarmente àqueles registrados em setembro de 2009 e janeiro de 2010 (**Figura 9a**). Valores de pH inferiores ao limite mínimo preconizado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (6,0-9,0) foram mensurados nos pontos P7, P15, P16 e P17, todos localizados nos tributários do rio Madeira (**Figura 9a**). Os baixos valores de pH registrados em alguns tributários são esperados, tendo em vista que ambientes de águas pretas são naturalmente ácidos, devido à elevada concentração de compostos húmicos.

Em abril, os valores do potencial de óxido-redução foram iguais a 298 mV (**Figura 9b**), indicando a predominância de processos de oxidação no trecho estudado.

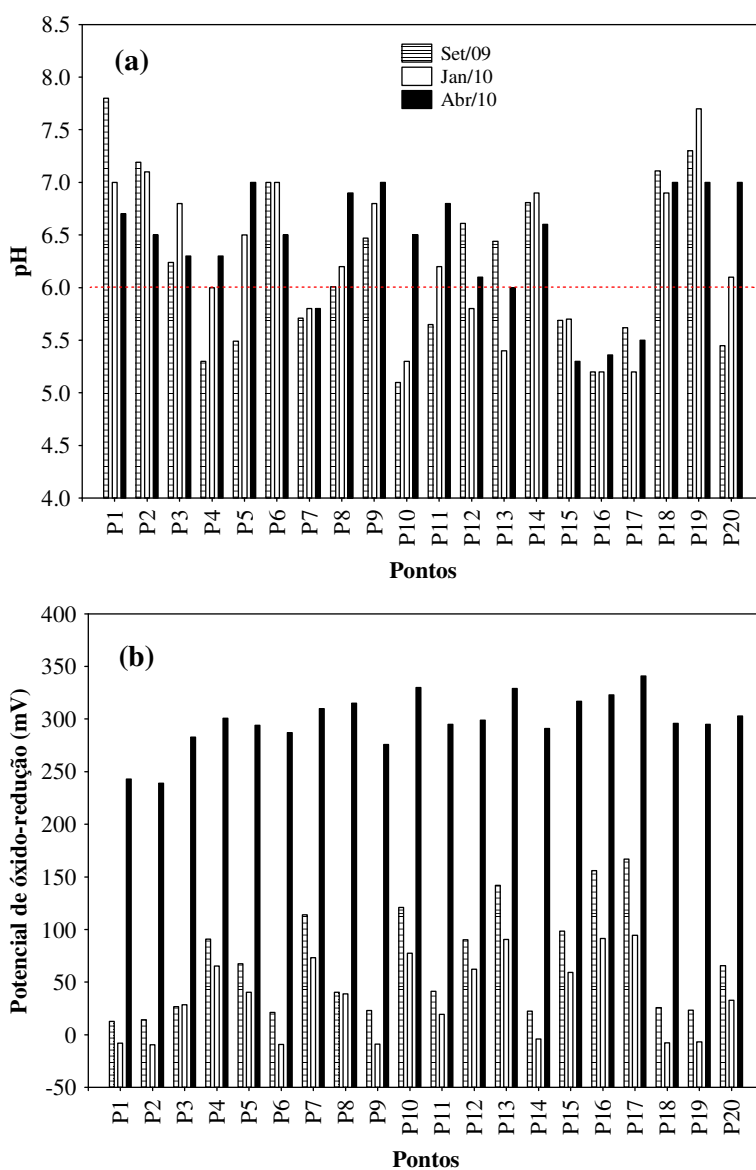


Figura 9. Valores de pH (a) e potencial de óxido-redução (POR) (b) registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

A condutividade elétrica indica a capacidade de condução da corrente elétrica de uma solução, sendo esta dependente da concentração de íons na água. Diversos trabalhos demonstram, a despeito da facilidade de mensuração, que essa medida pode fornecer importantes informações sobre os processos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos e em suas bacias de drenagem (e.g. produção primária, decomposição, eutrofização e salinização; ESTEVES, 1998; CHAPMAN, 1996).

Em abril de 2010, a concentração iônica variou de 2,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ponto P12, localizado no rio Cotia) a 77 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ponto P2, situado no rio Madeira) (**Figura 10**). De maneira geral, os valores de condutividade elétrica foram menores em abril de 2010 (média igual a 29,05 $\mu\text{S}/\text{cm}$), quando comparados com aqueles registrados em setembro de 2009 (55,89 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e janeiro de 2010 (33,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Assim, em janeiro e abril de 2010, provavelmente ocorreu um processo de diluição dos íons no trecho monitorado, tendo em vista o aumento na vazão do rio Madeira. Além disso, como esperado, os menores valores de condutividade elétrica foram mensurados nos tributários (média igual a 7,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$) que, em geral, apresentam águas pobres em íons.

Assim como observado nos demais meses monitorados, em abril foi detectada uma forte relação entre os valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD) (coeficiente de correlação linear de Pearson (r) = 0,99; $P < 0,001$), indicando que os locais com maiores concentrações iônicas apresentam também as maiores concentrações de sólidos totais dissolvidos. Nesse mês, as concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD) variaram entre valores inferiores ao limite de detecção do método e 38 mg/L (pontos P1 e P2, localizados no rio Mamoré e rio Madeira, respectivamente) (**Figura 11**) e, portanto, foram inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (500 mg/L), assim como detectado em setembro de 2009 e janeiro de 2010.

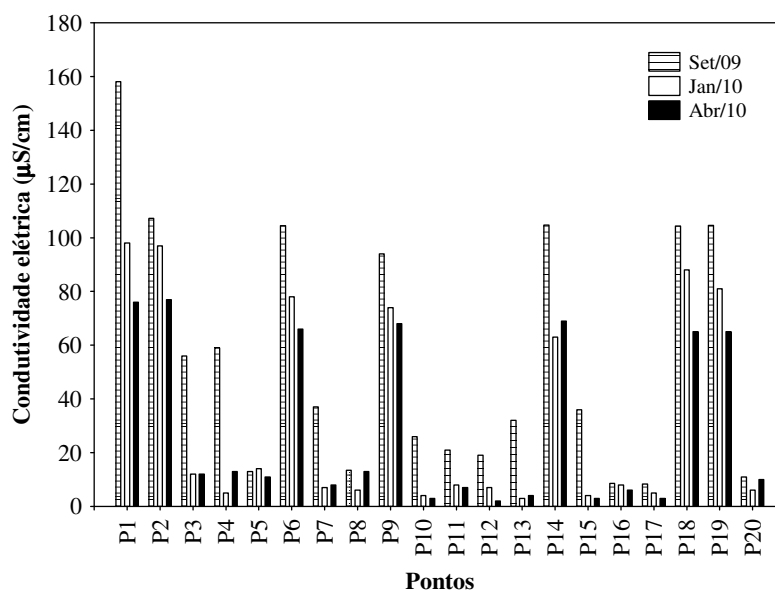


Figura 10. Valores de condutividade elétrica registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

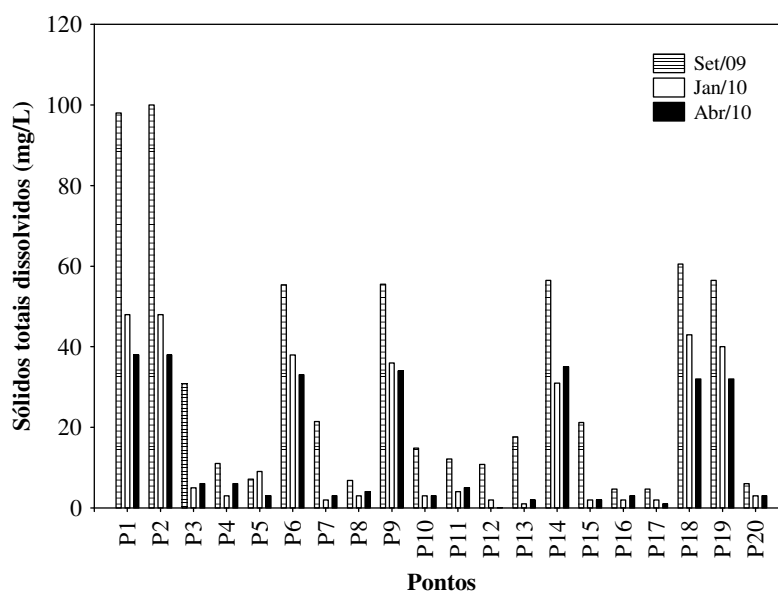


Figura 11. Concentrações de sólidos totais dissolvidos (STD) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

A alcalinidade representa a capacidade de neutralização de ácidos apresentada por um ambiente aquático, e está associada à disponibilidade de carbonatos no meio (Esteves, 1998). A dureza da água, por sua vez, depende basicamente da concentração de sais de cálcio e magnésio dissolvidos. Estes íons normalmente ocorrem sob a forma de carbonatos e bicarbonatos e são importantes também para a condutividade, pH e alcalinidade. Águas com teores destes sais inferiores a 125 mg/L são classificadas como moles; de 125 a 230 mg/L, como médias ou ligeiramente duras e de 230 a 450 mg/L

como duras. Esta classificação é importante somente para fins de tratamento de água (BAUMGARTEN e POZZA, 2001).

Em abril, assim como observado nos demais meses de monitoramento, os maiores valores de alcalinidade e dureza foram registrados nos pontos localizados no rio Madeira (**Figura 12**). Provavelmente, esses pontos apresentaram as maiores concentrações de íons carbonato e bicarbonato, tendo em vista os maiores valores de alcalinidade, dureza e condutividade elétrica.

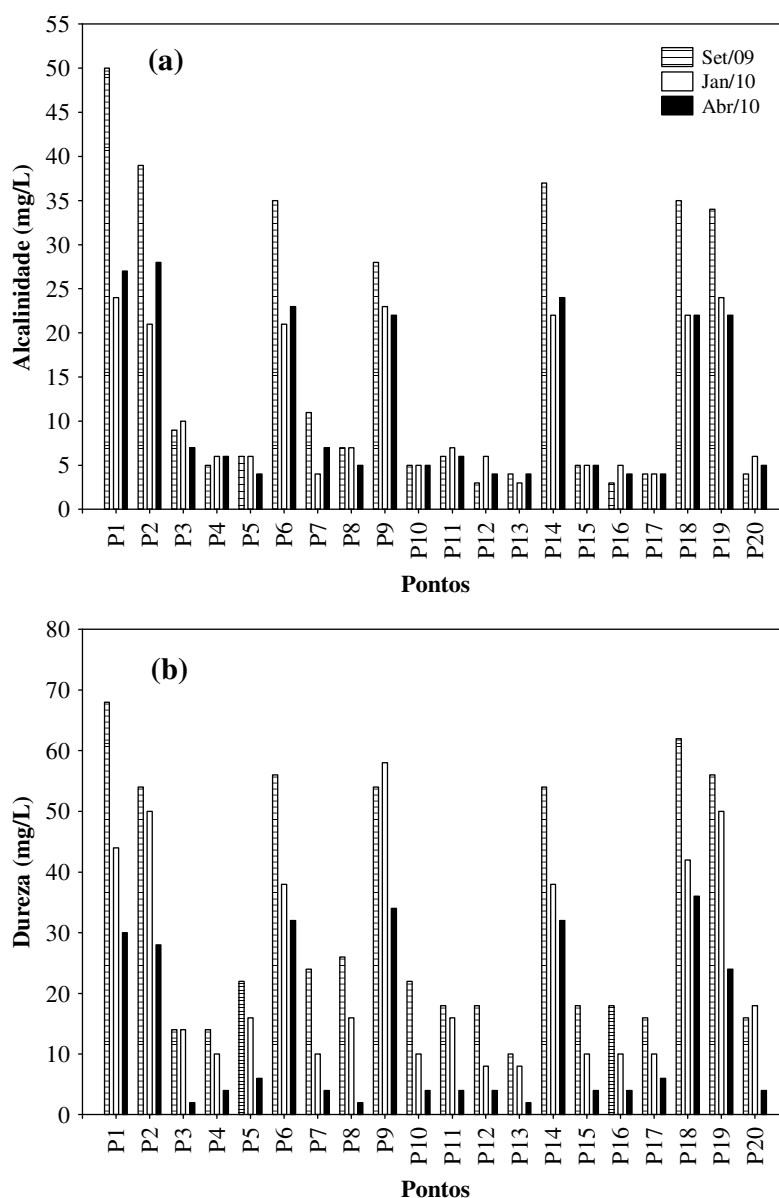


Figura 12. Valores de alcalinidade (a) e dureza (b) registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

As variações das concentrações de CO_2 resultantes das atividades de fotossíntese e respiração podem ser avaliadas a partir das variações de CO_2 dissolvido e de CO_2

total, o qual correspondente a soma de todas as formas carbonatadas dissolvidas (CARMOUZE, 1994).

Em abril de 2010, as concentrações de gás carbônico livre (CO₂ livre) variaram entre 0,8 mg/L (ponto P5, localizado no rio Abunã) e 50,12 mg/L (ponto P15, situado no igarapé São Lourenço) (**Figura 13a**), enquanto que as concentrações de CO₂ total variaram entre 4,32 mg/L (ponto P5) e 83,52 mg/L (ponto P17, localizado no igarapé Jirau) (**Figura 13b**). De maneira geral, as concentrações de CO₂ livre e CO₂ total foram similares entre os meses de janeiro e abril de 2010.

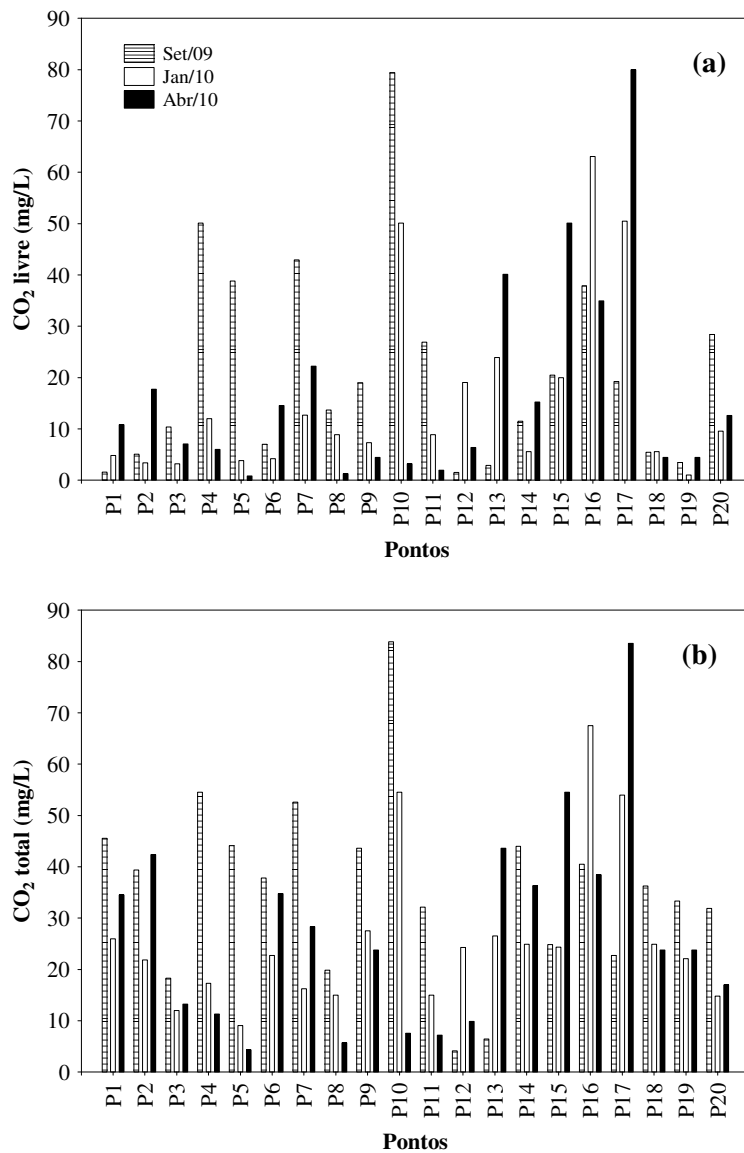
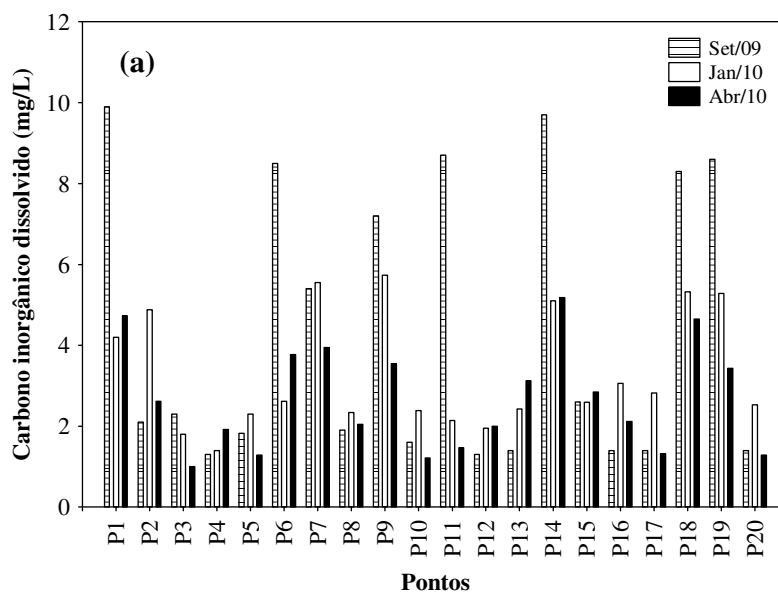


Figura 13. Concentrações de CO₂ livre (a) e CO₂ total (b) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Nos ecossistemas aquáticos, a concentração de carbono pode ser diferenciada em: (i) carbono orgânico total (COT), que inclui a fração particulada (COP - bactérias, tecidos vegetais e animais) e dissolvida (COD - produto originado durante a decomposição de plantas e animais ou a partir da excreção desses organismos, como proteínas, carboidratos e compostos húmicos) e (ii) carbono inorgânico dissolvido (CID - formas dissolvidas do ácido carbônico, como CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-}).

As concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID), em abril de 2010, variaram entre 1,0 mg/L (ponto P3, localizado no igarapé Ribeirão) e 5,18 mg/L (ponto P14, situado no rio Madeira) (**Figura 14a**). As concentrações de carbono orgânico total (COT), por sua vez, variaram entre 2,16 mg/L (ponto P8, localizado no igarapé São Simão) e 9,2 mg/L (ponto P2, situado no rio Madeira) (**Figura 14b**). A maior concentração de carbono total (13,6 mg/L) foi obtida no ponto P1, localizado no rio Mamoré (**Figura 14c**). De maneira geral, considerando os 03 (três) meses de monitoramento, as maiores concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID) e carbono total foram mensuradas nos pontos localizados no rio Madeira. No entanto, essas diferentes formas de carbono não apresentaram um padrão claro de variação temporal (entre os meses monitorados).



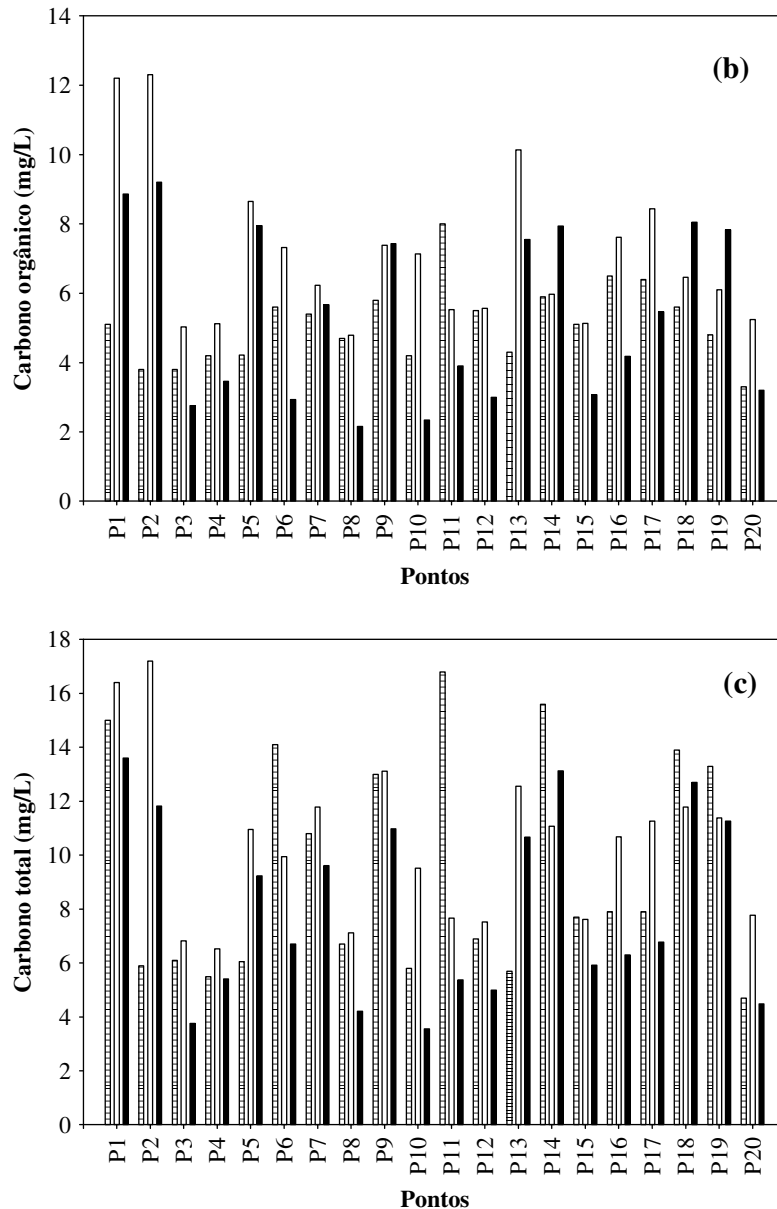


Figura 14. Concentrações de carbono inorgânico dissolvido (a), carbono orgânico total (b) e carbono total (c) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

4.1.4. Íons cloreto, sulfato, sulfeto e ferro

Todas as águas naturais contêm íons cloretos resultantes da dissolução de minerais ou de sais ou, em regiões próximas do mar, da intrusão de águas salinas no continente. Altas concentrações de cloretos impedem o uso da água para a agricultura e exigem tratamento adequado para usos industriais (dessalinização), bem como causam danos a estruturas metálicas (corrosão) (BAUMGARTEN e POZZA, 2001). No trecho monitorado do AHE Jirau, as concentrações de cloreto foram inferiores ao limite de detecção do método (< 0,5 mg/L) em todos os pontos de coleta e em todos os meses

estudados (setembro de 2009, janeiro e abril de 2010). Assim, todos os locais amostrados apresentaram concentrações de cloreto inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (250 mg/L).

Em ecossistemas aquáticos, o enxofre pode ocorrer em diferentes formas, tais como, como íon sulfato (SO_4^{2-}), íon sulfito (SO_3^{2-}), íon sulfeto (S^{2-}), gás sulfídrico (H_2S), entre outras. Dentre as várias formas de enxofre presentes na água, o íon sulfato e o gás sulfídrico são as mais frequentes. No entanto, o íon sulfato apresenta maior importância para a produtividade do ecossistema, uma vez que é a principal fonte de enxofre usada pelos produtores primários (ESTEVEZ, 1998).

Em abril de 2010, as concentrações de sulfato variaram entre valores inferiores a 1,0 mg/L (limite de detecção do método) e 7 mg/L (ponto P1, localizado no rio Mamoré) (**Figura 15a**). Dessa maneira, entre setembro de 2009 e abril de 2010, todos os locais amostrados apresentaram concentrações do íon sulfato condizentes com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para águas de classe 2 (250 mg/L). Nos três meses monitorados, os teores de sulfato foram, quando comparados com aqueles registrados nos tributários, maiores nos pontos de coleta localizados no rio Madeira.

Por outro lado, em abril de 2010, somente o ponto P10, localizado no igarapé Castanho, apresentou concentração de sulfeto igual ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (0,002 mg/L) e os demais pontos apresentaram teores maiores que esse limite. Nesse mês, a maior concentração (0,011 mg/L) foi registrada no ponto P14, situado no rio Madeira (**Figura 15b**). Em média, essas concentrações foram similares às aquelas mensuradas em janeiro de 2010. Além disso, nesse mês, não houve diferença significativa entre as concentrações de sulfeto mensuradas no rio Madeira e aquelas obtidas nos tributários do trecho monitorado. De maneira geral, elevadas concentrações de enxofre no ambiente aquático podem ser resultado da decomposição de rochas, chuvas e agricultura. Somente o monitoramento a longo prazo indicará se existe algum padrão de variação temporal consistente para essas variáveis.

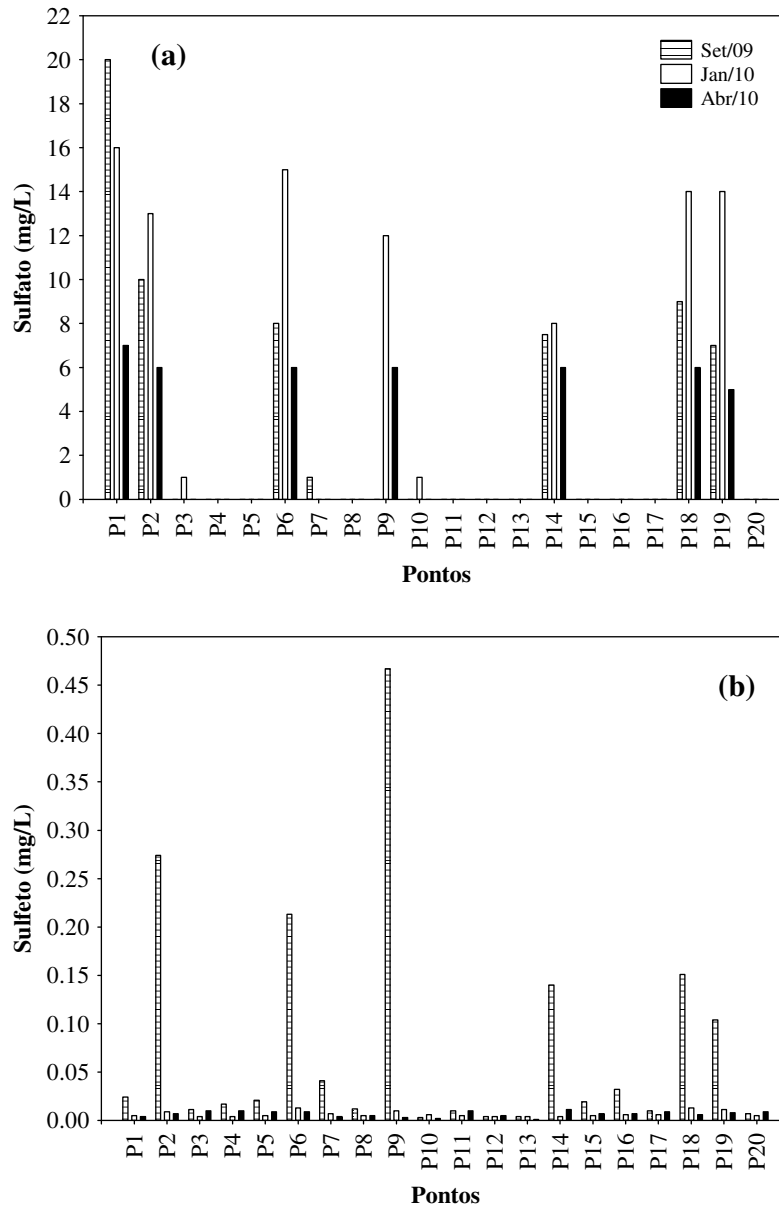


Figura 15. Concentrações de sulfato (a) e sulfeto (b) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

O ferro é de grande importância para o metabolismo dos seres vivos e apresenta clara influência sobre a precipitação do fósforo. Assim, em ambientes onde predominam condições de oxidação (altas concentrações de oxigênio) e pH próximo ao neutro, grande parte dos íons de ferro encontra-se na forma oxidada (Fe^{3+} - íon férrico), podendo assim adsorver-se ao íon fosfato e acarretar a precipitação do fósforo no sedimento (Esteves, 1998). Em ambientes que não estão submetidos a impactos, o ferro e o manganês são registrados em baixas concentrações, pois as suas formas predominantes são as oxidadas que são mais insolúveis (Fe^{3+} e Mn^{4+}).

Em abril de 2010, as concentrações de ferro total variaram entre 0,48 mg/L (ponto P12, localizado no rio Cotia) e 8,55 mg/L (ponto P18, situado no rio Madeira) (**Figura 16**). As maiores concentrações de ferro total foram registradas nos pontos de monitoramento localizados nos rios Mamoré e Madeira, assim como observado nos demais meses de monitoramento limnológico. Além disso, elevadas concentrações de ferro foram detectadas durante o período chuvoso (janeiro e abril de 2010).

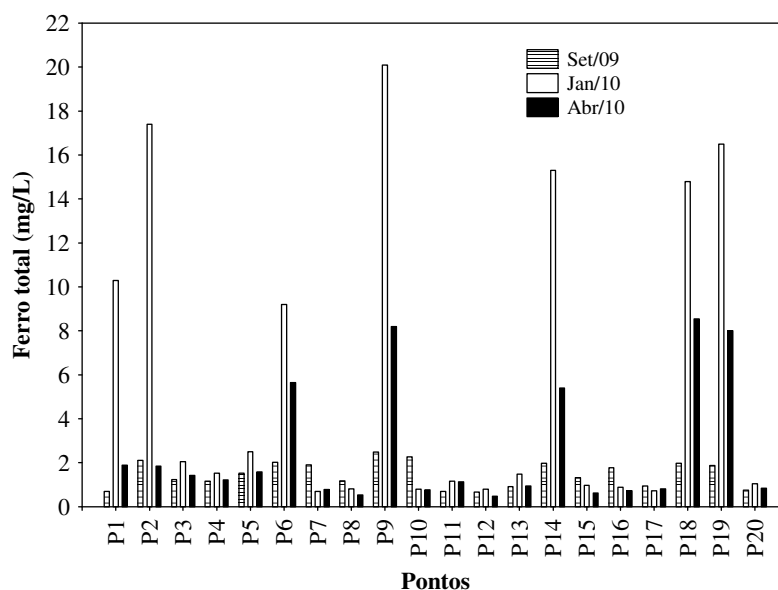


Figura 16. Concentrações de ferro total registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

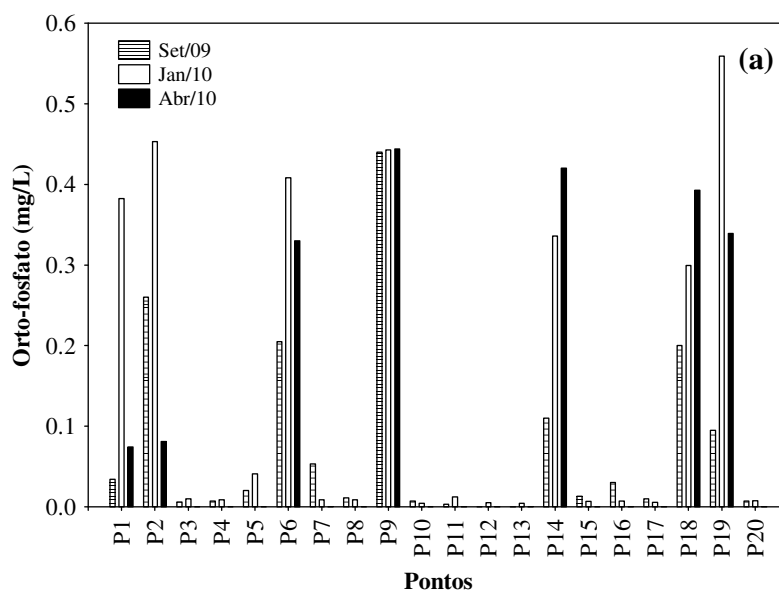
4.1.5. Nutrientes fosfatados e nitrogenados

Em conjunto com o nitrogênio (N), o fósforo (P) é o principal elemento que pode limitar a produção primária dos ecossistemas aquáticos. Deste modo, elevadas concentrações indicam um elevado potencial de eutrofização (aumento da disponibilidade e da utilização de nutrientes que acarreta um aumento do estado trófico do ambiente). Mesmo com o avanço tecnológico dos sistemas de controle de fontes pontuais de nutrientes, a eutrofização (causada pelo incremento de N e P) ainda pode ser considerada o principal problema de qualidade de água em diferentes partes do mundo. Em geral, a permanência desse problema, mesmo após o controle de fontes pontuais, pode ser atribuída a diferentes processos (reciclagem interna e emissões difusas derivadas de atividades agropastoris). Quando prevalecem baixas concentrações de oxigênio, o P pode ser disponibilizado para a coluna d'água e, assim, mesmo sem fontes

externas, o processo de eutrofização pode ocorrer (KALFF, 2002; BAUMGARTEN e POZZA, 2001).

Na área de influência do AHE Jirau, as concentrações de orto-fosfato variaram entre valores inferiores ao limite de detecção do método ($<0,001$ mg/L, em geral, nos tributários) e 0,444 mg/L (ponto P9, localizado no rio Madeira) (**Figura 17a**). As concentrações de fósforo total, por sua vez, variaram entre valores inferiores ao limite de detecção do método ($<0,001$ mg/L) e 0,555 mg/L (ponto P9, situado no rio Madeira) (**Figura 17b**). Nesse mês, os pontos P6, P9, P14, P18 e P19 (localizados no rio Madeira) apresentaram teores de fósforo total superiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (0,1 mg/L para ambientes lóticos). De maneira geral, em setembro de 2009 e janeiro de 2010, os pontos localizados nos rios Mamoré e Madeira também apresentaram concentrações de fósforo total superiores ao referido limite.

As maiores concentrações desse nutriente foram mensuradas em janeiro de 2010 (média igual a 0,095 mg/L em setembro de 2009; 0,352 mg/L em janeiro de 2010 e 0,119 mg/L em abril). Estes resultados demonstram a influência da precipitação pluviométrica, com consequente aumento do escoamento superficial, sobre as características limnológicas do rio Madeira e, de forma particular, o menor efeito do regime de precipitação sobre os ambientes de menor porte da região. Padrões similares foram detectados para as variáveis turbidez e sólidos em suspensão (correlações de Pearson entre fósforo e essas variáveis maiores que 0,9).



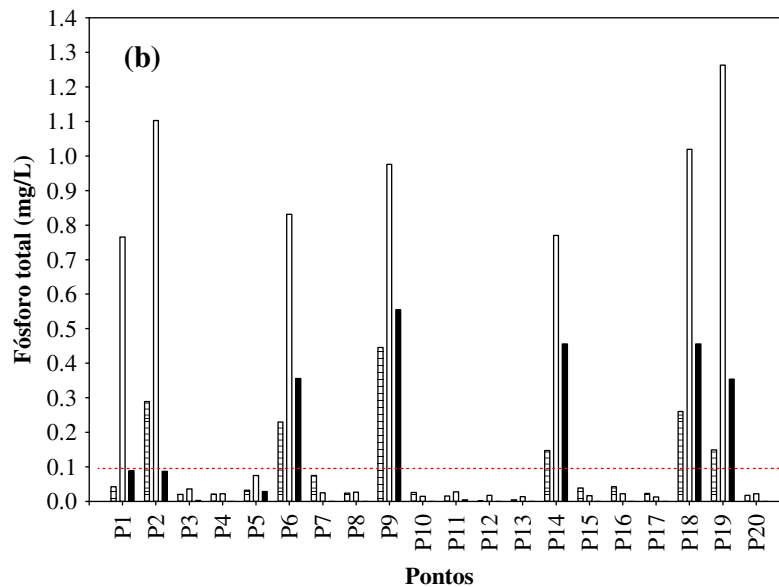


Figura 17. Concentrações de orto-fosfato (a) e fósforo total (b) total registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

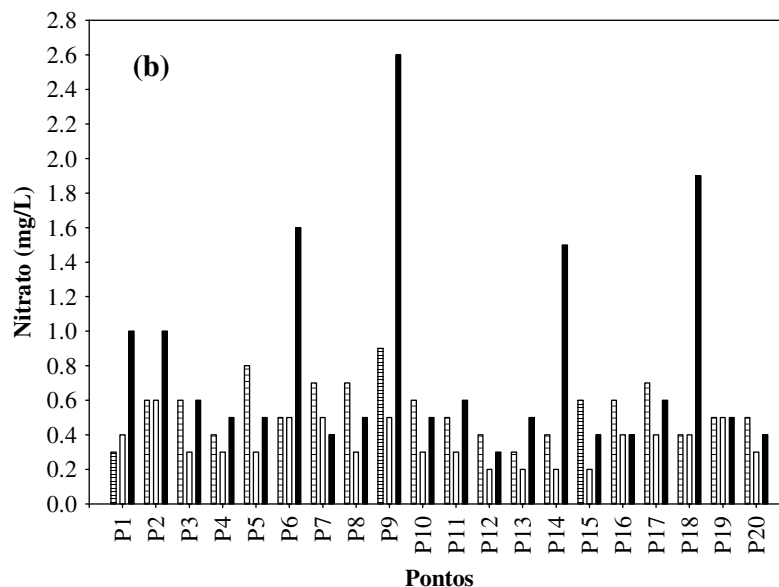
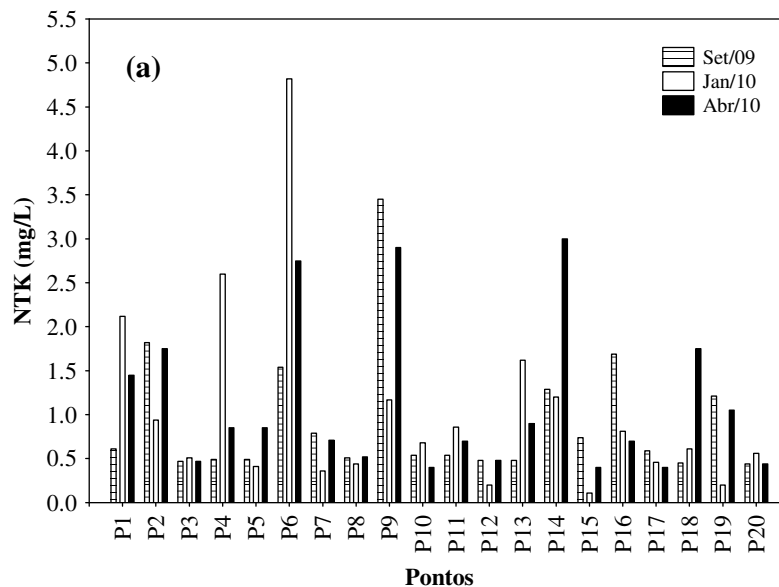
A importância do nitrogênio para o funcionamento dos ecossistemas pode ser atribuída à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, este nutriente pode atuar como fator limitante da produção primária. Dentre as diferentes formas, os teores de nitrato e do íon amônio assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtos primários. O nitrito é encontrado em baixas concentrações, principalmente em ambientes oxigenados (ESTEVES, 1998).

As concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) variaram entre 0,40 mg/L e 3,0 mg/L (ponto P14, localizado no rio Madeira) (**Figura 18a**). De maneira geral, resultados similares foram registrados em janeiro de 2010. Além disso, assim como observado para as concentrações de fósforo total, as maiores concentrações de NTK foram obtidas nos pontos localizados no rio Madeira (média igual a 2,09 mg/L no rio Madeira e 0,6 mg/L nos tributários). Este resultado também demonstra a influência do material alóctone sobre as concentrações dos nutrientes nesse ambiente.

Considerando as formas inorgânicas de nitrogênio, as concentrações de nitrato (NO_3^-) variaram entre 0,3 mg/L (ponto P12, localizado no rio Cotia) e 2,6 mg/L (ponto P9, situado no rio Madeira) (**Figura 18b**). As concentrações de nitrito (NO_2^-) variaram entre valores inferiores ao limite de detecção do método (<0,001 mg/L) e 0,007 mg/L (pontos P6, P14 e P18, localizados no rio Madeira) (**Figura 18c**). As concentrações de

nitrogênio amoniacal, por sua vez, variaram entre 0,17 mg/L (ponto P3, localizado no igarapé Ribeirão) e 2,8 mg/L (ponto P14, situado no rio Madeira) (**Figura 18d**). Nesse mês, as maiores concentrações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal foram registradas nos pontos localizados nos rios Madeira e Mamoré.

Todos os pontos monitorados apresentaram concentrações de nitrato e nitrito dentro dos limites indicados pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (10 mg/L para nitrato e 1,0 mg/L para nitrito). De acordo com a referida resolução, o limite para a concentração de nitrogênio amoniacal é dependente do valor de pH. Em ambientes com valores de pH inferiores a 7,5, o valor máximo estabelecido para nitrogênio amoniacal é igual a 3,7 mg/L. Assim, todo o trecho monitorado apresenta concentrações inferiores ao limite indicado pela resolução.



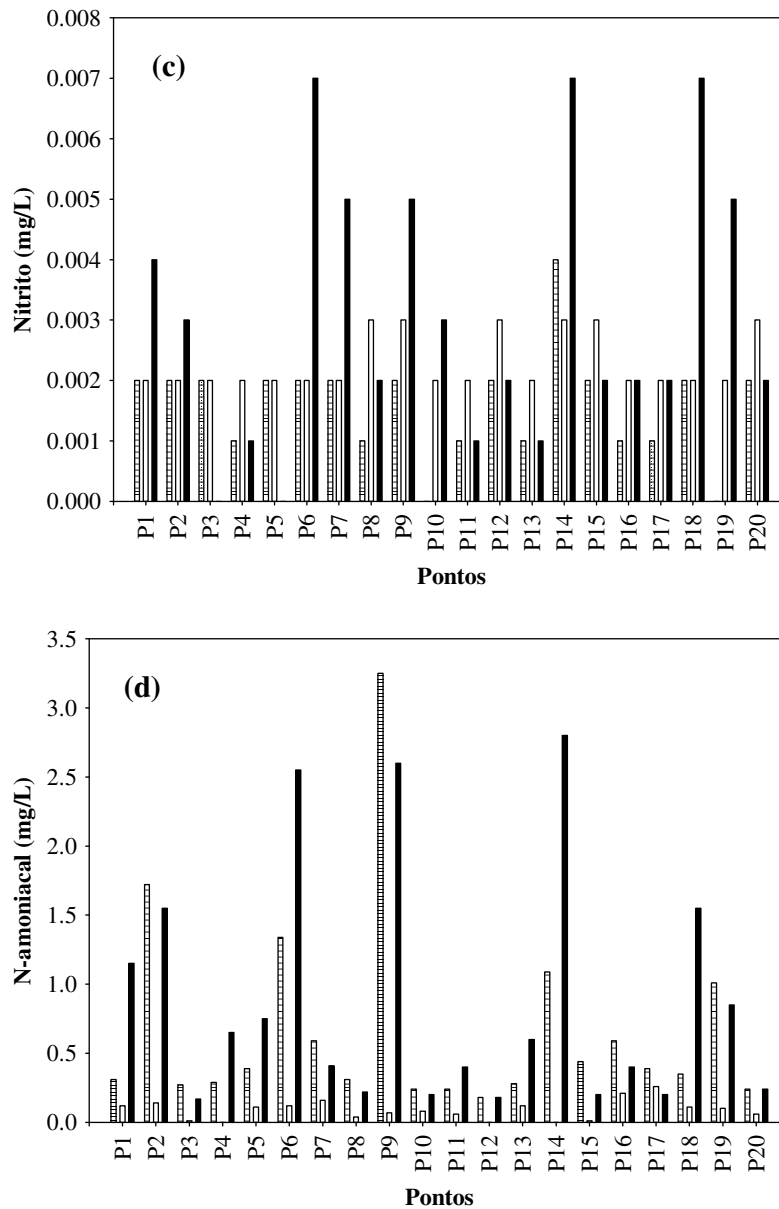


Figura 18. Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (a), nitrato (b), nitrito (c) e nitrogênio amoniaco (d) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

4.1.6. Silicato reativo e Clorofila-a

No ambiente aquático, a sílica, sob a forma solúvel (também chamada de sílica reativa) é um n utilizado pelas diatomáceas (produtores primários) na elaboração de sua carapaça (ESTEVES, 1998). Frequentemente, a sílica não atua como fator limitante aos produtores primários, tendo em vista a abundância deste elemento nos solos tropicais. Em abril, as concentrações sílica variaram entre 5,1 mg/L (ponto P12, localizado no rio

Cotia) e 66,8 mg/L (ponto P18, situado no rio Madeira) (**Figura 19**). Nesse mês, as maiores concentrações foram registradas nos pontos localizados no rio Madeira.

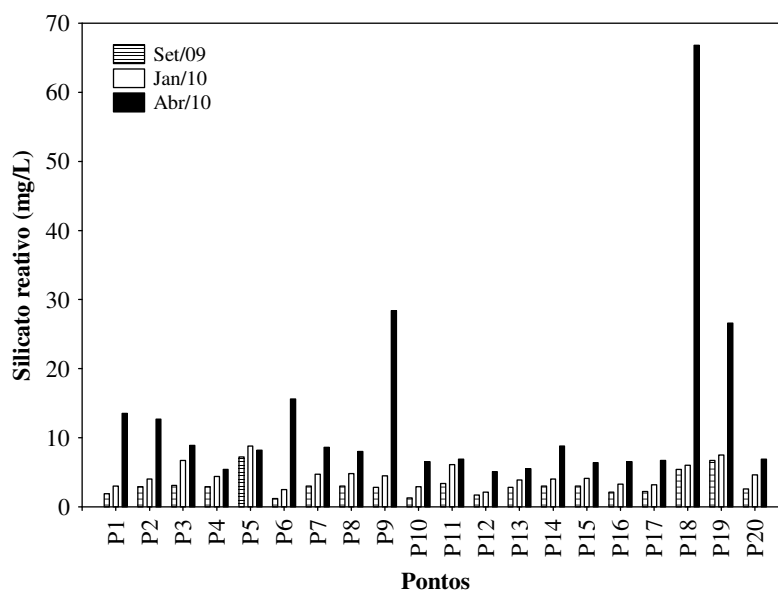


Figura 19. Concentrações de silicato reativo registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

A clorofila-*a* está fortemente relacionada com a biomassa fitoplancônica e pode ser considerada a principal variável indicadora do processo de eutrofização. Assim, a determinação dessa variável em monitoramentos limnológicos é primordial.

No trecho monitorado, em abril de 2010, as concentrações de clorofila-*a* variaram entre valores abaixo do limite de detecção do método e 21,84 µg/L (ponto P3, localizado no igarapé Ribeirão) (**Figura 20**). Portanto, todos os valores registrados foram inferiores ao limite máximo preconizado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (30 µg/L), assim como observado em setembro de 2009 e janeiro de 2010. Um modelo de regressão múltipla considerando, como variáveis explanatórias, diferentes fatores ambientais que teoricamente controlam a produção primária em ecossistemas aquáticos (fósforo total, nitrogênio total, transparência e velocidade da água) explicou somente 9% da variabilidade da concentração de clorofila-*a*. A hipótese conjunta de que todos coeficientes parciais de regressão são iguais a zero não foi rejeitada ($F_{4;15} = 0,40$; $P < 0,812$).

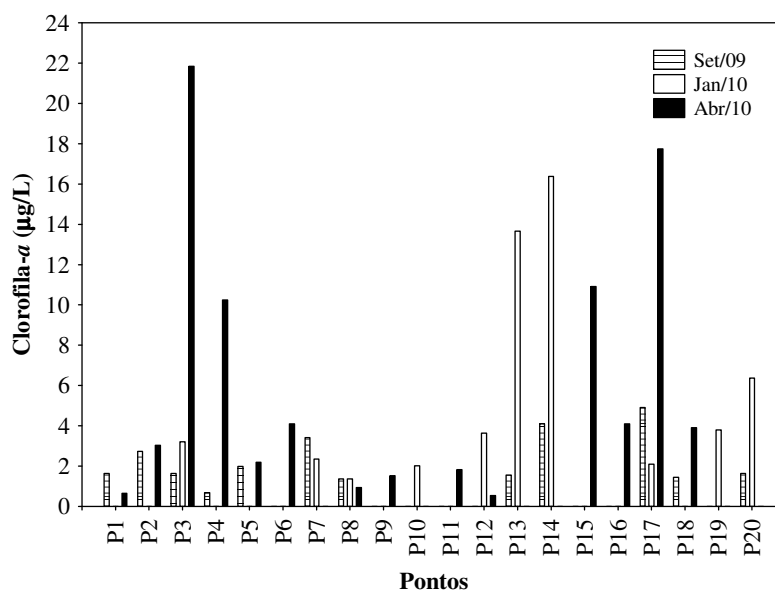


Figura 20. Concentrações de clorofila-*a* registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

4.1.7. DBO₅ e DQO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) é definida como a quantidade de oxigênio que será utilizada pelos microorganismos presentes em uma amostra na oxidação da matéria orgânica para uma forma inorgânica estável (KALFF, 2002). Já a Demanda Química de Oxigênio (DQO) representa a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Nessa análise, além da matéria orgânica biodegradável, também é oxidada a matéria orgânica não biodegradável e outros componentes inorgânicos (sulfetos, por exemplo).

Em abril de 2010, as concentrações de DBO₅ variaram entre 0,5 mg/L (ponto P1, localizado no rio Mamoré) e 4,5 mg/L (ponto P8, situado no igarapé São Simão) (**Figura 21a**). De maneira geral, estes valores foram similares àqueles obtidos em janeiro de 2010 (valores médios iguais a 0,75 mg/L em setembro de 2009; 1,8 mg/L em janeiro de 2010 e 1,9 mg/L em abril). Considerando os 03 (três) meses de monitoramento, foi possível observar que todos os locais apresentaram valores de DBO₅ abaixo do limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n^o 357/2005 (5,0 mg/L).

As concentrações de DQO variaram entre 2,0 mg/L (ponto P3, situado no igarapé Ribeirão) e 28 mg/L (pontos P6 e P11, localizados no rio Madeira e no rio Mutum-Paraná, respectivamente) (**Figura 21b**). Como observado para os valores de DBO₅, os valores de DQO mensurados em abril foram similares àqueles obtidos em

janeiro de 2010, mas maiores que aqueles registrados em setembro de 2009. Assim, provavelmente, os maiores valores de DBO_5 e DQO registrados em janeiro e abril de 2010 podem ser atribuídos ao aumento das taxas de escoamento superficial, resultando em maiores cargas de material em suspensão orgânico (voláteis) para os sistemas aquáticos monitorados.

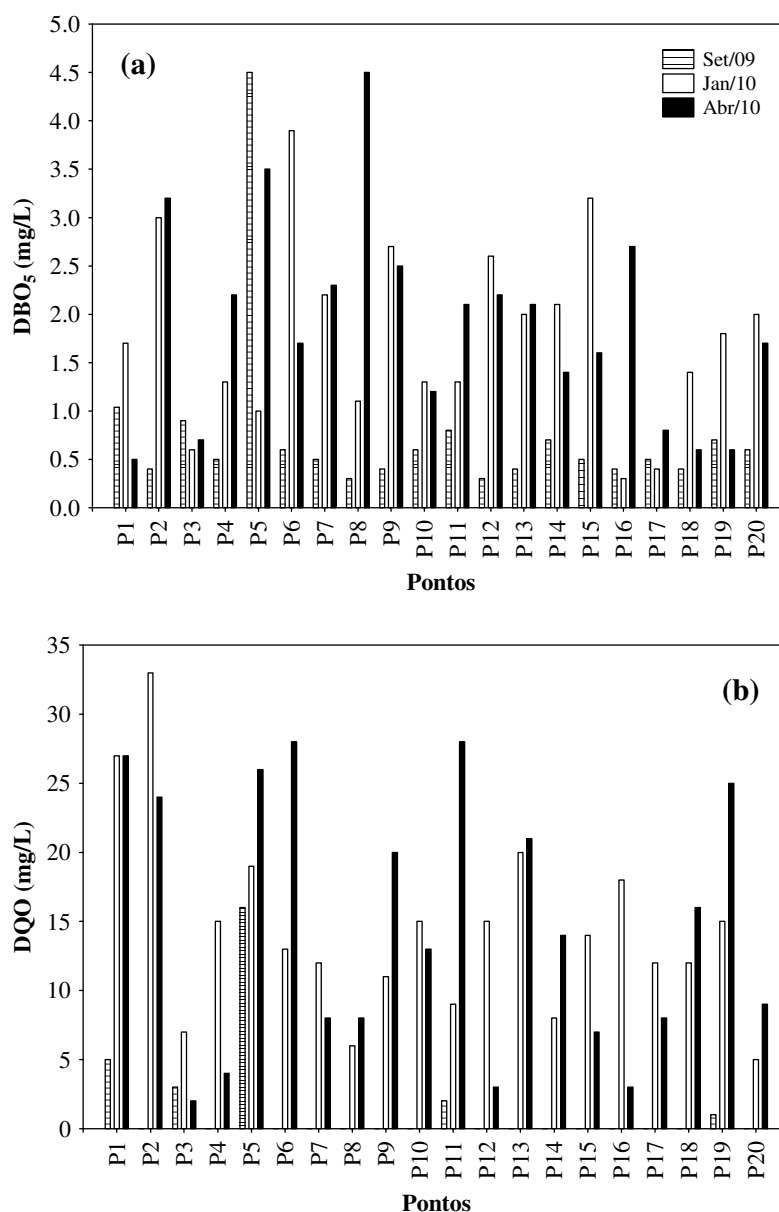


Figura 21. Valores de DBO_5 (a) e DQO (b) registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

4.1.8. Óleos e graxas

“Óleos e graxas” incluem, além dos hidrocarbonetos, ácidos graxos, sabões, gorduras, óleos, ceras e também outros materiais cuja extração química pelo solvente

seja possível. A maior dificuldade encontrada no estabelecimento do limite oficial tolerável para óleos e graxas está no fato deste parâmetro não possuir categorias químicas definidas, mas incluir vários compostos orgânicos com variáveis físicas, químicas e propriedades toxicológicas diferentes (BAUMGARTEN e POZZA, 2001). Quando presentes em quantidade excessiva, esses compostos podem interferir nos processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos.

Em abril de 2010, as concentrações de óleos e graxas variaram entre 0,7 mg/L (ponto P14, localizado no rio Madeira) e 59,5 mg/L (ponto P5, situado no rio Abunã) (**Figura 22**). De maneira geral, nesta campanha, a maior parte dos pontos monitorados não esteve de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, que estipula que em águas de classe 2 as concentrações de óleos e graxas sejam virtualmente ausentes (V.A.). Além disso, similarmente ao observado em janeiro de 2010, não foi detectada diferença marcante entre as concentrações de óleos e graxas registradas nos tributários e no rio Madeira.

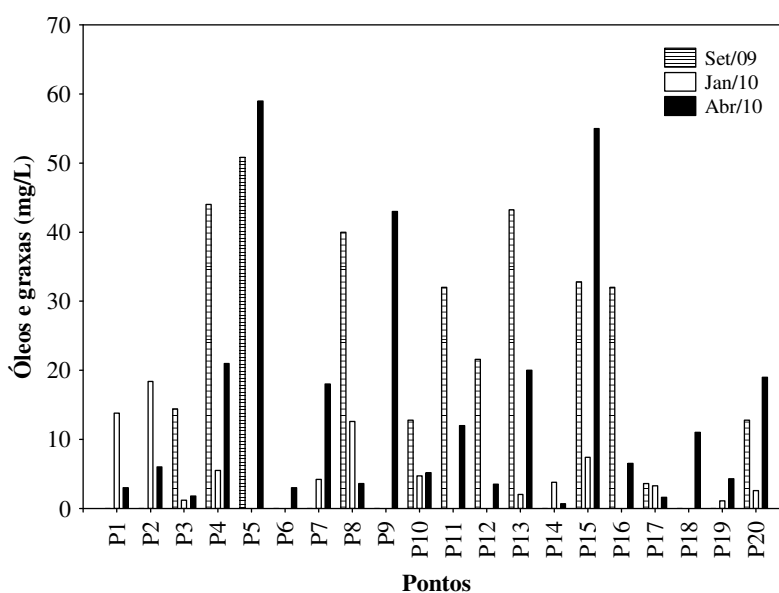


Figura 22. Concentrações de óleos e graxas registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

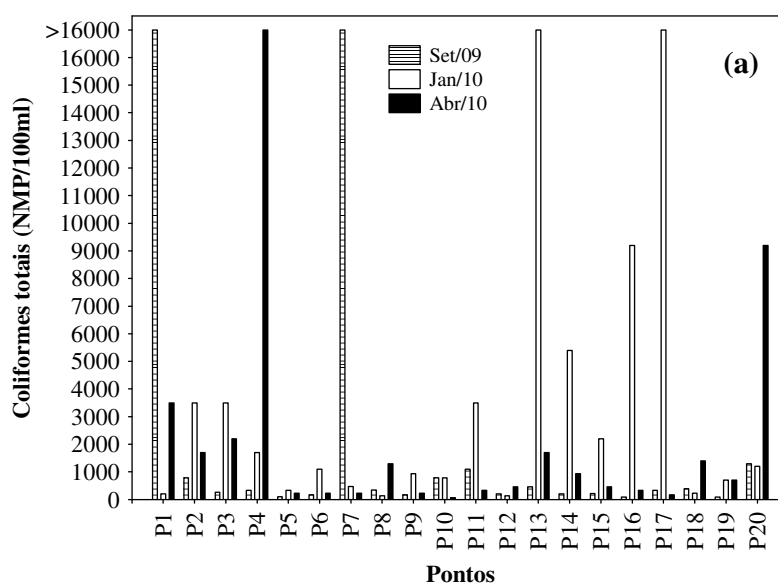
4.2. Variáveis bacteriológicas

A presença de coliformes na água indica o potencial da presença de microrganismos patogênicos. O grupo dos coliformes totais inclui gêneros que não são de origem exclusivamente fecal, o que limita sua aplicação como indicador geral de contaminação fecal. O reconhecimento deste fato levou ao desenvolvimento de métodos

de enumeração de um subgrupo de coliformes denominados coliformes fecais (termotolerantes) os quais são diferenciados dos coliformes totais pela sua capacidade de fermentar a lactose em temperatura elevada ($44,5\pm 0,2^{\circ}\text{C}$).

Em abril de 2010, a densidade de coliformes totais variou entre 68 NMP/100 ml (ponto P10, localizado no igarapé Castanho) e >16.000 NMP/100 ml (ponto P4, situado no igarapé Araras) (**Figura 23a**).

A densidade de coliformes fecais (termotolerantes) variou entre 20 NMP/100 ml (pontos P2 e P19, situados no rio Madeira) e 460 NMP/100 ml (ponto P3, localizado no igarapé Ribeirão) (**Figura 23b**). Desta forma, considerando o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n^o 357/2005 para águas de classe 2 (1.000 NMP/100 ml), no mês de abril de 2010, todos os pontos monitorados apresentaram densidades inferiores ao referido limite.



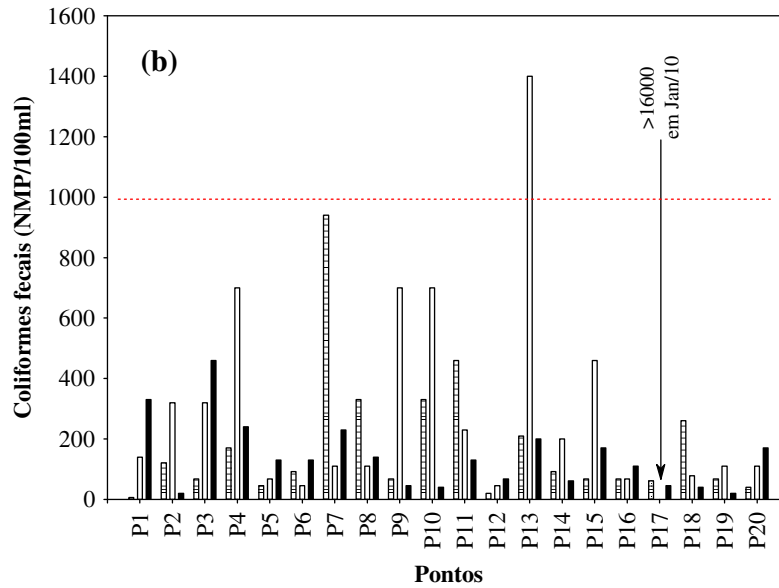


Figura 23. Densidades de coliformes totais (a) e fecais (termotolerantes) (b) registradas nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

4.3. Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice do Estado Trófico (IET)

Em abril de 2010, o trecho monitorado do AHE Jirau apresentou valores de IQA similares àqueles obtidos em janeiro de 2010 (valores médios iguais 60,4 em setembro de 2009; 53,11 em janeiro de 2010 e 55,27 em abril) (**Tabela 3** e **Figura 24**). Nesse mês, os valores de IQA variaram entre 44,56 (ponto P14, localizado no rio Madeira) e 65,68 (ponto P2, situado no rio Madeira) (**Tabela 3**). Desta forma, conforme pode ser verificado na **Tabela 3**, de maneira geral, a maior parte dos pontos monitorados foi classificada como apresentando “Boa Qualidade”.

O decréscimo nos valores de IQA, em janeiro e abril de 2010, resulta, principalmente, dos maiores valores de turbidez, sólidos totais e fósforo total no trecho monitorado do AHE Jirau.

Tabela 3. Índice de Qualidade da água por ponto de coleta, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Estações	Descrição	Set/2009		Jan/2010		Abr/2010	
		IQA	Qualidade	IQA	Qualidade	IQA	Qualidade
P1-MAM	Rio Mamoré	78,886	Boa	47,721	Aceitável	52,992	Boa
P2-MAD 1	Rio Madeira	56,939	Boa	49,000	Aceitável	65,681	Boa
P3-RIB	Igarapé Ribeirão	70,386	Boa	62,924	Boa	63,114	Boa
P4-ARA	Igarapé Araras	59,758	Boa	56,413	Boa	56,671	Boa
P5-ABU	Rio Abunã	49,142	Aceitável	60,901	Boa	56,079	Boa
P6-MAD 2	Rio Madeira	57,174	Boa	53,248	Boa	48,046	Aceitável
P7-SIZ 1	Igarapé Simãozinho	43,356	Aceitável	53,067	Boa	45,774	Aceitável
P8-SIM 1	Igarapé São Simão	65,116	Boa	63,024	Boa	62,361	Boa
P9-MAD 3	Rio Madeira	55,881	Boa	42,578	Aceitável	45,939	Aceitável
P10-CAS 1	Igarapé Castanho	58,786	Boa	51,530	Aceitável	56,837	Boa
P11-MTP 1	Rio Mutum-Paraná	52,593	Boa	57,051	Boa	61,413	Boa
P12-COT 1	Rio Cotia	67,631	Boa	61,061	Boa	63,167	Boa
	Área alagada do						
P13-MUT 1	Mutum	62,779	Boa	51,781	Aceitável	51,257	Aceitável
P14-MAD 4	Rio Madeira	57,081	Boa	46,464	Aceitável	44,561	Aceitável
	Igarapé São						
P15-LOU 1	Lourenço	61,576	Boa	55,152	Boa	55,012	Boa
P16-CAI 1	Igarapé Caiçara	60,551	Boa	49,026	Aceitável	54,388	Boa
P17-JIR 1	Igarapé Jirau	62,411	Boa	40,512	Aceitável	51,194	Aceitável
P18-MAD 5	Rio Madeira	56,627	Boa	48,751	Aceitável	51,128	Aceitável
P19-MAD 6	Rio Madeira	66,685	Boa	50,233	Aceitável	56,434	Boa
P20-MTP 2	Foz Mutum	64,716	Boa	61,800	Boa	63,311	Boa

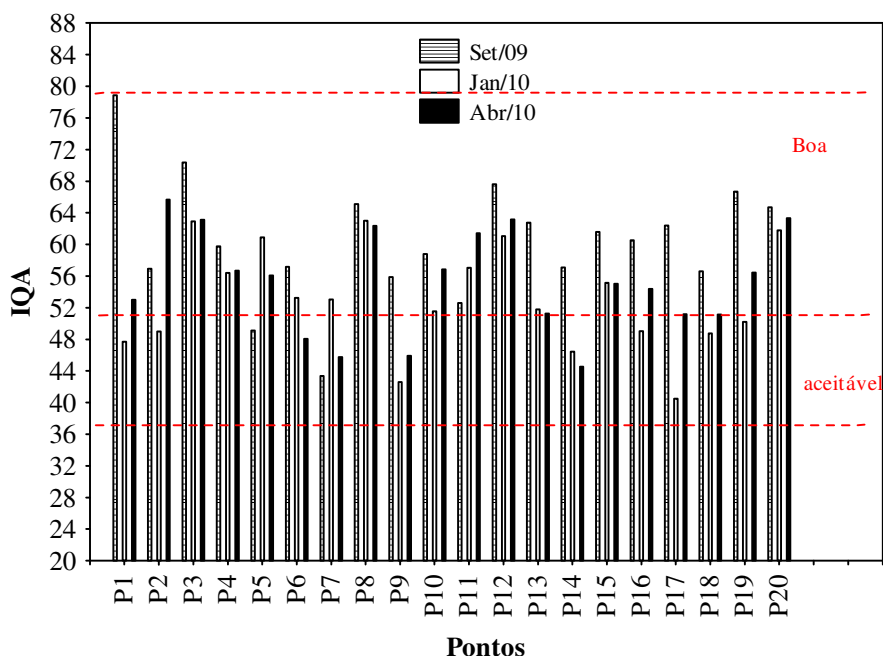


Figura 24. Valores de IQA registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

De acordo com o Índice do Estado Trófico (IET), em abril de 2010, a maior parte dos pontos monitorados apresentou águas classificadas como ultraoligotróficas (**Tabela 4 e Figura 25**) tendo em vista os baixos teores de clorofila-*a*. Ao contrário do observado em janeiro de 2010, nenhum local foi classificado como supereutrófico. De maneira geral, houve redução nos valores de IET, comparando com o mês de janeiro (**Tabela 4**).

Tabela 4. Índice do Estado Trófico (IET) por ponto de coleta, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Estações	Descrição	Set/2009		Jan/2010		Abr/2010	
		IET	Classificação	IET	Classificação	IET	Classificação
P1-MAM	Rio Mamoré	53,923	Mesotrófico	39,331	Ultraoligotrófico	51,812	Oligotrófico
P2-MAD 1	Rio Madeira	61,082	Eutrófico	40,280	Ultraoligotrófico	58,420	Mesotrófico
P3-RIB	Igarapé Ribeirão	51,936	Oligotrófico	56,332	Mesotrófico	58,220	Mesotrófico
P4-ARA	Igarapé Araras	48,273	Oligotrófico	30,192	Ultraoligotrófico	52,088	Oligotrófico
P5-ABU	Rio Abunã	53,989	Mesotrófico	33,289	Ultraoligotrófico	54,146	Mesotrófico
P6-MAD 2	Rio Madeira	46,176	Ultraoligotrófico	39,547	Ultraoligotrófico	63,378	Eutrófico
P7-SIZ 1	Igarapé Simãozinho	58,545	Mesotrófico	54,045	Mesotrófico	22,088	Ultraoligotrófico
P8-SIM 1	Igarapé São Simão	51,620	Oligotrófico	51,880	Oligotrófico	41,759	Ultraoligotrófico
P9-MAD 3	Rio Madeira	47,896	Oligotrófico	39,962	Ultraoligotrófico	60,232	Eutrófico
P10-CAS 1	Igarapé Castanho	40,515	Ultraoligotrófico	51,986	Oligotrófico	22,088	Ultraoligotrófico
P11-MTP 1	Rio Mutum- Paraná	39,086	Ultraoligotrófico	30,708	Ultraoligotrófico	48,212	Oligotrófico
P12-COT 1	Rio Cotia	33,854	Ultraoligotrófico	54,988	Mesotrófico	39,401	Ultraoligotrófico
P13-MUT 1	Área alagada do Mutum	47,545	Oligotrófico	60,149	Eutrófico	22,088	Ultraoligotrófico
P14-MAD 4	Rio Madeira	61,081	Eutrófico	71,383	Hipereutrófico	37,987	Ultraoligotrófico
P15-LOU 1	Igarapé São Lourenço	41,568	Ultraoligotrófico	29,379	Ultraoligotrófico	52,367	Mesotrófico
P16-CAI 1	Igarapé Caiçara	41,821	Ultraoligotrófico	30,061	Ultraoligotrófico	48,122	Oligotrófico
P17-JIR 1	Igarapé Jirau	57,041	Mesotrófico	51,941	Oligotrófico	54,468	Mesotrófico
P18-MAD 5	Rio Madeira	58,029	Mesotrófico	40,077	Ultraoligotrófico	63,810	Eutrófico
P19-MAD 6	Rio Madeira	45,048	Ultraoligotrófico	66,334	Supereutrófico	37,330	Ultraoligotrófico
P20-MTP 2	Foz Mutum	51,514	Oligotrófico	58,073	Mesotrófico	22,088	Ultraoligotrófico

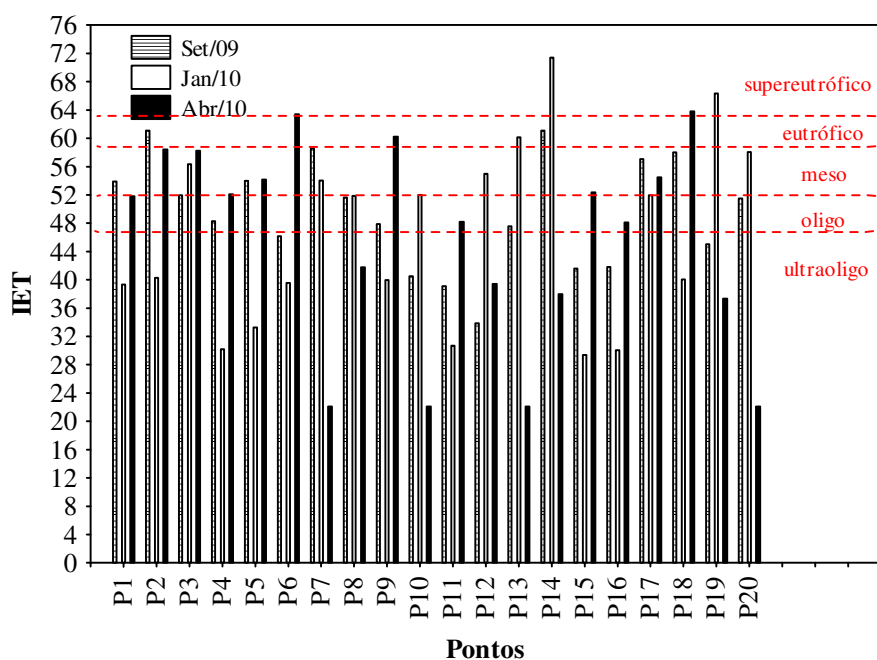
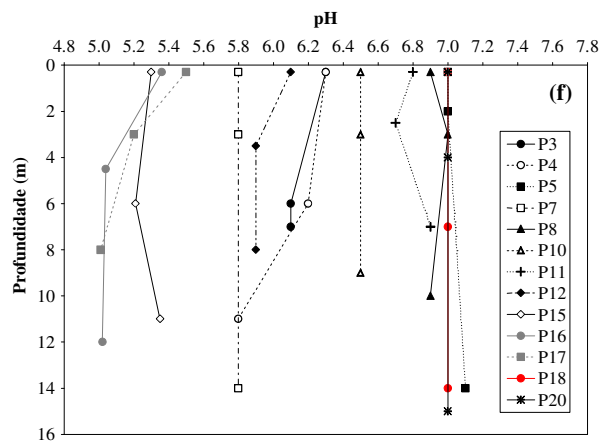
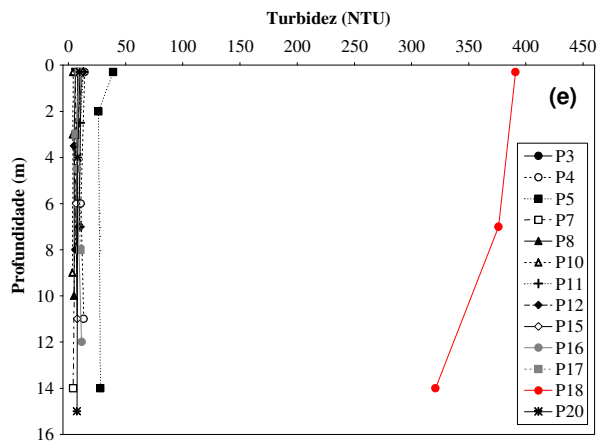
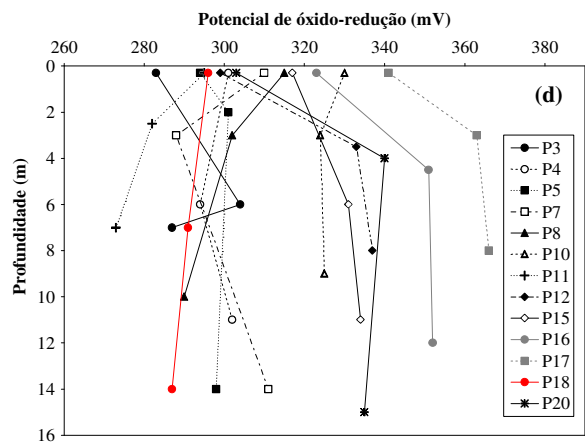
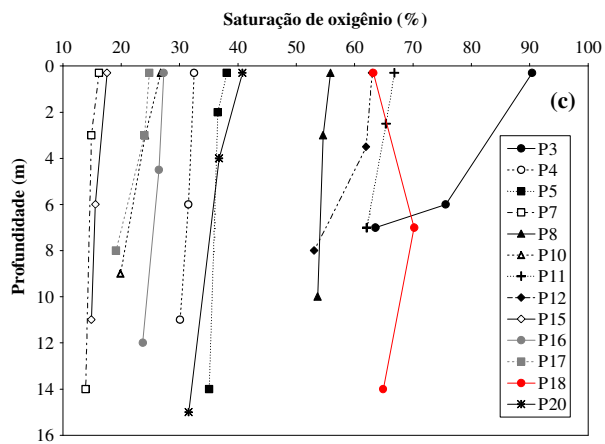
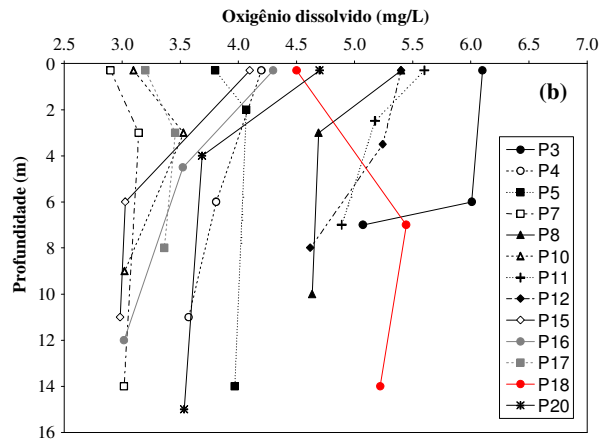
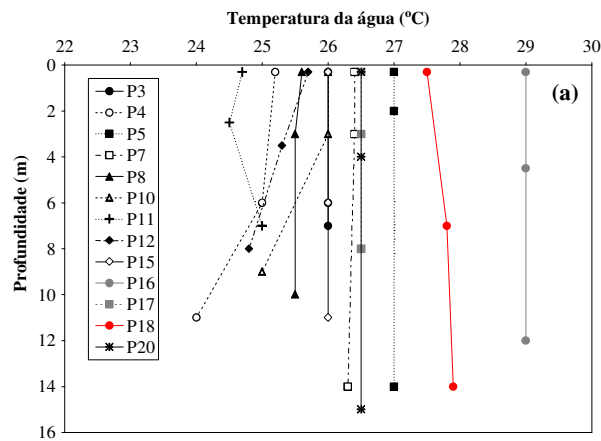


Figura 25. Valores de IET registrados nos 20 pontos de monitoramento localizados na área de influência do AHE Jirau, em setembro de 2009, janeiro e abril de 2010.

4.4. Perfil vertical dos pontos localizados nos tributários e no P18 (MAD 5)

De maneira geral, a análise do perfil vertical dos pontos monitorados (tributários e ponto P18, localizado no rio Madeira) indicou pouca variação ao longo das três profundidades analisadas (**Figura 26**). A baixa variabilidade vertical pode ser atribuída ao movimento turbulento, característico de ambientes lóticos, que tende a homogeneizar a coluna de água. Ademais, os resultados de turbidez, condutividade e sólidos totais dissolvidos demonstram que as diferenças horizontais (entre P18 e os demais pontos) são muito mais conspícuas que as diferenças verticais (entre as profundidades).



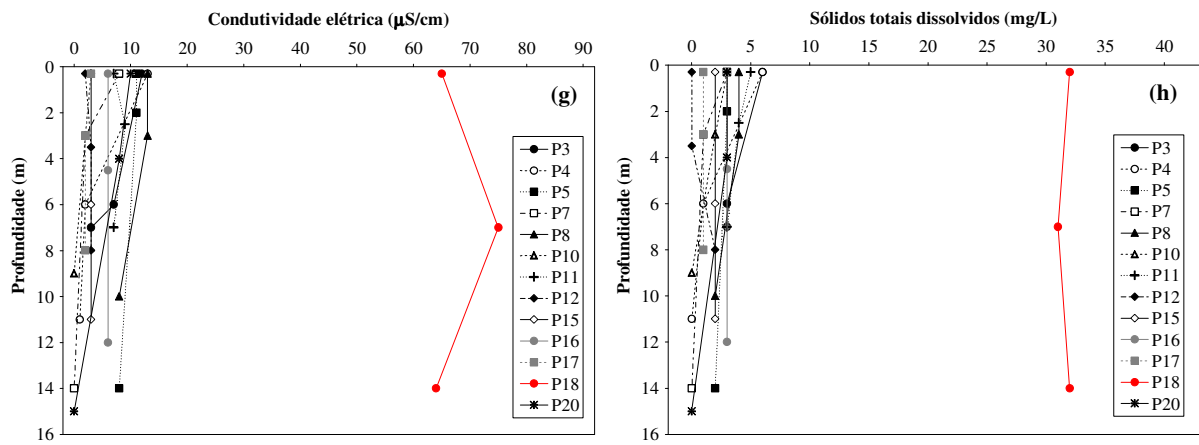


Figura 26. Perfil vertical em três profundidades (superfície, limite da zona eufótica e fundo) nos tributários e ponto P18, localizado no rio Madeira, realizado em abril de 2010.

4.5. Síntese dos parâmetros limnológicos

As diferentes variáveis físicas, químicas e biológicas obtidas em monitoramentos não representam processos ecológicos independentes e distintos. Por exemplo, diferentes variáveis limnológicas estão correlacionadas (negativa ou positivamente) com o aumento do processo de eutrofização. Assim, é possível salientar duas características gerais dos dados obtidos em monitoramentos ambientais: (i) obtenção simultânea de diferentes variáveis ambientais e (ii) a existência de grupos de variáveis fortemente correlacionadas. Técnicas matemáticas e estatísticas denominadas, análises multivariadas ou multidimensionais, são especialmente adequadas para a interpretação e síntese de dados com essas características.

Do ponto de vista limnológico, as técnicas de ordenação buscam resumir o conjunto de dados produzindo um número menor de variáveis que expressa parte da variabilidade contida nas variáveis originais. Quanto mais forte for a estrutura de correlação entre essas variáveis, maior será o poder de síntese das novas variáveis. Essas novas variáveis, que podem ser considerados índices, são então utilizadas para ordenar, através de um gráfico uni, bi ou tridimensional, os pontos de monitoramento. Desta forma, os padrões de similaridade entre os pontos são avaliados considerando um número reduzido de variáveis.

A Análise de Componentes Principais (PCA; "Principal Component Analysis") é uma técnica de ordenação com uso freqüente em estudos limnológicos. Desta maneira, para realizar a redução da dimensionalidade dos dados (síntese dos dados) uma análise de componentes principais (PCA, ver BINI, 2004) foi realizada para os dados obtidos. Primeiramente, os valores das variáveis físicas e químicas foram transformados em logaritmos (com exceção dos valores de pH).

Assim como observado em setembro de 2009 e janeiro de 2010, a análise de componentes principais demonstrou a clara formação de 02 (dois) grupos (**Figura 27**). O primeiro grupo é formado pelos pontos de monitoramento localizados nos rios Mamoré e Madeira, enquanto que o segundo grupo é constituído pelos pontos localizados nos tributários. Em geral, os rios Mamoré e Madeira, quando comparados com os tributários, apresentam maiores concentrações de diferentes variáveis limnológicas (e.g., condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais, alcalinidade, dureza, ferro, fósforo total, compostos nitrogenados e carbono total) (**Figura 27**). Além disso, o grupo formado pelos tributários tende a apresentar maior variabilidade limnológica.

Esse resultado pode ser explicado considerando as diferenças entre as bacias hidrográficas desses tributários.

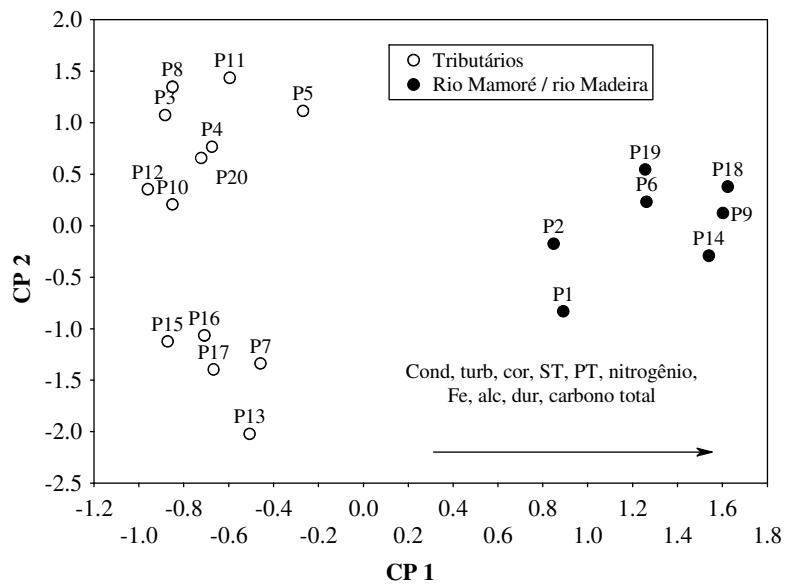


Figura 27. Escores dos 20 pontos de monitoramento (localizados na área de influência da futura UHE Jirau) obtidos com o uso de uma análise de componentes principais. As variáveis apresentadas são aquelas com maiores correlações de Pearson com o primeiro eixo de ordenação e as direções das setas indicam se essas variáveis estão positivamente ou negativamente correlacionadas com esse eixo. Cond=condutividade elétrica; turb=turbidez; ST=sólidos totais; PT=fósforo total; Fé=ferro total; alc=alcalinidade; dur=dureza.

4.6. Comunidades Biológicas

O simples monitoramento das alterações de variáveis físicas e químicas da água não é um meio seguro de avaliação de impactos, pois, muitas vezes, estas ocorrem em um período de tempo tão curto, que não são detectadas. Por outro lado, o compartimento biótico oferece um registro confiável das pressões naturais ou não, impostas ao sistema, constituindo numa somatória temporal das condições ambientais (BRANDINARTE *et al.*, 1999).

O termo plâncton é utilizado para caracterizar um grupo de organismos que têm a coluna d'água como hábitat preferencial. Apesar de apresentar movimentos próprios, a capacidade natatória desse grupo é limitada e os espécimes tendem a ser transportados passivamente pelos fluxos de água.

A presença de organismos fitoplanctônicos em rios é influenciada pelas variações de temperatura, pH, concentração de nutrientes, condições hidrodinâmicas, além da ação de predadores (REYNOLDS, 1988). Uma importante característica destes organismos é a rápida resposta que apresentam às alterações ambientais, em função do curto ciclo de vida, o que os tornam eficientes indicadores da qualidade da água (REYNOLDS, 1995; 1997).

O zooplâncton, em ambientes aquáticos continentais (como lagos, rios e reservatórios) é representado essencialmente por 04 (quatro) grupos taxonômicos: protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodes. A comunidade zooplanctônica representa um importante componente dos sistemas aquáticos, contribuindo na transferência de matéria e energia nas cadeias alimentares aquáticas, desde os produtores (fitoplâncton) até consumidores de níveis tróficos superiores, como larvas de inseto (invertebrados) e peixes (vertebrados). Alterações na estrutura e dinâmica desta comunidade são, portanto, um fenômeno relevante, não apenas para o próprio zooplâncton, mas também para o metabolismo de todo o ecossistema (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004).

Ao contrário do fitoplâncton, organismos tipicamente zooplanctônicos não conseguem desenvolver grandes populações em ambientes lóticos, tendo em vista que sua taxa reprodutiva é frequentemente menor que sua deriva rio abaixo. Desta forma, a comunidade zooplanctônica em rios é principalmente representada por organismos de outros compartimentos como o bentônico e litorâneo, conhecidos na literatura como “riverine zooplankton” ou potamoplâncton. Metazoários tipicamente planctônicos requerem, portanto, de remansos ou ambientes lênticos adjacentes para o crescimento

populacional. Diversos estudos têm evidenciado a grande relevância de processos hidrodinâmicos na determinação da distribuição temporal e espacial da composição, riqueza de espécies e abundância das comunidades zooplanctônicas em rios (BASU e PICK, 1996; THORP e CASPER, 2003). De acordo com Kobayashi *et al.* (1998), o regime de fluxo é, provavelmente, um dos fatores mais importantes para a abundância do zooplâncton de rios.

Além disso, as espécies zooplanctônicas respondem rapidamente a alterações nas condições ambientais das massas de água (como, por exemplo, temperatura, concentrações de oxigênio e nutrientes), podendo, portanto, indicar as condições físicas e químicas das massas de água, além de responderem às variações hidrológicas sazonais. A diversidade e a composição do zooplâncton podem indicar não apenas condições naturais do sistema, mas também sua deterioração. Alterações na composição, na riqueza de espécies e na abundância do zooplâncton estão frequentemente relacionadas a diferentes tipos de impactos como eutrofização, acidificação e alterações hidrológicas.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos é formada por organismos que habitam os substratos de fundo de ecossistemas aquáticos (sedimentos, rochas, pedaços de madeira, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, dentre outros), pelo menos em parte de seu ciclo de vida (ESTEVES, 1998). Nos ecossistemas aquáticos continentais vários grupos de organismos fazem parte desta comunidade, como por exemplo: Protozoa, Porifera, Nematoda, Nemertea, Oligochaeta, Arthropoda (Insecta, Crustacea e Acarina).

4.6.1. Fitoplâncton

Em abril de 2010, um total de 116 táxons, distribuídos entre nove grupos taxonômicos, foi inventariado na área de influência do AHE Jirau. Diferentemente do registrado em janeiro, em que Zygnemaphyceae apresentou maior contribuição para a diversidade fitoplanctônica, os grupos mais importantes, em abril de 2010, foram Bacillariophyceae ou diatomáceas (30%), Chlorophyceae (20%) e Cyanobacteria (20%) (**Tabela 5**).

Tabela 5. Ocorrência dos táxons fitoplanctônicos nos pontos monitorados na área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010.

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	
BACILLARIOPHYCEAE																					
<i>Achnanthes</i> sp.								x													
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.								x													
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i> (Grunow) Sim.	x				x																
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.	x								x											x	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenb.) Sim.	x	x			x	x			x					x					x		
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmerm.) Sim.	x													x				x		x	
<i>Aulacoseira</i> sp.													x								
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grunow) Holk e Klee		x								x	x	x									
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.					x		x				x										
<i>Cyclotella</i> sp.							x														
<i>Cymbella naviculiformis</i> Auersw.																				x	
<i>Cymbella</i> sp.			x		x															x	
<i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb.) Kütz.												x			x						
<i>Eunotia</i> sp.				x			x			x		x	x		x	x					
<i>Fragilaria</i> sp.				x		x	x			x			x						x	x	
<i>Girosygma</i> sp.															x	x					
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.	x						x														
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.				x	x		x			x									x		
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.							x	x												x	
<i>Gomphonema</i> sp.															x					x	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.															x	x					
<i>Navicula schroeterii</i> Meist.				x		x	x									x				x	
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.	x			x		x	x			x		x				x	x			x	
<i>Navicula</i> sp.	x						x					x								x	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>gracilis</i> Hantzsch.		x														x					
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith				x		x		x			x										
<i>Nitzschia</i> sp.	x														x					x	
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenb.) Cleve							x	x													
<i>Pinnularia</i> sp.							x		x	x					x	x					
<i>Surirella</i> sp.					x						x										
<i>Terpsinoe musica</i> C. G. Ehrenb.					x		x													x	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Comp.				x	x				x	x				x							
Pennales não identificada 1	x		x	x	x		x					x						x		x	
Pennales não identificada 2							x														
Pennales não identificada 3							x														
CYANOBACTERIA																					
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmerm.																				x	
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström															x	x					

Tabela 5. Continuação.

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West				x			x														
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. e G. S. West								x													
<i>Cyano colonial</i> <i>Cyanoduction</i> cf. <i>imperfectum</i> Cronb. e Weib.							x													x	
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Waw.) Hind.											x										
<i>Cylindrospermopsis</i> <i>raciborskii</i> (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju							x											x		x	
<i>Epigloeosphaera</i> sp. <i>Jaaginema</i> sp.							x			x										x	
<i>Komvophoron</i> sp. <i>Lynngbya</i> sp.		x		x										x							
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemmerm.) Geit.											x						x			x	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.							x									x	x	x			
<i>Planktolynngbya limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek-Legn. e Cronb.	x		x																		
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anag. & Komárek	x	x		x	x		x		x	x		x		x				x	x		
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek		x	x		x	x		x	x	x	x	x		x		x				x	
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.-Pest. e Naum.) Bourrelly								x		x					x						
<i>Pseudoanabaena</i> sp. <i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. ex. Geitler	x			x			x													x	
<i>Snowella atomus</i> Komárek e Hindák								x			x				x						
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.												x	x								
Pseudabaenaceae não identificada				x										x						x	
CHLOROPHYCEAE																					
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.																				x	
<i>Ankyra judayi</i> (G.W. Smith) Fott								x													
<i>Closteriopsis</i> sp. <i>Crucigenia fenestrata</i> (Schm.) Schm.													x								
<i>Crucigeniella pulchra</i> (West. Et G. S. West.) Komárek		x																			
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.				x																	
<i>Dictyosphaerium</i> sp. <i>Elakatothrix</i> sp.							x														
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárk. - Legn.								x										x		x	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárk.-Legn.				x				x				x						x			
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Smith) Komárk.-Legn.								x										x			
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard							x				x										

Tabela 5. Continuação.

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20
<i>Monoraphidium minutum</i> (Naegeli) Komárk. - Legn.																x				
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. e G.S. West) Komárk. - Legn.	x			x				x				x	x					x		x
<i>Monoraphidium</i> sp.				x																
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat												x								
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek				x				x				x								
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chodat	x							x												
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat	x																			
<i>Scenedesmus</i> sp.	x												x							
<i>Selenastrum gracile</i> Reins.											x									
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.			x	x																
Chlorococcales não identificada 1																				x
CHRYSOPHYCEAE																				
<i>Bicosoeca</i> sp.					x															
<i>Dinobryon sertularia</i> C. G. Ehrenb.								x					x					x		x
<i>Kephyrion</i> sp.	x							x					x							
<i>Mallomonas</i> sp.						x							x							
Chrysophyceae perifitica	x							x										x		
EUGLENOPHYCEAE																				
<i>Euglena acus</i> Ehrenb.														x						
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenb.) Lemmerm.				x				x												x
<i>Trachelomonas naviculiformis</i> Deflandre								x												
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein					x															
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>spinosa</i> Hub.- Pest.	x																			
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	x									x			x		x	x	x			
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech								x												
<i>Trachelomonas</i> sp1				x																
<i>Trachelomonas woycickii</i> Koczw.					x															
<i>Trachelomonas</i> sp.																				x
CRYPTOPHYCEAE																				
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.												x			x					
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. e Bic.															x					
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. Emend. Pen.				x				x												
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	x		x			x	x				x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.					x			x		x					x	x				x
ZYGNEMAPHYCEAE																				
<i>Actinotaenium perminutum</i> (G.S. West) Teil.				x																
<i>Actinotaenium</i> sp.				x				x		x				x						
<i>Closterium acutum</i> L. A. Bréb. ex Ralfs	x								x	x						x				
<i>Closterium setaceum</i> C. G. Ehrenb. ex Ralfs	x							x								x	x			

Tabela 5. Continuação.

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20
<i>Closterium</i> sp			x				x	x		x			x		x			x		
<i>Cosmarium candianum</i> Delponte			x																	
<i>Cosmarium</i> sp.							x						x							x
<i>Euastrum rectangulare</i> Fritsch e Rich				x																
<i>Gonatozygon kinahanii</i> (Arch.) Rabenh.																	x			
<i>Hyalotheca dissiliens</i> L. A. Bréb.													x							
<i>Staurastrum trifidum</i> Nordsted.				x			x													
<i>Staurastrum</i> sp.													x							
DINOPHYCEAE																				
<i>Peridinium</i> sp.				x			x						x		x			x		
<i>Peridinium</i> sp 1							x								x	x		x		
OEDOGONIOPHYCEAE																				
<i>Oedogonium</i> sp.						x	x	x		x					x	x				

Foram registrados baixos valores de riqueza de espécies fitoplanctônicas na maioria dos pontos monitorados (**Figura 28, Tabela 5**). Esses resultados (elevada riqueza regional associada com baixa riqueza local ou diversidade alfa) indicam uma elevada taxa de mudança espacial da composição de espécies (elevada diversidade beta). Nos pontos amostrados no rio Madeira o número de táxons variou de zero (no ponto P9) a oito (no ponto P6), com média de quatro táxons por amostra.

Nos tributários ocorreram maiores valores de riqueza. Nestes, considerando as amostras de subsuperfície, a variação foi de quatro táxons (nos pontos P11 e P12, localizados, respectivamente, no rio Mutum-Paraná e rio Cotia) a 24 táxons (no rio Mamoré).

Bacillariophyceae, Cyanobacteria, Chlorophyceae, Cryptophyceae e Zygnemaphyceae foram os principais grupos registrados na área de influência da futura UHE Jirau, em abril de 2010 conforme pode ser verificado na **Figura 28** e na **Tabela 5**. As diferentes proporções em que os grupos fitoplanctônicos ocorrem na natureza estão associadas ao tipo de ambiente estudado e aos requerimentos ecológicos de cada grupo, sendo em geral, registrada maior contribuição de clorofíceas e zignemafíceas especialmente naqueles com alta transparência, eutróficos e com mistura da coluna de água (HAPPEY-WOOD, 1988, REYNOLDS *et al.*, 2002). Chlorophyceae apresentou maior contribuição à riqueza de espécies no ponto P8, localizado no igarapé São Simão e ponto P12, situado no rio Cotia, e foi representada principalmente pela Ordem

Chlorococcales, provavelmente associada à maior transparência da água nestes pontos (ver **Figura 6**)

As zignemafíceas, consideradas metafíticas são comuns em regiões colonizadas por populações locais de macrófitas emersas ou submersas, ou em regiões com vegetação inundada. Este grupo foi o principal representante do fitoplâncton no ponto P3, localizado no igarapé Ribeirão. Assim, o aumento da contribuição deste grupo, em abril de 2010, está provavelmente relacionado ao aumento do nível da água do rio que, por sua vez, acentua a influência da vegetação marginal.

A maior contribuição de bacilariofíceas (ou diatomáceas) é observada em rios turvos ou lagos rasos e com mistura da coluna de água. Especificamente, essa mistura promove a liberação desses táxons epipélicos ou epifíticos, dos substratos onde ficam aderidos e também permite a permanência destes na camada eufótica da coluna de água. Neste estudo, as bacilariofíceas contribuíram para a riqueza de espécies fitoplanctônicas na maioria dos pontos monitorados, sendo as únicas representantes do fitoplâncton nos pontos P5 (amostra de fundo) e P10 (amostra obtida no meio da coluna de água), localizados no rio Abunã e no igarapé Castanho, respectivamente. Este grupo foi representado tanto por gêneros meroplanctônicos pertencentes à Ordem Centrales (*Aulacoseira* e *Cyclotella*), quanto ticoplanctônicos, como *Cymbella*, *Navicula* e *Ulnaria*.

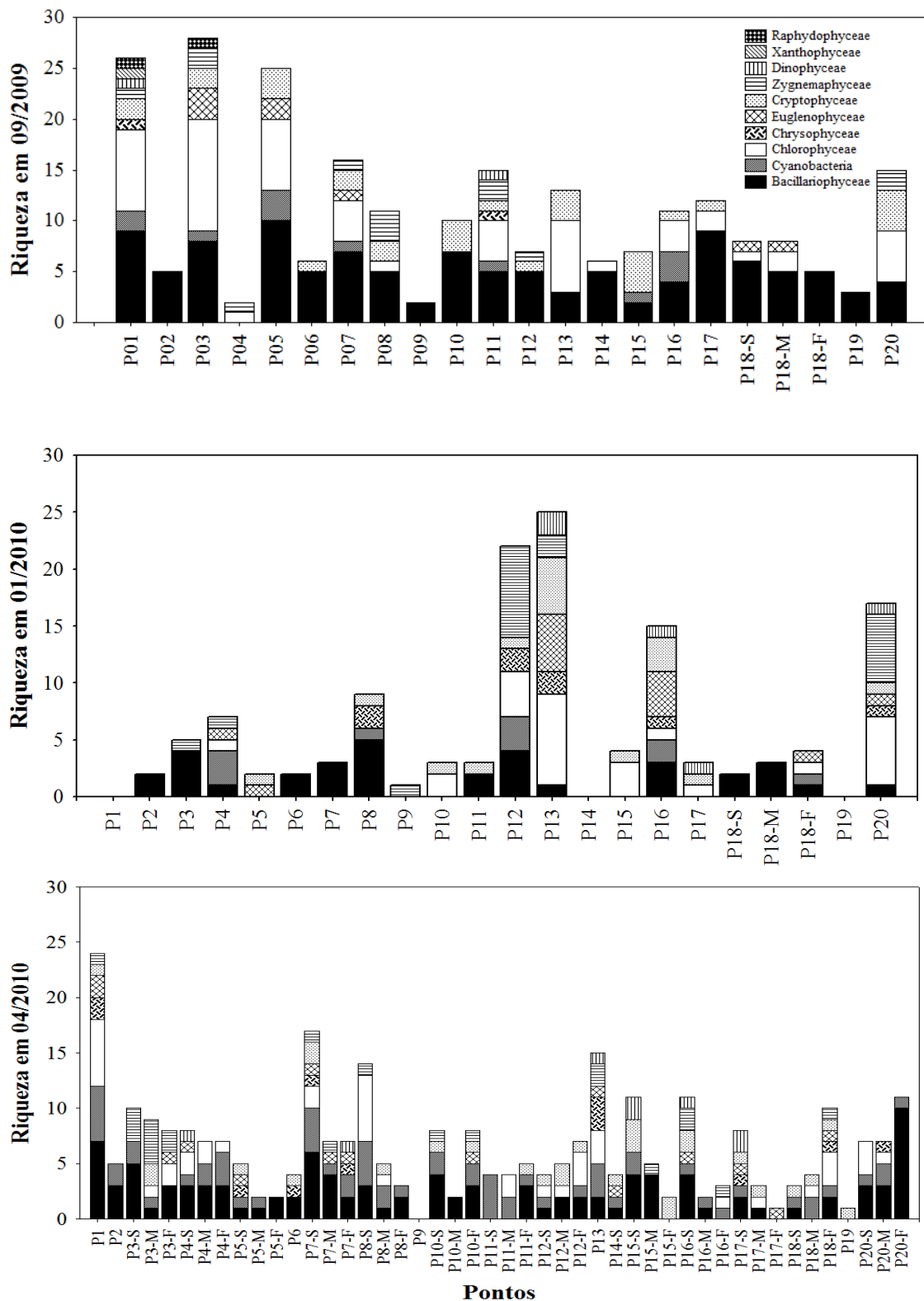


Figura 28. Variação espacial da riqueza fitoplantônica na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Densidade e biomassa fitoplanctônica

Os valores de densidade e biovolume fitoplanctônico registrados nos pontos amostrados na área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010, foram inferiores a 300 ind.mL^{-1} e a $0,5 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ na maioria das amostras (**Figuras 29 e 30**), com média de 62 ind.mL^{-1} e $0,04 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ por amostra.

Os valores de densidade registrados no rio Madeira variaram de 18 ind.mL^{-1} (no ponto P18) a 121 ind.mL^{-1} (no ponto P2), com média de 58 ind.mL^{-1} por amostra. Os valores de biomassa variaram de $0,006 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ (no ponto P19) a $0,24 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ (no ponto P2), com média de $0,06 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ por amostra. No ponto P9, não foram registrados representantes fitoplanctônicos.

Considerando os valores obtidos na camada superficial da coluna de água nos tributários, os valores de densidade e biomassa variaram de 8 ind.mL^{-1} e $0,001 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (no ponto 12, situado no rio Cotia) a 296 ind.mL^{-1} e $0,39 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (no ponto P1, localizado na área alagada do rio Mamoré; **Figuras 29, 30 e Tabela 6**), com média de 62 ind.mL^{-1} e $0,05 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$.

Os baixos valores obtidos para os atributos da comunidade fitoplanctônica, nos três meses de estudo, podem ser atribuído à elevada turbidez, especialmente no rio Madeira. De fato, resultados similares são comuns em sistemas lóticos uma vez que a comunidade fitoplanctônica é fortemente limitada pela vazão e outras variáveis relacionadas à velocidade de fluxo da água, especialmente o transporte de sólidos suspensos e a atenuação da luz (REYNOLDS, 1995; SALMASO e ZIGNIN, 2010, RODRIGUES *et al.*, 2009; BORGES *et al.*, 2003; TRAIN e RODRIGUES, 2004). Ademais, esses resultados são comuns mesmo considerando as altas concentrações de nutrientes e as baixas as taxas de herbivoria pelo zooplâncton (REYNOLDS e DESCY, 1996). No entanto, os efeitos dos fatores que limitam o desenvolvimento fitoplanctônico podem ser menos intensos em períodos de menor vazão e em regiões de menor.

As interações entre o regime de mistura vertical e a disponibilidade de luz e nutrientes têm importantes conseqüências sobre a distribuição da comunidade fitoplanctônica na coluna d'água (KIMMEL *et al.*, 1990). Neste sentido, a distribuição homogênea dos valores de densidade e biomassa na coluna de água no ponto P18, localizado no rio Madeira, pode ser atribuída às condições lóticas e à baixa transparência da água ($<0,1\text{m}$) neste rio, que favoreceram principalmente as bacilariofíceas.

Nos tributários houve maior heterogeneidade vertical, devido a menor velocidade de fluxo da água, o que ocasionou a sedimentação das algas com maiores biomassas, e proporcionou maiores valores de densidade e biomassa nas camadas intermediárias e próximas ao fundo da coluna de água.

Bacillariophyceae, Cyanobacteria, Cryptophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae apresentaram maior contribuição aos valores de densidade (**Figura 29** e **Tabela 6**) e biomassa fitoplanctônica (**Figura 30**). As bacilariofíceas foram representadas principalmente por *Aulacoseira* spp. e por táxons ticoplanctônicos como *Cymbella*, *Eunotia* e *Gomphonema* espécies associadas com condições de turbulência e alta turbidez (REYNOLDS *et al.*, 2002, PADISÁK *et al.*, 2009).

As criptofíceas, representadas principalmente por *Cryptomonas* spp., são favorecidas em condições de mistura da coluna d'água (KLAVENESS, 1988). As clorofíceas foram representadas especialmente por Chlorococcales coloniais, como *Scenedesmus* e unicelulares, como *Monoraphidium* spp.

Tabela 6. Densidade (ind.mL⁻¹) dos táxons fitoplanctônicos inventariados nos pontos monitorados (P1 a P10) na área de influência do AHE Jirau, no mês de abril de 2010.

Táxons	P1	P2	P3- S	P3- M	P3- F	P4- S	P4- M	P4- F	P5- S	P5- M	P5- F	P6	P7- S	P7- M	P7- F	P8- S	P8- M	P8- F	P9	P10- S	P10- M	P10- F
BACILLARIOPHYCEAE																						
<i>Achnanthes</i> sp.																						
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.																						1
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i> (Grunow) Sim.																						1
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.		9																				
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenb.) Sim.			24								4											
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmerm.) Sim.		9																				
<i>Aulacoseira</i> sp.																						
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grunow) Holk e Klee		24																				1 2
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.									3													
<i>Cyclotella</i> sp.													3									
<i>Cymbella naviculiformis</i> Auersw.																						
<i>Cymbella</i> sp.			7		3																	
<i>Eunotia fleuosa</i> (Bréb.) Kütz.																						
<i>Eunotia</i> sp.						8	2	8					13	10								1
<i>Fragilaria</i> sp.							1						1	1								3
<i>Girosygma</i> sp.																						
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.		9																				
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.			3	1		1		1						3								
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.																						
<i>Gomphonema</i> sp.																						2
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.																						
<i>Navicula schroeterii</i> Meist.			1		3									3								
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.			1											3								
<i>Navicula</i> sp.		9													2	2						
<i>Nitzschia</i> cf. <i>gracilis</i> Hantz.			24																			

<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith										34		1	2
<i>Nitzschia</i> sp.	9												
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenb.) Cleve												1	
<i>Pinnularia</i> sp.													3
<i>Surirella</i> sp.													
<i>Terpsinoe musica</i> C. G. Ehrenb.													
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Comp.						1							3
Pennales não identificada 1	17	10					8	2	1		16	7	2
Pennales não identificada 2											5		
Pennales não identificada 3											3		

CYANOBACTERIA

Aphanizomenon gracile Lemmerm.

Aphanocapsa koordersii Ström

Aphanocapsa delicatissima W. et G. S. West

Aphanocapsa elachista W. e G. S. West

Cyano colonial

Cyanoduction cf. imperfectum Cronb. e Weib.

Cyanogranis ferruginea (Waw.) Hind.

Cylindrospermopsis raciborskii (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju

Epigloeosphaera sp.

Jaaginema sp.

Komvophoron sp.

Lyngbya sp.

Lemmermanniella pallida (Lemmerm.) Geit.

Merismopedia tenuissima Lemmerm.

Planktolingbya limnetica (Lemmerm.) Komárek-Legn. e Cronb.

Planktothrix agardhii (Gomont) Anag. & Komárek

Pseudanabaena limnetica (Lemmerm.) Komárek

Pseudanabaena mucicola (Hüb.-Pest. e Naum.) Bourrelly

Pseudoanabaena sp.

Romeria gracilis (Koczw.) Koczw. e. Geitler

Snowella atomus Komárek e Hindák

Synechocystis aquatilis Sauv.

Pseudabaenaceae não identificada

CHLOROPHYCEAE

Actinastrum hantzschii Lagerh.

Ankyra judayi (G.W. Smith) Fott

Closteriopsis sp.

Crucigenia fenestrata (Schm.) Schm.

Crucigeniella pulchra (West. Et G. S. West.) Komárek

Dictyosphaerium elegans Bachm.

Dictyosphaerium sp.

Elakathrix sp.

Monoraphidium contortum (Thur.) Komárk. - Legn.

Monoraphidium griffithii (Berk.) Komárk.-Legn.

Monoraphidium irregulare (G. M. Smith) Komárk.-Legn.

Monoraphidium komarkovae Nygaard

Monoraphidium minutum (Naegeli) Komárk. - Legn.

Monoraphidium tortile (W. e G.S. West) Komárk. - Legn.

Monoraphidium sp.

Oocystis lacustris Chodat

<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek			5					2
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chodat	17						1	
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat	9							
<i>Scenedesmus</i> sp.	9							
<i>Selenastrum gracile</i> Reins.								
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.			2	2				
Chlorococcales não identificada 1								
CHRYSOPHYCEAE								
<i>Bicosoeca</i> sp.				6				
<i>Dinobryon sertularia</i> C. G. Ehrenb.								
<i>Kephyrion</i> sp.	9						2	
<i>Mallomonas</i> sp.						1		
Chrysophyceae perfitica	9						1	
EUGLENOPHYCEAE								
<i>Euglena acus</i> Ehrenb.								
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenb.) Lemmerm.								
<i>Trachelomonas naviculiformis</i> Deflandre							2	
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein			2					
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>spinosa</i> Hub.-Pest.	17							
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	26							2
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech						3	2	
<i>Trachelomonas</i> sp1			5					
<i>Trachelomonas woycickii</i> Koczw.				3				
<i>Trachelomonas</i> sp.								
CRYPTOPHYCEAE								
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.								
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. e Bic.								
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. Emend. Pen.			3				3	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	26		7			34	3	
<i>Cryptomonas</i> sp.				3				2
ZYGNEMAPHYCEAE								
<i>Actinotaenium perminutum</i> (G.S. West) Teil.		31	17	45				
<i>Actinotaenium</i> sp.		7	3					
<i>Closterium acutum</i> L. A. Bréb. e Ralfs							3	2
<i>Closterium setaceum</i> C. G. Ehrenb. e Ralfs	9							
<i>Closterium</i> sp			3	1			3	
<i>Cosmarium candianum</i> Delponte		3						
<i>Cosmarium</i> sp.						1		
<i>Euastrum rectangulare</i> Fritsch e Rich			3					
<i>Gonatozygon kinahanii</i> (Arch.) Rabenh.								
<i>Hyalotheca dissiliens</i> L. A. Bréb.								
<i>Staurastrum trifidum</i> Nordsted.							2	
<i>Staurastrum</i> sp.								
DINOPHYCEAE								
<i>Peridinium</i> sp.			2				1	
<i>Peridinium</i> sp 1								

Tabela 6. Continuação

Densidade (ind.mL⁻¹) dos táxons fitoplanctônicos inventariados nos pontos monitorados (P11 a P20) na área de influência do AHE Jirau, no mês de abril de 2010.

Táxons	P11- S	P11- M	P11- F	P12- S	P12- M	P12- F	P13	P14- S	P15- S	P15- M	P15- F	P16- S	P16- M	P16- F	P17- S	P17- M	P17- F	P18- S	P18- M	P18- F	P19	P20- S	P20- M	P20- F	
BACILLARIOPHYCEAE																									
<i>Achnanthes</i> sp.																									
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.																									
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i> (Grunow) Sim.																									
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.																							4		
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenb.) Sim.								1																	
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmerm.) Sim.																					24				
<i>Aulacoseira</i> sp.							2																		
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve e Grunow) Holk e Klee			3			1																			
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.																									
<i>Cyclotella</i> sp.																									
<i>Cymbella naviculiformis</i> Auersw.																									48
<i>Cymbella</i> sp.																						7			192
<i>Eunotia fleuosa</i> (Bréb.) Kütz.										3															
<i>Eunotia</i> sp.				1				3					1												
<i>Fragilaria</i> sp.							7											1							96
<i>Girosygma</i> sp.										3		4													
<i>Gomphonema augur</i> Ehrenb.																									
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.																							24		
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.																									48
<i>Gomphonema</i> sp.								7	3																48
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.										1		4													
<i>Navicula schroeterii</i> Meist.												4													48
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehrenb.					3							4			6	1									48
<i>Navicula</i> sp.						1																4	5		
<i>Nitzschia</i> cf. <i>gracilis</i> Hantz.																									
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith			3																						
<i>Nitzschia</i> sp.									3														5	144	
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenb.) Cleve																									
<i>Pinnularia</i> sp.									3																
<i>Surirella</i> sp.			1																						
<i>Terpsinoe musica</i> C. G. Ehrenb.																									48
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Comp.																									
Pennales não identificada 1					1										3								16	144	
Pennales não identificada 2																									
Pennales não identificada 3																									
CYANOBACTERIA																									
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmerm.																						16			
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström														3											
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West																									
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. e G. S. West																									
<i>Cyano colonial</i>																									1

<i>Cyanoduction</i> cf. <i>imperfectum</i> Cronb. e Weib.										4
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Waw.) Hind.	3	13	7							
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju									16	
<i>Epigloeosphaera</i> sp. <i>Jaaginema</i> sp.										
<i>Komvophoron</i> sp.										
<i>Lyngbya</i> sp. <i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemmerm.) Geit.	3									
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.						3	1			24
<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek- Legn. e Cronb.										
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anag. & Komárek										16
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek	6	1		5	35		4			
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.-Pest. e Naum.) Bourrelly									3	
<i>Pseudoanabaena</i> sp. <i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. e. Geitler										48
<i>Snowella atomus</i> Komárek e Hindák	16								3	
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.			1						2	
Pseudabaenaceae não identificada									5	11
CHLOROPHYCEAE										
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.										16
<i>Ankyra judayi</i> (G.W. Smith) Fott										
<i>Closteriopsis</i> sp.									2	
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schm.) Schm.										
<i>Crucigeniella pulchra</i> (West. Et G. S. West.) Komárek										
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.										
<i>Dictyosphaerium</i> sp.										
<i>Elakatothrix</i> sp. <i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárk. - Legn.										24
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárk.-Legn.										4
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Smith) Komárk.- Legn.									5	24
<i>Monoraphidium</i> <i>komarkovae</i> Nygaard	3									3
<i>Monoraphidium minutum</i> (Naegeli) Komárk. - Legn.										3
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. e G.S. West) Komárk. - Legn.			3	3	2					48
<i>Monoraphidium</i> sp. <i>Oocystis lacustris</i> Chodat				1						
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek					1					
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenb.) Chodat										
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat										
<i>Scenedesmus</i> sp.									1	
<i>Selenastrum gracile</i> Reins. <i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	3									
Chlorococcales não identificada										4

CHRYSOPHYCEAE

<i>Bicosoeca</i> sp.												
<i>Dinobryon sertularia</i> C. G. Ehrenb.			2							24		11
<i>Kephyrion</i> sp.			2									
<i>Mallomonas</i> sp.			1									
Chrysophyceae perifitica									3			

EUGLENOPHYCEAE

<i>Euglena acus</i> Ehrenb.			1									
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenb.) Lemmerm.							4					
<i>Trachelomonas naviculiformis</i> Deflandre												
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein												
<i>Trachelomonas similis</i> Stokes var. <i>spinosa</i> Hub.-Pest.												
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.			5						3		3	
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech												
<i>Trachelomonas</i> sp1												
<i>Trachelomonas woycickii</i> Koczw.												
<i>Trachelomonas</i> sp.												24

CRYPTOPHYCEAE

<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.		3	3				1					
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. e Bic.						3						
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. Emend. Pen.												
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	3		3	3	70	17	4	13	6	1	1	31
<i>Cryptomonas</i> sp.					34		3	11				24

ZYGNEMAPHYCEAE

<i>Actinotaenium perminutum</i> (G.S. West) Teil.												
<i>Actinotaenium</i> sp.												
<i>Closterium acutum</i> L. A. Bréb. e Ralfs									4			
<i>Closterium setaceum</i> C. G. Ehrenb. e Ralfs												
<i>Closterium</i> sp						3						24
<i>Cosmarium candianum</i> Delponte												
<i>Cosmarium</i> sp.												
<i>Euastrum rectangulare</i> Fritsch e Rich												
<i>Gonatozygon kinahanii</i> (Arch.) Rabenh.							4		1			
<i>Hyalotheca dissiliens</i> L. A. Bréb.			1									
<i>Staurastrum trifidum</i> Nordsted.												
<i>Staurastrum</i> sp.			2									

DINOPHYCEAE

<i>Peridinium</i> sp.			2		3					1		
<i>Peridinium</i> sp 1					3		1			3		

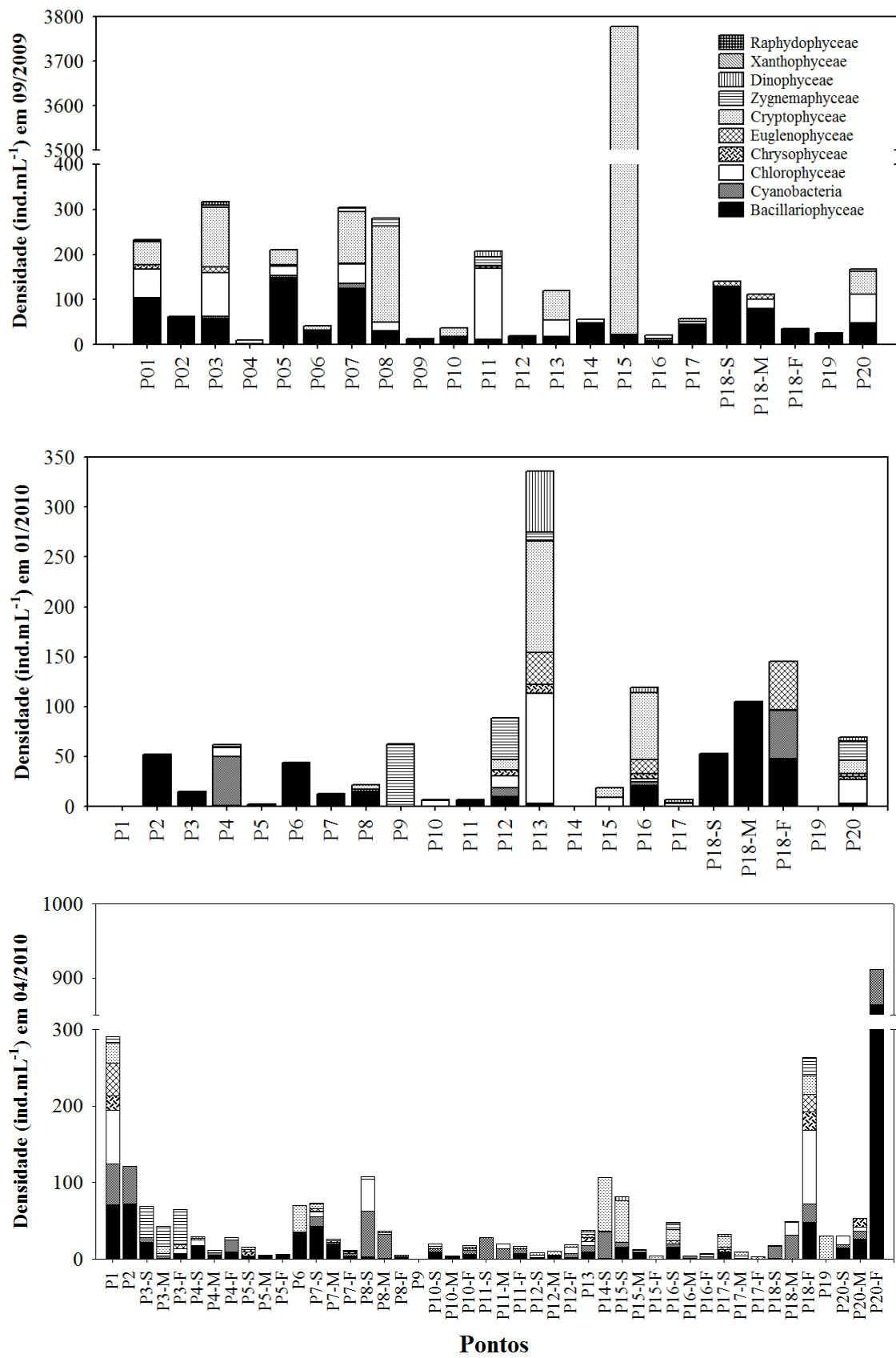


Figura 29. Variação espacial da densidade fitoplânctônica na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009, janeiro e abril de 2010.

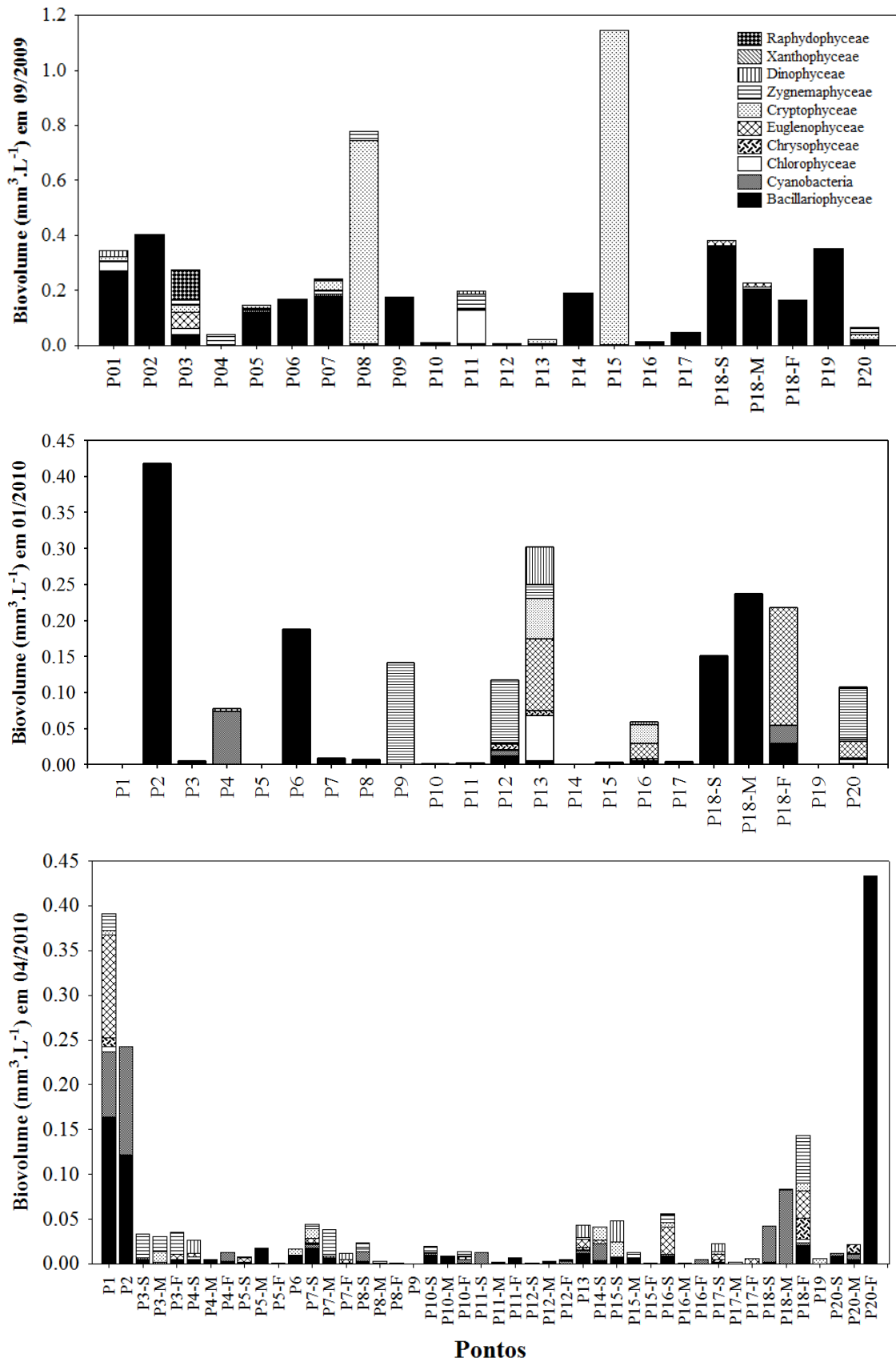
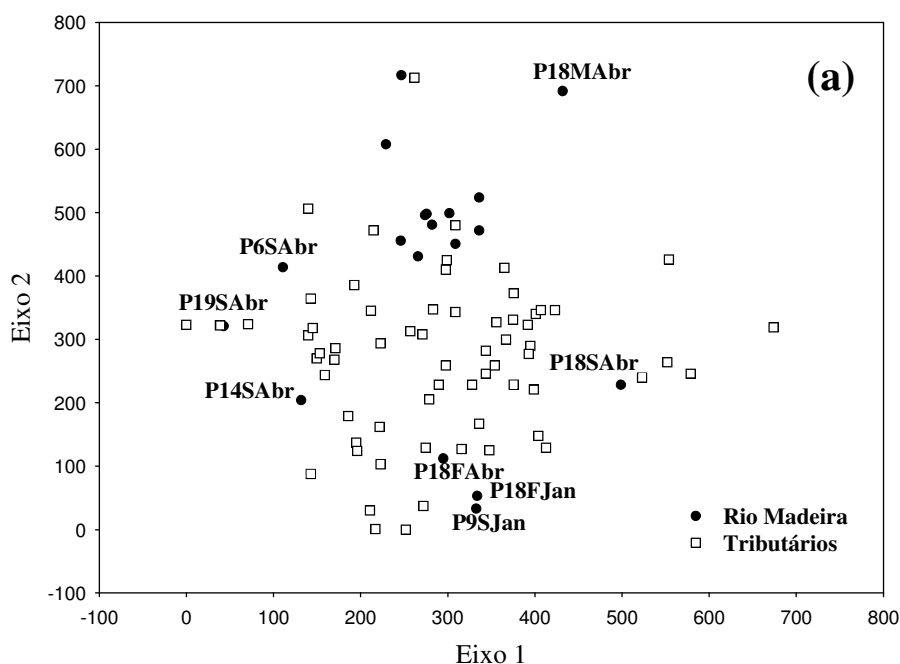


Figura 30. Variação espacial do biovolume fitoplanctônico na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Análise de Correspondência “Destendenciada” (DCA)

Os resultados da análise de correspondência indicaram baixa complexidade taxonômica da comunidade fitoplanctônica no rio Madeira em setembro/outubro de 2009, sendo esta representada principalmente pelas diatomáceas. Em janeiro e abril de 2010 foi registrado maior número de táxons neste rio, principalmente nos pontos P6, P14 e P19, sendo registradas criptofíceas, zignemafíceas, cianobactérias, clorofíceas e euglenofíceas (**Figuras 31a, b e Figura 32**).

A variação temporal nos tributários foi mais evidente sendo influenciada pela maior representatividade das cianobactérias nos igarapés Araras e São Simão e no rio Mutum-Paraná, por clorofíceas no igarapé Caiçara e por euglenofíceas no rio Abunã (**Figuras 31a, b e Figura 32**).



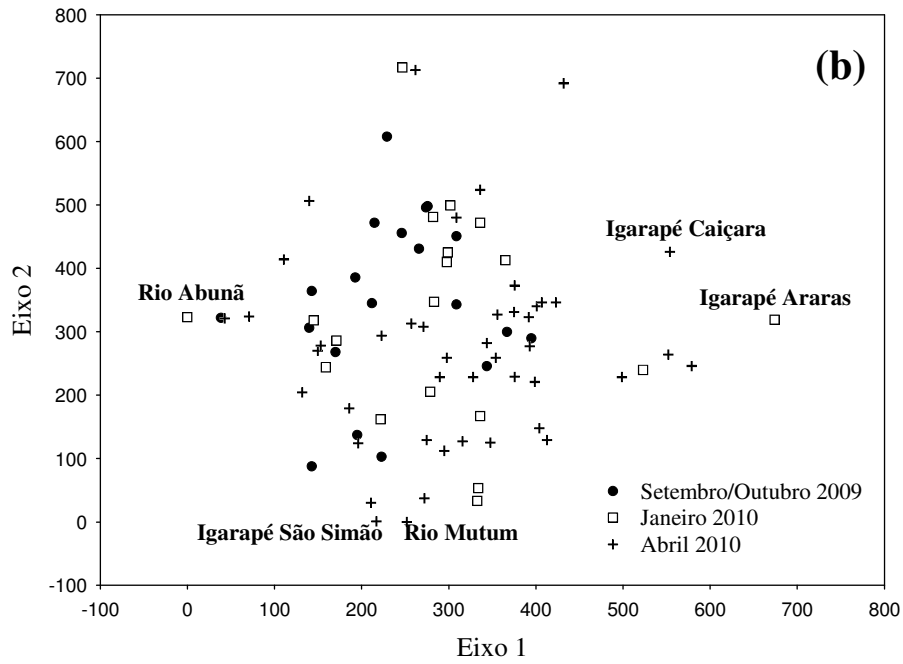


Figura 31. Dispersão dos escores dos pontos (a) e meses de coleta (b) ao longo dos dois primeiros eixos da DCA.

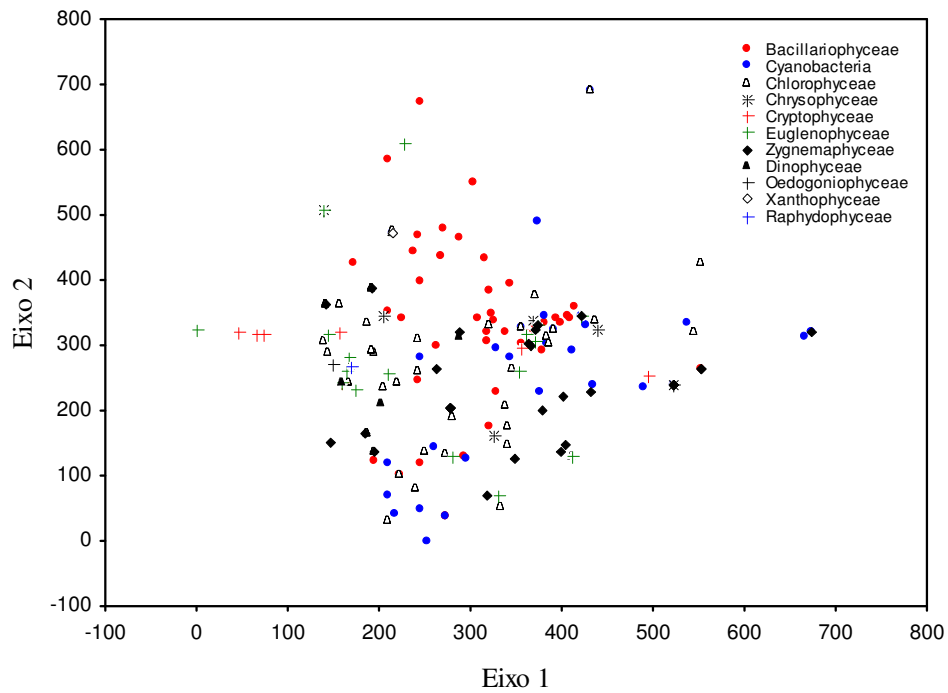


Figura 32. Dispersão dos escores dos táxons fitoplanctônicos ao longo dos dois primeiros eixos da DCA.

Diversidade de espécies e equitabilidade

Os valores do índice de diversidade de Shannon e equitabilidade da comunidade fitoplanctônica em abril de 2010 foram baixos na maioria dos pontos, sendo menores

nos pontos localizados no rio Madeira (**Figura 33**). Os maiores valores de diversidade ocorreram nos tributários, como também verificado nos meses anteriores. Em abril, valores de diversidade acima de $2,5 \text{ bits.ind.}^{-1}$ foram registrados no ponto P1, situado no rio Mamoré e ponto P13, localizado na área alagada de Mutum 1 (**Figura 33**). A baixa riqueza de espécies fitoplanctônicas registrada na maioria dos pontos certamente influenciou os baixos valores de diversidade.

Os valores de equitabilidade foram altos na maioria dos pontos devido a ausência de táxons dominantes. Em geral, o fitoplâncton de ambientes lóticos é caracterizado por alta proporção de espécies raras.

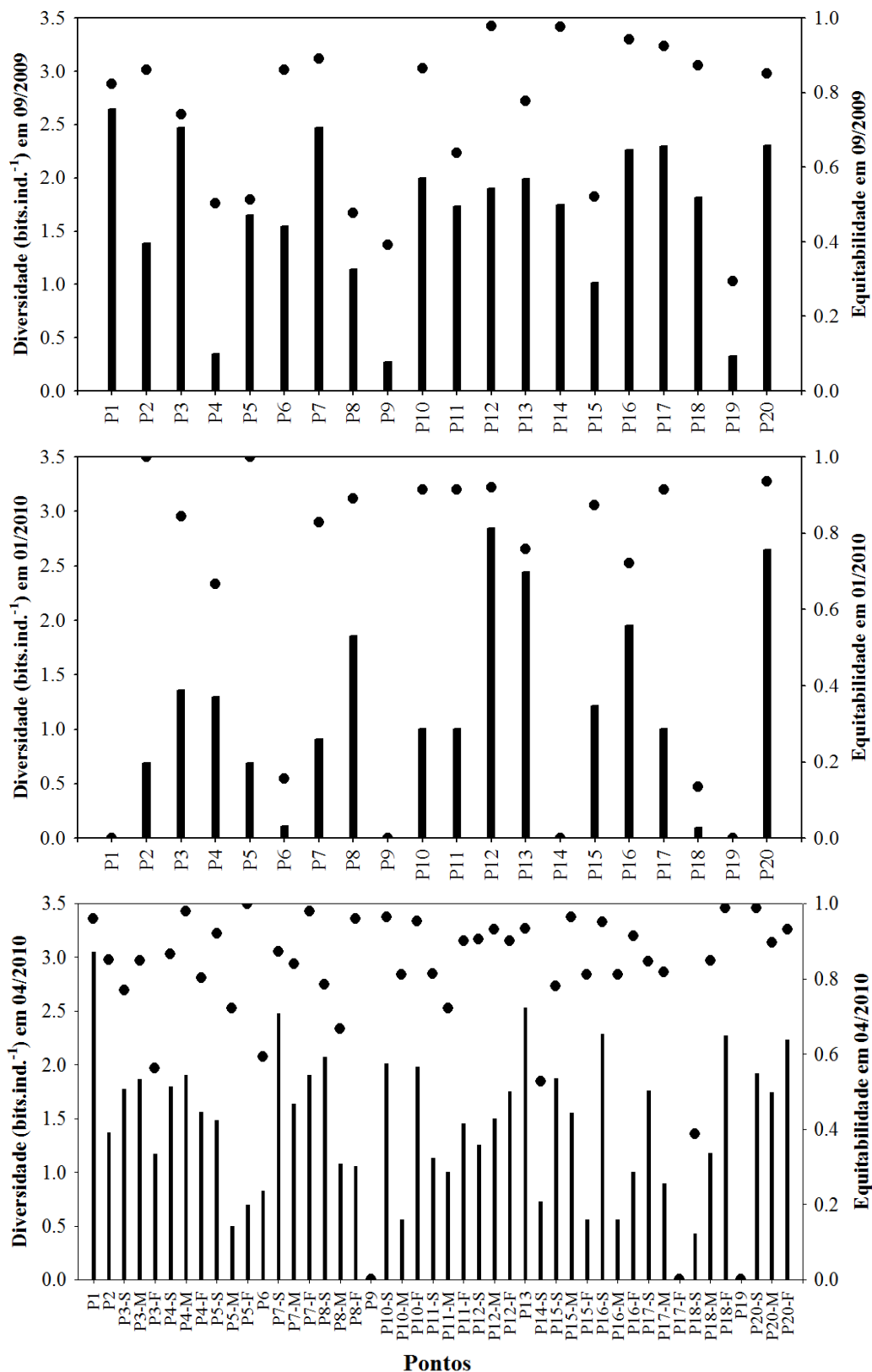


Figura 33. Variação espacial da diversidade (barras) e equitabilidade (●) na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009, janeiro e abril de 2010.

Cyanobacteria

Foram registradas cianobactérias em todos os pontos monitorados, tanto nas amostras com rede (**Tabela 5**), quanto nas amostras quantitativas (**Tabela 7**), em abril de 2010. Nos tributários ocorreram táxons tipicamente planctônicos, e nos pontos monitorados no rio Madeira ocorreram táxons potamoplanctônicos e ticoplanctônicos, sendo alguns potencialmente toxigênicos e característicos de ambientes eutróficos (RODRIGUES *et al.*, 2005; BORGES *et al.*, 2008; 2010), dentre estes, *Anabaena*, *Aphanocapsa*, *Chroococcus*, *Planktolyngbya* e *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Aphanizomenon*.

Tabela 7. Densidade (células.mL⁻¹) de cianobactérias nos pontos monitorados (P1 a P10) na área de influência do futuro AHE Jirau, no mês de abril de 2010.

Táxons	P1	P2	P3- S	P3- M	P3- F	P4- S	P4- M	P4- F	P5- S	P5- M	P5- F	P6	P7- S	P7- M	P7- F	P8- S	P8- M	P8- F	P9	P10- S	P10- M	P10- F
CYANOBACTERIA																						
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmerm.																						
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström																						
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West										330												
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. e G. S. West																						
<i>Cyano colonial</i>														180								
<i>Cyanoduction cf. imperfectum</i> Cronb. e Weib.																						
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Waw.) Hind.																						
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju															10							
<i>Epigloeosphaera</i> sp.															40	40						
<i>Jaaginema</i> sp.										10												10
<i>Komvophoron</i> sp.								8														
<i>Lyngbya</i> sp.	20																					
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemmerm.) Geit.																						
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.																1						
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek-Legn. e Cronb.	180		60																			
<i>Planktothri agardhii</i> (Gomont) Anag. & Komárek	260	480						10														
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek		9	27	27					9							180				27		45
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.-Pest. e Naum.) Bourrelly																9	66			3		
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	90					10							10									
<i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. e. Geitler	45												15									
<i>Snowella atomus</i> Komárek e Hindák																310	100	20				
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.																						
Pseudabaenaceae não identificada							12	36														
Total células	595	489	87	27	0	10	20	376	9	10	0	0	215	40	41	499	166	20	0	30	0	55

Tabela 7. Continuação.

Densidade (células.mL⁻¹) de cianobactérias nos pontos monitorados (P11 a P20) na área de influência do futuro AHE Jirau, no mês de abril de 2010.

Táxons	P11- S	P11- M	P11- F	P12- S	P12- M	P12- F	P13	P14- S	P15- S	P15- M	P15- F	P16- S	P16- M	P16- F	P17- S	P17- M	P17- F	P18- S	P18- M	P18- F	P19	P20- S	P20- M	P20- F	
CYANOBACTERIA																									
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmerm.																			160						
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström													90												
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West																									
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. e G. S. West																									
<i>Cyano colonial</i>																								30	
<i>Cyanoduction cf. imperfectum</i> Cronb. e Weib.																							80		
<i>Cyanogranis ferruginea</i> (Waw.) Hind.	24	104	56																						
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju																			160						
<i>Epigloeosphaera sp.</i>																									
<i>Jaaginema sp.</i>																									
<i>Komvophoron sp.</i>																									
<i>Lyngbya sp.</i>																									
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemmerm.) Geit.	180																								
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmerm.												24		8					192						
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek-Legn. e Cronb.																									
<i>Planktothri agardhii</i> (Gomont) Anag. & Komárek																			160						
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmerm.) Komárek	54	9				45		315				36													
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Hüb.-Pest. e Naum.) Bourrelly									9																
<i>Pseudoanabaena sp.</i>																									480
<i>Romeria gracilis</i> (Koczw.) Koczw. e. Geitler							18																		
<i>Snowella atomus</i> Komárek e Hindák	160								30																
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.				1			2																		
Pseudabaenaceae não identificada							55																		120
Total células	418	113	56	1	0	45	75	315	39	0	0	36	24	90	8	0	0	160	320	192	0	80	150	480	

O número de células de cianobactérias foi baixo, sendo inferior a 600 células.mL⁻¹, no entanto, foi superior ao verificado em janeiro de 2010. Os maiores valores ocorreram nos pontos P1, P2, P4, P8, P11, P14, P18 e P20 (**Tabela 7**). Os valores de biomassa deste grupo também foram baixos (inferiores a 5 mm³.L⁻¹) (**Figuras 29 e 30, Tabela 6**) e permitiram classificar as águas dos pontos monitorados na classe 2, segundo os padrões de qualidade para os corpos de água fixados pela

Resolução CONAMA nº 357/2005, as quais podem ser destinadas aos usos previstos para esta classe de água.

Como ressaltado em relatórios anteriores, as cianobactérias são adaptadas a uma ampla gama de variabilidade ambiental e podem desenvolver florações em condições de estabilidade da coluna d'água, altas temperaturas e elevadas concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (CODD *et al.*, 2005), condições que têm sido frequentemente registradas após a formação de reservatórios.

4.6.2. Zooplâncton

Composição

Os resultados de composição do zooplâncton, nas 61 amostras obtidas em abril de 2010, na área de influência do AHE Jirau, referentes a um estudo de variação nictemeral (18 amostras), e ao monitoramento em 20 diferentes pontos, incluindo amostras de meio e fundo nos diferentes tributários, evidenciaram a ocorrência de 202 táxons, destacando-se, assim como no período anterior de amostragem, os rotíferos com 92 espécies, seguidos por protozoários testáceos, com 67 espécies, cladóceros com 30 espécies, e copépodes, com 13 espécies (**Tabela 8**).

Temporalmente, o número total de espécies em abril é superior àqueles registrados nos primeiros períodos de amostragem (setembro/2009 e janeiro/2010). Este aumento está evidentemente relacionado ao maior esforço de amostragem realizado em abril de 2010 (i.e., adição de amostras de superfície, meio e fundo nos 12 tributários).

O predomínio de rotíferos, em termos de número de espécies, tem sido registrado em inúmeros estudos sobre o zooplâncton de água doce, especialmente em ambientes lênticos (LANSAC-TÔHA *et al.*, 1999; 2004; 2005; NOGUEIRA, 2001; SAMPAIO *et al.*, 2002; VELHO *et al.*, 2005; VIEIRA *et al.*, 2007).

Por outro lado, espécies ticoplanctônicas como as de testáceos, além de diversas espécies de rotíferos e microcrustáceos, tendem a ter uma maior participação no potamoplâncton (ou plâncton de rios). Como discutido em relatórios anteriores, a grande representatividade destes organismos decorre do fato de que, espécies planctônicas são fortemente limitadas pela velocidade de corrente (MARZOLF, 1990), enquanto que espécies litorâneas ou bentônicas são transportadas para a coluna de água,

à medida que são removidas da vegetação marginal ou do sedimento pelo fluxo de corrente.

Em relação à composição dos diferentes grupos, em abril de 2010, os protozoários testáceos estiveram representados por 10 famílias diferentes, destacando-se, novamente, os Diffugiidae, Arcellidae e Centropyxidae como as famílias mais especiosas (**Tabela 8**). Esse resultado corrobora o padrão frequentemente observado para este grupo em distintos ambientes dulcícolas brasileiros (VELHO *et al.*, 1999; LANSAC-TÔHA *et al.*, 2007; VIEIRA *et al.*, 2007).

Entre os rotíferos, foram registradas 23 famílias, sendo os Lecanidae e Brachionidae amplamente dominantes, mais uma vez, na área de estudo (**Tabela 8**). Esse resultado coaduna com os estudos sobre o zooplâncton tropical que tem registrado estas famílias como as mais especiosas entre os rotíferos (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004).

Os cladóceros foram representados por sete famílias, destacando-se, mais uma vez os Chydoridae (**Tabela 8**). Essa família é a mais especiosa entre os cladóceros e apresenta um hábito litorâneo e bentônico, sendo geralmente representativa do plâncton de grandes sistemas rio-planície de inundação (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004).

Os copépodes estiveram, mais uma vez, representados principalmente pela família Cyclopidae, família esta também preferencialmente associada à vegetação marginal e sedimento. Os Diaptomidae, tipicamente planctônicos, estiveram representados por duas espécies (**Tabela 8**).

De maneira geral, os resultados de composição do zooplâncton obtidos em abril de 2010 corroboram aqueles obtidos nos dois primeiros períodos de amostragem, e evidenciam uma comunidade zooplanctônica característica de grandes rios associados a ambientes com reduzida velocidade de corrente (LANSAC-TÔHA *et al.*, 2004). Neste sentido, na área de influência da futura UHE Jirau, tem sido registrada uma elevada diversidade zooplanctônica, tendo em vista a ocorrência de um grande número de espécies planctônicas, por um lado, e por outro, a expressiva presença de espécies ticoplanctônicas, oriundas de outros compartimentos aquáticos, e que incrementam marcadamente o número de espécies no compartimento planctônico.

Tabela 8. Inventário de espécies zooplanctônicas identificadas e suas respectivas densidades (indivíduos/m³) nos diferentes pontos de amostragem (P1 a P10), na área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010. (S=superfície; M= meio; F= fundo).

ESPÉCIES/PONTO	P1S	P2S	P3S	P3M	P3F	P4S	P4M	P4F	P5S	P5M	P5F	P6S	P7S	P7M	P7F	P8s	P8M	P8F	P9S	P10S	P10M	P10F
TESTÁCEOS																						
Arcellidae																						
<i>Arcella artocrea</i>	20			20			10	40							20						50	40
<i>A. brasiliensis</i>						80	10	20							1		10	40			20	
<i>A. conica</i>													1		20				40			
<i>A. costata</i>			20	40	40									20		10		40				
<i>A. crenulata</i>																	1			420		10
<i>A. discoides</i>	60		100	60	80	20	30	60	40	10	20			20	20	40	10	40	120	80	20	40
<i>A. gibbosa</i>										1							1	40				10
<i>A. hemisphaerica</i>	60		40	40	20	1	10			10	20			20	50	80	10	30		40		1
<i>A. megastoma</i>		10	2	20	1	1	1		1			20	20	10	3		10	40	1	1		
<i>A. mitrata</i>																						1
<i>A. mitrata espectabilis</i>													1	10								
<i>A. cf. penardi</i>																						
<i>A. vulgaris</i>		2	60		60	40	10	2	1	10				20	20	30	1		2	20	10	10
<i>A. vulgaris undulata</i>	20									20							1					2
Centropyxidae																						
<i>Centropyxis aerophyla</i>			20							20												
<i>C. aculeata</i>	140	80	140	380	100	60	40	100	60	50	60	40	80	50	130	10	60	960	100	40	20	20
<i>C. cf. cassis</i>			1	1				1							1		10	80				
<i>C. ecornis</i>	60	30	80	80	40	40	20	60	20	20	20	20	20	20	10		10	280	120		1	
<i>C. constricta</i>			20	20	40					1							10					10
<i>C. discoides</i>					20																	
<i>C. marsupiformis</i>																		40	20			
<i>C. cf. minuta</i>																						
<i>C. platystoma</i>		10	20			20		20											1			
<i>C. spinosa</i>					1	20									40							
<i>Bulinularia indica</i>																						
Trigonopyxidae																						
<i>Cyclopyxis impressa</i>			1					1					3		10			40				
<i>C. kahli</i>	70	20			40			40				1					10		120			20
<i>Cyclopyxis sp</i>			20					20										40				
<i>Trigonopyxis arcula</i>																						
Trinematidae																						
<i>Siphoderia ampula</i>																						
Diffflugidae																						
<i>Cucurbitella dentata</i>				20												10		40				
<i>Cucurbitella sp.</i>																						
<i>Diffflugia acuminata</i>					20	1				1	20							160				
<i>D. cf. bicurris</i>																		40				
<i>D. cf. briophyla</i>																						
<i>D. capreolata</i>																	1	1				
<i>D. corona</i>			1	40	20		1		10	20												1
<i>D. echinulatta</i>																						
<i>D. elegans</i>				1	1																	
<i>D. cf. globularis</i>																						
<i>D. gramem</i>				40	20	20			1	1								40				
<i>D. lineare</i>		10																				
<i>D. cf. lingula</i>																						
<i>D. litophyla</i>			1																			
<i>D. lobostoma</i>					1																	
<i>D. oblonga</i>				20								20			1			160				
<i>D. cf. pleustonica</i>																						
<i>D. cf. stellastoma</i>																						
<i>D. urceolata</i>			1	20														40				
<i>Diffflugia sp.</i>				40	40													40		1		1
<i>Hoongeradia criptostomica</i>																						
<i>Netzelia cf. oviformis</i>																						
<i>Pontigulasia compressa</i>																						
<i>Pontigulasia sp.</i>																						
Euglyphidae																						
<i>Euglypha acantophora</i>													1	2	1	10	1					
<i>E. cristata</i>																						
<i>E. filifera</i>																						
Hyalosphaenidae																						
<i>Heleopera petricola</i>																						
<i>Nebella sp</i>				20								20								20		
Lesquereusidae																						
<i>Lesquereusia modesta</i>					20		10	1							10			120				
<i>Lesquereusia spiralis</i>			1				1											80				
Phryganellidae																						

Phryganella sp.

Plagiopyxidae																						
<i>Plagiopyxis</i> sp						180		20									40	40		10		
TOTAL TECAMEBAS	360	212	527	882	525	523	143	385	163	114	160	121	185	201	398	52	214	2603	505	561	131	166

ROTIFEROS

Asplachnidae

Asplanchna sieboldi

Brachionidae

Anueropsis fissa

B. caudatus 220 20 80

B. dolabratus 100 10 20 20

B. falcatus 1 20

B. urceolaris 20

B. quadridentatus 2 2

B. zahmenseri 20 10 20 60 100 240 90 120 120 160 60 360 3

Keratella americana 2

K. cochlearis 20 60

K. lenzi 20

Plathyas quadricornis 3 1 20 2 40 10 20 10 20 40 40 20

Plathyonus p. patulus

Plathyonus patulus

macracanthus 20 1 1 20

Conochilidae

Conochilus coenobasis 180 1 40 20 20 20 10 10 50 60 1 1 80

Conochilus dossuarius

Colotecidae

Coloteca sp.

Colurellidae

Colurella cf. obtusa 1

Colurella sp.

Epiphanidae

Epiphanis sp. 20 3 20 1 1 1 20

Euclhanidae

Euclhanis dilatata 40 1 2 20 1 10 20 1 10

Euclhanis incisa 20

Dipleuchlanis propatula 80 10 1 1 20 40 1 1 20 1

Filinidae

Filinia longiseta 20 20 30

F. saltator 60 1

F. cf. terminalis 20 10 320 40 140 40 220 100 100 10 10 60

Floscularidae

Floscularidae n 1 40

identificado

Floscularia cf. rigens

Pytigura sp. 10

Gastropodidae

Ascomorpha ecaudis 10

Hexarthridae

Hexarthra mira

Lecanidae

Lecane bulla 2 20 60 40 1 100 10 1 10 80 20 40 50 10 40 100 20 10 10

L. closterocerca 20 20 10

L. cornuta 40 1 20 20 20 20 20 1 1

L. curvicornis 40 20 20 1 1 60 40 50 20 40 1 1

L. cf. dorissa 10

L. elsa 10

L. hastata 20 40 20 20 1

L. leontina 20 20 1 80 2 1 1 70 1 20 1

L. ludwigi 20 20 1 80 2 1 1 70 1 20 1

L. cf. luna 20 20 10 1 3 10 20 10 20 10

L. lunaris 20 20 10 1 3 10 20 10 20 10

L. meline 10 10 10 10 20 10

L. monostyla 10 10 10 10 20 10

L. cf. murrayi 10 10 10 10 20 10

L. ornata 10 10 10 10 20 10

L. papuana 1 20 10

L. projecta 1 20 10

L. quadridentata 20 1 10

L. cf. saginata 10

L. signifera 10

L. stichea 10

Lecane sp. 1 1

Lepadelidae

Lepadella cristata 40 1 1 1 20 1

Lepadella ovalis 20 20 10 1 10 1 1

L. benjamini 20 20 40 10

Philodinidae

Bdeloidea 80 30 20 120 100 180 50 20 4 50 1 220 40 130 100 20 30 120 280 20 50 10

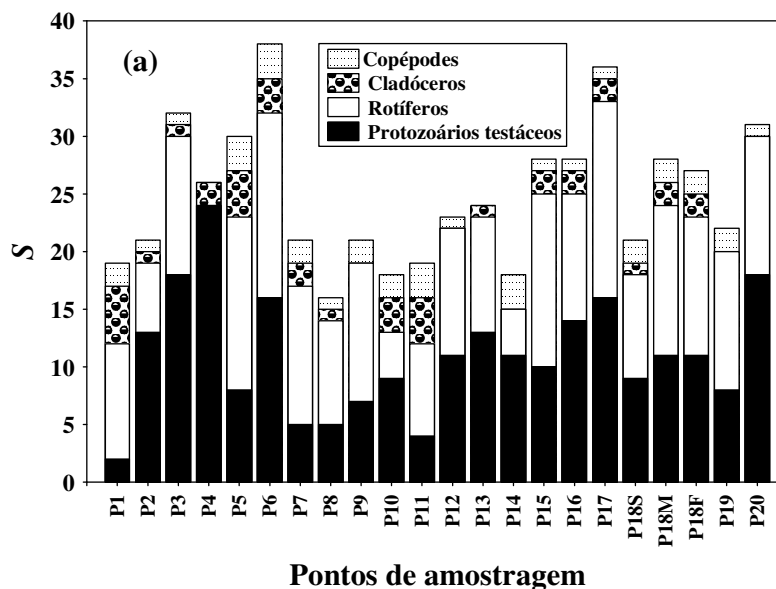
Dissotracha aculeata

<i>Colurella sp.</i>																				1		
Epiphanidae																						
<i>Epiphanis sp.</i>	20	20		20																20		
Euchlanidae																						
<i>Euchlanis dilatata</i>	2	20	3	20		1			1				1							10	20	
<i>Euchlanis incisa</i>																					10	
<i>Dipleuchlanis propatula</i>				10		1	40		40		10	10		1	20	80				10		
Filiniidae																						
<i>Filinia longiseta</i>									60													
<i>F. saltator</i>									20				10									
<i>F. cf. terminalis</i>	2	10	10	1			80							40				1	20		1	
Floscularidae																						
Floscularidae n identificado	20	10		20							10	2								1	10	
<i>Floscularia cf. rigens</i>			1																			
<i>Pytigura sp.</i>			10												20	260						
Gastropodidae																						
<i>Ascomorpha ecaudis</i>																						
Hexarthridae																						
<i>Hexarthra mira</i>									20													
Lecanidae																						
<i>Lecane bulla</i>	90	10	40	40		2		20	100	2		20	20	10	20	40	1	40	20	20	10	30
<i>L. closteroerca</i>				20	10				60		10		10		1	40	20			1		10
<i>L. cornuta</i>	1			20		1				1		1			2	180	20			1		
<i>L. curvicornis</i>	1	10	1	3			40	60	40	1	10	10	1	20	100	80	1	3	60			
<i>L. cf. dorissa</i>																1						
<i>L. elsa</i>																						
<i>L. hastata</i>															20							
<i>L. leontina</i>			10					1			2		40	1	1		20		1			
<i>L. ludwigi</i>	20	20	10	40	1		1					10			40		40			1	10	
<i>L. cf. luna</i>								40		20		10			40	20						
<i>L. lunaris</i>	1		1	1				20	20	20		20	2		20	100		1				
<i>L. meline</i>		10				10															10	10
<i>L. monostyla</i>	10																					
<i>L. cf. murrayi</i>										1												
<i>L. ornata</i>																1						
<i>L. papuana</i>				40				20														
<i>L. projecta</i>																					1	
<i>L. quadridentata</i>																						
<i>L. cf. saginata</i>						10																
<i>L. signifera</i>						1					30	10										
<i>L. stichea</i>															1					20		
<i>Lecane sp.</i>									20						1							
Lepadellidae																						
<i>Lepadella cristata</i>	20	10		20				20	40		1									40	10	
<i>Lepaella ovalis</i>	20		30		1	30						10										
<i>L. benjamini</i>		1	100						20	30	20		1	20		20	40					
Philodinidae																						
Bdeloidea	110	20	50	120	1	20	280	120	60	10	60		70	60	20	160	640	40	160	80	50	20
<i>Dissotracha aculeata</i>									5						20	80						
<i>Rotaria cf. macrura</i>														1								
<i>Rotaria sp.</i>										10	20											
Proalidae																						
<i>Proales sp.</i>																						20
Dicranophoridae																						
<i>Dicranophorus sp.</i>	10					10					1		20	70		20	200					10
Mytilinidae																						
<i>Mytilinia cf. bisulcata</i>																						
<i>M. macrocera</i>						1			4		50		5	10		40	20		1	1		
<i>M. ventralis</i>		10		20						30	10	10	10		20					20	20	
Notomatidae																						
<i>Cephalodella mucronata</i>																						
<i>Cephalodella sp.</i>	10			20	10	1	1	20	20		10		20	70	20	40	60				20	
<i>Notommata cf. copeus</i>														20								
<i>Notommata sp.</i>	10																20					
<i>Monommata cf. aequalis</i>																						10
<i>Monomata sp.</i>	10		10				80		20			10	2	40	40	320				1		
Synchaetidae																						
<i>Polyarthra vulgaris</i>				20																		
<i>Synchaeta cf. stylata</i>						10																
Testudinellidae																						
<i>Testudinella mucronata</i>				10					20				1						40	2		1
<i>Testudinella ohlei</i>	90	80	5	60			40				10		1	20						80	2	20
<i>Testudinella patina</i>	30	30	90	1			40		120	20	5	20	3	10	20	100	80			80	20	2

<i>Macrocyclus albidus</i>															10								
<i>Mesocyclops meridianus</i>							40																
<i>Mesocyclops leuckarti</i>															2						1		
<i>Metacyclops mendocinus</i>							1																
<i>Mycrocyclops cf. filitinus</i>																						1	
<i>Mycrocyclops sp.</i>																							
<i>Paracyclops cf. chiltoni</i>			1																				
náuplio de Cyclopoida	170	60	90	240	1	30	1800	120	220	30	170	50	30	60	460	20	280	40	220	120	100	130	
copepodito de Cyclopoida	10		2	20	1	3	440	1	20	10	10		10	20	40				60	20	1	1	
Diaptomidae																							
<i>N.cf. cearensis</i>																							
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>																							
<i>Notodiaptomus sp.</i>							80															10	
nauplio de Calanoida						1	1360	1	1		1			20						20	1	40	
copepodito de Calanoida			1				320				1				20					20	1	50	
TOTAL COPÉPODES	180	60	94	281	2	44	4041	142	241	40	182	50	50	132	522	40	280	41	282	182	124	241	

Riqueza de espécies

Robustecendo os resultados de composição, bem como os registrados nos períodos anteriores de amostragem, em abril de 2010, os resultados de riqueza de espécies evidenciaram o predomínio de rotíferos e protozoários testáceos em todos os pontos de amostragem (Figura 34).



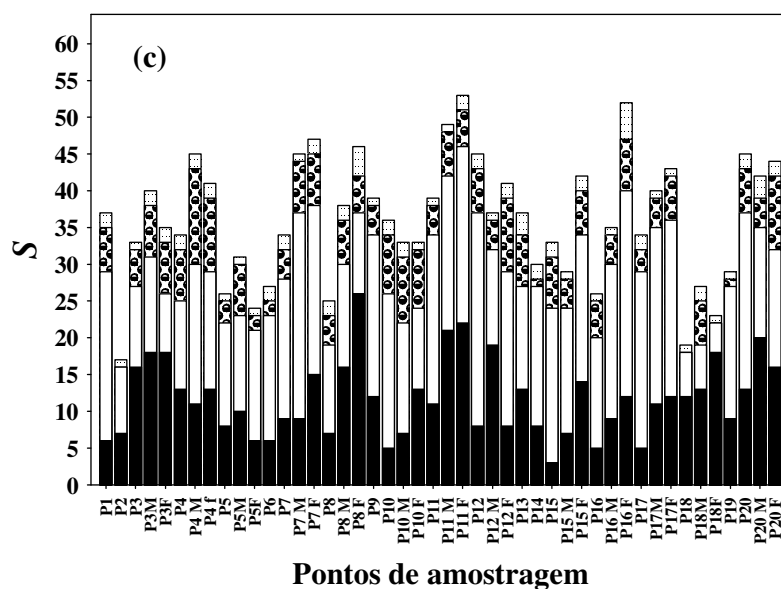
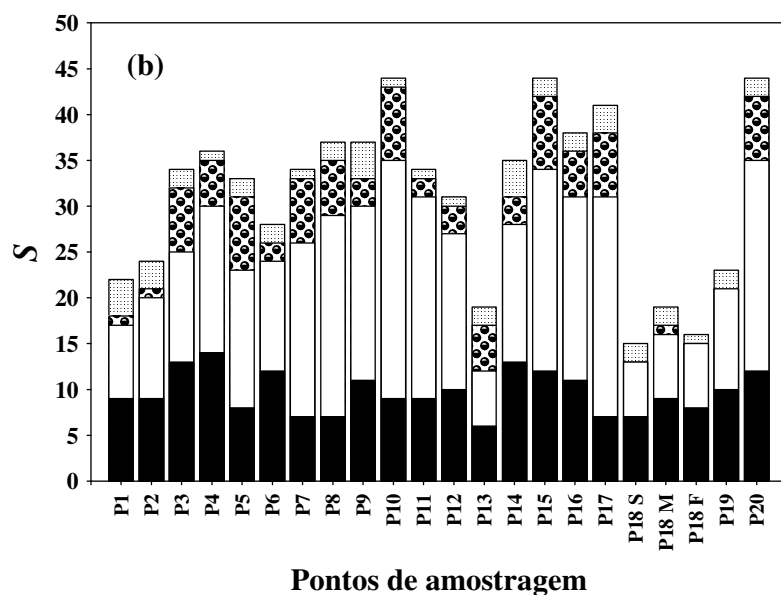


Figura 34. Distribuição espacial da riqueza de espécies do zooplâncton na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009 (a), janeiro (B) e abril de 2010 (c). (M= meio; F= fundo da coluna de água).

Espacialmente, os valores de riqueza variaram entre 17 e 53 espécies (**Figura 34**), com uma média aproximada de 36 espécies para a área de estudo. Esses resultados representam um novo incremento no número médio de espécies para a área de estudo, considerando as médias de 25 e 31 espécies registradas em setembro de 2009 e janeiro de 2010, respectivamente.

Maiores valores de riqueza de espécies, em abril, foram observados nos igarapés Caiçara (ponto P16), Araras (ponto P4), Simãozinho (ponto P7), no rio Mutum Paraná, a montante (ponto P11) e em sua foz, próximo ao rio Madeira (ponto P20) (**Figura 34**).

Por outro lado, menores valores de riqueza de espécies do zooplâncton foram registrados no rio Madeira, a montante (pontos P2 e P6) e a jusante (pontos P18 e P19) da área de estudo, e ainda no rio Abunã, também a montante da área estudada (**Figura 34**).

Os resultados de distribuição vertical do zooplâncton, obtidos para os diferentes tributários, evidenciaram, em geral, maiores valores de riqueza de espécies do zooplâncton na camada mais profunda da coluna de água, enquanto que aqueles observados para a superfície foram menores que os obtidos para o meio e fundo da coluna de água (**Figura 35**).

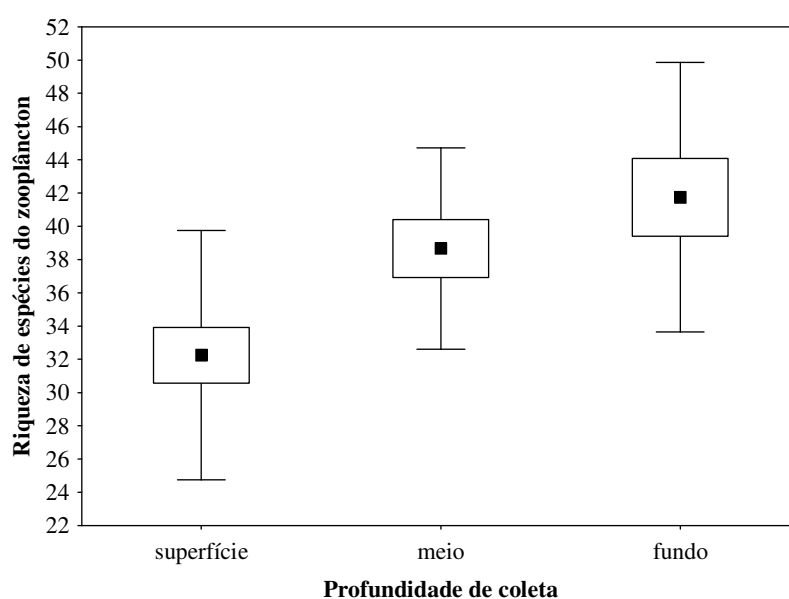


Figura 35. Riqueza de espécies do zooplâncton entre as diferentes profundidades amostradas em abril de 2010, na área de influência do AHE Jirau. (ponto= média; caixa= desvio padrão; barras= erro padrão).

Densidade

Os resultados de abundância do zooplâncton, obtidos em abril de 2010, evidenciaram, mais uma vez, valores relativamente baixos de densidade, sendo ainda mais homogêneos que aqueles obtidos em períodos anteriores quando pelo menos um grande pico de abundância foi observado (**Figura 36**). Assim, em abril de 2010, a densidade zooplancônica variou entre 324 e 6.891 indivíduos/m³ (**Figura 36**), com média aproximada de 1596 indivíduos/m³. Considerando-se que não se observou, em abril, grandes picos de densidade na área de estudo, o valor médio de densidade foi

consideravelmente menor que o observado em janeiro de 2010 (7.598 indivíduos/m³) e em setembro/outubro de 2009 (4.062 indivíduos/m³).

Como já discutido em relatórios anteriores, em ambientes com elevada velocidade de corrente, espera-se, em geral, a ocorrência de reduzidos valores de abundância do zooplâncton, tendo em vista que espécies verdadeiramente planctônicas não desenvolvem grandes populações em tais ambientes (BASU e PICK, 1996; KOBAYASHI *et al.*, 1998), sendo a comunidade zooplanctônica representada, principalmente, por organismos pseudo-planctônicos.

As alterações temporais observadas para a abundância média do zooplâncton podem estar relacionadas à mudanças na velocidade de corrente/tempo de residência da água, de forma que um incremento na velocidade de corrente pode limitar o desenvolvimento de populações tipicamente planctônicas. Segundo LAYR e REYES-MARCHANT (1997), o zooplâncton de rio é abundante apenas quando o tempo de residência da água é suficientemente elevado para permitir o crescimento e reprodução dos organismos, existindo uma relação positiva e significativa entre o tempo de residência e a abundância zooplanctônica.

Em abril, maiores valores de densidade do zooplâncton foram registrados nos pontos localizados, nos igarapés São Simão e Jirau (pontos P8 e P17), principalmente na camada mais profunda, na superfície do igarapé Araras (ponto P4), bem como na área alagada do rio Mutum (ponto P13) (**Figura 36**). Por outro lado, os menores valores desse atributo foram observados no rio Madeira, a montante da área de estudo (ponto P2), no rio Abunã (ponto P5), no igarapé Castanho e rio Cotia (pontos P10 e P12), especialmente no meio e fundo da coluna de água, e na superfície do igarapé Caiçaras (ponto P16) (**Figura 36**).

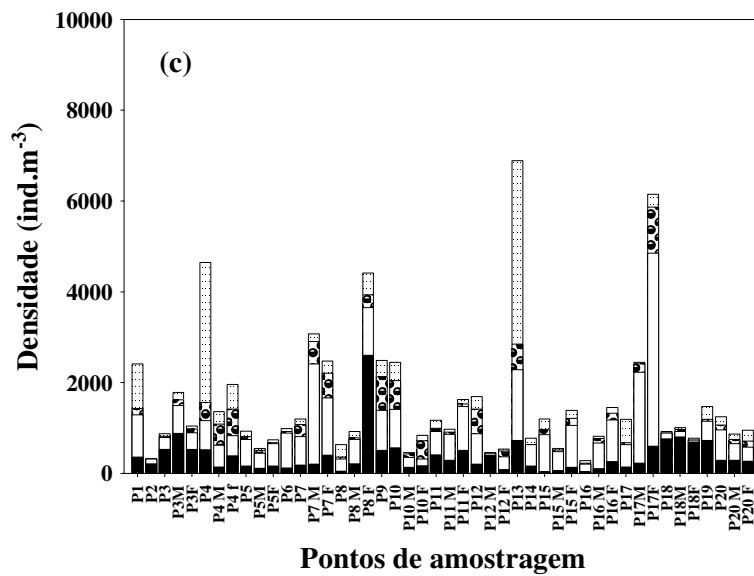
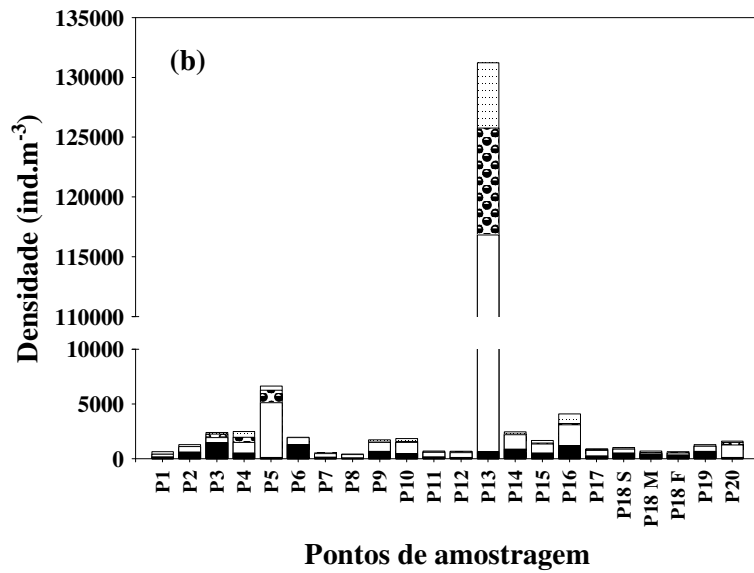
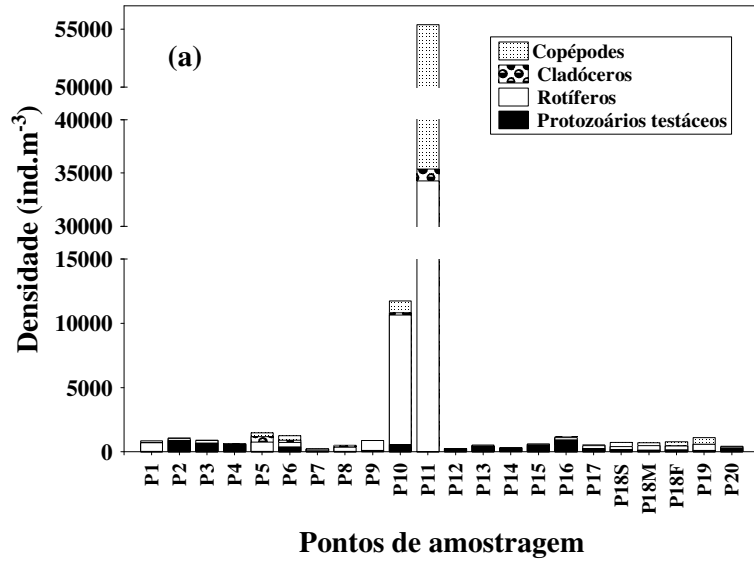


Figura 36. Distribuição espacial da densidade do zooplâncton na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009 (a), janeiro (b) e abril de 2010 (c) (S=superfície; M= meio; F= fundo).

Em relação à distribuição vertical da densidade, ao contrário da riqueza de espécies, não foram observadas diferenças conspícuas entre as diferentes profundidades analisadas. De qualquer forma, observa-se uma tendência de maiores valores médios na camada mais profunda da coluna de água, enquanto que os menores valores foram observados no meio da coluna de água (**Figura 37**).

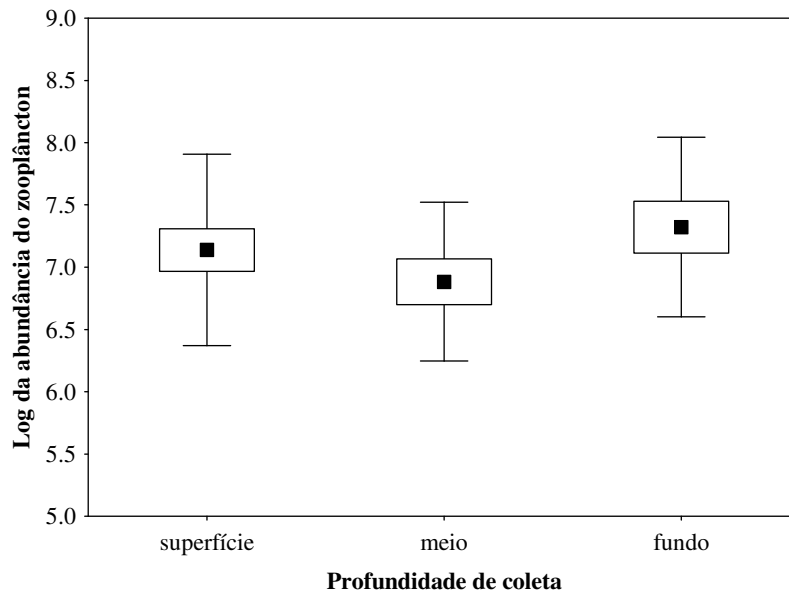


Figura 37. Variação da densidade do zooplâncton entre as diferentes profundidades amostradas em abril de 2010, na área de influência do AHE Jirau. (ponto= média; caixa= desvio padrão; barras= erro padrão).

Considerando-se à contribuição dos diferentes grupos para a densidade do zooplâncton, protozoários testáceos e rotíferos constituíram-se, mais uma vez, nos grupos predominantes em termos de densidade, na maioria dos pontos de amostragem. Em geral, os testáceos predominaram nos pontos do rio Madeira, localizados a montante e jusante da área de estudo (pontos P2, P18 e P19), enquanto que os rotíferos predominaram na maioria dos tributários, bem como na região intermediária do rio Madeira (pontos P6, P9 e P14) (**Figura 36**). Exceções a esta dominância de rotíferos e testáceos foram observadas no igarapé Araras e área alagada do rio Mutum (pontos P4 e P13), onde predominaram os copépodes, e igarapé Castanho (ponto P10) e em um ponto do rio Madeira (ponto 9), onde os microcrustáceos co-dominaram junto aos rotíferos (**Figura 36**).

Entre os testáceos, mais representativos nos pontos do rio Madeira (pontos P2, P18 e P19), destacaram-se, assim como em períodos anteriores, as espécies *Centropyxis aculeata*, *C. ecornis* e *Arcella discoides* (**Tabela 8**).

Para os rotíferos, na maioria dos pontos de amostragem, os bdelóideos foram mais abundantes, além de *Brachionus zahnenseri*, *Filinia* cf. *terminalis*, *Conochilus coenobasis*, *Lecane curvicornis*, *L. bulla*, *Testudinella patina* e *T. ohlei* que caracterizaram esse grupo no plâncton da área de influência da futura UHE Jirau, em abril de 2010, (**Tabela 8**).

Entre os cladóceros, destacou-se novamente, em abril de 2010, uma espécie tipicamente planctônica de Bosminidae, no entanto, este mês, a espécie mais abundante foi *Bosmnopsis deitersi*. Além desta, destacou-se, ainda, o Chydoridae, tipicamente litorâneo, *Alonella dadayi* (**Tabela 8**).

Os copépodes, assim como nos períodos anteriores, estiveram representados, em grande parte, por suas formas jovens (náuplios e copepoditos), especialmente da família Cyclopidae (**Tabela 8**). Como já ressaltado nos relatórios anteriores, a dominância de náuplios e copepoditos, em relação aos adultos constitui um padrão geral para os copépodes (CABIANCA e SENDACZ, 1985; LOPES *et al.*, 1997; LANSAC-TÔHA *et al.*, 1997, 1999, 2004, 2005), sendo essa grande produção de jovens considerada uma estratégia reprodutiva do grupo (CABIANCA e SENDACZ, 1985).

Em relação aos adultos, destacaram-se novamente, as espécies congêneras de *Thermocyclops*, *T. decipiens* e *T. minutus*, com o predomínio da segunda (**Tabela 8**). Considerando-se que *T. minutus* predomina, em geral, em bacias preservadas, os resultados obtidos sugerem, mais uma vez, uma boa qualidade ambiental para a área de influência do AHE Jirau.

Uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (**Figura 38**), realizada com o objetivo de sintetizar os dados de distribuição e densidade das espécies zooplanctônicas, em toda a área de influência do AHE Jirau, ressaltou, mais uma vez, as diferenças na estrutura das assembléias zooplanctônicas do rio Madeira e aquela de seus tributários.

Assim, o primeiro eixo da DCA diferenciou, principalmente, as amostras do rio Madeira (com maiores valores dos escores) das amostras coletadas nos tributários (com menores valores de escores) (**Figura 38a**). Alguns tributários apresentaram padrão de composição semelhante ao do rio Madeira. No entanto, estes referem-se aos grandes

tributários localizados a montante da área de estudo como o rio Mamoré e rio Abunã (pontos P1 e P5).

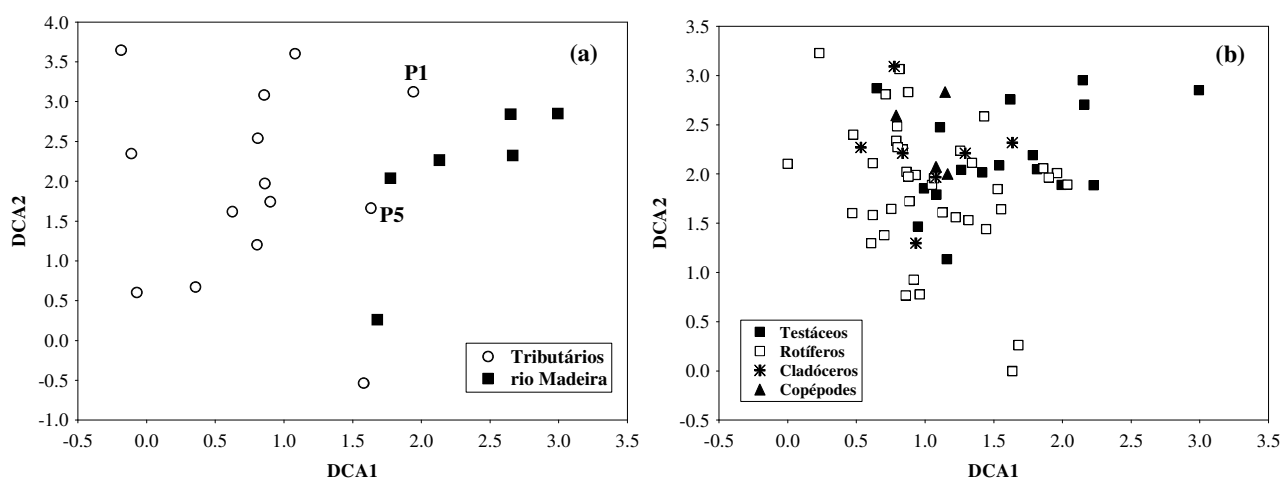


Figura 38. Distribuição dos escores dos pontos de monitoramento (a) e dos principais táxons zooplanctônicos (b) derivados de uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) realizada a partir dos dados de densidade das espécies zooplanctônicas, obtidos à superfície, na área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010.

Assim como observado nos períodos anteriores de amostragem, esta diferenciação na estrutura da comunidade do zooplâncton entre o rio principal e seus tributários está, em linhas gerais, relacionada à ocorrência e abundância dos diferentes grupos zooplanctônicos. Neste sentido, os resultados da DCA evidenciaram os testáceos como característicos das amostras do rio Madeira, enquanto que rotíferos e microcrustáceos caracterizam, em geral, as amostras dos tributários (**Figura 38b**).

Biomassa

Os resultados obtidos para a biomassa do zooplâncton, em abril de 2010, evidenciaram valores variando entre 9,87 e 1.671 $\mu\text{g PS}\cdot\text{m}^{-3}$ (**Figura 39**), com média aproximada de 283 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$ para a área de estudo. Temporalmente, embora os valores máximos e mínimos tenham sido menores que aqueles obtidos em janeiro de 2010, o valor médio de biomassa registrado em abril é, em geral, similar àquele registrado em janeiro (252 $\mu\text{gPS}\cdot\text{m}^{-3}$).

Os resultados de biomassa foram similares àqueles obtidos para a densidade, de forma que, considerando a ausência de grandes picos de biomassa, uma pequena redução no valor médio deste atributo foi observada em abril.

<i>Bosminopsis deitersi</i>	7.636			18.93	7.430	5.416	56.0	0.102	64.4	15.86	3.691	41.126	98.5		0.245					0.841
Daphnidae																				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>				0.306									62.4		24.92					8.713
Sididae																				
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>	79.3			50.6	2.523	50.5	3.066		102.2				3.604	0.970	1.392					29.4
Chydoridae																				
<i>Alona</i> sp.				0.346																
<i>A. cf. gutatta</i>										3.289										
<i>A. hastata</i>							0.473						2.174	9.996						
<i>Alonella cf. hamulata</i>				9.767	5.606	0.280				36.4					0.232					
<i>Camptocercus cf. australis</i>														0.874						2.085
<i>Chydorus eurynotus</i>	0.662				51.98					0.397										
<i>C. chydorus</i> sp.				0.754																
<i>Dadaya macrops</i>										5.359										
<i>Disparalona dadayi</i>				0.126	36.17		0.146	0.958		37.8	3.859	6.552	16.33		2.912	2.722	0.910			6.350
<i>Ephemeropurus cf. barroisi</i>													19.08				0.136			
<i>Kursia latissima</i>					1.030															
<i>Leidygiopsis cf. curvirostris</i>										64.53	0.285		35.6				0.337			
<i>Leydigia</i> sp.												0.592					0.568			
<i>Notoalona sculpta</i>										17.36					9.682					4.312
Ilyocryptidae																				
<i>Ilyocryptus spinifer</i>	1.578												342.7	0.335	0.856					
Macrothricidae																				
<i>Macrothrix cf. elegans</i>	12.871			0.080																
Moinidae																				
<i>Moina minuta</i>	10.136						6.650	8.387	0.839											11.287
TOTAL																				
CLADÓCEROS	112.1	-	11.07	164.6	10.2	55.9	66.4	16.11	193.6	181.0	10.01	124.2	181	0.34	40.0	3.99	7.65	-	11.29	51.7
COPÉPODES																				
Cyclopidae																				
<i>Thermocyclops minutus</i>				53.02				2.730					22.9				0.632	0.907	0.911	
<i>T. decipiens</i>	2.631								58.21				3.392		53.17					
<i>Macrocyclops albidens</i>										157.9										
<i>M. meridianus</i>	80.0													240.8						
<i>Metacyclops mendocinus</i>														1.257						
<i>Mycrocyclops cf. filitinus</i>																				2.088
<i>Mycrocyclops</i> sp.				15.201																
náuplio de Cyclopoida copepoditode	26.65	0.265	1.572	54.1	3.898	1.299	1.559	34.7	0.401	9.369	5.940	1.310	35.8	4.403	5.465	2.016	11.834	1.058	5.174	8.778
Cyclopoida	15.75			651.6	13.21	0.329	2.595		25.21	2.723	1.325	2.726	67.3	0.153	21.62		3.844		4.717	3.521
Diaptomidae																				
<i>Notodiaptomus amazonicus</i>								174.8												
<i>Notodiaptomus</i> sp.				254.8			9.369						444.0				9.138			
náuplio de Calanoida copepodito de				25.08			7.430	20.8		10.221			139.01		0.275					0.328
Calanoida				162.5		7.185	2.972	42.7					133.7	0.418			11.287			113.2
TOTAL																				
COPÉPODES	125	0.26	16.8	1201	17.11	8.81	23.9	275,8	83,8	180,3	7,27	30,4	1061	58,1	27,4	2,02	38,2	1,69	10,8	126,7

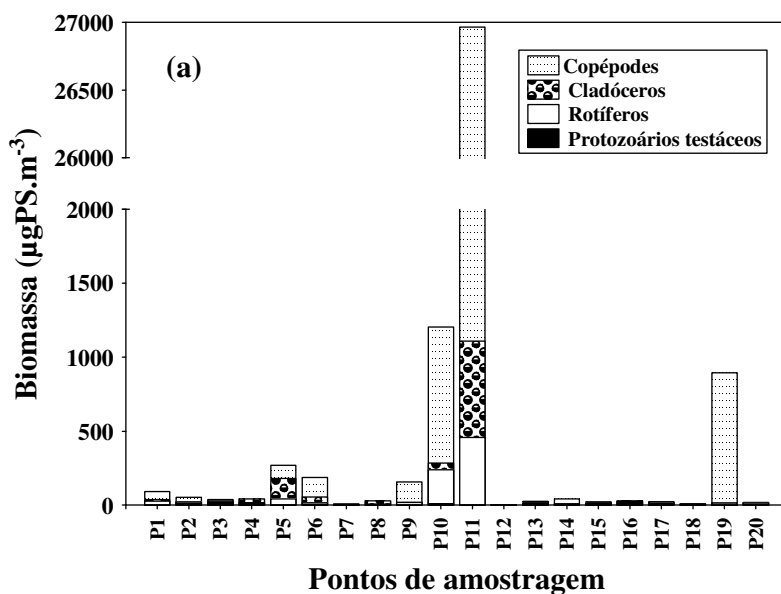
Assim como nos períodos anteriores de amostragem, também em abril de 2010 cladóceros e copépodes foram os grupos que mais contribuíram para a biomassa do zooplâncton (**Figura 39**). Assim, especialmente, o que se observa é a ocorrência de maiores valores de biomassa do zooplâncton naqueles tributários onde os microcrustáceos predominaram em termos de densidade, como os igarapés Araras e Castanho (pontos P4 e P10), e na área alagada do rio Mutum (ponto P13) (**Figura 39**).

Como já relatado anteriormente, no Brasil, poucos estudos têm se detido a investigar a biomassa da comunidade zooplancônica. Dentre estes, destacam-se os

desenvolvidos recentemente por Sendacz *et al.* (2006), que encontraram valores de biomassa variando entre 11.500 e 357.000 $\mu\text{g PS.m}^{-3}$, em reservatórios do Estado de São Paulo e o trabalho de MELÃO e ROCHA (2000), que observaram valores de biomassa do zooplâncton variando entre aproximadamente 4000 e 62000 $\mu\text{g PS.m}^{-3}$, em reservatório do interior de São Paulo, sendo estes valores bem superiores aos registrados para o área de influência do AHE Jirau.

Os reduzidos valores de biomassa registrados no rio Madeira e seus tributários estão certamente associados às baixas densidades do zooplâncton, além do predomínio dos grupos de menor tamanho como testáceos e rotíferos. Tal estrutura de comunidade é determinada pelas condições hidrodinâmicas vigentes na área de estudo, ou seja, elevada velocidade de corrente/reduzido tempo de residência da água, que favorecem a ocorrência de rotíferos e testáceos por um lado, e limitam o desenvolvimento de grandes populações de microcrustáceos, por outro.

Considerando a contribuição das diferentes espécies para a biomassa de cada grupo, os resultados observados foram, em geral, similares aos registrados para a densidade (**Tabelas 8 e 9**).



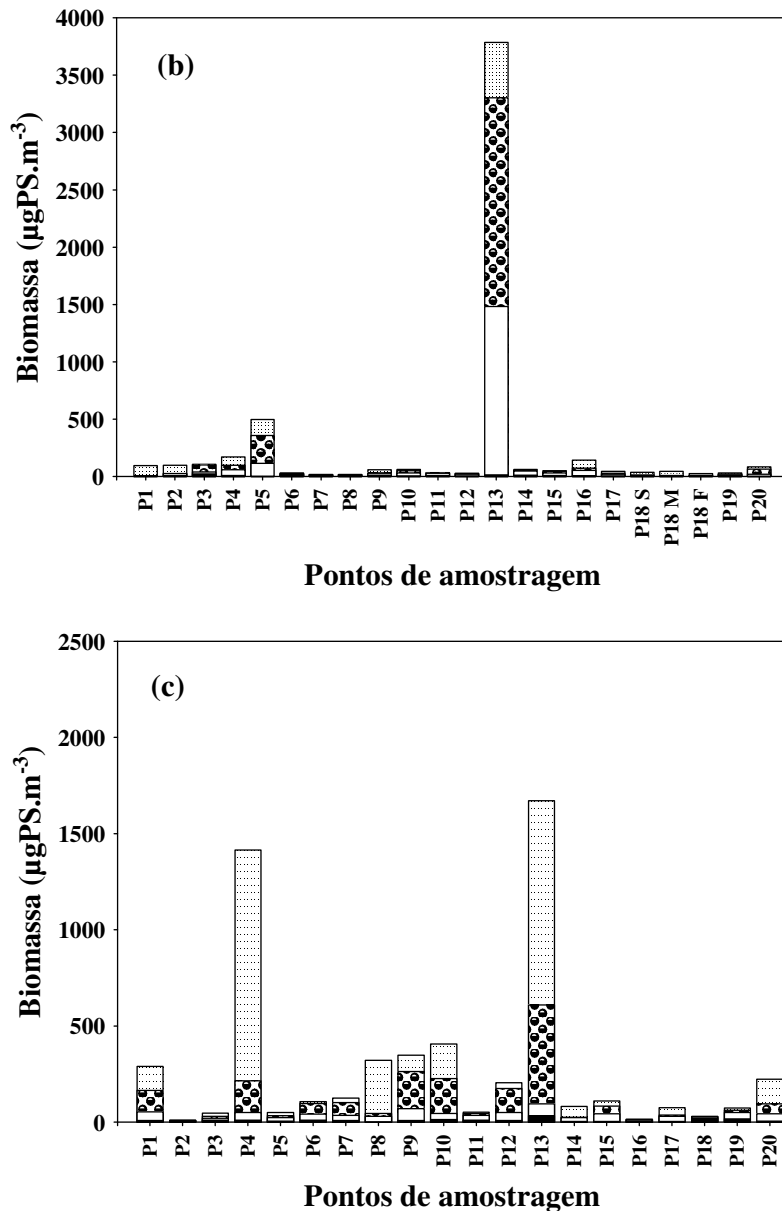


Figura 39. Distribuição espacial da biomassa do zooplâncton na área de influência do AHE Jirau, em setembro/outubro de 2009 (a), janeiro (b) e abril de 2010 (c). (S=superfície; M= meio; F= fundo).

Relação entre a turbidez e a abundância e riqueza do zooplâncton

Considerando-se as grandes variações na turbidez observadas na área de estudo, uma correlação de Pearson foi realizada com o objetivo de avaliar a influência desta variável sobre os principais atributos da comunidade zooplânctonica. Os resultados obtidos não evidenciaram nenhuma relação entre a turbidez e abundância do zooplâncton total ($r=-0,004$; $p=0,977$), nem mesmo com a abundância dos diferentes grupos (para todas as correlações $r<0,08$; $p>0,5$). Por outro lado, correlações significativas e

negativas foram observadas entre turbidez e riqueza de espécies do zooplâncton ($r=-0,332$; $p=0,027$) e especialmente entre a turbidez e a riqueza de espécies de cladóceros ($r=-0,503$; $p=0,000$).

Esses resultados sugerem que a turbidez, principalmente os elevados valores observados no rio Madeira, limitam a ocorrência de muitas espécies zooplânctônicas, especialmente as espécies de cladóceros, aparentemente mais influenciadas pelos elevados valores de turbidez. Por outro lado, a turbidez não parece ser o principal fator regulador da abundância do zooplâncton na área de estudo, considerando que reduzidos valores de densidade ocorrem tanto em condições de alta como também de reduzida turbidez.

Índice de diversidade e equitabilidade

Em relação ao índice de diversidade, os valores foram bastante variáveis entre as profundidades, dentro de um mesmo ponto de amostragem (**Figura 40**). Por exemplo, um dos maiores valores de índice de diversidade, assim como um dos menores valores deste índice foi registrado para o igarapés Araras e São Simão (pontos P4 e P8) (**Figura 40**). Assim, em geral, pode-se considerar que os maiores valores de índice de diversidade foram registrados nos igarapés Ribeirão e Caiçaras, e nos rios Cotia e Mutum Paraná (pontos P11, P12 e P20) (**Figura 40**). Por outro lado, os menores valores deste índice foram observados no rio Madeira, a montante e jusante da área de estudo (Pontos P2 e P18), bem como no rio Abunã (**Figura 40**).

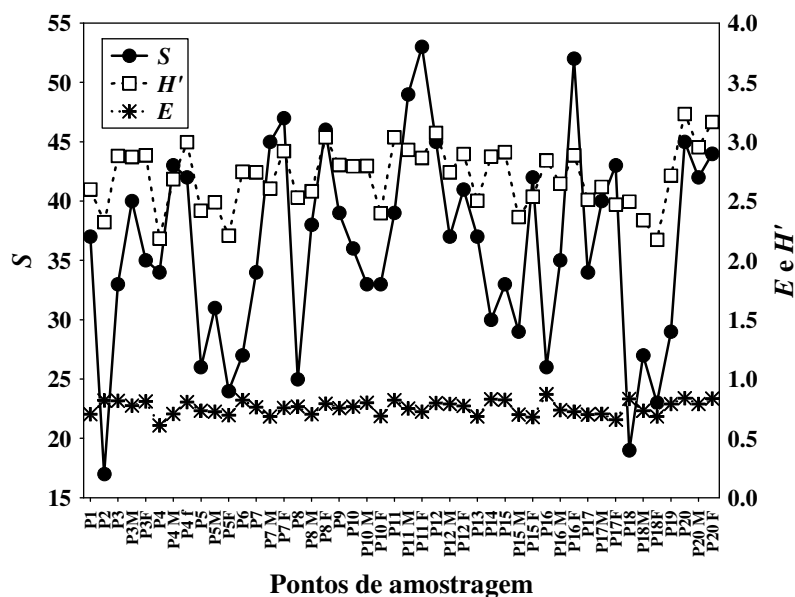


Figura 40. Variação espacial da riqueza de espécies (S), equitabilidade (E) e diversidade específica (H') do zooplâncton na área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010. (S=superfície; M= meio; F= fundo).

4.6.3. Zoobentos

A comunidade de invertebrados bentônicos registrada na área de influência do AHE Jirau esteve composta por 23 táxons em abril de 2010, apresentando oito táxons a mais do que o registrado em janeiro de 2010 e dois a mais do que em setembro/outubro de 2009. O filo Arthropoda foi o mais representativo, especialmente, a classe Insecta, com 15 táxons (**Figura 41**).

Os pontos localizados no rio Madeira (P2, P6, P9, P14, P18 e 19), assim como nas amostragens anteriores, apresentaram baixa riqueza taxonômica (**Figura 41**). Provavelmente, esses resultados podem ser explicados considerando o tipo de substrato (pedregoso), elevada vazão e a alta quantidade de material em suspensão nesse rio.

Em um estudo realizado em igarapé das Amazônia Central, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi bastante influenciada pela cobertura vegetal, sendo mais pobre em sistemas aquáticos mais próximos de pastagens e/ou de regiões com cobertura vegetal alterada (SOUZA *et al.*; 2007). A maioria dos locais amostrados apresentou mata ciliar nas margens, não sendo, portanto a baixa riqueza determinada pelo tipo de cobertura vegetal.

Em abril de 2010, foram registrados dois gêneros de Trichoptera. Geralmente, estes táxons são encontrados em locais que apresentam sedimentos arenosos, como nos

pontos P3, P8, P13 e P20. Os gêneros de Ephemeroptera foram amostrados apenas nos pontos P10 e P11 (*Cloeodes* e *Hagenulopsis*, respectivamente). É importante mencionar que, segundo Callisto *et al.* (2004), o gênero *Cloeodes* é tolerante à poluição, ao contrário do *Hagenulopsis*, que é considerado sensível. Nesses locais foi encontrada alta quantidade de areia e matéria orgânica, o que provavelmente restringiu a presença de outros gêneros (**Figura 41**).

Chironomidae e Oligochaeta foram dominantes na maioria dos locais amostrados. Ceratopogonidae e Elmidae predominaram no ponto P11 e Nemertine no ponto P15 (**Tabela 10**).

A maior abundância total foi registrada no ponto P13, em função da dominância de Oligochaeta, assim como observado em setembro/outubro de 2009 e janeiro de 2010 (**Figura 41**). Na presente amostragem, houve o aumento da abundância total nos pontos P10, P11 e P12, devido a alta densidade de Chironomidae (Díptera). Os táxons Chironomidae e Oligochaeta vivem em locais que apresentam alta quantidade de matéria orgânica e são altamente resistentes. Os macroinvertebrados bentônicos respondem rapidamente às perturbações ambientais, resultando em alterações na estrutura da comunidade local que reduzem a riqueza a poucos grupos tolerantes e generalistas, como Chironomidae e Oligochaeta (KULMANN *et al.*, 2000).

As menores abundâncias totais foram registradas nos pontos P5, P6 e P16 (**Figura 41**), onde predominaram sedimentos arenosos (**Tabela 10**). Ambientes arenosos são instáveis e, portanto, podem afetar negativamente muitos táxons de invertebrados bentônicos.

Relação da comunidade bentônica com as variáveis físico-químicas

Através de uma correlação de Pearson, foi possível verificar que a abundância total e riqueza da comunidade bentônica foram positivamente correlacionadas com a concentração de carbono orgânico total ($r=0,46$; $P=0,04$ para os valores de abundância e $r=0,75$; $P<0,001$ para os valores de riqueza) e com a concentração de matéria orgânica ($r=0,50$; $P=0,03$ para os valores de abundância e $r=0,75$; $P<0,001$ para os valores de riqueza). De fato, locais que registraram maior abundância total, apresentaram maiores densidades de Chironomidae, Oligochaeta e Hirudinea, que têm grande importância na ciclagem de nutrientes.

Em abril de 2010, foram registradas altas concentrações de sólidos totais, suspensos e fixos no rio Madeira e como consequência, altos valores de turbidez. É importante mencionar que o rio Madeira apresenta alta concentração de sólidos como característica natural e no período chuvoso, essas concentrações aumentam. O grande aporte de sedimentos, comumente receptada pelos rios no período de chuvas, acarreta um aumento acentuado de sólidos dissolvidos na água e, conseqüentemente, aumento da turbidez, provocando efeitos negativos sobre a fauna bentônica (JOHNSON *et al.*, 1992). Além disso, os sólidos dissolvidos na água podem exercer um efeito abrasivo sobre os organismos macroinvertebrados aquáticos. Por outro lado, concentrações altas de sólidos na água prejudicam principalmente os organismos que filtram a água para se alimentarem e também os predadores, que dependem da visibilidade para capturarem suas presas.

Pesquisas enfocando a influência do sedimento sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos consideram a composição granulométrica como um dos principais fatores responsáveis pela estrutura e distribuição dessa comunidade em ecossistemas aquáticos continentais (WARD, 1992; CALLISTO e ESTEVES, 1998; GONÇALVES *et al.*, 1998).

Como mencionado acima, as concentrações de carbono orgânico total (COT) e matéria orgânica (MO) apresentaram correlação significativa com a abundância e riqueza da comunidade bentônica (**Tabela 11 e Figura 42**). A comunidade bentônica é fortemente influenciada pelo tipo de sedimento do local, pois vive aderida a ele. Na amostragem realizada em setembro de 2009 e janeiro de 2010, a abundância da comunidade também apresentou correlação positiva com o COT. Em quase todos os locais foram registradas altas densidades de Chironomidae, Oligochaeta e Hirudinea, que têm grande importância na ciclagem de nutrientes.

Na presente amostragem, assim como nas anteriores, o silte e a areia determinaram a maior porcentagem do sedimento (**Tabela 11**). Esses sedimentos não são favoráveis aos táxons mais sensíveis da comunidade, pois oferecem certa instabilidade em ambientes lóticos. O silte, por ser muito fino, prejudica também os táxons que são filtradores. Geralmente são registrados nesses locais táxons mais resistentes, como observado no presente estudo. Resultados similares foram obtidos por Takeda *et al.* (1997).

Tabela 10. Comunidade de invertebrados bentônicos localizados na área de influência do AHE Jirau, abril de 2010.

Táxons	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20
Ephemeroptera																				
<i>Cloeodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hagenulopsis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera																				
<i>Dicaminus</i>	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nectopsyche</i>	0	0	10	0	0	0	0	120	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	40
Diptera																				
Chironomidae	40	120	210	120	40	40	80	40	80	1440	1080	1320	440	40	160	0	0	40	80	120
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	720	0	0	0	40	0	0	0	0	0
Sirphidae	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	40	0	0	0	40	0	0	0	0	40
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
NI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
Heteroptera																				
Naucoriidae	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	40	0	0	0	0	0
Libellulidae	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera																				
Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	360	280	0	0	280	0	0	0	0	40
Hidrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0	200	0	0	0	0	0	80	0	0
Collembola																				
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	80	0	0	0	0	0
Insecta																				
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anellida																				
Oligochaeta	400	120	0	880	80	40	120	0	1480	280	0	360	2040	240	0	80	240	40	200	200
Hirudinea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0
Aracnida																				
Hidracharina	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0
Nematoda																				
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	40	40	40	40	80	0	80	0	0	0
Nemertea																				
Nemertine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	0	0	0	0	0
Microcrustacea																				
Cladocera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0
Ostracoda	0	40	0	0	0	0	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca																				
Gastropoda	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ab. Total	440	280	230	1000	160	160	240	200	1560	2280	2320	2280	2600	320	1120	120	360	160	280	440
Riqueza	2	3	3	2	3	3	3	3	2	9	7	7	5	3	10	2	3	3	2	5

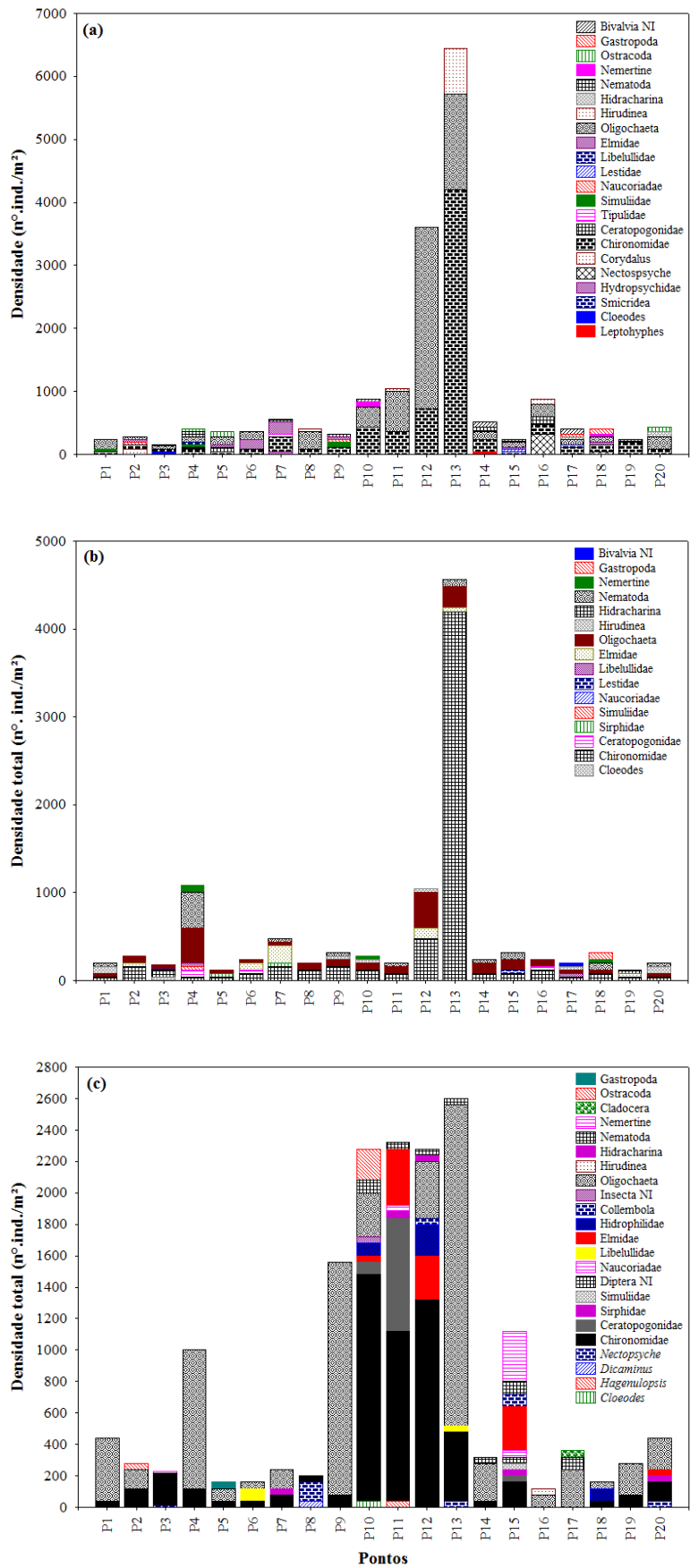


Figura 41. Densidade dos táxons obtida nos locais amostrados, setembro/outubro de 2009 (A), janeiro (B) e abril (C) de 2010.

Tabela 11. Características das amostras de sedimento coletadas em abril de 2010.

Pontos	Locais	Transecto	MO (% m/m)	COT (% m/m)	N-total (% m/m)	Areia F. (% m/m)	Areia G. (% m/m)	Silte (% m/m)	Argila (% m/m)
P1	Mamoré		2,04	1,19	0,03	9,77	79,6	7,95	4,68
P2		1A	0,07	0,04	<0,005	12,02	68,2	11,2	6,58
P2	Madeira	1B	0,27	0,16	<0,005	11,57	78,27	8,29	4,87
P2		1C	0,33	0,19	<0,005	10,62	80,63	8,03	4,72
P4	Araras		1,37	0,80	0,03	8,82	81,27	8,50	4,41
P5	Abunã		0,70	0,41	0,01	3,04	70,5	15,4	9,06
P6		2A	0,87	0,51	0,03	6,73	83,1	8,29	4,88
P6	Madeira	2B	1,08	0,63	0,06	5,89	85,2	8,13	4,78
P6		2C	1,35	0,79	0,04	12,4	51,8	19,4	11,4
P7	Simãozinho		1,87	1,08	0,03	18,6	53,3	20,2	11,9
P8	S.Simão		1,82	1,06	0,03	17,3	41,2	24,9	14,6
P9		3A	0,40	0,03	0,03	11,71	74,0	7,11	4,18
P9	Madeira	3B	0,85	0,01	0,01	18,9	48,0	20,2	11,9
P9		3C	0,94	0,03	0,03	19,8	53,6	19,9	11,7
P10	Castanho		5,92	3,44	0,21	28,7	38,4	24,5	14,4
	Mutum-Paraná								
P11			1,65	0,96	0,01	3,92	79,9	8,3	4,88
P12	Cotia		5,73	3,33	0,14	10,34	93,46	0,1	0,1
P13	Área alagada do rio Mutum		1,65	0,96	0,01	8,83	81,45	8,64	5,08
P14		4A	1,18	0,69	0,04	9,82	80,0	8,3	4,88
P14	Madeira	4B	0,88	0,51	0,03	40,8	49,01	3,27	1,92
P14		4C	0,85	0,49	0,04	47,98	49,84	3,26	1,92
P15	S. Lourenço		4,00	2,33	0,06	8,32	81,39	7,13	4,16
P16	Caiçara		1,84	1,07	0,04	49,76	51,4	2,42	1,42
P17	Jirau		2,32	1,35	0,06	9,64	79,42	7,98	3,96
P18		5A	1,13	0,66	0,03	8,15	90,15	0,4	0,3
P18	Madeira	5B	0,77	0,45	0,01	19,04	53,96	18,5	11,5
P18		5C	1,38	0,80	0,01	11,06	68,93	14,9	8,11
P19		6A	1,35	0,78	<0,005	14,4	59,1	18,4	10,1
P19	Madeira	6B	1,40	0,82	0,01	8,69	80,3	8,1	4,91
P19		6C	1,73	1,01	0,04	19,48	72,5	6,99	4,03
P20	Foz do Mutum		4,20	2,44	0,08	55,26	40,4	3,99	2,35

4.7. Variação nictemeral

A absorção e a dissipação da radiação solar na forma de calor afeta a estrutura térmica de uma lagoa, assim como os padrões de estratificação e circulação (WETZEL, 1993; RAMÍREZ e BICUDO, 2002). Desta maneira, a interação entre temperatura, vento e mistura da coluna d'água afeta a dinâmica dos fatores físicos e químicos do ambiente aquático. Além disso, os padrões de circulação da coluna d'água afetam diretamente a distribuição espacial e temporal das comunidades planctônicas, além de interferir no crescimento e reprodução destes organismos (OLRIK, 1994).

As variações diárias do teor de oxigênio dissolvido e pH, por exemplo, estão intrinsecamente relacionadas com a atividade biológica, especialmente respiração e fotossíntese. Além disso, o comportamento térmico da coluna d'água interfere em diferentes processos físicos, químicos e biológicos, como por exemplo, a disponibilidade de CO₂ para o fitoplâncton (RAMÍREZ e BICUDO, 2003). A distribuição vertical da comunidade zooplanctônica também tem sido relacionada com diversos fatores físicos e químicos, tais como luz, gradiente térmico, transparência da água e concentração de oxigênio dissolvido.

Desta maneira, o principal objetivo deste estudo foi avaliar as interações entre o perfil térmico da coluna d' água e suas características físicas, químicas e biológicas ao longo de um período de 24 horas, no ponto localizado próximo à futura barragem do AHE Jirau (ponto P18).

Os valores da temperatura do ar variaram entre 26°C (1h00min e 5h00min) e 29°C (às 9h00min; 13h00min e 17h00min). Comparando os valores de temperatura da água na superfície e fundo, observou-se uma homogeneização de toda a coluna d'água, sendo que a maior diferença (0,5°C) foi mensurada às 21h00min (**Figura 42a**). Este resultado demonstrou a inexistência de estratificação térmica no ponto P18, ao longo de todo o ciclo diário. As concentrações de oxigênio dissolvido também foram similares ao longo das profundidades analisadas, apresentando os menores valores durante a madrugada (1h00min e 5h00min) (**Figura 42b**).

Os padrões de estratificação térmica influenciam sobremaneira a distribuição vertical dos demais parâmetros limnológicos (ESTEVES, 1998). No entanto, como não foi observada a presença de estratificação térmica no local, também não foram obtidas grandes diferenças entre superfície e fundo da coluna d'água para os valores de pH, condutividade elétrica, nutrientes fosfatados e nitrogenados (**Figura 42**). Estes resultados eram esperados tendo em vista que o local monitorado apresenta condições lólicas, propiciando maior mistura da coluna d'água.

Ressalta-se que a análise do perfil vertical e da variação nictemeral tem sido informativa principalmente em ambientes lênticos. Por outro lado, em ambientes lólicos as variações ao longo da profundidade tendem a ser minimizadas devido ao movimento turbulento que caracterizam esses ambientes.

4.6.1. Fitoplâncton

O tempo de residência da água associado ao regime de chuvas local constituem fatores determinantes nos processos de estratificação, transporte de materiais e sedimentação de nutrientes e conseqüentemente, no desenvolvimento do fitoplâncton (STRAŠKRABA, 1999). Curto tempo de residência da água comumente ocasiona perda de biomassa fitoplanctônica por lavagem hidráulica e choque mecânico (KIMMEL *et al.*, 1990) e associado à elevada turbidez do rio Madeira atuaram negativamente sobre a comunidade fitoplanctônica, determinando a baixa densidade e biomassa observada durante os ciclos nictemerais em setembro de 2009 (**Figuras 43 e 44**) e abril de 2010 (**Figuras 45 e 46, Tabela 12**).

Como verificado em setembro de 2009, em abril de 2010 as espécies fitoplanctônicas estiveram distribuídas homogêneas na coluna de água, exceto para as amostragens realizadas às 09h00min e às 17h00min, onde foram verificadas as maiores diferenças entre as 3 amostragens da coluna de água. Às 09h00 min ocorreram maiores valores de densidade e biomassa próximo ao fundo, devido a influência do sedimento; e às 17h00min, na qual os maiores valores ocorreram na camada intermediária.

A distribuição homogênea dos valores de densidade e biomassa ao longo do ciclo nictemeral pode ser atribuída às condições lólicas e baixa disponibilidade luminosa (<0,1m) registradas no rio Madeiras (ponto P18). Estas condições favoreceram principalmente as bacilariofíceas, que apresentaram maior contribuição para os valores de densidade e biomassa. Os demais grupos fitoplanctônicos mostraram baixa representatividade. Bacillariophyceae é constituído por táxons de hábito meroplanctônico e perifítico, os quais são adaptados à alta turbulência, uma vez que possuem elevada taxa de sedimentação e necessitam se manter em suspensão na coluna d'água (BORGES *et al.*, 2003, SILVA *et al.*, 2001, TRAIN e RODRIGUES 2004). O sucesso das bacilariofíceas também pode ser atribuído à sua pigmentação acessória e habilidade superior na interceptação de luz, o que lhes confere vantagem competitiva em relação aos outros grupos fitoplanctônicos em ambientes túrbidos e misturados (REYNOLDS, 1995, REYNOLDS e DESCY, 1996, WEILHOEFER e PAN, 2006).

4.6.2. Zooplâncton

Em abril de 2010, os resultados obtidos no estudo da distribuição vertical do zooplâncton, ao longo de um ciclo de 24 horas, no ponto P18 (localizado no rio

Madeira), evidenciaram a ocorrência de 87 espécies zooplânctônicas, destacando os testáceos (41 espécies) e rotíferos (34 espécies) como os grupos mais representativos em termos de número de espécies (**Tabela 13**). Neste período de amostragem foi identificado um número maior de espécies nas amostras da variação nictemeral, determinado essencialmente pelo registro de um maior número de espécies de testáceos.

Em termos de densidade, destacaram-se, mais uma vez, os rotíferos e testáceos como grupos mais abundantes (**Tabela 13**). No entanto, os testáceos foram mais abundantes em abril de 2010, enquanto que os rotíferos haviam predominado em setembro de 2009, no primeiro estudo de variação nictemeral. Microcrustáceos, por outro lado, foram novamente os menos abundantes durante o período de estudo (**Figura 47**).

Para a densidade total do zooplâncton, durante todo o ciclo nictemeral, nas três profundidades amostradas, os valores foram, mais uma vez, pouco variáveis, flutuando entre 806 e 2023 ind.m⁻³ (**Figura 48**). Esse resultado evidencia um incremento expressivo da densidade no rio madeira, em relação ao primeiro período de amostragem, quando as densidades máximas estiveram por volta de 800 ind.m⁻³.

Em abril de 2010, ao contrário do observado em setembro de 2009, maiores valores de densidade do zooplâncton foram registrados à superfície, com exceção dos horários da 09h00min e 17h00min, quando as maiores densidades, embora pouco distintas da superfície, foram observadas no meio da coluna de água (**Figura 48**). Desta forma, neste último período de amostragem, menores densidades foram sempre observadas na camada mais profunda da coluna de água. Destaca-se, no entanto, que a abundância do zooplâncton foi, em geral, pouco variável também entre as profundidades (**Figura 48**). Maiores diferenças entre as profundidades foram observadas nos horários da 13h00min e 01h00min (**Figura 48**).

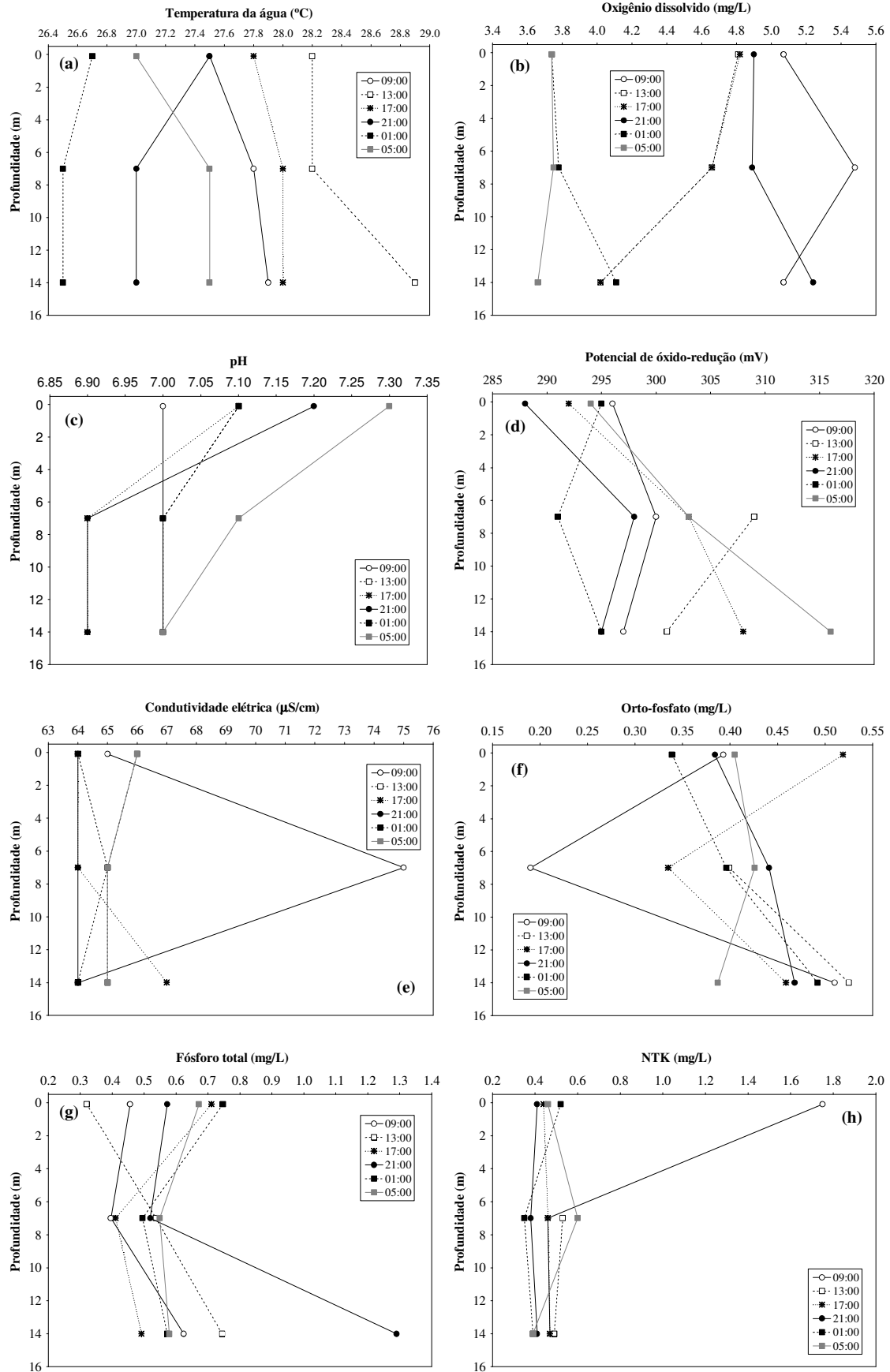
Em relação aos diferentes grupos, para os testáceos, os valores de densidade entre as diferentes profundidades foram também, em geral, pouco variáveis. Exceção foi observada, novamente, nos horários das 13h00min e 01h00min (**Figura 48**).

Para os testáceos, maiores valores de densidade foram observados no meio da coluna de água, na maioria dos horários amostrados, com exceção dos horários das 17h00min e 01h00min, quando maiores valores foram observados nas amostras de superfície (**Figura 48**). Da mesma forma que para o zooplâncton total, menores valores de abundância foram observados na camada mais profunda da coluna de água (**Figura 48**).

Os rotíferos constituíram-se no grupo com menor variação vertical da densidade, ou seja, apresentaram valores de densidade mais homogêneos entre as diferentes profundidades analisadas, com exceção do horário das 13h00min, quando elevadas densidades deste grupo foram observadas na superfície (**Figura 48**). De qualquer forma, assim como para os testáceos, maiores densidades de rotíferos foram observadas na camada superficial e meio da coluna de água (**Figura 48**).

Os cladóceros e copépodes, grupos que apresentaram os menores valores de densidade, apresentaram também padrões menos evidentes de distribuição vertical, especialmente os Cladóceros. Os copépodes apresentaram, em geral, o mesmo padrão descrito para os rotíferos, ou seja, uma pequena variação vertical na maioria dos horários amostrados, com exceção do horário das 13h00min, sendo os maiores valores registrados, em geral, na superfície e no meio da coluna de água (**Figura 48**). Para os cladóceros, maiores valores foram também observados na superfície, destacando-se, para este grupo, as maiores diferenças de densidade entre as camadas amostradas, especialmente nos horários das 13h00min, 01h00min e 05h00min. Em geral, pequenas diferenças foram observadas entre as densidades de cladóceros estimadas para as amostras coletadas no meio e no fundo da coluna de água. Destacam-se, ainda, para este grupo, elevadas densidades na camada mais profunda da coluna de água as 21h00min (**Figura 48**).

Ao contrário do observado em setembro de 2009, em abril de 2010, o zooplâncton evidenciou certo padrão de distribuição vertical de sua abundância, com maiores valores observados, em geral, na camada superficial e meio da coluna de água. Maiores valores de densidade do zooplâncton nas camadas mais superficiais estão, freqüentemente, associadas à maior disponibilidade de alimento (algas) nesta camada, determinada pela maior disponibilidade de luz (LAMPERT e SOMMER, 1997). Tal padrão de distribuição do zooplâncton, incluindo migrações associadas à fuga de predadores durante as horas mais iluminadas do dia, tem sido registrado para o zooplâncton lacustre, enquanto que padrões verticais em rios não são esperados em função da forte turbulência e velocidade de corrente que, em geral, impossibilitaria o movimento vertical de cladóceros e copépodes. Os padrões de distribuição vertical do zooplâncton em rios carecem, até o momento, de estudos que expliquem os fatores responsáveis em determiná-los.



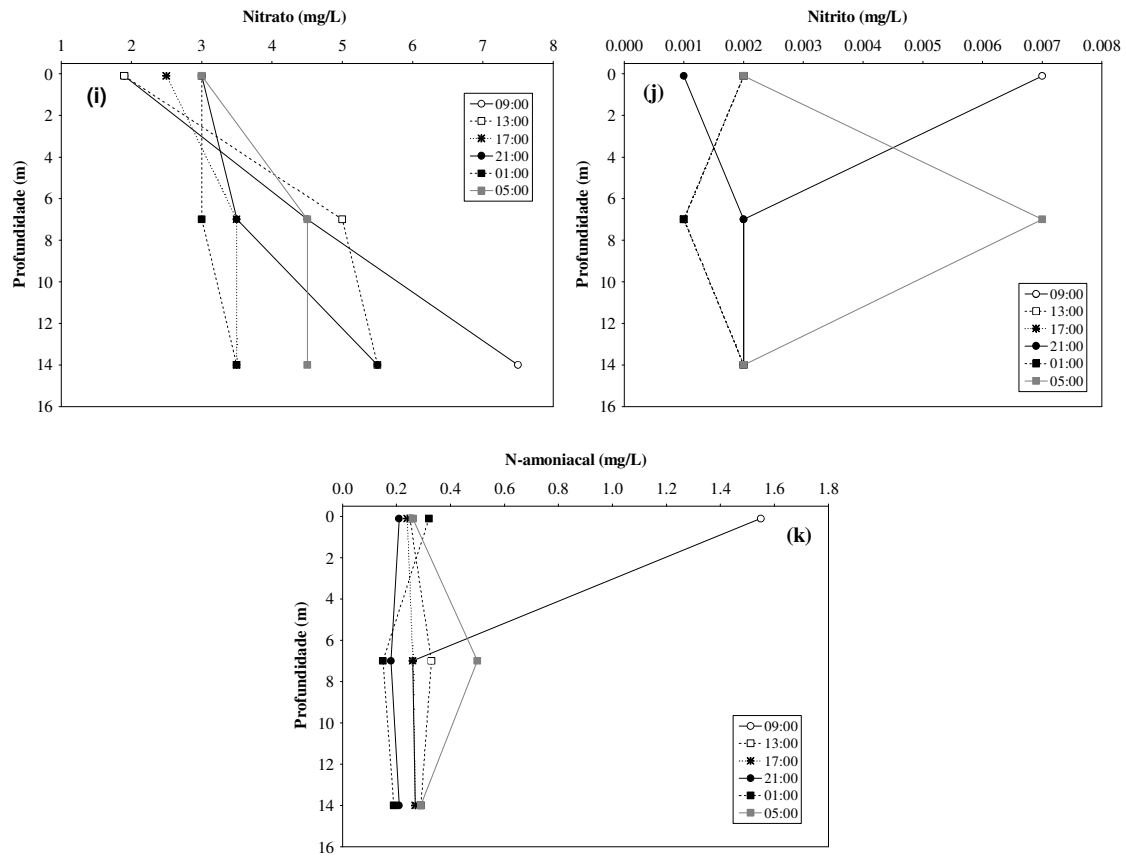
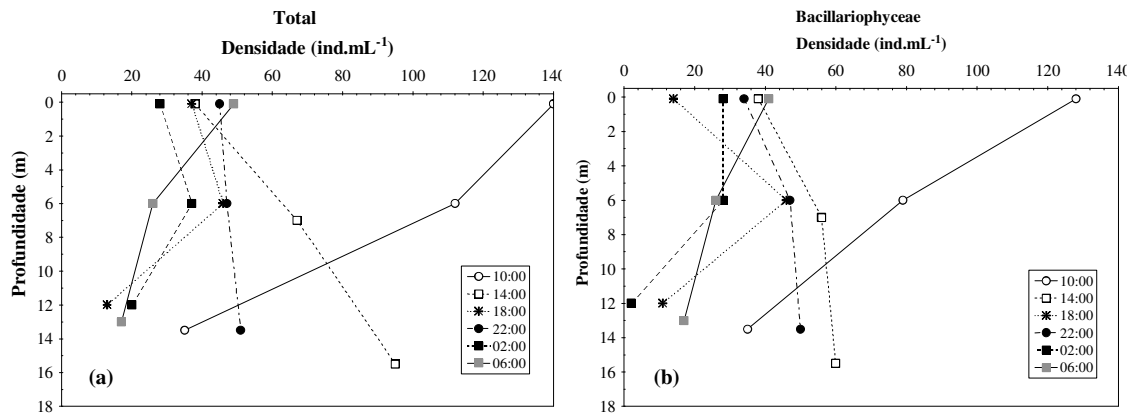


Figura 42. Perfil vertical de alguns parâmetros limnológicos registrados em intervalos de 04 (quatro) horas, no ponto P18 (rio Madeira), em abril de 2010.



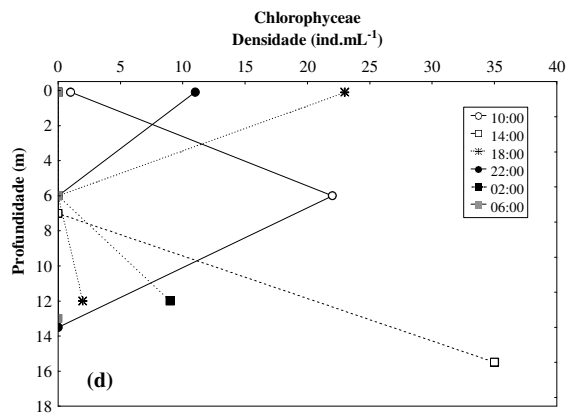
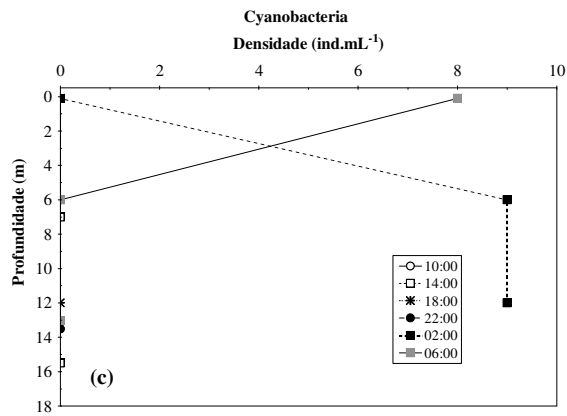
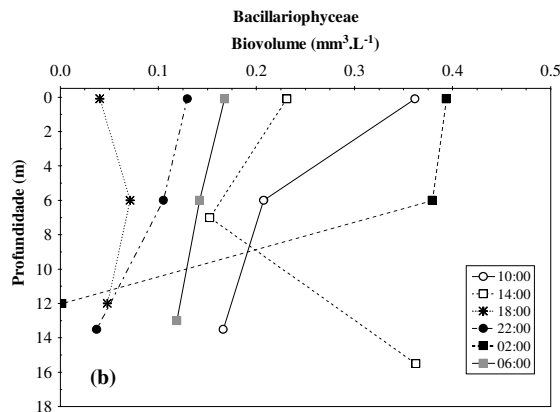
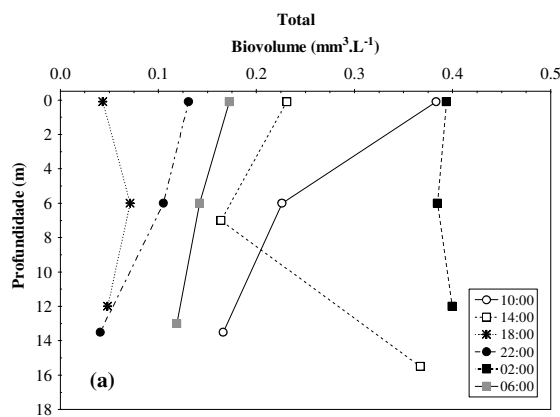


Figura 43. Variação vertical e nictemeral da densidade fitoplanctônica total e dos principais grupos taxonômicos, no ponto P18 (rio Madeira), em setembro de 2009.



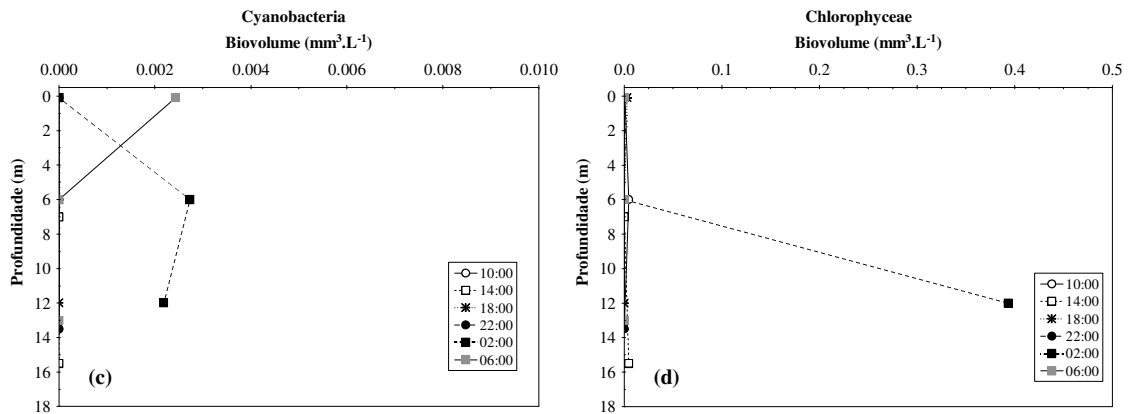


Figura 44. Variação vertical e nictemeral da biomassa fitoplanctônica total e dos principais grupos taxonômicos, no ponto P18 (rio Madeira), em setembro de 2009.

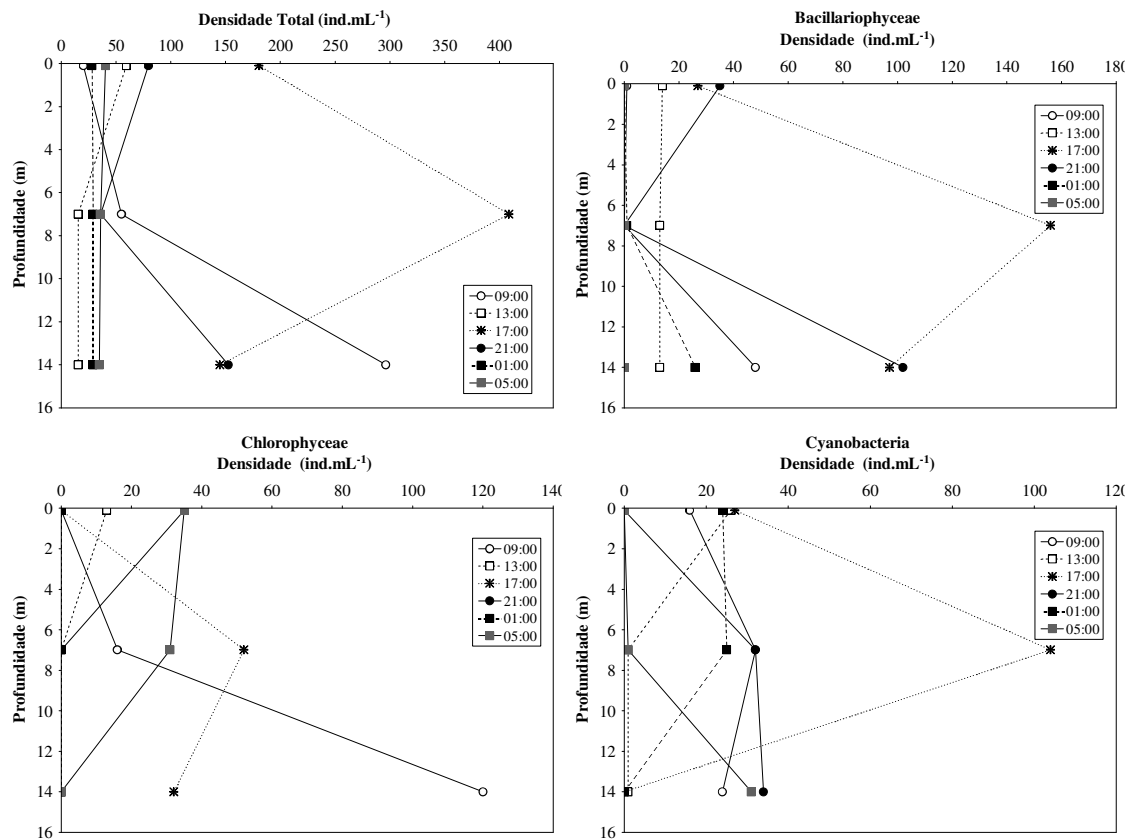


Figura 45. Variação vertical e nictemeral da densidade fitoplanctônica total e dos principais grupos taxonômicos, no ponto P18 (rio Madeira), em abril de 2010.

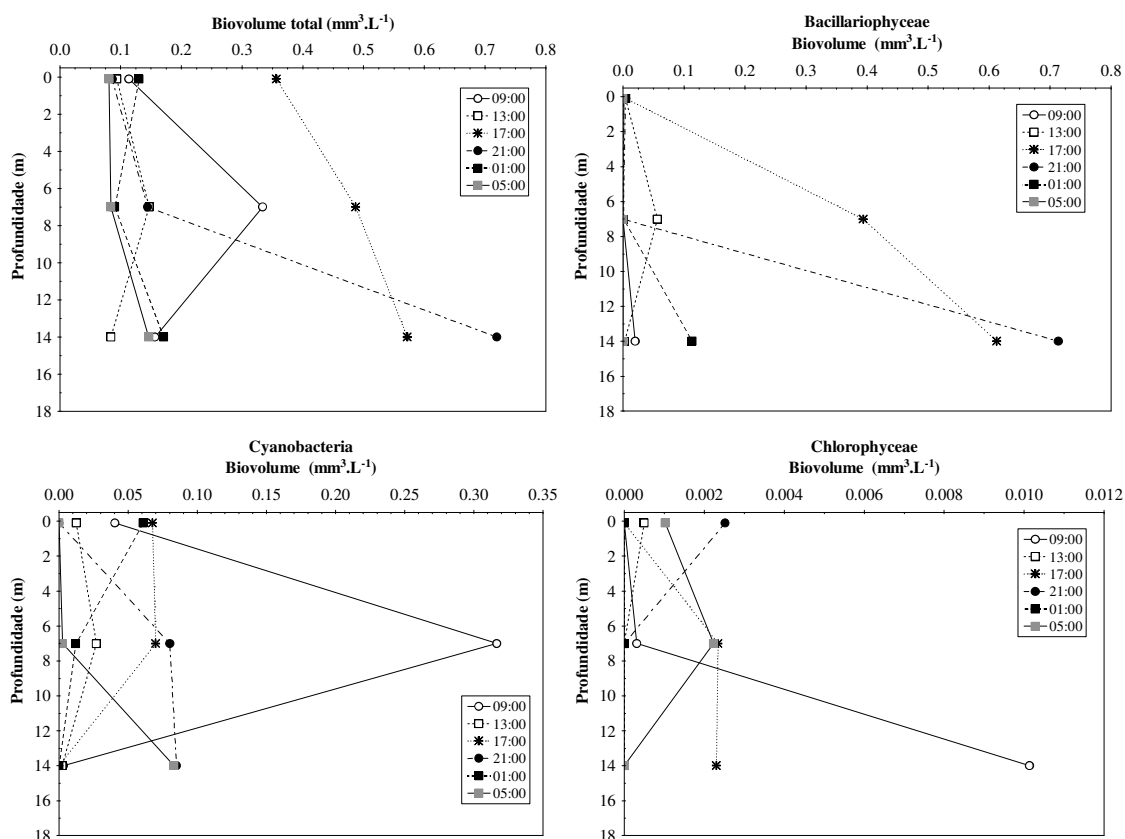


Figura 46. Variação vertical e nictemeral da biomassa fitoplânctônica total e dos principais grupos taxonômicos, no ponto P18 (rio Madeira), em abril de 2010.

Tabela 12. Densidade (ind.mL^{-1}) dos táxons fitoplânctônicos inventariados no rio Madeira (ponto P18) durante o ciclo nictemeral, em abril de 2009. S = superfície; M = meio; F = fundo.

Hora	9:00	9:00	9:00	13:00	13:00	13:00	17:00	17:00	17:00	17:00	21:00	21:00	21:00	1:00	1:00	1:00	5:00	5:00	5:00
Táxons/Profundidade	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	
BACILLARIOPHYCEAE																			
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Sim.								26	32			34							
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemm.) Sim.			24																
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenb.) Sim. var. <i>granulata</i>					13				32			34						26	
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Holk & Klee									32										
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.				13															
<i>Cyclotella</i> sp.								78											
<i>Fragilaria</i> sp.	1																		
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenb.			24																
<i>Melosira varians</i> C. A. Agard. 25,5 x 17,85															1				
<i>Navicula schroeteri</i> Meist.											35								
<i>Nitzschia</i> cf. <i>gracilis</i> Hantzsch									1										
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.						13													
<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow				1									34						
Pennales não identificada 1							27	52											
CYANOBACTERIA																			
<i>Aphanizomenon gracile</i> Lemmem.																			31
<i>Dolichospermum solitarium</i> (Kleb.) Wacklin et al.		16																	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seenayya & Subba Raju	16												24					1	
<i>Geitlerinema</i> sp.				26											25				

<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmem.	24																			26					
<i>Oscillatoria</i> sp.																				1					
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anag. & Komárek	16																			1	27	26	32	34	
Phormidiaceae não identificada																								52	
CHLOROPHYCEAE																									
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.	16																								
<i>Closteriopsis</i> sp.	24																							1	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Komárk. - Legn.	24																							34	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komárk.-Legn.	24																								
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard																								31	
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. e G.S. West) Komárk. - Legn.	48	13																						26	
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemmem.																								26	
CHRYSOPHYCEAE																									
<i>Dinobryon sertularia</i> C. G. Ehrenb.	24																							52	
EUGLENOPHYCEAE																									
<i>Trachelomonas</i> sp.	24																							26	
CRYPTOPHYCEAE																									
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehrenb. emend. Pen.																								53	
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	1	1																							
<i>Cryptomonas</i> sp.	24																							1	51
ZYGNEMAPHYCEAE																									
<i>Closterium acutum</i> L. A. Bréb. ex Ralfs																									1
<i>Closterium</i> sp.																									27

Tabela 13. Inventário de espécies zooplanctônicas identificadas e suas respectivas densidades (indivíduos/m³) nos diferentes horários e profundidades amostrados durante um estudo de variação nictemeral, realizado na área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010. (S=superfície; M= meio; F= fundo).

ESPÉCIE	09:00			13:00			17:00			21:00			01:00			05:00		
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
TESTÁCEOS																		
Arcellidae																		
<i>Arcella artocrea</i>						1			40				40	40				40
<i>A. brasiliensis</i>					40			40	40									
<i>A. conica</i>				1														
<i>A. costata</i>					80									40				
<i>A. dentata</i>											1							
<i>A. discoides</i>	80	40	80	2	40	40	160	40	40	40	2	1	40	120	80	80	40	120
<i>A. gibbosa</i>			1	1						1								
<i>A. hemisphaerica</i>				1		1			1	1	1			40	40	1	40	40
<i>A. vulgaris</i>		40																
<i>A. vulgaris undulata</i>																		1
<i>A. megastoma</i>						1							1			40		1
<i>A. mitrata spectabilis</i>		1			40		40	2										
Centropxyidae																		
<i>Centropxyis aerophyla</i>	40		120				40	80	80		40	1	40	1	1			40
<i>C. aculeata</i>	200	240	160	160	320	280	280	280	200	160	200	160	360	240	200	280	360	280
<i>C. discoides</i>	80		80			1	40						40		40	120	40	
<i>C. ecornis</i>	120	120	40	40	80	120	120	280	80	40	80	120	200	40	160	160	120	200
<i>C. constricta</i>	40	80	40	40	80	80		40	40	1	120	40	40	40	80	1	40	2
<i>C. cf. gibba</i>																		1
<i>C. marsupiformis</i>		40							1									1
<i>C. platystoma</i>	1	1	1	1	40									40	1			
Trigonopyxidae																		
<i>Cyclopyxis kahli</i>	80	80	40	40	120	160	160	80	40	80	80	160	240	40	40	80	40	40
<i>Trigonopyxis arcuata</i>		120	1			80	40									80		40
<i>Cyclopyxis</i> sp.												40						
Trinematidae																		
<i>Trinema cf. complanatum</i>						40												
Diffflugidae																		

<i>Alonella dadayi</i>																				1
Daphnidae																				
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>				1																
Ilyocryptidae																				
<i>Ilyocryptus spinifer</i>			1			1	1	1			40	80								80
Moinidae																				
<i>Moina minuta</i>					2							1		40						
Sididae																				
<i>Diaphanosoma spinulosum</i>		40		40	1	2		1	1	1				40	1					40
<i>Diaphanosoma sp.</i>						1														
TOTAL CLADÓCEROS	0	41	0	42	1	5	1	2	2	1	41	80	80	1	0	161	0	0	0	
COPÉPODES																				
Cyclopidae																				
<i>Thermocyclops minutus</i>	1			1										1						
<i>T. decipiens</i>				2									1							40
<i>Metacyclops mendocinus</i>				1																
náuplio de Cyclopoida	40	40	40	520	80	80	40	80	40	200	80	40	80	120	80	80	40	40		
copepodito de Cyclopoida		1		80	1			1			1	1		40						
Diaptomidae																				
<i>Notodiaptomus sp.</i>				40							40									
náuplio de Calanoida													1							
copepodito de Calanoida				1																
TOTAL COPÉPODES	41	41	40	645	81	80	40	81	40	240	82	42	80	161	80	80	80	80	40	

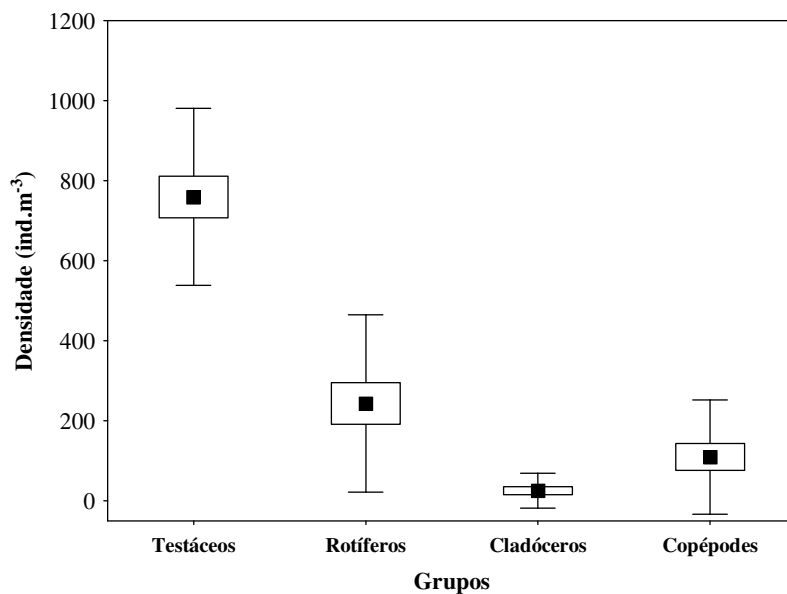


Figura 47. Variação da densidade dos diferentes grupos zooplanctônicos durante o ciclo nictemeral (24 horas), no rio Madeira (ponto P18), área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010.

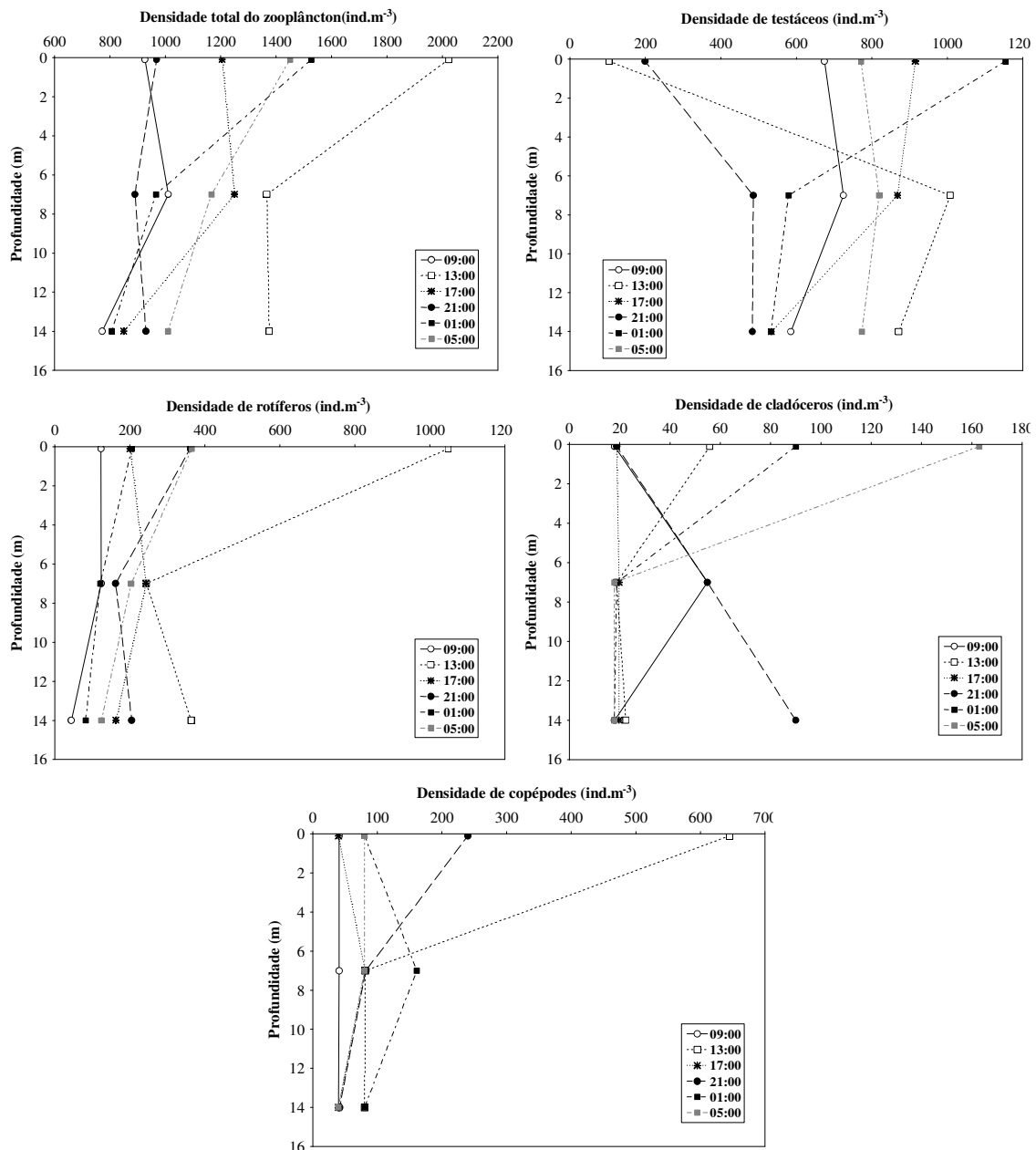


Figura 48. Distribuição vertical da densidade do zooplâncton ao longo de um ciclo nictemeral completo, no rio Madeira (ponto P18), área de influência do AHE Jirau, em abril de 2010.

5. Monitoramento Limnológico em Tempo Real

No presente relatório estão apresentados os resultados físicos e químicos da água obtidos em abril de 2010 no sistema de monitoramento em tempo real instalado no rio Madeira.

O sistema foi desenvolvido com o objetivo de monitorar, automaticamente, 06 (seis) variáveis da qualidade da água na sub-superfície, em cumprimento ao item "b" da condicionante 2.18 da Licença de Instalação n° 621/2009. As seguintes variáveis são

medidas: pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura e porcentagem de saturação de oxigênio.

5.1. Localização do Sistema de Monitoramento em Tempo Real

Após levantamento de campo realizado em agosto de 2009, definiu-se que o local mais apropriado para a instalação do sistema seria na estação de medição de nível d'água RS 3 – Lucas, cuja localização é apresentada na **Tabela 14** abaixo e no **Anexo III**. Este ponto está localizado a jusante do eixo da barragem do AHE Jirau, atendendo, assim, as especificações constantes na referida condicionante para o primeiro ponto de medição. A escolha desse ponto também levou em consideração a facilidade de acesso ao local, a proximidade com o canteiro de obras, a presença de pessoas no local, o que facilita a segurança das instalações do sistema, bem como a existência de relativo remanso do rio Madeira.

Tabela 14. Coordenadas geográficas do local de instalação do sistema de monitoramento em tempo real no rio Madeira.

Estação	Coordenadas	
		UTM
RS 3 - LUCAS	09 ^o 12' 08.1''	8982387 (N)
	64 ^o 36' 28.7''	323338 (E)

5.2. Materiais e Métodos

O sistema de monitoramento em tempo real é composto fundamentalmente pelos seguintes componentes:

- Sonda multiparamétrica fixada na margem direita do rio Madeira (**Figura 49**);
- Painel solar para alimentação da sonda multiparamétrica;
- Antena e acessórios instalados na margem do rio Madeira para o envio dos dados (**Figura 50**).

A sonda multiparamétrica utilizada no sistema é de marca Eureka, modelo Manta, de fabricação americana. A sonda possui sensores de pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura e porcentagem de saturação de oxigênio, e foi mantida a uma profundidade de 0,5 m. Os dados obtidos pela sonda multiparamétrica foram transmitidos em tempo real via satélite para um servidor central

de São Carlos-SP, a partir do qual, os dados armazenados foram acessados via internet pelo IIEGA para elaboração do presente relatório.



Figura 49. Local onde a sonda multiparamétrica do sistema de monitoramento em tempo real está fixada na margem direita do rio Madeira (RS 3 - Lucas), a jusante da futura barragem do AHE Jirau. As setas indicam o ponto no qual a sonda multiparamétrica permanece fixada.



Figura 50. Painéis solares, antena de transmissão e abrigo de alvenaria do sistema de monitoramento em tempo real instalados na proximidade da margem do rio Madeira (RS 3 - Lucas).

5.3. Resultados

Na **Figura 51** estão apresentados os gráficos da variação de temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, pH, turbidez e porcentagem de saturação de oxigênio obtidos no sistema de monitoramento em tempo real no período entre 01 de abril a 01 de junho de 2010. Na **Tabela 15** são apresentados os valores mínimos, máximos e médios dessas variáveis.

No referido período a temperatura da água variou entre 21,44°C a 25,88°C, com média de 23,73°C. A condutividade variou de 90 a 94 $\mu\text{S}/\text{cm}$, cuja média foi de 92

$\mu\text{S/cm}$. O oxigênio dissolvido variou de 4,82 a 5,72 mg/L, cuja média foi de 5,32 mg/L. Já o pH variou de 6,05 a 7,77, com média igual a 7,21. Os valores de turbidez estiveram na faixa de 955 a 1776 NTU, com média de 1278 NTU, sendo que a porcentagem de saturação de O_2 variou de 79,1 a 82,9 mg/L, com média de 80,8 mg/L.

De forma semelhante ao padrão de variação observado em março de 2010, houve uma ligeira queda de temperatura durante do mês de abril de 2010, resultante do resfriamento atmosférico no período considerado como inverno na região Norte, correspondente ao período chuvoso, sendo que no mês de maio de 2010 a temperatura se manteve praticamente constante, na faixa dos 22°C . Os valores de turbidez continuaram elevados no período, acima de 1000 NTU em grande parte das medidas realizadas. Tais valores elevados já haviam sido observados desde meados de janeiro de 2010 em função do início do período das chuvas na bacia do rio Madeira, que promoveram o aporte muito significativo de material particulado para o rio. No entanto, deve-se ressaltar que a sonda de monitoramento em tempo real está localizada próximo à margem do rio Madeira, tendo em vista que em novembro de 2009 um pedaço de madeira flutuando no rio deslocou a bóia contendo a sonda. Assim, provavelmente, a localização dessa sonda em um local com menor profundidade pode explicar as diferenças entre os valores de alguns parâmetros limnológicos mensurados através da sonda de monitoramento em tempo real e àqueles obtidos através das coletas realizadas trimestralmente pela Life Projetos Limnológicos.

As demais variáveis físicas e químicas não apresentaram variações muito significativas durante o período monitorado, muito provavelmente em função do fluxo turbulento das águas do rio Madeira na porção monitorada e a montante, que promove constante reaeração e mistura da água.

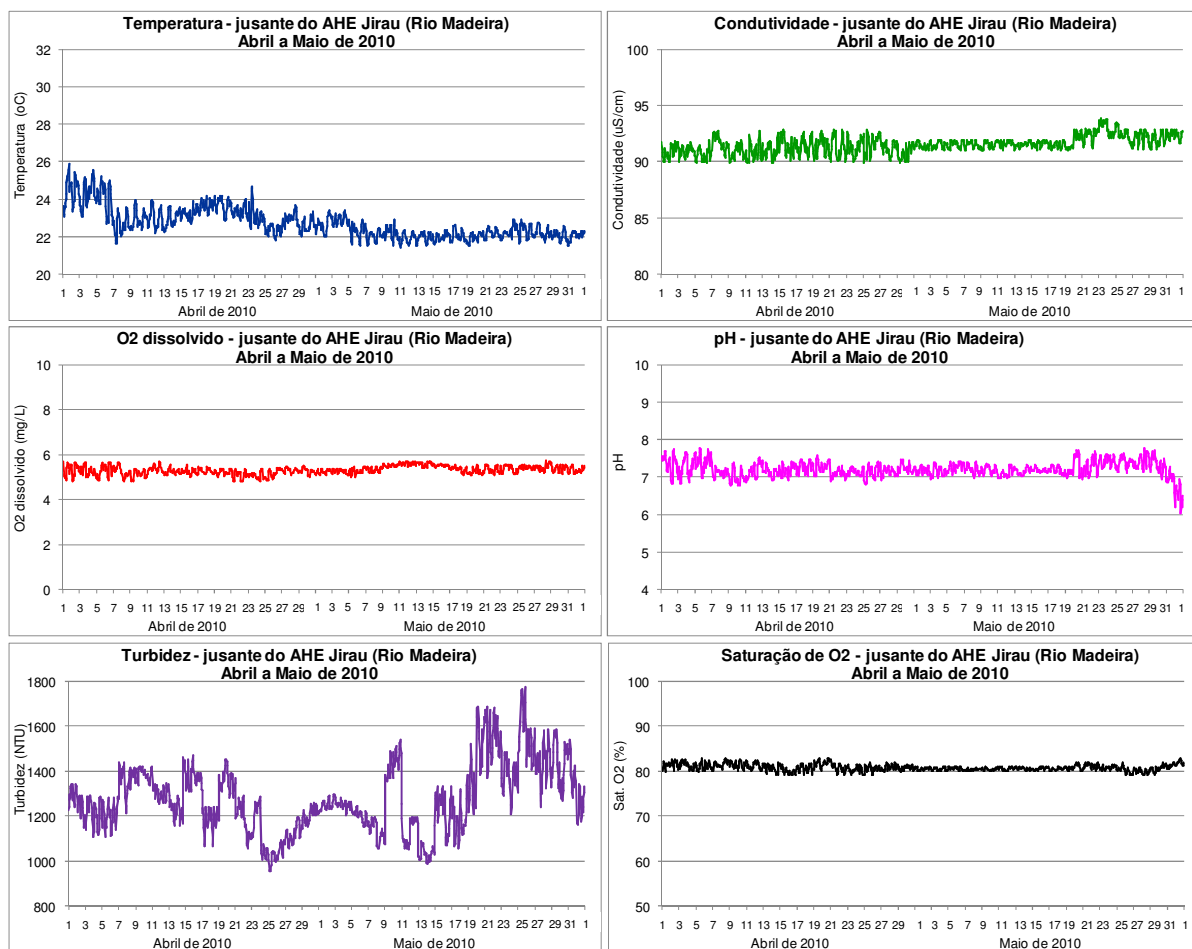


Figura 51. Variações de temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido, pH, turbidez e porcentagem de saturação de oxigênio observadas no sistema de monitoramento em tempo real instalado no rio Madeira no período entre 01 de abril a 01 de junho de 2010.

Tabela 15. Valores mínimos, máximos e médios das variáveis físicas e químicas observadas no período entre 01 de abril a 01 de junho de 2010 no sistema de monitoramento em tempo real instalado no rio Madeira (RS 3- Lucas), a jusante da futura barragem do AHE Jirau.

	Temperatura (°C)	Condutividade (uS/cm)	O2 dissolv. (mg/L)	pH	Turbidez (NTU)	Satur. O2 (%)
Mínimo	21,44	90	4,82	6,05	955	79,1
Máximo	25,88	94	5,72	7,77	1776	82,9
Média	22,73	92	5,32	7,21	1278	80,8

6. Considerações Finais

Variáveis abióticas

De acordo com os resultados obtidos, foi possível observar que os maiores valores de turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos totais, ferro total, fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl, DBO₅ e DQO foram registrados em janeiro e abril de 2010. A análise do perfil vertical dos pontos monitorados (tributários e ponto P18, localizado no rio Madeira) indicou pouca variação ao longo das três profundidades analisadas (superfície, limite da zona eufótica e fundo). Além disso, os pontos localizados no rio Madeira frequentemente apresentaram as maiores concentrações de sólidos suspensos e nutrientes (fósforo e nitrogênio). Estes resultados demonstram a influência da precipitação pluviométrica, e consequente aumento do escoamento superficial, sobre as características limnológicas do trecho monitorado.

Foi possível verificar que, em abril de 2010, houve um decréscimo nos valores de alguns parâmetros limnológicos (por exemplo, turbidez, sólidos totais, fósforo total e coliformes fecais), quando estes foram comparados com janeiro de 2010. Além disso, comparando com janeiro, houve uma redução nos valores de IET (Índice do Estado Trófico) no mês de abril, e nenhum local foi classificado como supereutrófico.

De acordo com o “Índice de Qualidade da Água” (IQA), no mês de abril a maior parte dos pontos monitorados foi classificada como apresentando “Boa Qualidade”. Também foi possível verificar que os menores valores de IQA foram registrados em janeiro e abril de 2010, tendo em vista os maiores valores de turbidez, sólidos totais e fósforo total no trecho monitorado do AHE Jirau durante esse período.

Considerando que as águas do sistema monitorado são inseridas na classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005, grande parte do trecho monitorado, em abril de 2010, apresentou resultados compatíveis com os limites preconizados pela referida resolução. Os seguintes desvios foram observados:

- valores de pH inferiores a 6,0 nos pontos P7, P15, P16 e P17;
- concentração de oxigênio dissolvido menor que 5,0 mg/L nos pontos P1, P4, P5, P6, P7, P9, P10, P13, P14, P15, P16, P17, P18 e P20;
- valores de turbidez superiores a 100 NTU nos pontos P6, P9, P14, P18 e P19, todos situados no rio Madeira;

- valores de cor superiores a 75 mg Pt/L nos pontos P1, P2, P5, P6, P14, P18 e P19;
- concentração de fósforo total superior a 0,1 mg/L nos pontos P6, P9, P14, P18 e P19, todos localizados no rio Madeira;
- concentração de sulfeto superior a 0,002 mg/L na maior parte dos pontos monitorados, com exceção somente do ponto P10;

Padrões consistentes poderão ser identificados apenas após a obtenção de uma maior quantidade de dados ao longo de, pelo menos, um ciclo sazonal. A mesma afirmação pode ser aplicada aos problemas de qualidade da água.

Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traços

Os teores de elementos traço encontrados nas amostras de água superficial, em abril de 2010, estão abaixo do valor preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 referente aos corpos de água doce classe II, com exceção do Ni que apresentou concentrações médias acima do padrão estabelecido pela legislação brasileira para águas doce de classe II. Este fato observado apenas nesta campanha de campo referente a fase hidrológica caracterizada de cheia somente poderá ser confirmado com o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço. Os teores de elementos traço encontrados em todas as amostras de água superficial estão abaixo do valor preconizado pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, que estabelece o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano.

Os teores dos elemento traços Cd, Cr, Mn e Ni nas amostras de sedimento de fundo na calha do rio Madeira e nos tributários durante a 3ª campanha de campo (período de cheia) na calha do rio Madeira e nos tributários apresentaram menores teores quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente), possivelmente devido ao transporte de material sedimentar com menores teores de elementos traço associado a elevada hidrodinâmica do rio Madeira no período de cheio. Entretanto o elemento traço Pb apresentou comportamento inverso quando comparado aos outros elementos traço, sendo que estes comportamentos serão avaliados no estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

A análise por componente principais discriminou a formação de quatro grupos baseados em duas variáveis condicionantes. Sugere que as características do rio Madeira quanto a sua composição são diferentes entre os pontos de amostragem, possivelmente

influenciado pelos afluentes e período do ciclo hidrológico. Quanto ao rio Mamoré e afluentes de menor porte as suas composições se diferenciam do rio Madeira. Desta forma a ACP mostrou ser uma ferramenta estatística de extrema importância em estudos físico-químicos de águas, pois possibilita uma investigação conjunta das variáveis consideradas permitindo também inferir sobre a ação das variáveis na ordenação e discriminação associada a caracterização dos corpos de água da área de influência direta e indireta do AHE Jirau.

Os teores dos elementos traço determinados nas amostras de peixe e nos compartimentos ambientais amostrados na bacia do rio Madeira estão de acordo com os níveis naturais relatados na literatura para a região Amazônica.

Monitoramento Limnológico no Canteiro de Obras

Em abril de 2010, assim como em janeiro de 2010, foi realizada campanha de monitoramento limnológico do canteiro de obras do AHE Jirau, utilizando os onze pontos determinados na Licença de Instalação nº 563/2008 e os parâmetros determinados na Licença de Instalação nº 621/2009.

Durante a execução da campanha, 01 (um) ponto de monitoramento no do rio Madeira (onto P11) estava localizado no interior do recinto 3 (entre a margem direita e a Ilha Pequena), o qual estava fechado devido à construção da ensecadeira J3 e, por este motivo, não pode ser acessado e monitorado no âmbito do Programa de Monitoramento Limnológico do AHE Jirau. Nos demais pontos, amostras foram devidamente coletadas e encaminhadas para análise.

De maneira geral, em abril de 2010, o trecho monitorado nas proximidades do canteiro de obras, apresentou baixos valores de turbidez, sólidos totais, baixas concentrações de íons cloreto, sulfato, sulfeto, baixas concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenado, baixas concentrações de clorofila-*a*, DBO₅ e, principalmente, baixa densidade de coliformes termotolerantes e *E. coli*. Além disso, ressalta-se que foram mensuradas elevadas concentrações de oxigênio dissolvido em todos os locais de coleta. Assim, considerando os limites preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, foi possível verificar que a maior parte dos parâmetros mensurados se encontraram dentro dos limites estabelecidos pela referida resolução.

Os resultados desta campanha também indicaram que ao longo do eixo principal do fluxo hídrico, ou seja, do sistema montante-jusante representado pelo rio Madeira,

não há alteração significativa dos parâmetros analisados na água, porém, será necessária a continuação do programa limnológico, para obter subsídios para obtenção de dados significativos das condições da qualidade da água, durante as instalações da UHE.

O relatório referente às análises físico-químicas e biológicas do rio Madeira e ribeirões é apresentado no **Anexo V**.

Monitoramento em Tempo Real

Considerando o Monitoramento em Tempo Real, em abril de 2010 houve uma ligeira queda de temperatura da água resultante do resfriamento atmosférico durante o período chuvoso, sendo que no mês de maio de 2010 a temperatura se manteve praticamente constante, na faixa dos 22°C. No caso da turbidez da água, os valores se mantiveram elevados no período monitorado (acima de 1000 NTU), valores esses observados desde meado de janeiro de 2010, resultantes do aporte de material particulado da bacia do rio Madeira promovido pelas constantes chuvas durante o período. As demais variáveis físicas e químicas da água se mantiveram relativamente constantes durante o período monitorado, muito provavelmente em função do fluxo turbulento das águas do rio Madeira na porção monitorada e a montante, que promove constante reaeração e mistura da água.

Comunidades Biológicas

A comunidade fitoplanctônica amostrada em abril de 2010, na área de influência do AHE Jirau, foi constituída por 116 táxons, distribuídos entre 09 (nove) grupos taxonômicos. Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanobacteria foram os principais grupos que contribuíram com a diversidade fitoplanctônica.

Foram registrados baixos valores de riqueza e diversidade de espécies fitoplanctônicas na maioria dos pontos monitorados. Nos tributários ocorreram os maiores valores destes atributos sendo o maior valor obtido no rio Mamoré.

Como verificado nos meses anteriores de estudo para a área de influência do AHE Jirau, os valores de densidade e biovolume fitoplanctônico foram baixos na maioria das amostras. Os menores valores ocorreram no rio Madeira e os maiores nos tributários. Estes resultados estão associados à maior vazão e turbidez do rio Madeira. Utilizando os critérios de Vollenweider (1968, apud LIND *et al.*, 1993), para a

caracterização trófica dos ambientes, segundo os valores de biovolume fitoplanctônico, todos os pontos monitorados podem ser classificados como oligotróficos.

Foram registrados baixos valores de biovolume e baixo número de células de cianobactérias nos 03 (três) meses de estudo. Isso permitiu classificar as águas dos pontos monitorados na classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005. As cianobactérias foram representadas por táxons característicos de ambientes eutróficos e potencialmente tóxicos, os quais apresentam ampla tolerância ambiental e podem desenvolver florações em condições de estabilidade da coluna d'água e altas concentrações de nutrientes.

Como já ressaltado em relatórios anteriores, a despeito dos baixos valores de densidade e biomassa fitoplanctônica registrados, principalmente no rio Madeira, a alta complexidade taxonômica verificada nos tributários indica que estes representam uma potencial fonte de inóculos de algas para o futuro reservatório que poderão desenvolver expressivas populações.

Os resultados de composição específica do zooplâncton revelaram, mais uma vez, um elevado número de espécies na área estudada (202 espécies). Este número foi consideravelmente maior que o obtido nos períodos anteriores de amostragens, mas é certamente um reflexo do grande esforço amostral realizado em abril de 2010 (61 amostras).

Assim como nas amostragens anteriores, rotíferos e protozoários testáceos constituíram-se nos grupos predominantes em termos de riqueza de espécies e densidade na maior parte dos ambientes amostrados, enquanto que os microcrustáceos, especialmente os copépodes, predominaram em termos de biomassa na maior parte dos pontos de amostragem.

Especialmente, observam-se, em geral, maiores valores dos atributos densidade e biomassa em tributários, enquanto que os menores valores destes atributos são observados em pontos do rio Madeira, especialmente a montante e jusante da área de estudo.

Os resultados de uma DCA realizada a partir dos dados de zooplâncton obtidos na superfície evidenciaram, mais uma vez, as diferenças na estrutura da comunidade zooplanctônica entre os tributários e o rio Madeira. Desta forma, no rio Madeira a comunidade zooplanctônica tem sido caracterizada, em geral, pelo predomínio de testáceos, enquanto que a maioria das espécies de rotíferos e microcrustáceos predominam nos tributários.

Em relação à distribuição vertical do zooplâncton, as amostragens realizadas em diferentes profundidades, em todos os tributários estudados, evidenciaram, em abril de 2010, diferenças conspícuas da riqueza de espécies, com os maiores valores registrados, em geral, no fundo e os menores à superfície. Por outro lado, não foram observadas diferenças expressivas para a densidade do zooplâncton.

Análises de correlação de Pearson entre a turbidez e a densidade e riqueza do zooplâncton sugerem que a turbidez influencia negativa e significativamente a riqueza de espécies do zooplâncton, especialmente de cladóceros, enquanto que essa variável não aparece como uma preditora eficiente da densidade zooplanctônica.

Por fim, mais uma vez, a co-ocorrência das espécies do gênero *Thermocyclops*, *T. minutus* e *T. decipiens*, com o predomínio da primeira, sugerem, uma boa qualidade ambiental para a área de influência do AHE Jirau.

A comunidade de invertebrados bentônicos registrada em abril de 2010 na área de influência do AHE Jirau apresentou uma maior diversidade de táxons, sendo registrado um aumento da riqueza nos pontos P15, P10, P11 e P12. Chironomidae (Diptera), Oligochaeta (Annelida) e Elmidae apresentaram as maiores frequências e abundâncias médias. Assim como registrado em setembro/outubro de 2009, em abril de 2010 foram identificados gêneros de Trichoptera. Foram registrados 2 gênero de Ephemeroptera (*Cloeodes* – P10 e *Hagenulopsis* – P11), sendo o primeiro comumente encontrado em rios, apresentando tolerância há alterações ambientais e o segundo considerado sensível.

A comunidade bentônica registrada no rio Madeira encontra-se pouco diversa, como nas amostragens anteriores. O tipo de substrato (areia e matéria orgânica) registrado na maioria dos locais amostrados não é favorável aos táxons mais sensíveis dessas ordens.

De maneira geral, a análise da variação nictemeral indicou a similaridade entre as profundidades de coleta, considerando tanto os parâmetros abióticos quanto os bióticos. De fato, a análise do perfil vertical e da variação nictemeral tem sido informativa principalmente em ambientes lênticos. Por outro lado, em ambientes lóticos as variações ao longo das profundidades tendem a ser minimizadas devido ao movimento turbulento que caracterizam esses ambientes. Assim, a realização de estudos em curtas escalas temporais (e.g., variação nictemeral) ou considerando diferentes profundidades em ambientes lóticos como o rio Madeira parece pouco justificável.

7. Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: Byrd Prepress Springfield, 2005.
- BASU, B.K.; PICK, F.R. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate river. **Journal of Plankton Research**, v. 19, p. 237-253, 1996.
- BAUMGARTEN, M.G.Z.; POZZA, S.A. **Qualidade de águas**: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental. Rio Grande: Editora FURG, 2001. 166p.
- BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**: chave para identificação e descrições. São Carlos: RIMA, 2006. 489 p.
- BINI, L.M. Análises Multivariadas e Limnologia: Exploração, síntese e inferência de um mundo aquático Complexo. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. (Org.). **Amostragem em Limnologia**. 1 ed. São Carlos: RIMA, 2004. p. 73-108.
- BORGES, P.A.F.; RODRIGUES, L.C.; PAGIORO, T.A.; TRAIN, S. Spatial variation of phytoplankton and other abiotic variables in the Pirapó River -PR (Brazil) in august 1999: Preliminary study. **Acta Scientiarum**, v. 25, p. 1-8, 2003.
- BORGES, P. A. F. *et al.* Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, *in press*, 2010.
- BORGES, P. A. F. *et al.* Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo, Paraná, Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, p. 57-65, 2008.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G.Y. Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do Rio Mogi-Guaçu (SP). In: Henry, R. (Org.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. FAPESP, 1999. p. 375-408.
- CABIANCA, M.A.A.; SENDACZ, S. Limnologia do reservatório do Borba (Pindamonhangaba,SP). II-Zooplâncton. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, p. 86-95, 1985.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera, Insecta) em dois igarapés amazônicos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita. **Oecologia Brasiliensis**, v. 5, p. 299-309, 1998.

- CALLISTO, M; GOULART, M.; MEDEIROS, A.O.; ORENO,P.; ROSA,C.A. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 61, p. 259-266, 2004.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.
- CARMOUZE, J.P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Editora Edgard Blücher, Fapesp, 1994. 254 p.
- CODD, G.A.; MORRISON, L.F.; METCALF, E.J.S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, p. 264-272, 2005.
- CONAMA – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução CONAMA nº 357, de março de 2005, Brasília, SEMA, 2005.
- DEVOL, A.H.; FORSBERG, B.R.; RICKEY, J.E.; PIMENTEL, T.P. Seasonal variation in chemical distribution in the Amazon (Solimões) River: a multi-year time series. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 9, p. 307-328, 1995.
- EDMUNDS Jr., G.F.; JENSEN, S.L.; BERNER, L. **The Mayflies of North and Central America**. University of Minnesota Press, 1979. 330 p.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 2nd ed. Oxford: Blackwell Scientific, 1978. (IBP Handbook, no. 8) 214 p.
- GONÇALVES, J.F.JR.; CALLISTO, M.; FONSECA, J.J. Relações entre a composição granulométrica do sedimento e as comunidades de macroinvertebrados bentônicos nas lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida (Macaé, RJ). In: ESTEVES, F.A. (Org.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. Rio de Janeiro: UFRJ, 1998. p. 299-310.
- HAPPEY-WOOD, C.M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C.D. (Org.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 175-226.
- HENRY, R.; NOGUEIRA, M.G. A represa de Jurumirim (São Paulo): primeira síntese sobre o conhecimento limnológico. In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de**

- reservatórios:** estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fundibio/Fapesp, 1999. p. 651-686.
- JOHNSON, R.K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D.M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Org.). **Freshwater biomonitoring and benthics macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1992, 487 p.
- JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, E.C.J.F. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge: University Press, 1995. 324 p.
- KALFF, J. **Limnology**. New Jersey: Prentice Hall, 2002. 592 p.
- KIMMEL, B.L., LIND, O.T.; PAULSON, L.J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K.W., KIMMEL, B.L.; PAINE, F.E. (Org.). **Reservoir limnology: Ecological Perspectives**. New York: John Wiley e Sons, 1990. p. 133-193
- KLAVENESS, D. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: SANDGREN, C. (Org.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 105-133
- KOBAYASHI, T.R.J. *et al.* Freshwater zooplankton in the Hawkesbury-Nepean River: comparison of community structure with other rivers. **Hydrobiologia**, v. 377, p. 133-145, 1998.
- KULMANN, M.L.; HAYASHIDA, C.Y.; ARAÚJO, R.P.A. Using *Chironomus* (Chironomidae:Diptera) mentum deformities in environmental assessment. **Acta Limnologia Brasiliensis**, v. 12, p. 55-61, 2000.
- LAMPARELLI, M.C. **Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento**. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2004. 238 p.
- LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams**. New York: Oxford University Press, 1997. 382 p.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Comunidade zooplanctônica. In: VAZZOLER, A.E.A.M. *et al.* (Org.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 117-155.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Estrutura da comunidade zooplanctônica antes e após a formação do reservatório de Corumbá-GO. In: HENRY, R (Org.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fundibio/Fapesp, 1999. p. 347-74.

- LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M. Zooplankton in the upper Paraná river floodplain: richness, abundance and relationships with the hydrological level and the connectivity. In: AGOSTINHO, A. A. *et al.* (Org.). **Structure and Function of the Paraná River and its floodplain**. Maringá: EDUEM, 2004. p. 75-84.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Estrutura da comunidade zooplanctônica em reservatórios. In: RODRIGUES, L. *et al.* (Org.). **Biocenoses em reservatórios**: Padrões espaciais e temporais. São Carlos: RIMA, 2005. p. 115-128.
- LANSAC-TÔHA, F.A. *et al.* Species richness and geographic distribution of testate amoebae (Rhizopoda) in Brazilian freshwater environments. **Acta Scientiarum**, v. 29, p. 63-74, 2007.
- LAWRENCE, S.G. *et al.* Method for Estimating Dry Weight of Freshwater Planktonic Crustaceans from Measures of Length and Shape. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 44, p. 264-274, 1987.
- LAYR, N.; REYES-MARCHANT, P. The potamoplankton of the middle Loire and the role of moving littoral in downstream transfer of algae and rotifers. **Hydrobiologia**, v. 356, p. 33-52, 1997.
- LIND, O.T. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G.; DUCAN, A. (Org.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Netherlands: Kluwer Academic Press, 1993. p. 57-67
- LOPES, R.M. *et al.* Comunidade zooplanctônica do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A.; GOMES L.C. (Org.). **Reservatório de Segredo**: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. p. 39-60.
- MACKERETH, F.Y.H.; HERON, J.G.; TALLING, J.J. **Water analysis some revised methods for limnologist**. Ambleside: Freshwater Biological Association, 1978. (Freshwater Biological Association. Scientific Publication, v. 36) 120 p.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological Diversity and Its Measurement**. New Jersey: Princeton Univ. Press, 1988. 179 p.
- MARZOLF, G.R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K.W.; KIMML, B.L.; PAYNE, F.E. (Org.). **Reservoir Limnology**: ecological perspectives. New York: Wiley-Interscience, 1990. p. 195-208.

- MELÃO, M.G.G.; ROCHA, O. Productivity of zooplankton in a tropical oligotrophic reservoir over short periods of time. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 27, p. 2879-2887, 2000.
- MERRIT R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3^o. Edition. Dubuque: Kendall/Hunt Publishing Company, 1996. 862 p.
- NOGUEIRA, M.G. Zooplankton composition dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brasil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.
- OLRIK, K. **Phytoplankton ecology**: determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea. Denmark: Danish Environmental Protection Agency, 1994. 183 p.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. :1-19, 2009.
- PECKARSKY, B.L.; FRAISSINET, P.R.; PENTON, M.A.; CONKLIN JR., D.J. **Freshwater macroinvertebrates o Northeastern North America**. Cornell Univ. Press, 1990. 442 p.
- RAMÍREZ, J.J.; BICUDO, C.E.M. variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 62, p. 1-14, 2002.
- REYNOLDS, C.S. Potamoplankton: Paradigms, Paradoxes and Prognoses. In: ROUND, F.E. (Org.). **Algae and the Aquatic Environment**. Bristol: Riopress, 1988. p. 285-311.
- REYNOLDS, C.S. River Plankton: The Paradigm Regained. In: Harper, D.M.; Ferguson, A.J.D. (Org.). **The ecological basis for river management**, John Willet & Sons publishers, 1995. p. 161-180.
- REYNOLDS, C.S. **Vegetation process in the pelagic**: A model for ecosystem theory. Oldendorf: Ecology Institute, 1997.
- REYNOLDS, C.S.; DESCY, J. P. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. **Archiv Hydrobiologic**, Supplement, v. 113, p. 161-187, 1996.
- REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.L.M.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L., MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417-428, 2002.

- RODRIGUES, L.C.; TRAIN, S.; PIVATO, B.M.; BOVO, V.M.; BORGES, P.A.F.; JATI, S. Assembléias Fitoplantônicas de 30 Reservatórios do estado do Paraná. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios: Padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RIMA, 2005. p. 57-72.
- RODRIGUES, L.C. *et al.* Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, (2, suppl.), p. 501-516, 2009.
- ROSEMBERG, D.M.; RESH, V.M. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1996. 488 p.
- SALMASO, N.; ZIGNIN, A. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in highly flushed, large rivers. **Hydrobiologia**, v. 639, n. 1, p. 21-36, 2010.
- SAMPAIO, E.V. *et al.* Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 3, p. 525-545, 2002.
- SENDACZ, S. *et al.* Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 66, p. 337-350, 2006.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana, Illinois: University Press, 1963. 117 p.
- SILVA, C.A.; TRAIN, S.; RODRIGUES, L.C. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplantônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 23, p. 283-290, 2001.
- SOUZA, M.R.; NESSIMIAN J.L.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A.L. Estrutura da Fauna de macroinvertebrados aquáticos do folhiço submerso em igarapés na Amazônia Central sob diferentes condições de cobertura florestal. **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu – MG, 2007.
- STRAŠKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J.G. STRAŠKRABA, M. (Org.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, 1999. p. 385-410.
- SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 25, p. 1331-1346, 2003.
- TAKEDA, A.; SHIMIZU, G.Y.; HIGUTI, J. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN,

- N.S. **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos.** Editora da Universidade Estadual de Maringá., 1997. p. 157-177.
- THORP, J.P.; CLASPER, A.F. Importance of biotic interactions in large rivers: an experiment with planktivorous fish, dreissenid mussels and zooplankton in the St Lawrence river. **River Researches and Applications**, v. 19, p. 265-279, 2003.
- TRAIN, S.; RODRIGUES, L. Phytoplanktonic Assemblages. In: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N. S. (Org.). **The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation.** Leiden: Backhuys, 2004. p.103-124.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methode. **Mitt. int. Verein. Limnol.**, v. 9, p. 1-38, 1958.
- VELHO, L.F.M. *et al.* Spatial and temporal variation in densities of testate amoebae in the plankton on the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 411, p. 103-113, 1999.
- VELHO, L.F.M. *et al.* Distribuição longitudinal da comunidade zooplanctônica em reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. (Org.). **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais.** São Carlos: Rima, 2005. p. 129-136.
- VIEIRA, L.C.G. *et al.* Influence of spatial complexity on the abundance and diversity of periphytic rotifers, microcrustaceans and testate amoebae. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 170, p. 77-85, 2007.
- WARD, J.V. **Aquatic insect ecology: Biology and habitat.** New York: John Wiley & Sons, 1992. 438 p.
- WEILHOEFER, C.L.; PAN, Y. Diatom assemblages and their associations with environmental variables in Oregon Coast Range streams, USA. **Hydrobiologia**, v. 561, p. 207-219, 2006.
- WETZEL, R.G. **Limnologia.** Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 905 p. (Translation to Portuguese and preface by Maria José Boavida.).
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analysis.** 2 ed. New York: Springer-Verlag, 2000. 429 p.
- WIGGINS, G.B. **Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera).** University of Toronto Press, 1977. 393 p.

ANEXO I
REGISTRO FOTOGRÁFICO



Foto 1. Rio Mamoré (ponto P1).



Foto 2. Rio Madeira (ponto P2).



Foto 3. Igarapé Ribeirão (ponto P3).



Foto 4. Coleta de zooplâncton no igarapé Araras (ponto P4).



Foto 5. Rio Abunã (ponto P5).



Foto 6. Rio Madeira (ponto P6).



Foto 7. Igarapé Simãozinho (ponto P7).



Foto 8. Igarapé São Simão (ponto 8).



Foto 9. Rio Madeira (ponto P9).



Foto 10. Igarapé Castanho (Ponto P10).



Figura 11. Rio Cotia (ponto P12).



Figura 12. Rio Madeira (ponto P14).



Figura 13. Igarapé São Lourenço (ponto P15).



Figura 14. Igarapé Jirau (ponto P17).



Figura 15. Rio Madeira (ponto P18).



Figura 16. Foz rio Mutum-Paraná (Ponto P20).

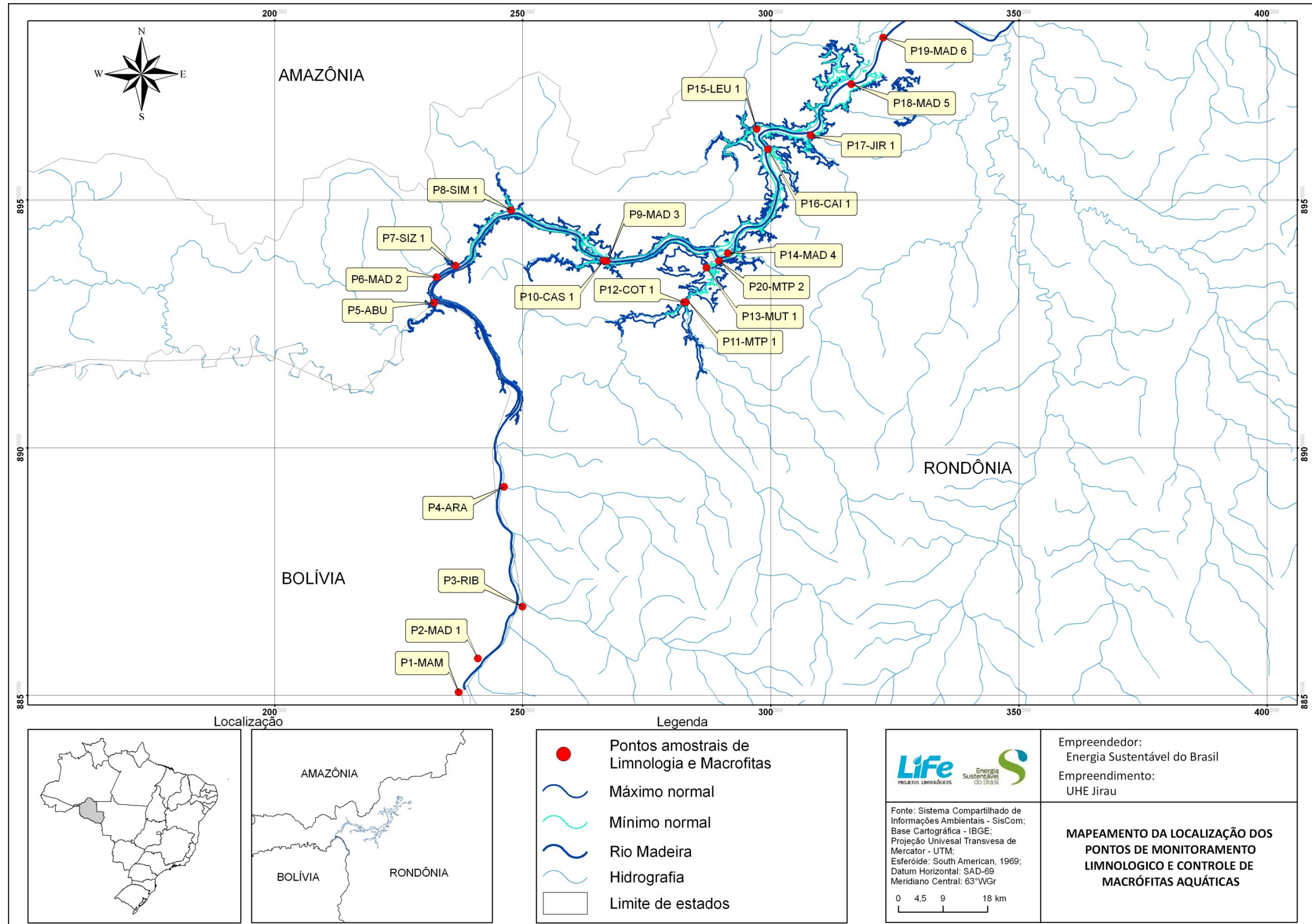


Figura 17. Coleta de zoobentos realizada no ponto P2.

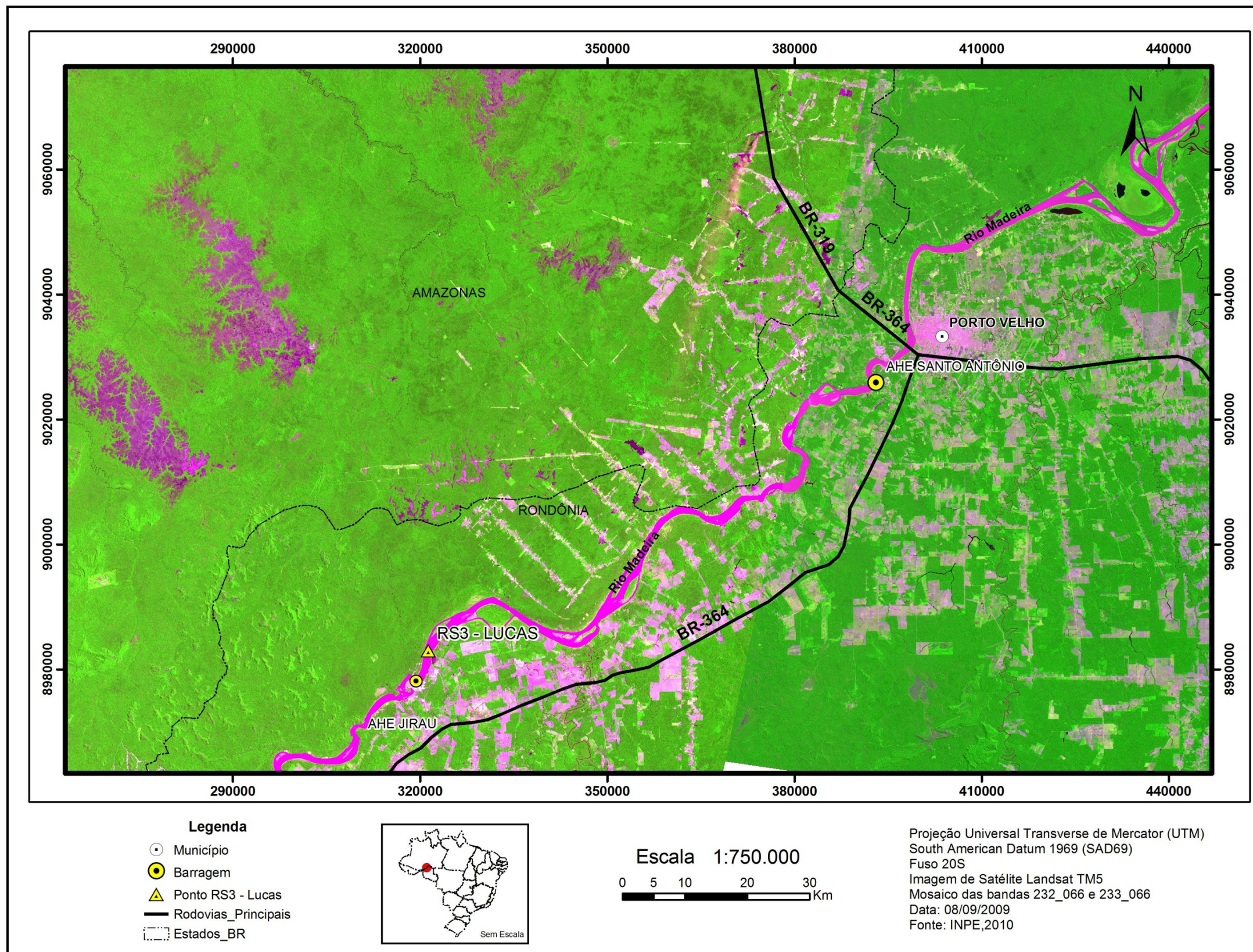


Figura 18. Realização do ciclo nictemeral no dia 12/04/2010 no ponto P18 (rio Madeira).

ANEXO II. Localização dos pontos de coleta.



ANEXO III. Imagem de satélite com a localização do sistema de monitoramento em tempo real no rio Madeira (RS 3 – Lucas).



ANEXO IV

USINA HIDRELÉTRICA JIRAU

RELATÓRIO TÉCNICO PARCIAL DO PROGRAMA DE MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO DO APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO JIRAU

3ª CAMPANHA DE CAMPO DO PLANO DE MONITORAMENTO AMBIENTAL DOS ELEMENTOS-TRAÇO

EMPRESA: **Venturo Consultoria Ambiental Ltda**

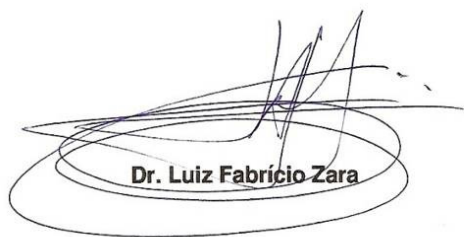
PERÍODO DAS ATIVIDADES: **Abril/2010**

RESPONSÁVEL DA CONTRATADA: **Dr. Luiz Fabricio Zara**

RESPONSÁVEL DA ESBR: **Jairo Guerrero**

Equipe Técnica de Trabalho

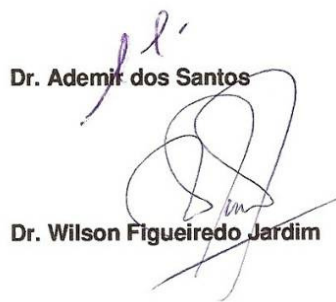
Nome do Profissional	RG	Qualificação	Função no Contrato	Participação (%)
Luiz Fabricio Zara	20219582 SSP/SP	Doutor/Químico	Coordenador geral	100
Ademir Santos	2721703173 SSP/SP	Doutor/Químico	Especialista em análise de campo	100
Julio C. Rocha	79522324 SSP/SP	Doutor/Químico	Especialista em mercúrio na Amazônia	100
Wilson F. Jardim	61052139 SSP/SP	Doutor/Químico	Especialista em mercúrio na Amazônia	100
José V. E. Bernardi	2461794 SSP/PA	Doutor/Ecologia	Especialista em Geoestatística e Banco de Dados	100
Carlos J. S. Passos	2461794 SSP/PA	Doutor/Ciências Ambientais	Especialista em estudos de saúde humana	100
Vanessa P. Franzini	300237844 SSP/SP	Doutora/Química	Especialista em análise de mercúrio	100
Livia M. Santos	129308 CRM	Doutora/Médica	Estudo de Saúde Humana - Neuropsicologia	100
Valeria V. Serra	01/3559 CRP	Mestre/Psicóloga	Estudo de Saúde Humana - Neuropsicologia	100
Clarisse V. Serra	1373632 SSP/DF	Mestre/Psicóloga	Estudo de Saúde Humana - Neuropsicologia	100
Ednaldo R. Souza	234796522 SSP/SP	Técnico em Química	Analista laboratorial	100
Wilyane Figueiredo	2670524 SSP/DF	Gestão Ambiental	Analista em SIG	100
Tania Machado	5213430 SSP/GO	Gestão Ambiental	Analista em SIG	100




Dr. Luiz Fabricio Zara



Dr. Julio César Rocha



Dr. Ademir dos Santos



Dr. Wilson Figueiredo Jardim

Sumário

1. Apresentação	1
2. Introdução	1
3. Área de Estudo	2
4. Metodologia.....	4
4.1. Amostras Abióticas	4
4.2. Amostras Bióticas.....	5
5. Resultados e Discussão.....	8
6. Considerações Finais	35
7. Referências Bibliográficas.....	36

1. Apresentação

O presente relatório técnico parcial tem por objetivo descrever as atividades desenvolvidas e apresentar os resultados da 3ª campanha de campo do Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço, realizada no âmbito do Programa de Monitoramento Limnológico do Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Jirau, entre os dias 05/04 a 16/04/2010.

2. Introdução

O termo elemento traço normalmente é utilizado para se definir metais que podem estar presentes predominantemente nas formas catiônica ou oxianiônica em baixas concentrações no ambiente. A dispersão destes elementos no ambiente pode ocorrer na forma de íons livres ou íons complexos em solução, adsorvidos ou coprecipitados em sólidos finos (óxidos hidratados, argilominerais, matéria orgânica) ou em colóides.

A principal via de intoxicação de seres humanos por poluentes orgânicos e inorgânicos está associada aos sistemas aquáticos, destacando-se o consumo de pescado (Mackay, 1991). Os riscos à saúde associados à ingestão de pescado são de 20 a 40 vezes mais elevados quando comparado à ingestão de água com elevados níveis de elementos traço (Foran, 1990). Este fato está associado à capacidade dos organismos aquáticos bioacumularem os elementos traços em concentrações muito maiores do que as observadas no meio ambiente (Wren *et al.*, 1983). As concentrações dos elementos traços em um dado organismo não podem ser consideradas como um valor constante, mas sim como um fator sujeito às influências das variações bióticas (endogênicas e exogênicas) e abióticas do meio ambiente (Dorea *et al.*, 1998).

A formação de lagos artificiais pode alterar a disponibilização de elementos traços de suas fontes naturais (rochas e solos) principalmente para o meio ambiente aquático e, conseqüentemente, para o homem por meio da dieta alimentar. O monitoramento dos elementos traços nos compartimentos abióticos e bióticos do futuro reservatório do AHE Jirau possibilitará avaliar as possíveis alterações na distribuição destes elementos, os quais poderão sofrer alterações pela mudança das características físico-químicas do rio Madeira causada pela implantação do empreendimento. As informações referentes aos níveis de elementos traços fazem parte do Programa de

Monitoramento Limnológico, permitindo que sejam elaborados prognósticos da qualidade da água mediante as ações implementadas e quantificados os possíveis impactos da implantação do AHE Jirau nos meios físico, biótico e socioeconômico.

3. Área de Estudo

O desenho amostral do Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço nas áreas de influência direta e indireta do AHE Jirau, na bacia do rio Madeira, está apresentado de forma detalhada no **Quadro 1** abaixo.

Quadro 1. Pontos de amostragem com sua descrição e coordenadas geográficas.

Pontos	Descrição	Coordenadas Geográficas	
		Latitude (UTM)	Longitude (UTM) 20 L
P1-MAM	Rio Mamoré	8850608	0237050
P2-MAD 1*	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 10	8857396	0240941
P3-Beni	Foz do Rio Beni - Brasil	8850599	0237003
P4-ARA	Igarapé Araras	8892078	0246196
P5-ABU	Rio Abunã	8929260	0232086
P6-MAD 2*	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 20	8934406	0232598
P7-SIZ	Igarapé Simãozinho	8936732	0236392
P8-SIM	Igarapé São Simão	8947886	0247617
P9-MAD 3*	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 30	8937702	0266912
P10-CAS	Igarapé Castanho	8937716	0266224
P11-MTP 1	Rio Mutum Paraná	8929364	0282882
P12-COT	Igarapé Cirilo	8929318	0282517
P13-MUT 1	Área alagada do Bolsão do Mutum	8936294	0287008
P14-MAD 4*	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 40	8939250	0291294
P15-LOU	Igarapé São Lourenço	8964318	0297131
P16-CAI	Igarapé Caiçara	8960228	0299388
P17-JIR	Igarapé Jirau	8962986	0308080
P18-MAD 5*	Rio Madeira, próximo ao antigo Mad 50	8965418	0309744
P19-MAD 6*	Rio Madeira (bóia) a jusante do AHE Jirau	8982784	0322731
P20-MTP 2	Foz do rio Mutum Paraná	8937680	0289508

*Pontos com estudos em transecto (A - margem direita, B - centro e C - margem esquerda)

Os pontos amostrais descritos na **Tabela 1** e indicados na **Figura 1** seguem a mesma numeração e identificação dos pontos de amostragem do Programa de Monitoramento Limnológico e do Programa de Monitoramento Hidrobiogeoquímico.

PROGRAMA DE MONITORAMENTO DE ELEMENTOS TRAÇO

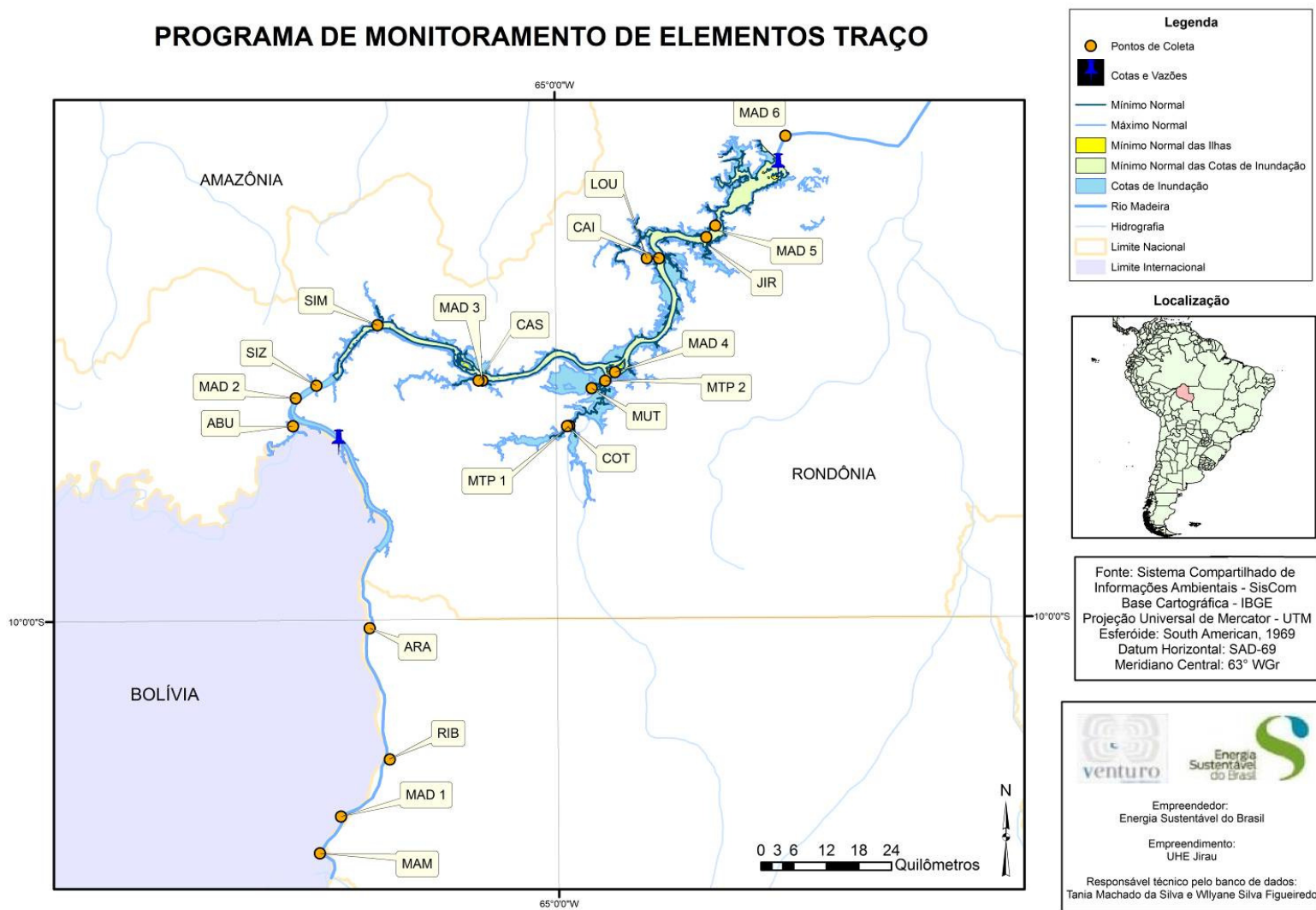


Figura 1. Mapa do desenho amostral do plano de monitoramento de elementos traço nas áreas de influência direta e indireta do AHE Jirau.

4. Metodologia

O Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço tem uma abordagem interdisciplinar e multi-institucional nos vários níveis possíveis de interação, de modo a integrar o conhecimento do sistema ambiental e suas inter-relações com a saúde humana, possibilitando prognosticar e mensurar as possíveis modificações advindas das transformações do ambiente, decorrentes da implantação e operação do empreendimento.

Os elementos traços arsênio (As), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo (Cr), manganês (Mn), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn) serão monitorados durante todas as fases do empreendimento, obedecendo a sazonalidade regional (cheia, enchente, vazante e seca). Os períodos das campanhas de campo, assim como no Programa de Monitoramento Hidrobiogeoquímico, serão definidos com base na interpolação dos dados das estações do Sistema de Informação Hidrológico (HIDRO) da Agência Nacional de Águas (ANA) localizadas na área de abrangência do empreendimento.

Conforme consta no Plano, o monitoramento será realizado a partir de variáveis abióticas e bióticas. A amostragem abiótica compreende água superficial, solo e sedimento de fundo. As variáveis bióticas monitoradas, por sua vez, serão peixes e mamíferos aquáticos.

4.1. Amostras Abióticas

Água superficial

As amostras de água foram coletadas em garrafas de polietileno tereftalato, preservadas com ácido nítrico (HNO₃ 65% ultra-puro, Merck), mantendo o pH da água inferior a 2,0 até o momento das análises, conforme orientação da EPA (*Environmental Protection Agency*). As amostras foram identificadas em campo e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental da Universidade Estadual Paulista (UNESP), sendo conservadas a 4 °C até o momento da análise. A determinação dos teores dos elementos traços Cd, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn foram por espectroscopia de emissão atômica por plasma de argônio induzido (ICP OES). Os elementos traço As e Se, por sua vez, foram quantificados pela técnica de espectroscopia de emissão atômica por plasma de argônio induzido acoplado a geração de hidreto (ICP OES – HG).

Sedimento de fundo

As amostras de sedimento de fundo foram coletadas utilizando-se coletor pontual de sedimento (draga de Eckman), permitindo a coleta da camada mais reativa do sedimento. Após a coleta, as amostras foram acondicionadas em sacos de polietileno e encaminhadas ao Laboratório de Química Ambiental do Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista (UNESP), sendo mantidas resfriadas a 4 °C até o momento de preparação e análise das amostras no laboratório. No laboratório, as amostras foram inicialmente homogeneizadas a úmido nos próprios sacos de polietileno utilizados em campo, através da aplicação de água ultra-pura (Milli-Q, Milipore) sendo posteriormente peneiradas na fração <200 mesh (<74 µm), considerada a mais ativa fisicamente em processos de adsorção, por possuir maior área superficial (Bastos, 1997). Em seguida, a fração fina do sedimento foi homogeneizada em gral de porcelana, seca em estufa a temperatura inferior a 50°C e digerida em meio ácido. Os teores dos elementos traços Cd, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn foram quantificados por espectroscopia de emissão atômica por plasma de argônio induzido (ICP OES), enquanto que os elementos traço As e Se foram quantificados pela técnica de espectroscopia de emissão atômica por plasma de argônio induzido acoplado a geração de hidreto (ICP OES – HG).

4.2. Amostras Bióticas

Peixes

As análises dos elementos traços As, Cd, Pb, Cr, Mn, Ni, Se e Zn serão feitas em peixes bioindicadores nas áreas de influência direta e de influência indireta considerando a montante do empreendimento. Estas amostragens serão realizadas conforme os procedimentos definidos pelo Programa Conservação da Ictiofauna e terá como objetivo avaliar a exportação e bioacumulação dos elementos traços. A amostragem foi direcionada para as espécies de peixes de relevante consumo pela população ribeirinha, sendo, portanto, adquiridas nas comunidades ribeirinhas amostras de peixe diretamente dos pescadores da região, possibilitando a análise em 22 espécimes de piau (*Leporinus fasciatus*), 15 espécimes de sardinha (*Triportheus albus*), 18 espécimes de apapá (*Pellona Castelnaeana*), 25 espécimes de barbado (*Pinirampus pirinampu*), 04 espécimes de piranha (*Serrasalmus sp*), 07 espécimes de traira (*Hoplias*

malabaricus) e 30 espécimes de dourada (*Brachyplatystoma avicans*). As amostras de músculo dorsal dos peixes coletados foram digeridas e os teores dos elementos Cd, Pb, Cr, Mn, Ni e Zn determinados por espectroscopia de emissão atômica por plasma de argônio induzido (ICP OES) enquanto que os elementos As e Se quantificados pela técnica de espectroscopia de emissão atômica por plasma de argônio induzido acoplado a geração de hidreto (ICP OES-HG).

Mamíferos aquáticos e semi-aquáticos

As análises dos elementos traço As, Cd, Pb, Cr, Mn, Ni, Se e Zn em mamíferos aquáticos e semi-aquáticos, conforme previsto no Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço, serão possíveis pela interface deste Programa com o Programa de Conservação da Fauna Silvestre, o qual prevê coleta de material biológico na área de influência do AHE Jirau. Parte deste material coletado será acondicionada e, posteriormente, será realizado estudo sobre os níveis dos elementos traços nestes indivíduos capturados.

Análise dos Dados

Neste programa foi utilizada a plataforma do ArcGis (Esri), onde são tabuladas as informações georreferenciadas do monitoramento desenvolvido na área de influência do empreendimento. A partir do banco de dados foram aplicadas técnicas de modelagem em análise espacial geostatística e de estatísticas multivariadas que são ferramentas importantes na quantificação e interpretação dos dados multivariados. Inicialmente os dados obtidos foram analisados por testes univariantes para a determinação de possíveis diferenças quando existirem e ainda testar se as observações e métodos pertencem à mesma população. Para tal, foram realizados testes de médias e variâncias para se fazer inferências sobre os dados coletados bem como dos testes utilizados.

As análises multivariadas foram empregadas para explorar as informações obtidas no banco de dados, a fim de reduzir o volume de informações a ser interpretadas, testar as hipóteses levantadas com base nas matrizes bióticas e abióticas evidenciados, e para obter as listagens de informações indicadoras de cada grupo. Os dados obtidos foram analisados através de estatística multivariada na obtenção de

ordenação, classificação, correspondência e discriminação de variáveis e fatores ambientais. A validação destas técnicas e seu uso em ecologia foram feitos por Gauch (1986) e Ludwig & Reynolds (1988) e posteriormente por Wold *et al.* (1987), Odden & Kvalheim, (2000) e Wang & Du (2000).

A análise das componentes principais (ACP) é uma técnica de transformação de variáveis onde cada variável medida pode ser considerada como um eixo de variabilidade estando usualmente correlacionada com outras variáveis. Esta análise transforma os dados de forma a descrever a mesma variabilidade total existente, com o mesmo número de eixos originais, porém não mais correlacionados entre si. Graficamente pode ser descrita como a rotação de pontos existentes num espaço multidimensional originando eixos, ou componentes principais, que dispostos num espaço a duas dimensões representem variabilidade suficiente para indicar um padrão a ser interpretado (Bernardi *et al.*, 2001). A ACP tem início com o cálculo dos autovalores e seus correspondentes autovetores de uma matriz de variâncias-covariâncias ou de uma matriz de correlações entre variáveis. Neste estudo foi utilizada a matriz de correlações, sendo tal procedimento conhecido como modo “R”. O primeiro autovalor a ser determinado corresponderá à maior porcentagem da variabilidade total presente e assim sucessivamente. Os autovetores correspondem às componentes principais sendo o resultado do carregamento das variáveis originais em cada um deles. Tais carregamentos podem ser considerados como uma medida da relativa importância de cada variável em relação às componentes principais e os respectivos sinais, se positivos ou negativos, indicam relações direta e inversamente proporcionais. A matriz de carregamentos de cada variável nas componentes principais ao ser multiplicado pela matriz original de dados fornecerá a matriz de contagens (escores) de cada caso em relação às componentes principais. Esses valores poderão ser dispostos num diagrama de dispersão, onde os eixos são as duas componentes mais importantes e assim mostrar o relacionamento entre os casos condicionados pelas variáveis medidas (Bernardi *et al.*, 2001).

5. Resultados e Discussão

Os valores das cotas do rio Madeira nas estações de leituras indicadas na **Figura 01** durante a 3ª campanha de campo do Plano Ambiental de Monitoramento de Elementos Traço, que ocorreu no período de 05 a 16 de abril de 2010, foram disponibilizadas pela interface com o Programa de Monitoramento Hidrosedimentológico e estão apresentadas na **Tabela 01**.

Tabela 01. Leituras das réguas e cotas nas estações hidrológicas de Guajará Mirim e no Canteiro de Obras da AHE Jirau.

Data	Guajará Mirim					Posto Fluvial R4 – AHE Jirau				
	Cota zero		Cota 58,79 m			Cota zero		Cota 109,29 m		
	Leitura régua (m)		Cota (m)			Leitura régua (m)		Cota (m)		
	7:00 h	17:00 h	7:00 h	17:00 h	Média	17:00 h	7:00 h	7:00 h	17:00 h	Média
5/4/2010	11,08	11,08	120,37	120,37	120,37	13,7	13,68	72,49	72,47	72,48
6/4/2010	11,09	11,1	120,38	120,39	120,39	13,56	13,50	72,35	72,29	72,32
7/4/2010	11,11	11,11	120,40	120,40	120,40	13,36	13,30	72,15	72,09	72,12
8/4/2010	11,12	11,13	120,41	120,42	120,42	13,16	13,12	71,95	71,91	71,93
9/4/2010	11,15	11,15	120,44	120,44	120,44	13,02	ND	71,81	ND	71,81
10/4/2010	11,16	11,17	120,45	120,46	120,46	13,00	ND	71,79	ND	71,79
11/4/2010	11,17	11,18	120,46	120,47	120,47	12,96	ND	71,75	ND	71,75
12/4/2010	11,2	11,20	120,49	120,49	120,49	12,84	12,83	71,63	71,62	71,62
13/4/2010	11,20	11,20	120,49	120,49	120,49	12,72	12,68	71,51	71,47	71,49
14/4/2010	11,21	11,21	120,50	120,50	120,50	12,62	12,54	71,41	71,33	71,37
15/4/2010	11,21	11,22	120,50	120,51	120,51	12,42	12,38	71,21	71,17	71,19
16/4/2010	11,24	11,34	120,53	120,63	120,58	12,32	ND	71,11	ND	71,11

ND – não determinado

Considerando as cotas observadas durante o período de coleta da 3ª Campanha de campo nas estações hidrológicas no rio Madeira a montante da confluência com o rio Abuña (Guajará Mirim) e na estação no rio Madeira a montante do canteiro de Obras da AHE Jirau (Posto Fluv R4 Porto) a fase do ciclo hidrológico da bacia do rio Madeira é característica de cheia, com base no Boletim nº 4, do Sistema de Informação Hidrológico (HIDRO) da Agência Nacional de Águas (ANA), considerando a estação hidrológica de Porto Velho.

As cotas indicadas na **Figura 02** são valores associados a uma referência de nível local e arbitrária, válida para a régua linimétrica da estação. Os dados hidrológicos utilizados neste boletim são provenientes da rede hidrometeorológica de responsabilidade da Agência Nacional de Águas - ANA, operada pelo Serviço

Geológico do Brasil, e os dados de climatologia foram fornecidos pelo Sistema de Proteção da Amazônia - SIPAM.

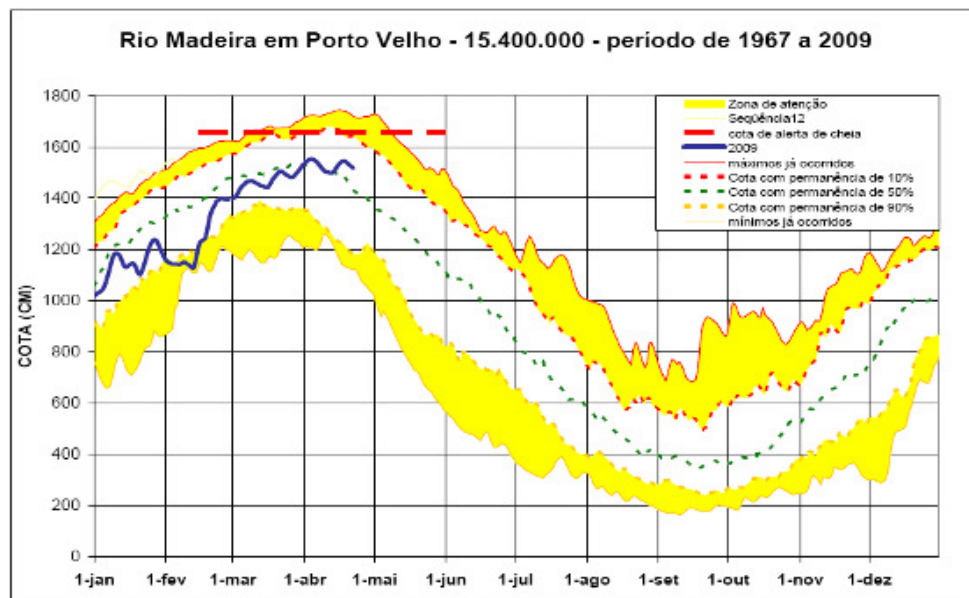


Figura 02 – Desenho Curvas elevatórias das cotas diárias observadas no rio Madeira. Adaptado do Monitoramento Hidrológico de 2009 – Boletim no 4

Teores de elementos traço em água superficial

Os teores dos elementos traços em água superficial nas amostras coletadas na bacia do rio Madeira estão apresentados na **Tabelas 02**.

Tabela 02. Resultados dos teores (mg L^{-1}) dos elementos traços As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se e Zn em água superficial nos pontos amostrados na bacia do rio Madeira no período de cheia (05/04 a 16/04/2010).

Ponto	Tipo	As	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
P1-MAM	Calha	< 0,005	< 0,001	< 0,005	0,153	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P2-MAD 1 – A	Calha	< 0,005	< 0,001	0,010	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P2-MAD 1 – B	Calha	< 0,005	< 0,001	0,016	0,178	0,019	< 0,005	< 0,005	0,044
P2-MAD 1 – C	Calha	< 0,005	< 0,001	0,012	0,241	0,010	< 0,005	< 0,005	0,016
P3-BENI	Calha	< 0,005	< 0,001	0,018	< 0,005	0,013	< 0,005	< 0,005	0,019
P4-ARA	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,013	< 0,005	0,007	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P5-ABU	Calha	< 0,005	< 0,001	0,021	0,034	0,013	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P6-MAD 2 – A	Calha	< 0,005	< 0,001	0,035	0,382	0,028	< 0,005	< 0,005	0,039
P6-MAD 2 – B	Calha	< 0,005	< 0,001	0,030	0,223	0,031	< 0,005	< 0,005	0,021

P6-MAD 2 – C	Calha	< 0,005	< 0,001	0,038	0,162	0,027	< 0,005	< 0,005	0,084
P7-SIZ	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,038	< 0,005	0,028	< 0,005	< 0,005	< 0,00
P8-SIM	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,038	< 0,005	0,033	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P9-MAD 3 – A	Calha	< 0,005	< 0,001	0,042	< 0,005	0,034	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P9-MAD 3 – B	Calha	< 0,005	< 0,001	0,051	0,247	0,045	< 0,005	< 0,005	0,019
P9-MAD 3 – C	Calha	< 0,005	< 0,001	0,051	0,159	0,019	< 0,005	< 0,005	0,012
P10-CAS	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,043	0,115	0,037	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P11-MTP 1	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,045	0,122	0,034	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P12-COT	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,049	0,017	0,036	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P13-MUT 1	Lago	< 0,005	< 0,001	0,057	< 0,005	0,040	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P14-MAD 4 – A	Calha	< 0,005	< 0,001	0,065	0,251	0,059	< 0,005	< 0,005	0,0245
P14-MAD 4 – B	Calha	< 0,005	< 0,001	0,062	0,243	0,057	< 0,005	< 0,005	0,018
P14-MAD 4 – C	Calha	< 0,005	< 0,001	0,057	0,172	0,056	< 0,005	< 0,005	0,0234
P15-LOU	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,050	< 0,005	0,047	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P16-CAI	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,050	< 0,005	0,047	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P17-JIR	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,050	0,021	0,049	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P18-MAD 5 – A	Calha	< 0,005	< 0,001	0,057	0,205	0,063	< 0,005	< 0,005	0,018
P18-MAD 5 – B	Calha	< 0,005	< 0,001	0,054	0,118	0,060	< 0,005	< 0,005	0,009
P18-MAD 5 – C	Calha	< 0,005	< 0,001	0,054	0,076	0,059	< 0,005	< 0,005	0,005
P19-MAD 6 – A	Calha	< 0,005	< 0,001	0,055	0,125	0,062	< 0,005	< 0,005	0,017
P19-MAD 6 – B	Calha	< 0,005	< 0,001	0,049	< 0,005	0,054	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P19-MAD 6 – C	Calha	< 0,005	< 0,001	0,051	0,047	0,058	< 0,005	< 0,005	< 0,005
P20-MTP 2	Tributário	< 0,005	< 0,001	0,050	0,020	0,0399	< 0,005	< 0,005	< 0,005

Estudos em transecto: A - margem direita do rio, B-centro do rio e C-margem esquerda do rio.

Os valores dos teores dos elementos traços As, Cd, Pb e Se nas amostras de água superficial na calha do rio Madeira e nos tributários foram menores que $0,005 \text{ mg L}^{-1}$.

O teor de cromo (Cr) nas amostras de água superficial coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de $0,044 \pm 0,003 \text{ mg L}^{-1}$ e nos tributários valor médio de $0,041 \pm 0,013 \text{ mg L}^{-1}$. O estudo em transecto mostra uma tendência de aumento dos níveis de Cr ao longo do rio Madeira, sendo na região do rio Mamoré abaixo de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ e rio Beni $0,016 \text{ mg L}^{-1}$, seguindo dos valores em P2-MAD 1 de $0,015 \pm 0,002$

mg L⁻¹, P6-MAD 2 de 0,036 ± 0,004 mg L⁻¹, P9-MAD 3 de 0,048 ± 0,005 mg L⁻¹, P14-MAD 4 de 0,061 ± 0,004 mg L⁻¹, P18-MAD 5 de 0,055 ± 0,002 mg L⁻¹ e P19-MAD 6 de 0,052 ± 0,003 mg L⁻¹, após o AHE Jirau, conforme pode ser observado na **Figura 03**. O teores de Cr nas amostras de água coletadas na calha do rio Madeira e nos tributários na 3ª campanha de campo (período de cheia) foram aproximadamente 37 vezes maior quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 e na 1ª campanha de campo (período de seca) do Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço, realizada no âmbito do Programa de Monitoramento Limnológico do Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Jirau, entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009, sendo que nestas campanhas os teores de Cr nas amostras de água foram abaixo de 0,005 mg L⁻¹. Entretanto este comportamento somente poderá ser melhor avaliado durante o estudo temporal deste monitoramento ambiental de elementos traço.

O teor de manganês (Mn) nas amostras de água superficial coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de 0,185 ± 0,062 mg L⁻¹ enquanto que nos tributários da região do rio Mutum Paraná (P11, P12, P13 e P20) e Igarapé Castanho (P10) de 0,068 ± 0,058 mg L⁻¹, no Igarapé Jirau (P17) 0,021 mg L⁻¹ e nos Igarapés Simãozinho (P7), São Simão (P8), Caiçara, São Lourenço (15) e (P16) indicaram valores abaixo de 0,005 mg L⁻¹ evidenciando uma baixa contribuição dos tributários para os teores de manganês no rio Madeira, conforme pode ser evidenciado na **Figura 04**. O estudo em transecto confirmou a tendência de distribuição homogênea dos níveis de Mn ao longo do rio Madeira, sendo no rio Mamoré de 0,153 mg L⁻¹, seguindo dos valores em P2-MAD 1 de 0,241 ± 0,212 mg L⁻¹, P6-MAD 2 de 0,256 ± 0,114 mg L⁻¹, P9-MAD 3 de 0,203 ± 0,062 mg L⁻¹, P14-MAD 4 de 0,222 ± 0,043 mg L⁻¹, P18-MAD 5 de 0,133 ± 0,066 mg L⁻¹ e P19-MAD 6 de 0,086 ± 0,055 mg L⁻¹, após o AHE Jirau.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ ÁGUA - Cromo

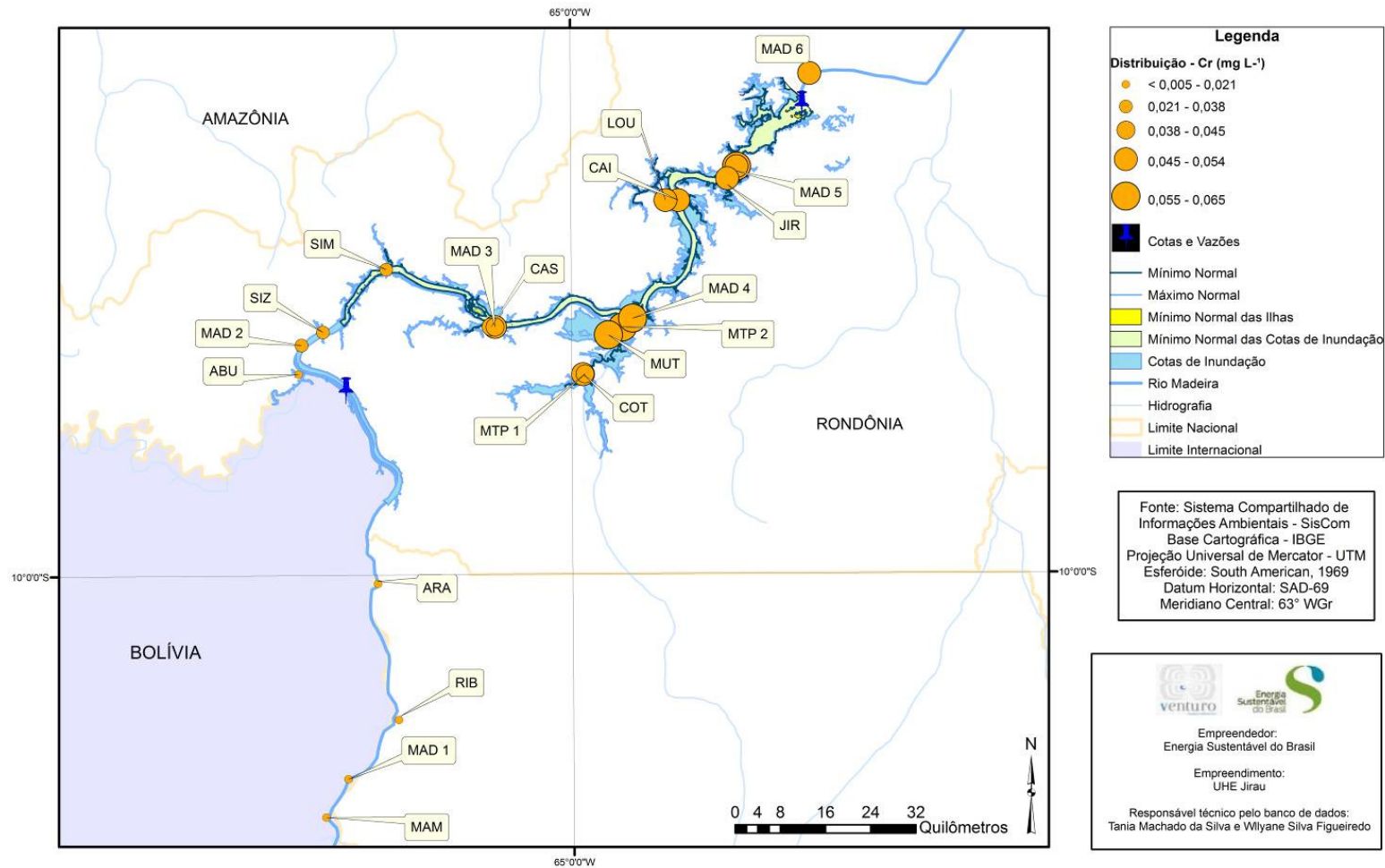


Figura 03 – Distribuição dos níveis de cromo nas amostras de água coletadas no rio Madeira e seus tributários.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ ÁGUA - Manganês

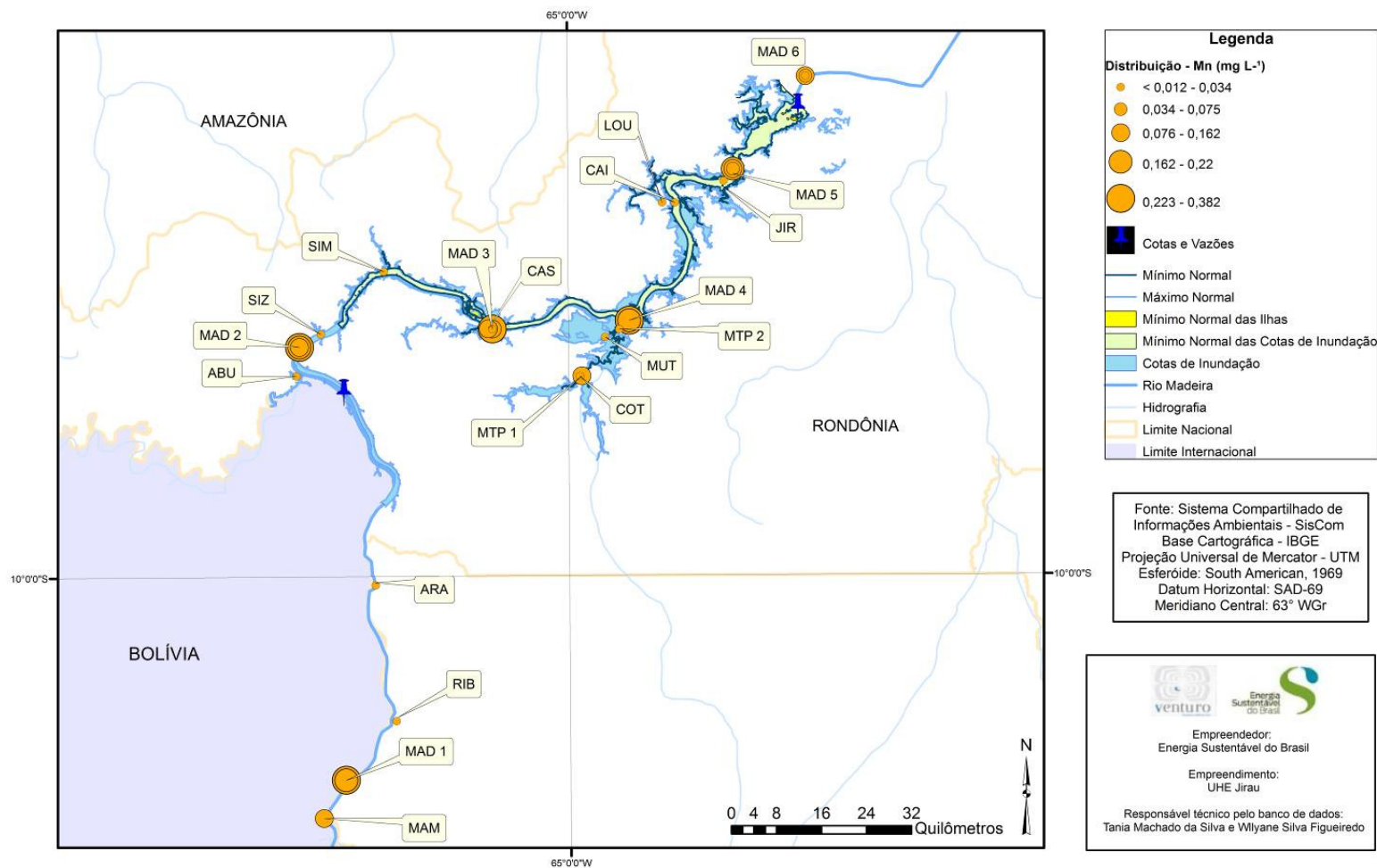


Figura 04 – Distribuição dos níveis de manganês nas amostras de água coletas no rio Madeira e seus tributários.

O teores de Mn nas amostras de água coletadas na calha do rio Madeira e nos tributários na 3ª campanha de campo (período de cheia) foram aproximadamente 8 vezes maiores quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 e na 1ª campanha de campo (período de seca) do Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço, realizada no âmbito do Programa de Monitoramento Limnológico do Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Jirau, entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009, sendo que nestas campanhas os teores de Mn nas amostras de água foram abaixo de 0,005 mg L⁻¹. Entretanto este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste monitoramento ambiental de elementos traço.

O teor de níquel (Ni) nas amostras de água superficial coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de 0,041 ± 0,004 mg L⁻¹ e nos tributários valor médio de 0,034 ± 0,014 mg L⁻¹. O estudo em transecto mostra uma tendência de aumento dos níveis de Ni ao longo do rio Madeira, sendo no rio Mamoré abaixo de 0,005 mg L⁻¹ e rio Beni de 0,013 mg L⁻¹ seguindo dos valores em P2-MAD 1 de 0,014 ± 0,004 mg L⁻¹, P6-MAD 2 de 0,028 ± 0,002 mg L⁻¹, P9-MAD 3 de 0,032 ± 0,013 mg L⁻¹, P14-MAD 4 de 0,037 ± 0,002 mg L⁻¹, P18-MAD 5 de 0,057 ± 0,001 mg L⁻¹ e P19-MAD 6 de 0,061 ± 0,002 mg L⁻¹, após o AHE Jirau, conforme pode ser observado na **Figura 05**.

O teores de Ni nas amostras de água coletadas na calha do rio Madeira e nos tributários na 3ª campanha de campo (período de cheia) foram aproximadamente 8 vezes maiores quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 e na 1ª campanha de campo (período de seca) do Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço, realizada no âmbito do Programa de Monitoramento Limnológico do Aproveitamento Hidrelétrico (AHE) Jirau, entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009, sendo que nestas campanhas os teores de Ni nas amostras de água foram abaixo de 0,005 mg L⁻¹. Entretanto este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste monitoramento ambiental de elementos traço.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ ÁGUA - Níquel

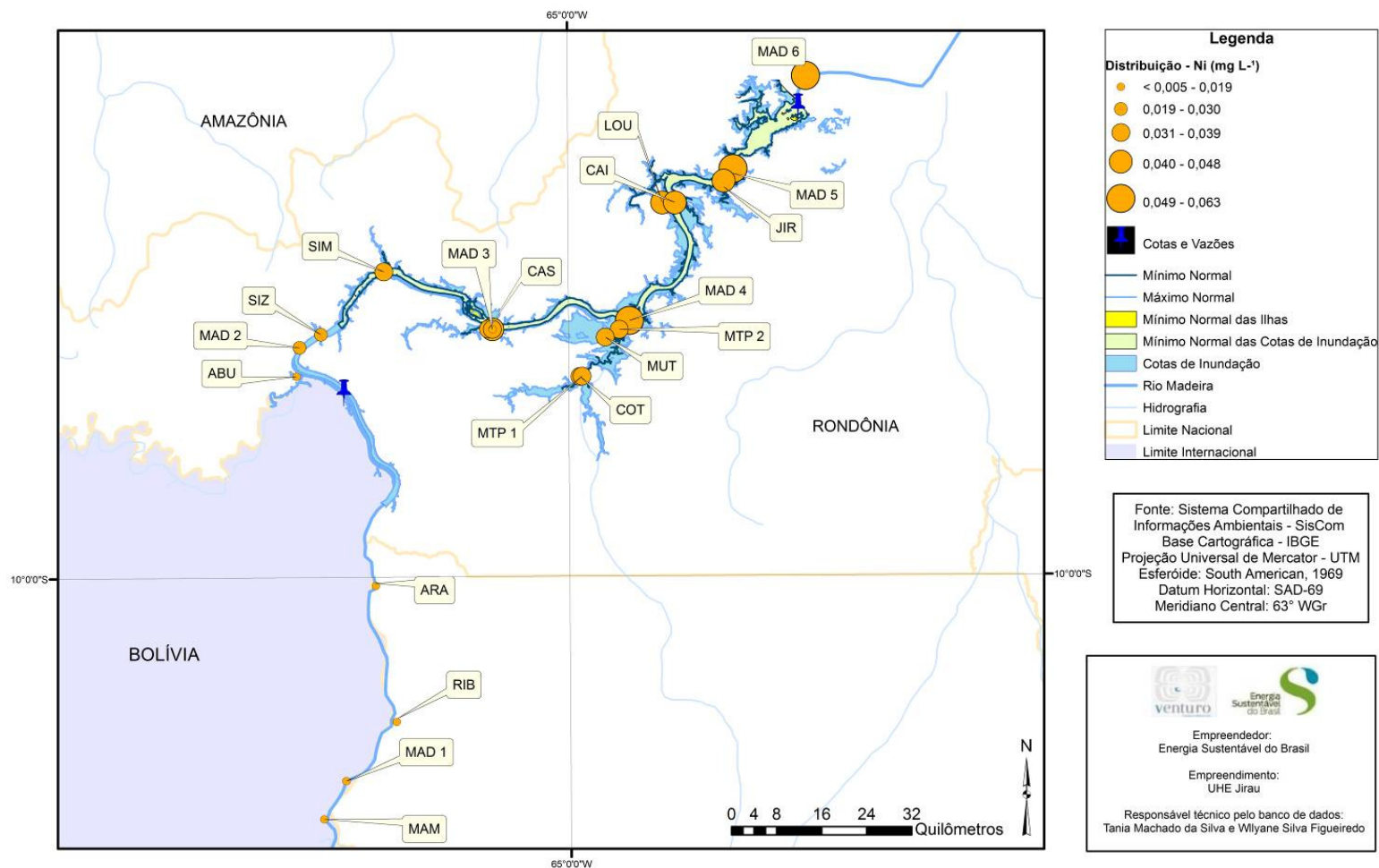


Figura 05 – Distribuição dos níveis de níquel nas amostras de água coletas no rio Madeira e seus tributários.

O teor de zinco (Zn) nas amostras de água superficial coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de $0,023 \pm 0,013 \text{ mg L}^{-1}$ enquanto que nas amostras coletadas nos tributários apresentaram valores abaixo de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ evidenciando baixa contribuição dos tributários para os teores de zinco no rio Madeira, conforme pode ser evidenciado na **Figura 06**. O estudo em transecto confirmou a tendência de distribuição homogênea dos níveis de Zn ao longo do rio Madeira, sendo no rio Mamoré abaixo de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ e rio Beni de $0,019 \text{ mg L}^{-1}$, seguindo dos valores em P2-MAD 1 de $0,026 \pm 0,016 \text{ mg L}^{-1}$, P6-MAD 2 de $0,048 \pm 0,033 \text{ mg L}^{-1}$, P9-MAD 3 de $0,016 \pm 0,004 \text{ mg L}^{-1}$, P14-MAD 4 de $0,022 \pm 0,004 \text{ mg L}^{-1}$, P18-MAD 5 de $0,011 \pm 0,007 \text{ mg L}^{-1}$ e P19-MAD 6 de $0,017 \text{ mg L}^{-1}$. O teores de Zn nas amostras de água coletadas na calha do rio Madeira e nos tributários na 3ª campanha de campo (período de cheia) foram aproximadamente 4 vezes maiores quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 e na 1ª campanha de campo (período de seca), realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009, sendo que nestas campanhas os teores de Mn nas amostras de água foram abaixo de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$. Entretanto este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste monitoramento ambiental de elementos traço.

A Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre as classificações dos corpos de água e as diretrizes ambientais para seu enquadramento, preconiza para sistema de água doce classe II o padrão de $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ As, $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ Cd, $0,050 \text{ mg L}^{-1}$ Cr, $0,100 \text{ mg L}^{-1}$ Mn, $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ Ni, $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ Pb, $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ Se e $0,180 \text{ mg L}^{-1}$ Zn. Os teores de elementos traço encontrados em todas as amostras analisadas estão abaixo do valor preconizado pela legislação brasileira para os corpos de água doce classe II, com exceção do Ni que apresentou concentrações médias acima do padrão estabelecido pela resolução CONAMA para águas doce de classe II, porem somente poderá ser confirmado este comportamento durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

A Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, por sua vez, que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, preconiza os seguintes padrões de aceitação para o consumo humano: $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ As, $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ Cd, $0,050 \text{ mg L}^{-1}$ Cr, $0,100 \text{ mg L}^{-1}$ Mn, $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ Pb, $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ Se e $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ Zn. Desta

forma, os teores de elementos traço encontrados em todas as amostras analisadas estão abaixo do valor preconizado pela legislação brasileira para o consumo humano.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ ÁGUA - Zinco

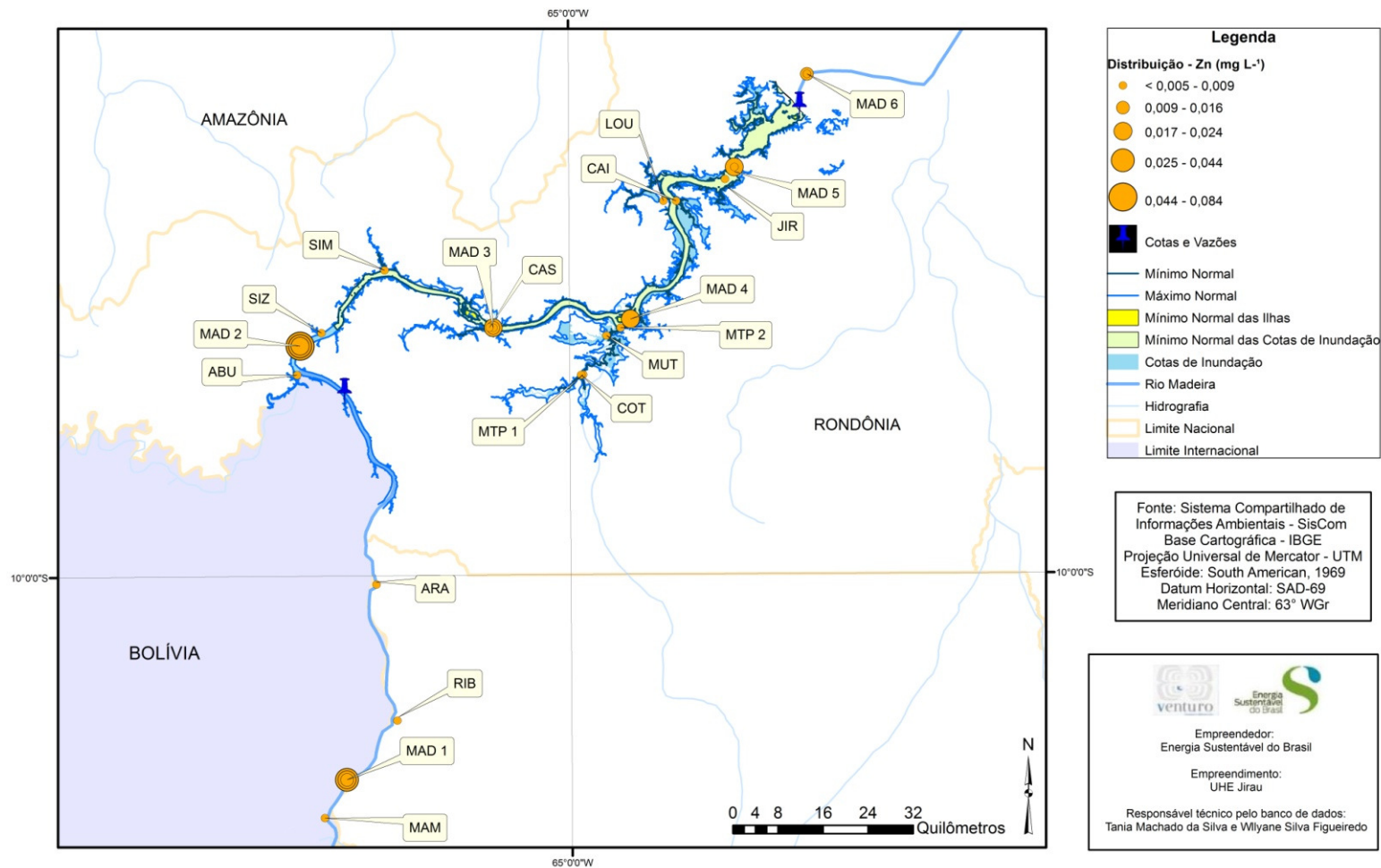


Figura 06 – Distribuição dos níveis de zinco nas amostras de água coletas no rio Madeira e seus tributários.

Teores de elementos traço em sedimento de fundo

Os teores dos elementos traços em sedimento de fundo nas amostras coletadas na bacia do rio Madeira estão apresentados na **Tabela 03**.

Tabela 03. Resultados dos teores (mg kg^{-1}) dos elementos traços As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se e Zn em sedimento de fundo nos pontos amostrados na bacia do rio Madeira no período de cheia (05/04 a 16/04/2010).

Ponto	Tipo	As	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
P1-MAM	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	182,3	21,8	2,4	< 0,5	22,3
P2-MAD 1 – A	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	190,4	23,1	8,1	< 0,5	19,3
P2-MAD 1 – B	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	67,4	7,2	3,9	< 0,5	49,9
P2-MAD 1 – C	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	88,5	7,9	3,2	< 0,5	42,1
P3-BENI	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	65,6	5,5	0,9	< 0,5	45,4
P4-ARA	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	15,0	5,5	1,2	< 0,5	12,0
P5-ABU	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	48,5	3,0	1,8	< 0,5	6,8
P6-MAD 2 – A	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	184,4	23,6	4,0	< 0,5	50,3
P6-MAD 2 – B	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	187,9	23,4	3,8	< 0,5	51,0
P6-MAD 2 – C	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	189,4	23,6	4,1	< 0,5	50,9
P7-SIZ	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	189,7	25,3	0,2	< 0,5	2,7
P8-SIM	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	181,6	21,7	1,2	< 0,5	22,3
P9-MAD 3 – A	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	156,7	14,6	3,7	< 0,5	37,8
P9-MAD 3 – B	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	158,7	16,4	3,4	< 0,5	39,5
P9-MAD 3 – C	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	164,7	19,4	4,3	< 0,5	44,3
P10-CAS	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	147,1	17,9	1,0	< 0,5	41,9
P11-MTP 1	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	106,5	2,8	< 0,5	< 0,5	4,4
P12-COT	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	220,2	5,6	< 0,5	< 0,5	2,7
P13-MUT 1	Lago	< 0,5	<0,5	7,9	102,1	7,3	< 0,5	< 0,5	4,9
P14-MAD 4 – A	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	163,5	16,4	4,2	< 0,5	51,6
P14-MAD 4 – B	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	191,3	24,9	3,4	< 0,5	51,7
P14-MAD 4 – C	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	190,9	24,7	3,1	< 0,5	52,7
P15-LOU	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	191,5	25,4	< 0,5	< 0,5	12,5
P16-CAI	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	164,9	23,6	< 0,5	< 0,5	11,4
P17-JIR	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	133,8	12,8	< 0,5	< 0,5	22,5
P18-MAD 5 – A	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	166,1	23,3	4,02	< 0,5	50,3
P18-MAD 5 – B	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	184,7	23,2	4,29	< 0,5	41,8
P18-MAD 5 – C	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	163,2	19,4	3,88	< 0,5	52,2
P19-MAD 6 – A	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	189,2	25,8	3,22	< 0,5	51,3
P19-MAD6 – B	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	190,2	24,5	4,87	< 0,5	50,6
P19-MAD 6 – C	Calha	< 0,5	<0,5	<0,5	188,9	23,8	3,52	< 0,5	50,6
P20-MTP 2	Tributário	< 0,5	<0,5	<0,5	193,1	2,4	< 0,5	< 0,5	21,2

Estudos em transecto: A - margem direita do rio, B-centro do rio e C-margem esquerda do rio

Os valores dos teores dos elementos traços As, Cd, Cr e Se nas amostras de sedimento de fundo na calha do rio Madeira e nos tributários foram abaixo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, com exceção do elemento traço Cr no Bolsão Lateral do Mutum (P13-MUT 1) com $7,9 \text{ mg kg}^{-1}$.

O teores de cádmio (Cd) nas amostras de sedimento coletadas durante a 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 na calha do rio Madeira ($1,0 \pm 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos tributários ($1,0 \pm 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$) foram de 2 a 2,5 vezes maiores quando comparados aos valores observados na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009 na calha do rio Madeira ($0,5 \pm 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos tributários ($0,5 \pm 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$). Entretanto os teores de Cd nas amostras de sedimento coletadas durante a 3ª campanha de campo (período de cheia) foram menores que $0,5 \text{ mg Kg}^{-1}$ possivelmente devido aos processos de deposição de material sedimentar com menores teores de Cd, sendo que este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

Os teores de cromo (Cr) nas amostras de sedimento coletadas durante a 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 na calha do rio Madeira ($3,2 \pm 0,9 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos tributários ($4,0 \pm 1,5 \text{ mg kg}^{-1}$) foram de 30 a 50% menores quando comparados aos valores observados na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009 na calha do rio Madeira ($6,6 \pm 1,3 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos tributários ($6,0 \pm 2,2 \text{ mg kg}^{-1}$). Os teores de Cd nas amostras de sedimento coletadas durante a 3ª campanha de campo (período de cheia) foram menores que $0,5 \text{ mg Kg}^{-1}$, seguindo a mesma tendência observada durante a 2ª campanha campo em relação à 1ª campanha campo, sendo que este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traços

O teores de Cr na amostra de sedimento coletada no Bolsão do Mutum Paraná (P13-MUT 1) durante a 1ª campanha de campo (período de seca) apresentou valor de $2,1 \text{ mg kg}^{-1}$, na 2ª campanha de campo (período de enchente) de $4,8 \text{ mg kg}^{-1}$ e na 3ª campanha de campo (período de cheia) de $7,9 \text{ mg Kg}^{-1}$, evidenciando um aumento considerável em função da estação hidrológica do rio Madeira, entretanto este

comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

Os teores de manganês (Mn) nas amostras de sedimento coletadas na calha do rio Madeira apresentaram valor médio de $160,6 \pm 7,9 \text{ mg kg}^{-1}$ e nos tributários o valor médio foi de $144,7 \pm 50,8 \text{ mg kg}^{-1}$ sendo observada uma distribuição homogênea deste elemento traço na bacia do rio Madeira. O estudo em transecto confirmou a tendência de distribuição homogênea dos níveis de Mn ao longo do rio Madeira conforme mostrado na **Figura 07**, sendo na região do rio Mamoré de $182,1 \text{ mg kg}^{-1}$, seguindo dos valores em P2-MAD 1 de $73,8 \pm 12,7 \text{ mg kg}^{-1}$, P6-MAD 2 de $187,2 \pm 2,6 \text{ mg kg}^{-1}$, P9-MAD 3 de $160,0 \pm 4,2 \text{ mg kg}^{-1}$, P14-MAD 4 de $181,9 \pm 15,9 \text{ mg kg}^{-1}$, P18-MAD 5 de $171,3 \pm 11,7 \text{ mg kg}^{-1}$ e P19-MAD 6 de $189,4 \pm 0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ após o AHE Jirau. O teores de Mn nas amostras de sedimento coletadas durante a 3ª campanha de campo (período de cheia) na calha do rio Madeira e nos tributários foram de 25% menores quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010, sendo que este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

O teor de níquel (Ni) nas amostras de sedimento coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de $19,3 \pm 2,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e nos tributários valor médio de $13,3 \pm 8,5 \text{ mg kg}^{-1}$ sendo, portanto, observada uma distribuição homogênea deste elemento traço na bacia do rio Madeira. O estudo em transecto confirmou a tendência de distribuição homogênea dos níveis de Ni ao longo do rio Madeira evidenciado pela **Figura 08**, sendo no rio Mamoré de $21,9 \text{ mg kg}^{-1}$, seguindo dos valores em P2-MAD 1 de $6,9 \pm 1,2 \text{ mg kg}^{-1}$, P6-MAD 2 de $23,5 \pm 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$, P9-MAD 3 de $16,8 \pm 2,4 \text{ mg kg}^{-1}$, P14-MAD 4 de $22,0 \pm 4,8 \text{ mg kg}^{-1}$, P18-MAD 5 de $22,0 \pm 2,2 \text{ mg kg}^{-1}$ e P19-MAD 6 de $24,7 \pm 1,0 \text{ mg kg}^{-1}$, após o AHE Jirau. O teores de Ni nas amostras de sedimento coletadas durante a 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 na calha do rio Madeira ($18,7 \pm 2,8 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos tributários ($12,9 \pm 8,0 \text{ mg kg}^{-1}$) foram de 3 a 4 vezes maiores quando comparados aos valores observados na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009 na calha do rio Madeira ($4,6 \pm 0,6 \text{ mg kg}^{-1}$) e nos tributários ($5,0 \pm 1,2 \text{ mg kg}^{-1}$). Os teores de Ni nas amostras de sedimento coletadas durante a 3ª

campanha de campo (período de cheia) foram semelhantes aos teores observados durante a 2ª campanha, sendo que este comportamento somente poderá ser avaliado durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ SEDIMENTO - Manganês

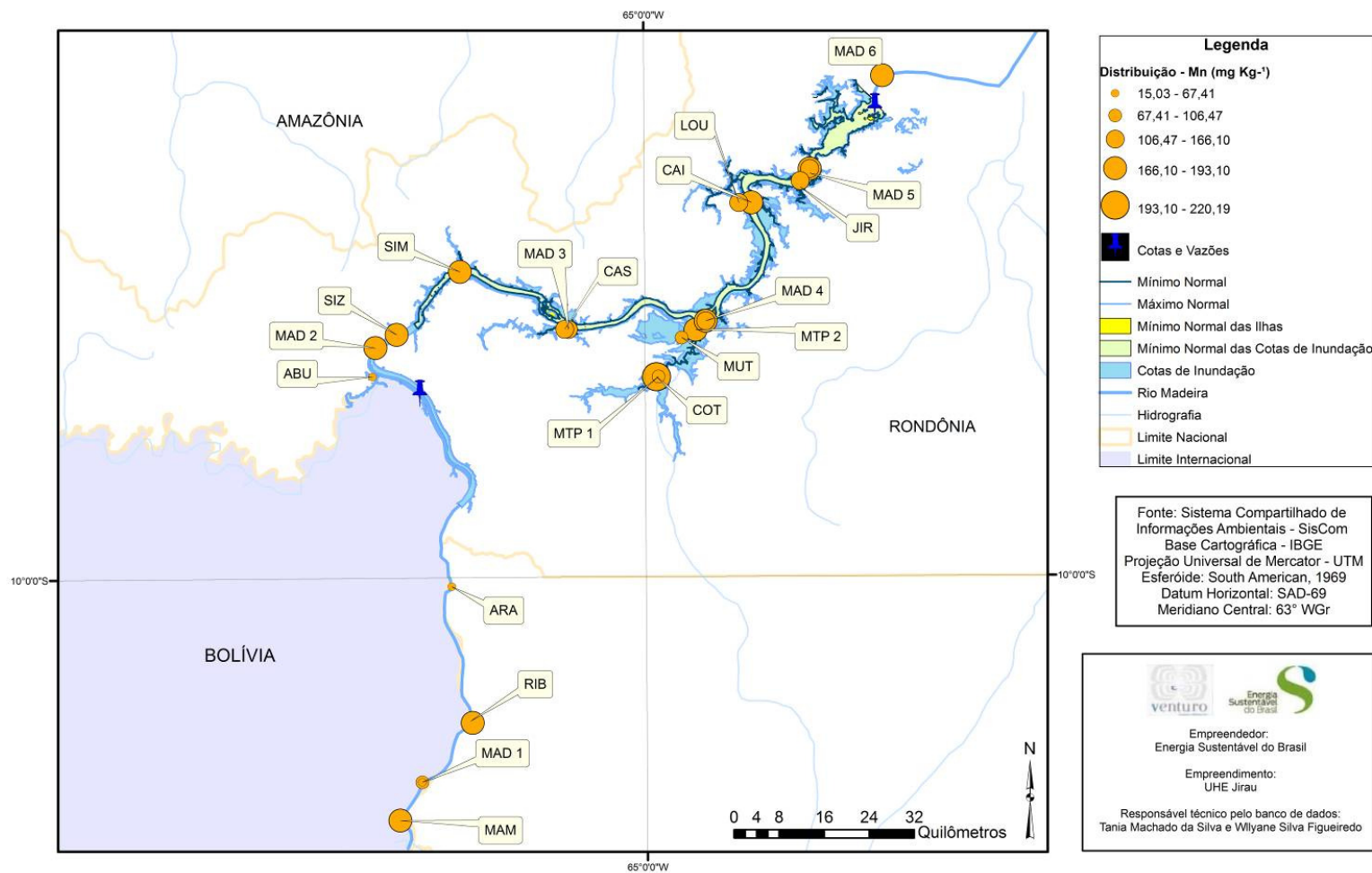


Figura 07 – Distribuição dos níveis de manganês nas amostras de sedimento coletas no rio Madeira e seus tributários.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ SEDIMENTO - Níquel

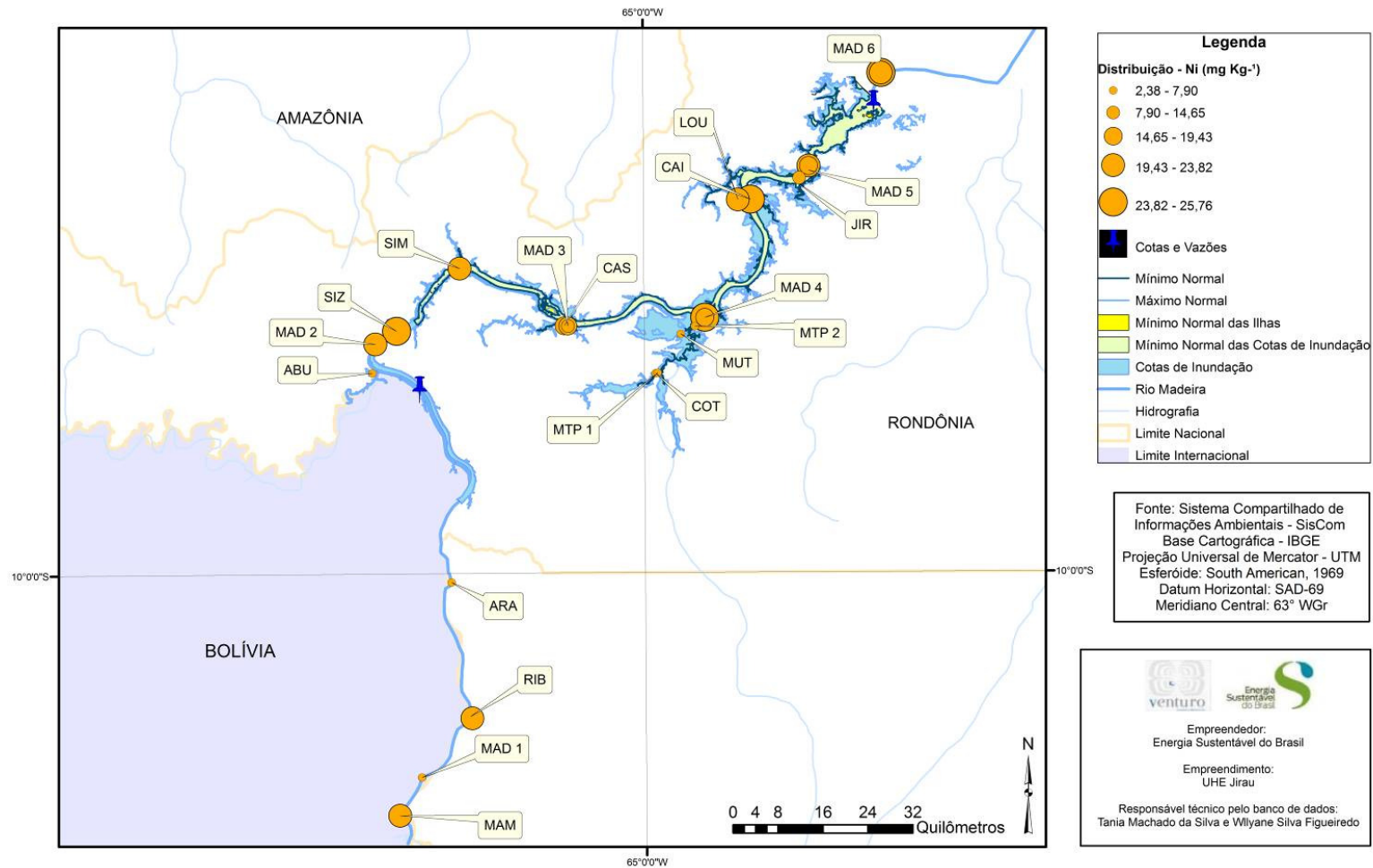


Figura 08 – Distribuição dos níveis de níquel nas amostras de sedimento coletas no rio Madeira e seus tributários.

O teor de chumbo (Pb) nas amostras de sedimento coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de $2,9 \pm 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$ e os estudos em transecto evidenciaram a distribuição homogênea deste elemento ao longo do rio Madeira evidenciado pela **Figura 09**, sendo no rio Mamoré de $2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ e no rio Beni de $0,9 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido dos valores em P2-MAD 1 de $3,4 \pm 0,4 \text{ mg kg}^{-1}$, P6-MAD 2 de $4,0 \pm 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$, P9-MAD 3 de $3,8 \pm 0,4 \text{ mg kg}^{-1}$, P14-MAD 4 de $3,6 \pm 0,6 \text{ mg kg}^{-1}$, P18-MAD 5 de $4,1 \pm 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$ e P19-MAD 6 de $3,9 \pm 0,9 \text{ mg kg}^{-1}$, após o AHE Jirau.

Os pontos de amostragem nos tributários na região dos igarapés Araras (P4), Simãozinho (P7) e São Simão (P8) apresentaram valores médios do teor de Pb de $0,9 \pm 0,6 \text{ mg kg}^{-1}$. Enquanto que na região do rio Mutum-Paraná (P11, P12, P13 e P20), no igarapé São Lourenço (P15), igarapé Caiçara (P16) e igarapé Jirau (P17) abaixo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$.

Nas amostras coletadas na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 e na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009 os teores de chumbo foram abaixo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$, em todas as amostras coletadas na calha do rio Madeira e tributários.

O teor de zinco (Zn) nas amostras de sedimento coletadas na calha do rio Madeira apresentou valor médio de $48,0 \pm 2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ e distribuição homogênea deste elemento ao longo do rio Madeira evidenciado pela **Figura 10**, sendo na região do rio Mamoré de $22,3 \text{ mg kg}^{-1}$, e rio Beni $19,3 \text{ mg kg}^{-1}$, seguindo dos valores em P2-MAD 1 de $45,8 \pm 3,9 \text{ mg kg}^{-1}$, P6-MAD 2 de $50,8 \pm 0,4 \text{ mg kg}^{-1}$, P9-MAD 3 de $40,5 \pm 3,4 \text{ mg kg}^{-1}$, P14-MAD 4 de $52,0 \pm 0,6 \text{ mg kg}^{-1}$, P18-MAD 5 de $48,1 \pm 5,6 \text{ mg kg}^{-1}$ e P19-MAD 6 de $50,9 \pm 0,4 \text{ mg kg}^{-1}$, após o AHE Jirau. Os pontos de amostragem nos tributários apresentam valor médio de $14,6 \pm 19,6 \text{ mg kg}^{-1}$ sendo aproximadamente 3,5 vezes menor quando comparado aos teores na calha do rio Madeira. Este efeito foi também observado na 2ª campanha de campo (período de enchente) realizada entre os dias 04/01/2010 a 15/01/2010 e na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009, inferindo baixa contribuição dos tributários para os níveis de zinco no rio Madeira, porem somente poderá ser confirmado durante o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ SEDIMENTO - Chumbo

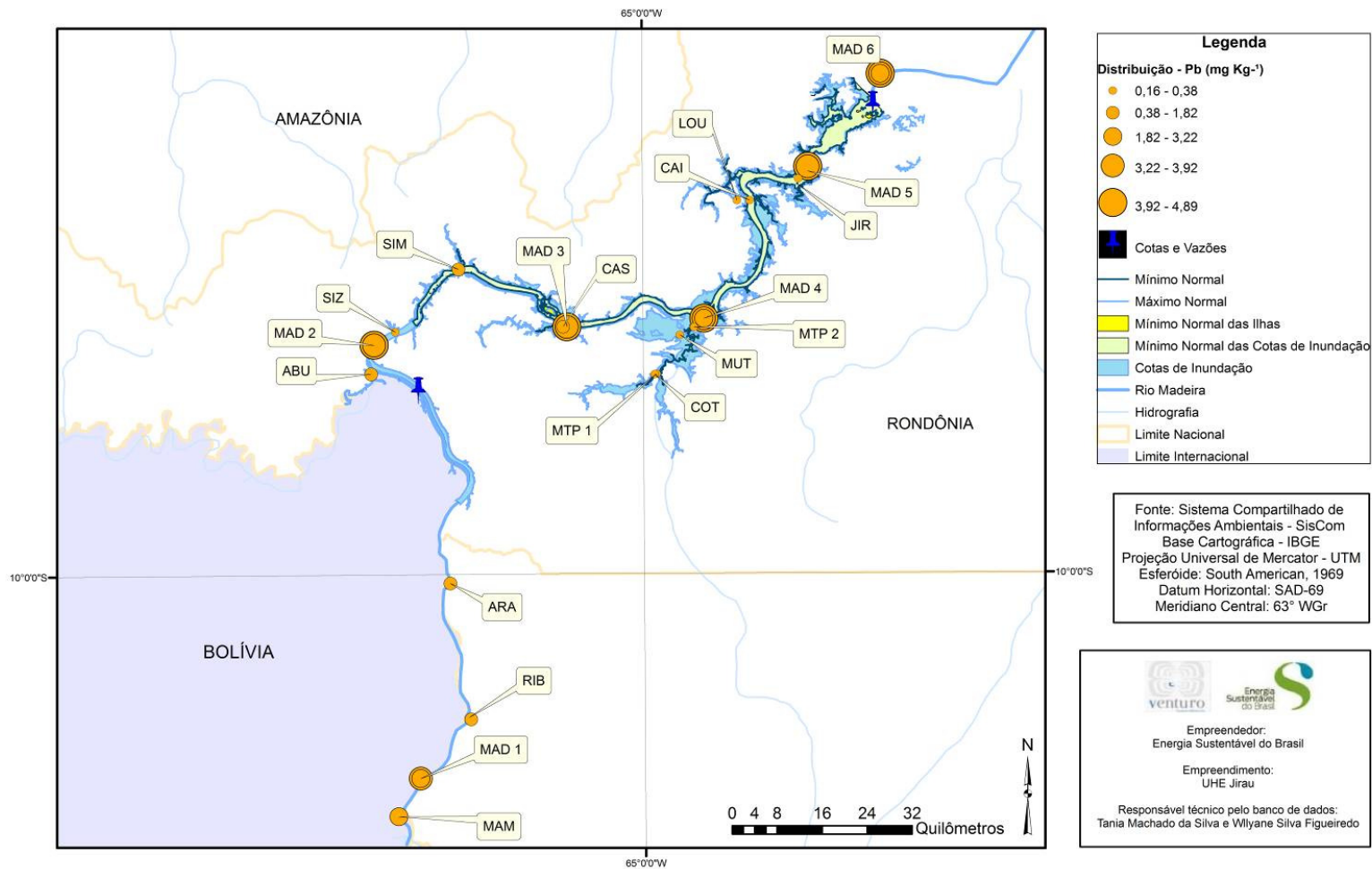


Figura 09 – Distribuição dos níveis de chumbo nas amostras de sedimento coletas no rio Madeira e seus tributários.

MONITORAMENTO HIDROGEOQUÍMICO DE ELEMENTOS TRAÇO NA MATRIZ SEDIMENTO - Zinco

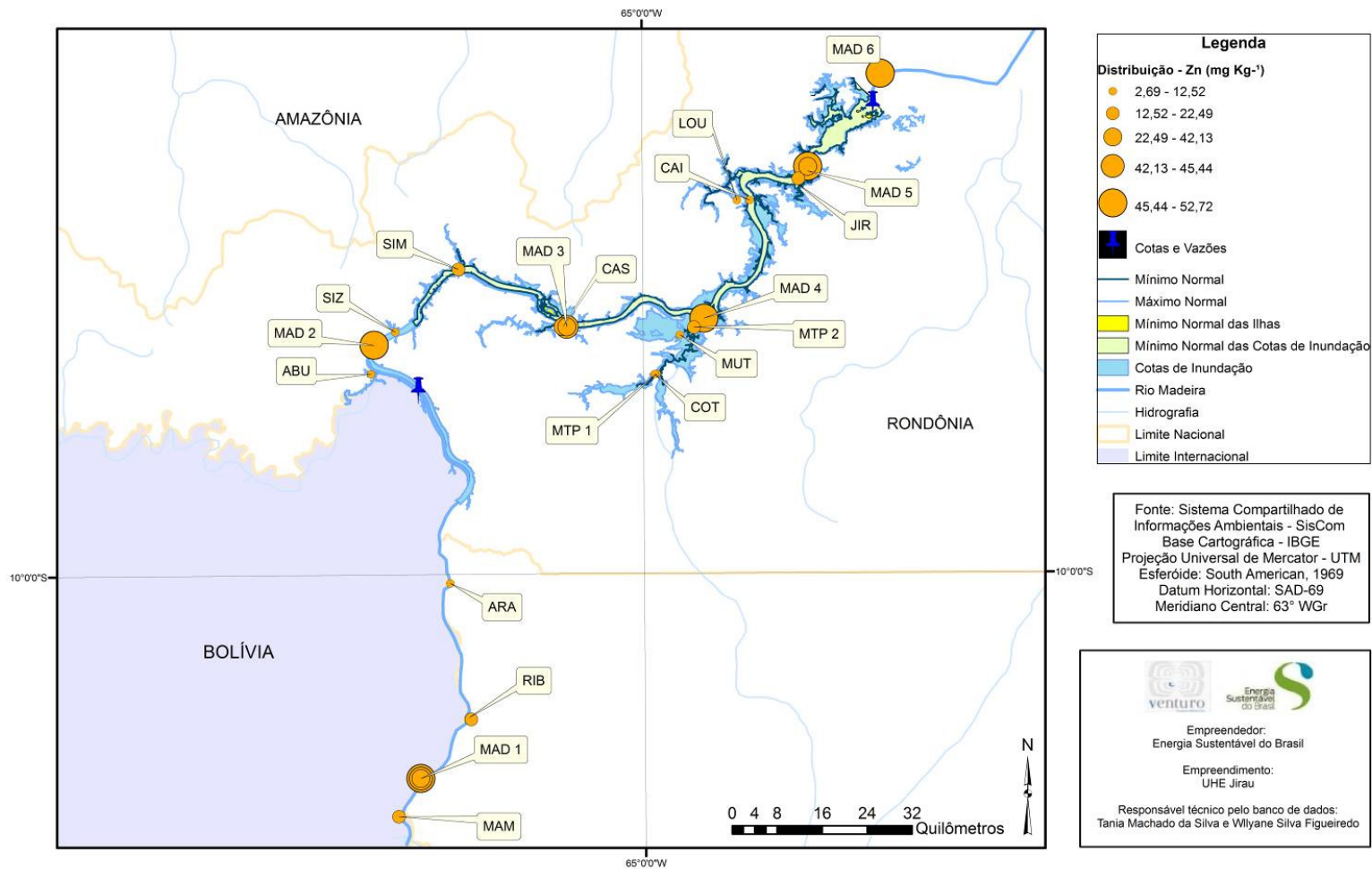


Figura 10 – Distribuição dos níveis de zinco nas amostras de sedimento coletas no rio Madeira e seus tributários.

Galvão e colaboradores (2007) avaliaram a variação sazonal de elementos traço associados aos sólidos em suspensão no alto rio Madeira, compreendendo o trecho desde a sua formação pelos rios Beni e Mamoré, seus afluentes da margem direita (rios Jacy Paraná e Mutum Paraná) e seu mais importante afluente da margem esquerda (Rio Abunã), até a Cachoeira de Santo Antônio, em Porto Velho (360 Km de extensão e 18 cachoeiras). Os resultados mostraram, de forma geral, que a quantidade de material particulado também está associada à influência natural da formação terciária do cráton Andino que, por ser mais recente, sofre maior intemperismo e, conseqüentemente, maior liberação de sedimentos. Os elementos traço Co (6,3 – 11,1 mg kg⁻¹), Cr (11,1 – 40,2 mg kg⁻¹), Cu (16,3 – 26,9 mg kg⁻¹), Zn (51,8 – 121,1 mg kg⁻¹) e Pb (11,2 – 17,5 mg kg⁻¹) tiveram concentrações baixas nos compartimentos estudados. De acordo com os testes estatísticos realizados, os autores inferiram que as concentrações dos metais-traço estudado são função direta da carga de material em suspensão carregada para os rios e, portanto, são extremamente influenciadas por alterações nos usos dos solos que resultem em alteração da exportação de material sólido aos rios.

O suprimento sedimentar fornecido pelo rio Amazonas à plataforma continental está avaliado em 11 a 13 x 10⁸ t.ano⁻¹, representando em materiais totais 10% dos sedimentos fluviais do planeta (Meade *et al.*, 1985). Deste total de sedimentos transportados pelo rio Amazonas, 97% provém das drenagens originárias nos Andes, sendo 62% do rio Solimões (Andes Peruanos) e 35% do rio Madeira oriunda dos Andes bolivianos (Seyler e Boaventura, 2001).

Siqueira e colaboradores (2006) estudaram a distribuição dos teores dos elementos traço zinco, cobalto e níquel nas frações total e móvel nos sedimentos superficiais da Plataforma Continental Amazônica. Durante esta pesquisa, os teores de zinco determinados variaram entre 52,83 e 159,46 mg.kg⁻¹, com média de 127,74mg.kg⁻¹ ± 39,18. As concentrações de Zn apresentadas neste trabalho corroboram com os resultados obtidos por Pereira *et al.* (2000) de 20 a 200 mg kg⁻¹ e por Lima (2003) de 40 a 167mg kg⁻¹ para sedimentos provenientes da Plataforma Continental Amazônica. A fração total de níquel determinada oscilou entre 21,69 e 47,44 mg kg⁻¹, com média de 40,00 mg kg⁻¹ ± 9,54. Estes dados são confirmados pelos trabalhos desenvolvidos por Andrade e Patchineelam (2000) e Lima (2003), que obtiveram concentrações de Ni nos sedimentos da Plataforma Amazônica na Costa Amapaense de 25,10 mg kg⁻¹ e 57,31 mg kg⁻¹, respectivamente. De maneira geral, constatou-se que os sedimentos superficiais localizados na Plataforma Continental do Amazonas podem ser considerados como

sítios de ocorrência natural dos elementos metálicos, não havendo influência de fontes poluidoras na liberação destes para o sistema.

Teores de elementos traço em peixe

O pescado é considerado um alimento de grande valor nutricional, principalmente pelo seu rico valor protéico e seu elevado nível de micronutrientes, sendo seu consumo um hábito diário em muitas comunidades. Vários fatores influenciam o grau de exposição dos indivíduos a um poluente destacando a frequência da ingestão de pescado, preferência por determinadas espécies, tamanho dos espécimes e o nível trófico (Phillips *et al.*, 1980 e Mollerke, 2003). Os resultados dos teores médios dos elementos traço As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se e Zn na amostras de peixe adquiridas nas comunidades ribeirinhas estão apresentados na **Tabela 04**.

Tabela 04. Resultados das concentrações (mg kg^{-1}) dos elementos traços As, Cd, Cr, Mn, Ni, Pb, Se e Zn em músculo de peixe ($n=121$) de relevante consumo pela população na bacia do rio Madeira.

Espécime	As	Cd	Cr	Mn	Ni	Pb	Se	Zn
Piau (<i>Leporinus fasciatus</i>) ($n=22$ - onívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$0,9\pm 0,1$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$20,8\pm 4,2$
Sardinha (<i>Triportheus albus</i>) ($n=15$ - onívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$0,6\pm 1,4$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$11,0\pm 2,1$
Apapá (<i>Pellona Castelnaeana</i>) ($n=18$ - onívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$2,1\pm 1,1$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$18,0\pm 4,2$
Barbado (<i>Pinirampus pirinampu</i>) ($n=25$ - carnívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$0,5\pm 0,4$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$10,0\pm 5,2$
Piranha (<i>Serrasalmus sp</i>) ($n=4$ - carnívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$1,8\pm 0,9$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$24,1\pm 3,1$
Traíra (<i>Hoplias malabaricus</i>) ($n=7$ - carnívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$0,8\pm 0,4$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$10,0\pm 1,9$
Dourada (<i>Brachyplatystoma avicans</i>) ($n=30$ - carnívoro)	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$0,6\pm 0,4$	< 0,5	< 0,5	< 0,5	$18,5\pm 3,4$

As espécimes de peixe adquiridas nas comunidades ribeirinhas apresentaram valores dos elementos traço As, Cd, Cr, Ni e Pb abaixo de $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ independentemente do hábito alimentar. Atualmente, no Brasil, não existe legislação específica sobre limites máximos de metais permitidos em peixes de água doce para o consumo humano. Contudo, pode ser utilizado como referência a Portaria ANVISA nº. 685 de 27 de agosto de 1998, que aprovou um regulamento técnico que trata dos “Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos” e traz um anexo com os “Limites Máximos de Tolerância para Contaminantes Inorgânicos”, sendo preconizados para os elementos traço arsênio 1,0

mg kg⁻¹, cádmio 1,0 mg kg⁻¹ e chumbo 2,0 mg kg⁻¹. Desta forma, os teores destes elementos traço encontrados nas amostras de peixe analisadas estão abaixo do valor preconizado pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária para o consumo humano.

Dentre os elementos essenciais, o selênio apresenta considerável toxicidade devido ao fato da pequena diferença entre a dose essencial e a tóxica. As amostras de peixe analisadas apresentaram valores de selênio menor que 0,5 mg kg⁻¹, não excedendo o limite de tolerância recomendável pela Organização Mundial da Saúde de 1,5 mg kg⁻¹ para o consumo humano.

CABRAL, C.M. (2006), estudou os teores de selênio no pescado e vegetais consumidos na alimentação básica da população do Lago Puruzinho em Rondônia – AM. Os teores de selênio nas espécies detritívoro *Potamorhina altamazonica* (0,051 mg kg⁻¹), *Potamorhina latior* (0,061 mg kg⁻¹) e *Laemolita próxima* (0,034 mg kg⁻¹) apresentaram consideráveis valores de selênio quando comparado aos carnívoros *Bouengerella maculata* (0,036 mg kg⁻¹), *Acestrorinchus falcistrostris* (0,016 mg kg⁻¹), *Sorubim lima* (0,102 mg kg⁻¹), *Asteoglossum birchirrossum* (0,044 mg kg⁻¹) e *Pellona flavipinis* (0,067 mg kg⁻¹), possivelmente devido ao estoque de selênio nos detritos após o processo de sedimentação.

Os teores do elemento manganês nas amostras apresentaram valores médios de 1,1±0,9 mg kg⁻¹ nas espécies onívoras e valores médios de 0,9 ± 0,6 mg kg⁻¹ nas espécies carnívoras. Os teores do elemento zinco nas amostras apresentaram valores médios de 16,6±3,5 mg kg⁻¹ nas espécies onívoras e 15,7±3,4 mg kg⁻¹ nas espécies carnívoras, não sendo observados diferença entre os hábitos alimentares das espécies.

Análise dos Dados

A **Tabela 5** mostra as cargas das componentes principais e as percentagens de explicação da variabilidade das concentrações dos elementos traços zinco, cromo, manganês e níquel nas amostras de água coletadas durante a 3ª campanha de campo no rio Madeira e tributários. As demais variáveis: chumbo, cádmio, selênio e arsênio não foram utilizados na análise das componentes principais (ACP), devido suas concentrações estarem abaixo do limite de quantificação do método analítico. A ACP foi desenvolvida utilizando o software Statistica versão 7 (Statsoft, 2004), módulo análise das componentes principais, o qual permite determinar por conhecimento prévio a classificação das variáveis entre “ativas” e “suplementares”. Inicialmente a ACP foi

feita com todas as variáveis sendo consideradas como ativas. Nesta análise as variáveis, zinco, cromo, manganês e níquel foram considerados como variáveis ativas, baseadas nas quais os autovalores e autovetores foram calculados.

Tabela 05. Cargas das componentes principais indicando as percentagens de explicação da variabilidade das concentrações dos elementos traços na água coletada durante a terceira campanha de campo na bacia do rio Madeira (cheia).

Espécime	Fator 1	Fator 2
Zinco	-0,335189	-0,827302
Níquel	0,932628	-0,272513
Manganês	-0,272898	-0,851339
Cromo	0,931463	-0,274276
% Variabilidade explicada por componente	48	39
% Total explicada das componentes	87	

Fator 1 – carga da componente principal 1; Fator 2 – carga da componente principal 2

A projeção polar das cargas das variáveis associadas às duas primeiras componentes mostra na **Figura 11** a ordenação dos vetores das variáveis no espaço. Os dois grupos discriminados indicam ordenações nos quadrante negativo, onde o Zn e Mn se agruparam no terceiro quadrante e no quarto quadrante a ordenação refere-se à associação do Ni e Cr. Quatro grupos ordenados no centro são formados nos quadrantes positivos e negativos formado pelas componentes.

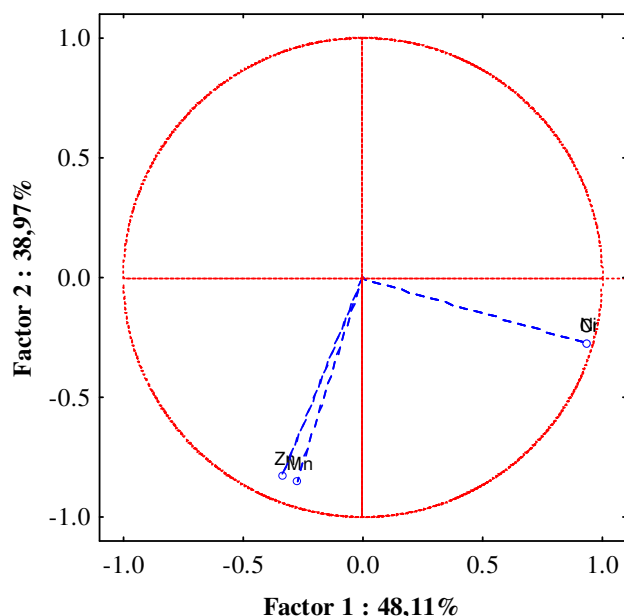


Figura 11 – Projeção espacial da ordenação dos vetores dos elementos traços nas duas componentes principais para a terceira campanha.

A projeção espacial da ordenação dos vetores das variáveis físico-químicas nas duas componentes principais para as amostras de água coletadas na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009 e na 3ª campanha de campo (período de cheia) realizada entre os dias 05/04/2010 a 16/04/2009 dos escores das duas componentes principais mostra na **Figura 12** a ordenação das estações de amostragens e indica nitidamente a formação de quatro grupos ordenados, sendo Grupo 1 os principais afluentes do Rio Madeira, Grupo 2 os afluentes de águas mais ácidas, Grupo 3 afluentes de água preta e Grupo 4 representa as estações no Rio Madeira. O rio Mamoré e Abunã ficaram ordenados juntos com algumas estações do Rio Madeira, enquanto quatro estações no rio Madeira não se agruparam com os grupos formados, indicando características geoquímicas diferentes das demais estações.

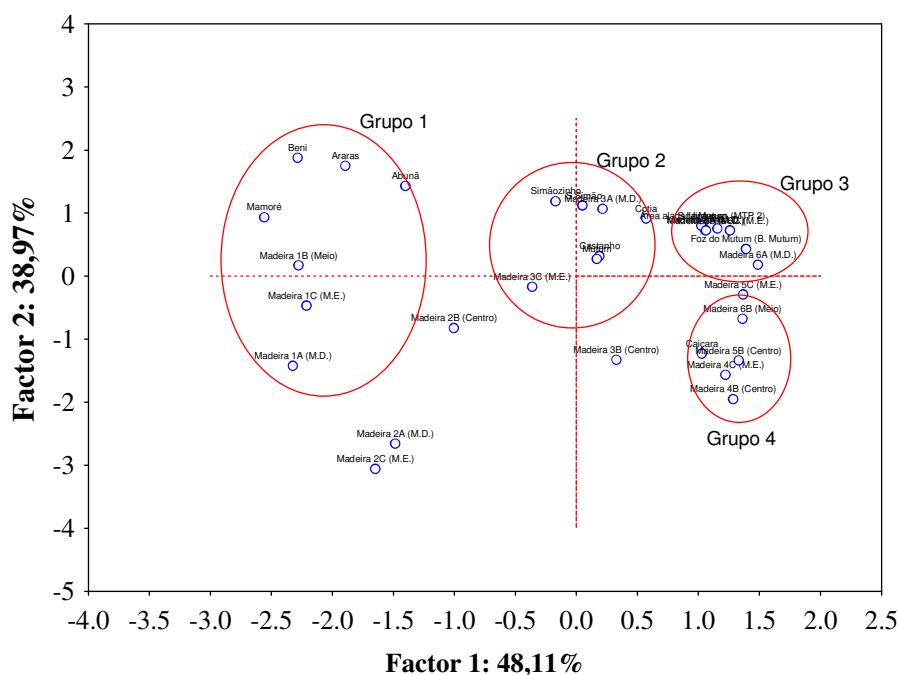


Figura 12 – Projeção espacial da ordenação dos vetores das variáveis físico-químicas nas duas componentes principais para o período seca e cheia.

A complexidade dos ecossistemas amazônicos, no qual esta inserida a bacia do rio Madeira, exige a aplicação de técnicas que possibilitem uma análise conjunta das informações geoquímicas e suas interações, durante o ciclo hidrológico. Neste sentido, a ACP é uma ferramenta estatística interessante e adequada para estudar a composição geoquímica das águas da bacia do rio Madeira. A ordenação das variáveis nos dois vetores principais explica 87% da variabilidade dos dados (**Tabela 5**). A projeção espacial dos vetores das variáveis discriminou dois grupos, o primeiro referente aos

elementos traço Ni e Cr, que tiveram as cargas mais altas na primeira componente em torno de 0,93 sugere que estes dois elementos tiveram maior variabilidade nos pontos de amostragem e explica 48% da variação (**Tabela 5**). O segundo grupo mostra carga em torno de 0,83 para o Zn e 0,85 para o Mn na segunda componente, que explicou 39% da variabilidade (**Tabela 5**).

Eldaw *et al.* (2003) e Debels *et al.* (2005) atribuem a essa técnica a capacidade de reduzir as informações contidas nas variáveis condicionantes, que neste estudo discriminaram a composição das águas da bacia entre os períodos hidrológicos. A informação ficou reduzida a duas variáveis condicionantes, Ni e Cr na primeira componente. Esta variabilidade está associada ao carreamento e lixiviação de matéria orgânica (ácidos húmicos/fúlvicos) e dos sólidos em suspensão, que são constituídos de argilominerais em sedimentos de várzea (Martinelli *et al.*, 1993) e fluviais (Lyons & Bird, 1995; Guyot, *et al.*, 2007). A técnica multivariada utilizada indicou que a ACP é adequada para o monitoramento de elementos traços na região amazônica (Montes-Botella & Tenório, 2003; Eldaw *et al.*, 2003; Bernard *et al.*, 2004; Barreto *et al.*, 2005; 2007; Castané *et al.*, 2006; Felipe-Sotelo *et al.*, 2007). A estratégia estatística aplicada neste programa confere ao Ni e Cr maior importância na ordenação, sendo a primeira componente denominada componente do “potencial de poluição”, que pode estar associado à dinâmica de transporte de sedimentos em suspensão.

A segunda componente teve como variável mais importante os elementos Zn e Mn, cujas concentrações variaram em torno das concentrações regionais, e podem estar também relacionadas com o transporte de sedimentos em suspensão, cuja média global encontrado por Bernardi, *et al.*, (2009) foi de 264×10^6 t.ano⁻¹ sendo no período de seca o rio Madeira chegando a transportar 57×10^6 t.ano⁻¹ e no período de cheia chegando a transportar 552×10^6 t.ano⁻¹, estando de acordo com estudos anteriormente que apontam uma variação na carga de sólidos transportados para o rio Amazonas de 37 a 100×10^6 t.ano⁻¹ para o período de seca e de 230 a 1.400×10^6 t.ano⁻¹ no período de cheia. A variações no transporte de sedimento pelo rio Madeira são em parte explicadas pelo regime de vazões do período hidrológico cuja dinâmica se inicia com o degelo das geleiras nos contrafortes andinos da Bolívia e Peru e pelo efeito da geomorfologia da área de estudo, que condiciona uma variação altimétrica das nascentes do Rio Beni nos Andes a formação do rio Madeira no Brasil de 6.500 m para 120 m (Guyot *et al.*, 1999). Na área de estudo o desnível verificado foi de 30 m em 300 km ao longo da bacia do rio Madeira. Estes fatores associados conferem ao rio Madeira gradientes gravitacionais e

hidráulicos, que originam variações nas velocidades da água e dinamismo no transporte de sólidos em suspensão ao longo da bacia. Lyons & Bird (1995) demonstraram que estes fatores modificam as concentrações de cátions e ânions na composição das águas, durante os períodos de cheia e seca. Portanto devido aos fatores mencionados a segunda componente foi denominada de “geomorfológica”.

As ordenações dos escores das componentes principais, técnica também usada por Barreto *et al.* (2007) e Bernard *et al.* (2004), discriminaram quatro grupos bem definidos na terceira campanha. O Grupo 1 representa os pontos de coleta das amostras nos afluentes mais importantes do rio Madeira; o Grupo 2 representa os pontos de coleta de amostras nos afluentes de águas mais ácidas, quando comparados com o pH do rio Madeira; o Grupo 3 indica os afluentes de água pretas, cujas características físico-químicas conferem a estas águas pH mais ácidos, que favorecem a mobilização de elementos traços. As ordenações dos escores das componentes principais evidencia que a dinâmica geoquímica e físico-química da área de influência direta e indireta do AHE Jirau na bacia do rio Madeira, são diferenciados por estas características mencionadas nos grupos. O Grupo 4 corresponde os pontos de coleta do rio Madeira com o afluente o igarapé Caiçara. Dois fatores principais podem estar associados à discriminação destes rios na formação do rio Madeira: as oscilações fluviais e/ou geomorfológicas que ocorrem em períodos não correspondentes e as diferentes composições dos argilominerais, de origens geológicas diferenciadas (Guyot *et al.*, 2007), que mostram as composições mineralógicas dos argilominerais dos grupos das ilitas e esmectitas sendo as concentrações mais elevadas no rio Beni e a caulinita mais elevada no rio Mamoré. Os estudos de Martinelli *et al.* (1993) em sedimentos de várzeas do rio Madeira comparados com os estudos de Guyot *et al.* (2007) no rio Beni indicam valores correspondentes que confirmam a discriminação dos escores. De uma forma geral, a composição baseada nas variáveis estabelecidas como condicionantes, confere ao rio Madeira as características oriundas do Rio Beni. As ordenações dos escores das componentes principais mostram que os afluentes de menor porte não se discriminaram entre as estações hidrológicas, indicando pouca variabilidade na composição das águas coletadas na 1ª campanha de campo (período de seca) realizada entre os dias 26/09/2009 a 04/10/2009 e na 3ª campanha de campo (período de cheia) realizada entre os dias 05/04/2010 a 16/04/2009.

6. Considerações Finais

Os teores de elementos traço encontrados nas amostras de água superficial estão abaixo do valor preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 referente aos corpos de água doce classe II, com exceção do Ni que apresentou concentrações médias acima do padrão estabelecido pela legislação brasileira para águas doce de classe II. Este fato observado apenas nesta campanha de campo referente a fase hidrológica caracterizada de cheia somente poderá ser confirmado com o estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço. Os teores de elementos traço encontrados em todas as amostras de água superficial estão abaixo do valor preconizado pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, que estabelece o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano.

Os teores dos elemento traços Cd, Cr, Mn e Ni nas amostras de sedimento de fundo na calha do rio Madeira e nos tributários durante a 3ª campanha de campo (período de cheia) na calha do rio Madeira e nos tributários apresentaram menores teores quando comparados aos valores observados na 2ª campanha de campo (período de enchente), possivelmente devido ao transporte de material sedimentar com menores teores de elementos traço associado a elevada hidrodinâmica do rio Madeira no período de cheio. Entretanto o elemento traço Pb apresentou comportamento inverso quando comparado aos outros elementos traço, sendo que estes comportamentos serão avaliados no estudo temporal deste Plano de Monitoramento Ambiental de Elementos Traço.

A análise por componente principais discriminou a formação de quatro grupos baseados em duas variáveis condicionantes. Sugere que as características do rio Madeira quanto a sua composição são diferentes entre os pontos de amostragem, possivelmente influenciado pelos afluentes e período do ciclo hidrológico. Quanto ao rio Mamoré e afluentes de menor porte as suas composições se diferenciam do rio Madeira. Desta forma a ACP mostrou ser uma ferramenta estatística de extrema importância em estudos físico-químicos de águas, pois possibilita uma investigação conjunta das variáveis consideradas permitindo também inferir sobre a ação das variáveis na ordenação e discriminação associada a caracterização dos corpos de água da área de influência direta e indireta do AHE Jirau.

Os teores dos elementos traço determinados nas amostras de peixe e nos compartimentos ambientais amostrados na bacia do rio Madeira estão de acordo com os níveis naturais relatados na literatura para a região Amazônica.

7. Referências Bibliográficas

- ANDARADE, R.C.B.; PATCHINEELAM, S.R. Especificação de metais-traço em sedimentos de florestas de manguezais com *Avicennia* e *Rhizophora*. *Rev. Química Nova*. 2000, 23, 733
- AALTO, R.; MAURICE-BOURGOIN, L.; DUNNE, T.; MONTGOMERY, D.R.; NITTROUER, C.A.; GUYOT, J.L. (2003). Episodic sediment accumulation on Amazonian flood plains influenced by El Niño/Southern Oscillation. *Nature*, 425: 493-497.
- BARRETO, W.J.; RIBEIRO, M.R.; SOLCI, M.C.; SCARMINIO, I.S.; NOZAKI, J.; DE OLIVEIRA, E.; BARRETO, S.R.G. (2005) Interpretation of seasonal variation of metals and abiotic properties in a tropical lake using multivariate analysis and MINTEQA2 program. *Analytical Sciences*, 213: 209-214.
- BARRETO, W.J.; SCARMINIO, I.; SOLCI, M.C.; ISHIKAWA, D.N.; OGASAWARA, M.T.; NOMI, S.N.; BARRETO, S.R.G. Analysis of physical and chemical parameters for discrimination of water origin in a hydroelectric reservoir. *Clean-Soil Air Water*, 2007, 35, 239.
- BERNARD, P.; ANTOINE, L.; BERNARD, L. Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system. *Ecological Modelling*, 2004, 178, 295.
- BERNARDI, J.V.E.; FOWLER, H.G.; LANDIM, P.M.B. Um estudo de impacto ambiental utilizando análises estatísticas espacial e multivariada. *Holos Environmental*, 2001, 1, 162.
- Bernardi, J.V.E.; Lacerda, L.D.; Dórea, J.G.; Landim, P.M.B.; Gomes, J.P.O.; Almeida, R.; Manzatto, A.G.; Bastos, W.R. Aplicação da análise das componentes Principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no Alto Rio Madeira e afluentes, Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, 2009, 23, 079.
- BRASIL. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n.º 518/2004/Ministério da Saúde – Brasília, Editora do Ministério da Saúde, 2005.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA RESOLUÇÃO CONAMA n.º 357, Brasília, 2005
- CABRAL, C. M. Projeto: Estudo da contaminação ambiental e humana por poluentes inorgânicos e orgânicos nos rios Guaporé, Mamoré e Madeira - RO com georeferenciamento dos dados a partir do uso de geoprocessamento (ESCOPOGEO).

- Sub-projeto: Análise de selênio em peixes, vegetais e solos do Lago Puruzinho – Amazônia, 2006
- CASTANÉ, P.M.; ROVEDATTI, M.G.; TOPALIAN, M.L.; SALIBIAN, A. (2006) Spatial and temporal trends of physicochemical parameters in the water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2006, 117, 135.
- DEBELS, P.; FIGUEROA, R.; URRUTIA, R.; BARRA R.; NIELL, X. Evaluation of water quality in the Chilla River (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2005, 110, 301.
- DOREA, J. G.; MOREIRA, M. B.; BARBOSA, A. A. C. Selenium and mercury concentrations in some fish species of the Madeira River, Amazon Basin, Brazil. *Biol. Trace Elem.* 1998, 65, 211.
- ELDAW, A.K.; SALAS, J.D.; GARCIA, L.A. Long-range forecasting of the Nile River Flows Using Climatic Forcing. *Journal of Applied Meteorology*, 2003, 27, 890.
- FELIPE-SOTELO, M.; ANDRADE, J.M.; CARLOSENA, A.; TAULER, R. Temporal characterization of river waters in urban and semi-urban areas using physicochemical parameters and chemometric methods. *Analytica Chimica Acta*, 2007, 583, 128.
- FORAN, J.A. Toxic substances in surface waters. *Environm. Sci. Technol.* 1990, 24, 604.
- GALVÃO, R. C. F.; BERNARDI, J. V. E.; ALMEIDA, R.; BASTOS, W. R.; GOMES, J. P. O. Relação espacial do mercúrio e elementos traços em sedimento de fundo no alto rio Madeira. *Anais do Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul*. 2007, 51.
- GUYOT, J.L.; JOUANNEAU, J.M.; SOARES, L.; BOAVENTURA, G.R.; MAILLET, N.; LAGANE, C. Clay mineral composition of river sediments in the Amazon Basin. *Catena*, 2007, 71, 340.
- GUYOT, J.L.; JOUANNEAU, J.M.; WASSON, J.G. (1999) Characterization of river bed and suspended sediments in the Madeira River drainage basin (Bolivian Amazonian), *Journal of South American Earth Sciences*, 1999, 12, 401.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G.T.W. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin, Springer

- LATRUBESSE, E.M.; STEVAUX, J.C.; SINHA, R. Tropical rivers. *Geomorphology*, 2005, 70, 187.
- LIMA, E.A.R. 2003. Avaliação geoquímica da ocorrência de metais pesados selecionados em sedimentos pelíticos da Plataforma Continental do Amazonas no trecho entre a foz do rio Pará e ao cabo Orange. Dissertação de Mestrado, UFPA, Belém - PA
- LYONS, W.B. & BIRD, D.A. Geochemistry of the Madeira River, Brazil: comparison of seasonal weathering reactions using a mass balance approach. *Journal of South American Earth Sciences*, 1995, 8, 97.
- MACKAY, D.; CLARK, K.E. 1991. Predicting the environmental partitioning of organic contaminants and their transfer to biota. In: Jones, K.C. (ed) *Organic Contaminants in the Environment*. Environm. Managem. Series, Elsevier Science Pub, New York
- MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; DEMATTE, J.L.I.; RICHEY, J.E.; DEVOL, A.H. Chemical and Mineralogical composition of Amazon River floodplain sediments. Brazil. *Appl. Geochem.*, 1993, 8, 391.
- MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; DEVOL, A.H.; RICHEY, J.E.; FORSBERG, B.R. (1989) Suspended sediment load in the Amazon Basin: an overview. *GeoJournal*, 1989, 19, 381.
- MONTES-BOTELLA, C.; TENORIO, M.D. Water Characterization and Seasonal Heavy Metal Distribution in the Odiel River (Huelva, Spain) by Means of Principal Component Analysis. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 2003, 45, 436.
- MORTATTI, J.; FERREIRA, J.R.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; TANCREDI, A.C.F. Biogeochemistry of the Madeira River Basin. *GeoJournal*, 1989, 19, 391.
- PEREIRA, P.F.; SILVA, J.L.; MENDES, A.S.; SIQUEIRA, G.W. Avaliação do fósforo total e disponível em sedimentos da Plataforma Amazônica. *Anais do XL CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA*. 2000, 348
- ROCHA, J.C.; SARGENTINI JÚNIOR, É.; ZARA, L.F.; ROSA, A.H.; SANTOS, A.; BURBA, P. Reduction of mercury(II) by tropical river humic substances (Rio Negro) - A possible process of the mercury cycle in Brazil *Talanta* 2000, 53, 551.
- ROCHA, J.C.; SARGENTINI JÚNIOR, É.; ZARA, L.F.; ROSA, A.H.; SANTOS, A.; BURBA, P. Reduction of mercury(II) by tropical river humic substances (Rio

- Negro) - Part II. Influence of structural features (molecular size, aromaticity, phenolic groups, organically bound sulfur) *Talanta* 2003, 61, 699.
- SEYLER, P.T.; BOAVENTURA, G. R. 2001. Trace elements in the mainstream Amazon river. In: McClain, M.E.; Victoria, F.R.L.; Richey, J.E. (Eds). *The biogeochemistry of the Amazon basin*. Oxford Press
- SIQUEIRA, G. W.; PEREIRRA, S. F. P.; APRILE, F. M.; Determinação dos elementos-traço (Zn, Co e Ni) em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica sob influência da descarga do rio Amazonas *Acta Amazônia* 2006, 36,321.
- STAT SOFT INC. (2004) *Statistica* (data analysis software system) version 7. Disponível em <<http://www.statsoft.com>>.
- WREN, C. D.; Macrimmon, H. R. Examination of bioaccumulation and biomagnification of metals in a precambrian shield lake *Water Air Soil Pollut.* 1983, 19, 27791.

ANEXO V



USINA HIDRELÉTRICA JIRAU

RELATÓRIO TÉCNICO PARCIAL DO PROGRAMA DE MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO DO APROVEITAMENTO HIDRELÉTRICO JIRAU

3ª CAMPANHA DE CAMPO DO MONITORAMENTO LIMNOLÓGICO DO CANTEIRO DE OBRAS

EMPRESA: **Aquanálise - Análises de Água e Consultoria**

PERÍODO DAS ATIVIDADES: **Abril/2010**

RESPONSÁVEL DA CONTRATADA: **Dra. Daniela Maimoni de Figueiredo**

RESPONSÁVEL DA ESBR: **Jairo Guerrero**

Responsáveis Técnicos

Eliege C. Weirich

Química / Gestora Ambiental
CRQ 14201448

DSc Engº Sanitarista / Químico Mackson D’Anuniação

Consultor Ambiental
CREA 1201948720

Fabiane Miranda Zuchini

Bióloga Responsável
CRBio 56271 / 01 – D

Edinei Pedroso da Silva

Químico Responsável
CRQ 16400190

Jadir Inácio F. da Silva

Químico Responsável
CRQ 16100036

Maria de Lurdes

Bióloga Responsável
CRBio 61068 / 01 - D

Empreendedora

Razão Social: Construções e Comércio Camargo Corrêa S.A.

CNPJ: 61.522.512 / 0031 - 28

Localidade: BR 364 – KM 110, S/N - Gleba Capitão Silvio.

Fone: (69) 3219 – 9310

Município: Porto Velho – RO

Sumário

1. Introdução	1
2. Objetivos.....	1
3. Metodologia.....	2
4. Materiais/Métodos de coleta da comunidade aquática	4
5. Procedimentos de laboratório	5
6. Procedimentos de IQA – Índice de Qualidade das Águas.....	7
7. Laudos técnicos físicos, químicos e bacteriológicos	9
8. Resultados.....	11
8.1. Parâmetro físicos e químicos	11
8.2. Variáveis biológicas	27
9. Índice de Qualidade da Água.....	32
10. Comunidades Biológicas	34
10.1. Comunidade Fitoplanctônica.....	34
10.2. Comunidade Zooplanctônica.....	39
10.3. Comunidade Zoobentônica.....	42
10.4. Clorofila- <i>a</i>	43
11. Discussão e Considerações Finais	44
12. Registro Fotográfico	46
13. Referências bibliográficas	48

1. Introdução

Os seres vivos são estudados, em hidrobiologia, principalmente do ponto de vista das relações seja com o ambiente físico e químico, seja com outros organismos que o cercam.

A Hidrobiologia não se ocupa apenas com organismos diretamente prejudiciais à saúde humana, mas, contudo, com todos os seres vivos aquáticos capazes de fornecer informações sobre as características e condições reinantes no meio aquático, que passam interessar à saúde pública.

Este relatório é referente à campanha do monitoramento ambiental, visando às medições da qualidade da água nos aspectos físicos – químicos, bacteriológicos e limnológicos executados em campo e em laboratório no Rio Madeira e afluentes, Bacia Hidrográfica Amazônica, contendo medições a montante e a jusante do canteiro de obras do empreendimento UHE Jirau, localizado no município de Porto Velho – Rondônia.

A área de estudo abrangeu o trecho do Rio Madeira e seus afluentes, entre as coordenadas UTM: X = 322.154,37 e Y = 8.984.838,88; (PL 01) a X = 322.401,23 e Y = 8.977.062,90 (PL 11) que define a área de interferência (AI) e de influencia direta (AID) da UHE Jirau – UT 683.

Os estudos de campo realizaram – se nos dias 14, 15 e 16 de Abril de 2010.

O procedimento laboratorial dos ensaios não realizados em campo, desenvolveu – se no Laboratório da Analítica – Análises Químicas & Controle de Qualidade, sito a Rua Tremembé, 151 – CoopHEMA – Cuiabá / MT.

2. Objetivos

Os objetivos deste relatório são:

- Identificar, acompanhar, avaliar e mitigar os possíveis impactos existentes sobre as características físico-químicos, bacteriológicas e limnológicas das áreas de influência destas unidades de geração;
- É meta constante do monitoramento limnológicos e da qualidade das águas do Rio Madeira com seus principais afluentes, a obtenção de dados primários dos aspectos limnológicos do corpo hídrico monitorado;

Dessa forma será possível diagnosticar os possíveis impactos, as qualidades hídricas e suas correlações com as atividades desenvolvidas no entorno da UHE Jirau – UT 683.

3. Metodologia

3.1. Pontos amostrais

Tabela 1. Pontos amostrais com suas descrições e coordenadas.

Pontos Amostrados	Local amostrado	Coordenadas UTM
<u>Estação PL 01</u> –	Jusante Limite Empreendimento – Rio Madeira	X = 322.154,37 Y = 8.984.838,88
<u>Estação PL 02</u> –	Jusante Barragem – Rio Madeira	X = 321.691,96 Y = 8.978.704,24
<u>Estação PL 03</u> –	Jusante Ilha Pequena – Rio Madeira	X = 320.304,73 Y = 8.976.423,01
<u>Estação PL 04</u> –	Cachoeira Inferno – Rio Madeira	X = 316.639,01 Y = 8.975.462,00
<u>Estação PL 05</u> –	Foz Ribeirão Margem Direita – Rio Madeira	X = 321.633,14 Y = 8.977.398,23
<u>Estação PL 06</u> –	Foz Ribeirão Margem Esquerda – Rio Madeira	X = 320.875,98 Y = 8.980.051,65
<u>Estação PL 08</u> –	1ª Etapa montante	X = 321.007,50 Y = 8.972.212,17
<u>Estação PL 09</u> –	1ª Etapa jusante	X = 321.120,67 Y = 8.973.114,85
<u>Estação PL 10</u> –	2ª Etapa Jusante	X = 321.838,12 Y = 8.977.472,42
<u>Estação PL 11</u> –	2º Etapa Montante	X = 322.401,23 Y = 8.977.062,90

3.2. Parâmetros analisados

^(a) Leitura de campo in locu

^(b) Leitura de bancada – laboratório

As coletas de água foram realizadas em 10 estações de amostragem, onde foram medidas 34 variáveis físicas, químicas e biológicas (**Tabela 2**).

Em campo foi medida a temperatura do ar (°C) com termômetro de mercúrio, a temperatura da água (°C) com termômetro acoplado ao oxímetro, a transparência (m) com Disco de Secchi, o pH com pH-metro WTW, condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$) com condutivímetro - WTW e o oxigênio dissolvido (mg/L) através de oxímetro também da marca WTW.

A coleta e a preservação das amostras de água, para análise no laboratório foram realizadas conforme o esquema a seguir.

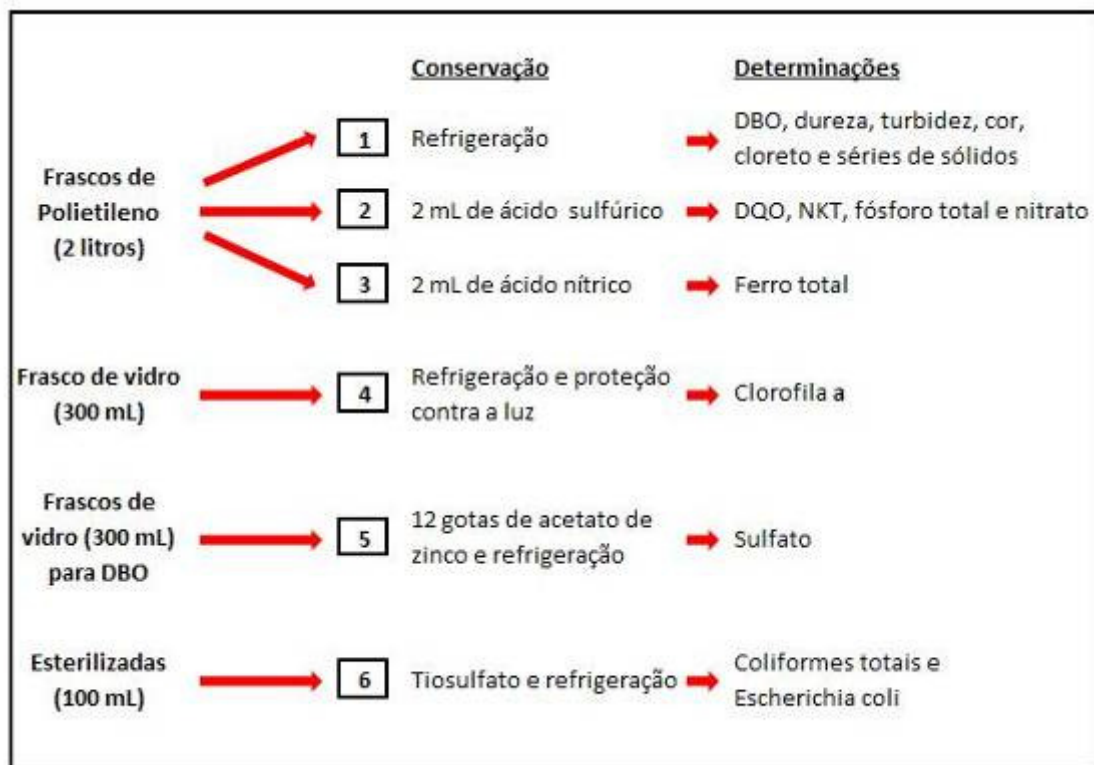


Figura 1. Coletas e conservações das amostras.

Tabela 2. Parâmetros analisados.

Variáveis Físicas	Unidade	Método	Equipamentos
Temperatura do Ar	°C	Potenciometria	^(a) – WTW
Temperatura do Água	°C	Potenciometria	^(a) – WTW
Turbidez	NTU	Potenciometria	^(b) – Policontrol
Cor	UC	Colorimetria	^(b) – Policontrol
Sólidos fixos	mg/L	Gravimetria	^(b) – Quimis
Sólidos voláteis	mg/L	Gravimetria	^(b) – Quimis
Sólidos totais	mg/L	Gravimetria	^(b) – Quimis
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	Gravimetria	^(b) – Quimis
Sólidos Totais em Suspensão	mg/L	Gravimetria	^(b) – Quimis
Profundidade	m	molinete	^(a) – Hidrotec
Transparência em Secchi	cm	Disco de Secchi	^(a) – Disco Secchi
Variáveis Químicas	Unidade	Método	Equipamentos
pH		Potenciometria	^(a) – WTW
Condutividade elétrica	µS/cm ⁻¹	Potenciometria	^(b) – Digimed
DBO ₅	mg/L	Incubação	^(b) – Quimis
DQO	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Oxigênio dissolvido	mg/L	Volumetria	^(a) – WTW
Dureza	mg/L	Volumetria	^(b) – Bureta Digital Brand
Cloretos	mg/L	Volumetria	^(b) – DR 5000
Fósforo total	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Nitrato	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Nitrito	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Nitrogênio total	mg/L	Kjeldahl	^(b) – DR 5000
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Kjeldahl	^(b) – DR 5000
Ferro total	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Silicato reativo	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Sulfato	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Sulfeto	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Orto-fosfato	mg/L	Colorimetria	^(b) – DR 5000
Saturação de Oxigênio	mg/L	Volumetria	^(a) – WTW
Óleos e graxas	mg/L	Soxhlet	^(b) – Quimis
Potencial Redox	mV	Potenciometria	^(a) – WTW
Variáveis Biológicas	Unidade	Método	Equipamentos
Clorofila a	µg/L	Espectrofotométrico	DR 5000
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	Memb. Filtrante	Collitest
Escherichia coli	UFC/100mL	Memb. Filtrante	Collitest
Cianotoxinas	µg/L	Espectrofotométrico	DR 5000
Fitoplancton	N.ind.	Microscopia	Nikon
Zooplancton	N.ind.	Microscopia	Nikon
Zoobenton	N.ind.	Microscopia	Nikon

4. Materiais/Métodos de coleta da comunidade aquática

- Microscópico;
- Redes de plâncton;
- Lâminas;
- Lamínulas;
- Etiquetas;
- Espátulas;
- Pinças;
- Pipetas;

- Solução de Transeau;
- Dados do campo (local, data, coletor, n^o.: e tipo de coleta).
- Coleta sem rede, direto no vidro: *amostras de superfície*;
- Coleta com rede: *amostra concentrada*;
- Coleta com garrafa de Meyer: *amostras de maior profundidade*;
- Coleta com Dragas – Petersen – Ekman: *amostras de sedimentos do fundo*;
- Coleta de fito espremido;

As amostras foram transportadas nos mesmos recipientes que foram coletadas e acondicionou-se em caixa de isopor.

Necessitando conservar por maior tempo a coloração das algas embrulhamos o vidro em papel alumínio.

Composição da solução de Transeau: • *6 partes de água*;
 • *3 partes de álcool*;
 • *1 parte de formol*.

A solução de Transeau foi adicionada à amostra para sua conservação até análise posterior.

A amostragem qualitativa da comunidade fitoplanctônica foi feita com rede de plâncton, malha 25µm, através de 10 arrastes contra a corrente. O material concentrado foi preservado em solução de Transeau. Para a análise quantitativa dessa comunidade, a coleta de água foi feita através de passagem de frasco de 300 mL na sub-superfície, onde foi adicionado 5 mL de solução de lugol-acético a 1%.

A coleta de zooplâncton para a análise qualitativa foi feita com rede cônica de malha 61 µm, através de arraste contra a corrente por cerca de 10 minutos. Para a análise quantitativa desta comunidade, filtrou-se 200 mL de água nesta mesma rede. Ambas as amostras foram preservadas com 10mL de solução de formol à 40%.

A coleta da comunidade zoobentônica, foi realizada através de um amostrador Petersen.

5. Procedimentos de laboratório

As amostras coletadas em campo foram transportadas até o laboratório Analítica em Cuiabá e as análises foram realizadas seguindo metodologias estabelecidas pelo APHA/AWWA (1990).

A análise da clorofila *a* foi realizada pelo método espectrofotométrico em µg/L. Cada resultado foi obtido a partir da média de três réplicas, ou seja, foram analisadas três sub-amostras para cada frasco de coleta.

As determinações dos índices de coliformes seguiram o método Collitest, com confiabilidade 95% e unidade em UFC/100mL.

A densidade das populações fitoplanctônicas (nºind/mL) foi estimada pelo método de sedimentação, conforme Utermohl (1958) em microscópio invertido. Foram enumerados os indivíduos (células, colônias, cenóbios e filamentos) em tantos campos aleatórios (Uhelin-ger, 1964) quanto os necessários para alcançar 100 indivíduos da espécie mais freqüente, de modo que o erro de contagem seja inferior a 20% ($p < 0,05$; Lund et al., 1958). Nas amostras em que este critério não pode ser atingido em função das baixas concentrações de algas, contou-se tantos campos quantos os necessários para estabilizar o número de espécies adicionadas a cada campo contado (método da área mínima). A riqueza de espécies (nºtaxa/amostra) foi avaliada considerando-se o número total de espécies em cada amostra. A identificação das taxa foi realizada utilizando-se Bourrelly (1970), Bicudo & Bicudo (1970). De Lamônica-Freire (1985). Krammer & Lange-Bertalot (1991), Garcia de Emiliani (1993), Bicudo et al. (1995), Huszar & Silva (1999).

As análises da comunidade zooplanctônica foram feitas com microscópio estereoscópico e óptico. A identificação foi realizada utilizando-se os trabalhos de Koeste (1978), Reid (1985), Paggi (1995), Elmoor-Loureiro (1997). Foram feitas contagens processou-se em lâmina do tipo “Sedgewich-rafter”.

O sedimento coletado para a análise dos macroinvertebrados bentônicos foi inicialmente lavado em peneira de malha de 200µm de abertura, em água corrente. Posteriormente, o material retido foi triado em microscópio estereoscópico e em seguida os organismos foram preservados em álcool 70%, devidamente identificados e contados a nível de classe, ordem e família e, no caso da família Chironomidae, a nível de tribo. A identificação taxonômica foi feita com auxílio de literatura especializada (McCafferty, 1981, Rosemberg & Resh, 1993, Trivinho Strixino & Strixino, 1995, Merritt & Cummins, 1996).

Com os resultados de densidade e riqueza específica do fitoplâncton, zooplâncton e bentos foi calculado o índice de Diversidade de Shannon-Weaver, descrito na fórmula abaixo, segundo Odum (1988).

$$-\sum_{i=1}^n P_i \log P_i$$

onde:

$P_i = n/N$, sendo

n = valor de importância de cada espécie

N = total dos valores de importância

Com relação ao zoobenton, a forma como foi realizada a coleta, permitiu o cálculo da densidade (organismos/m²), tendo sido realizada para tanto, a concentração de uma quantidade conhecida de água na rede de zoobenton. Além disso, o emprego do índice de diversidade é apropriado para essa comunidade, como usualmente realizado em estudos de limnologia, com o intuito de servir como indicador comparativo das condições atuais e futuras das comunidades aquáticas, principalmente em hidrelétricas.

5.1. Materiais

- Microscópico NIKON;
- Redes de plâncton;
- Lâminas;
- Lamínulas;
- Etiquetas;
- Espátulas;
- Pinças;
- Pipetas;
- Solução de Transeau;
- Caderneta de campo, com registro de pH, condutividade elétrica, turbidez e Oxigênio Dissolvido “in locu”
- Hematoxilina de Haris
- Metil Green
- Gensiana

6. Procedimentos de IQA – Índice de Qualidade das Águas

A partir de um estudo realizado em 1970 pela "National Sanitation Foundation" dos Estados Unidos, a CETESB adaptou e desenvolveu o IQA - Índice de Qualidade das

Águas, que incorpora 9 parâmetros considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a utilização das mesmas para abastecimento público.

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram os parâmetros a serem avaliados, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores "rating". Dos 35 parâmetros indicadores de qualidade de água inicialmente propostos, somente 9 foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente, são apresentados na figura a seguir.

6.1. Curvas médias de variação de qualidade das águas

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez.

A seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida;

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

em que:

n: número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

No caso de não se dispor do valor de algum dos 9 parâmetros, o cálculo do IQA é inviabilizado. A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas

brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, conforme tabela a seguir.

Categoria	Ponderação
Ótima	$79 < IQA \leq 100$
Boa	$51 < IQA \leq 79$
Regular	$36 < IQA \leq 51$
Ruim	$19 < IQA \leq 36$
Péssima	$IQA \leq 19$

7. Laudos técnicos físicos, químicos e bacteriológicos

7.1. Dados das amostras

Tabela 3. Dados das amostras para laudos técnicos físico-químicos e bacteriológicos.

Cliente: Construções e Comércio Camargo Corrêa S/A		
Localidade: UT 683 – Usina Hidroelétrica de Jirau – Rodovia BR 364 km 110 – Gleba Capitão Silvío S/N		
Município: Porto Velho – RO		
Natureza da Amostra: Água de Superfície		
Data da Coleta: 14/04/2010 e 15/04/2010		
Responsável Pela Coleta: Eng ^o Mackson D’Anunciação/Qca. Eliege Weirich		
Acompanhante: Eng ^o Tiago Lopes de Andrade		
Chuvas nas últimas 24 horas: Não		
Laboratório: 965/2010	PL 01	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 966/2010	PL 02	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 967/2010	PL 03	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 968/2010	PL 04	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 969/2010	PL 05	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 970/2010	PL 06	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 971/2010	PL 08	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 972/2010	PL 09	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 973/2010	PL 10	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 974/2010	PL 11	Protocolo: 1262/2010

7.2. Histórico

- a) As coletas foram feitas em frascos esterilizados;
- b) Os ensaios bacteriológicos foram realizados pela técnica de tubos múltiplos de fermentação – TMF;

- c) *NMP/100mL: lê – se Número Máximo Provável ;*
- d) *As amostras foram preservadas até o início das análises sob refrigeração , conforme normas técnicas;*
- e) *Os resultados analíticos referem – se unicamente as amostras coletadas ;*
- f) *Os métodos de análises utilizados estão de acordo com Standard for the Examination of Water and Wastewater 21º edition, APHA, WEF, AWWA E ICR Microbial Laboratory Manual, U.S EPA, 1996.*
- g) *Laboratório cadastrado na Secretaria Estadual do Meio Ambiente – SEMA – MT. Sob.Nº.: 306 / 2009*
- h) *Laboratório cadastrado no Conselho Regional de Química – CRQ – MT.Sob Nº.: 164 / 2009*
- i) *Laboratório cadastrado na VISA - MT.Sob Nº.: 5779*
- j) *Laboratório cadastrado na Secretaria Estadual do Meio Ambiente – SEMA – RO. Sob.Nº.: 49 /DELQCA*
- k) *Laboratório cadastrado na Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA / MS Sob Nº.: 23161282 / 09.*
- l) *Amostra Coletadas Pelo Laboratório.*

7.3. Dados das coletas

Tabela 4. Dados das coletas.

Pontos amostrados	Data da coleta	Hora da coleta	Temperatura ambiente °C	Temperatura água °C
PL 01	14/04/2010	15:15	34,3	27,9
PL 02	14/04/2010	15:00	33,7	28,3
PL 03	14/04/2010	14:25	36,7	31,0
PL 04	15/04/2010	09:25	32,2	28,5
PL 05	14/04/2010	14:35	36,0	29,0
PL 06	14/04/2010	15:35	35,1	28,1
PL 08	15/04/2010	11:00	33,7	29,3
PL 09	15/04/2010	11:30	41,7	29,0
PL 10	14/04/2010	13:25	33,0	29,2
PL 11	15/04/2010	10:10	36,0	28,3

8. Resultados

8.1. Parâmetro físicos e químicos

Os resultados dos parâmetros físicos e químicos estão detalhados na **Tabela 5**.

Profundidade

Entre a estação chuvosa e a seca o rio varia bastante de profundidade. Na estação seca, as águas do rio, que fluem em direção ao Amazonas, formam praias (de água doce, naturalmente) ao longo de suas margens. Neste período, no seu leito pode ser avistada a grande quantidade de pedras que ajudam a formar as corredeiras (ou cachoeiras, como os amazônidas costumam denominá-las).

Considerando os pontos estudados, as profundidades de coleta variaram entre 0,8 m e 14,4 m (ponto PL 01) (**Figura 2**).

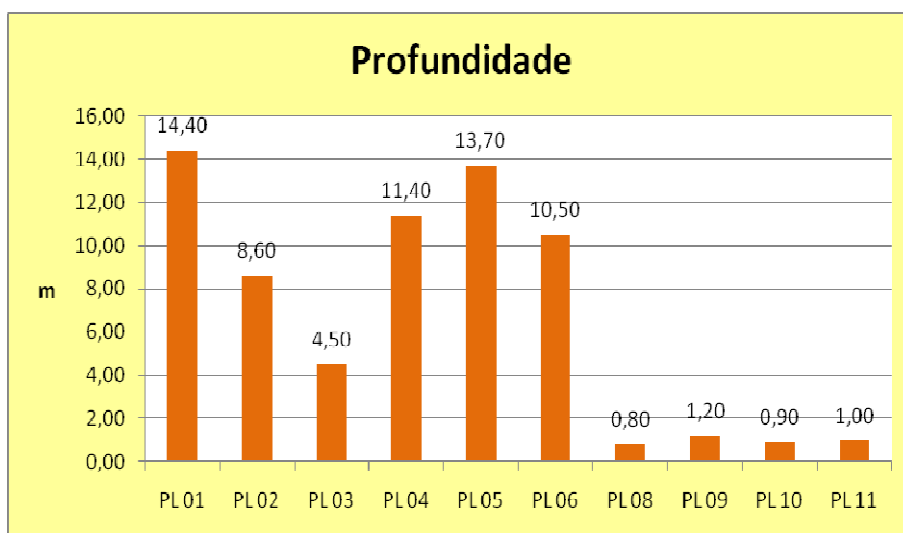


Figura 2. Gráfico da profundidade.

Temperatura da água

Variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos de água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de parâmetros físico-químicos. Nesse mês, os valores de temperatura variaram entre 18,3°C e 31°C (**Figura 3**).

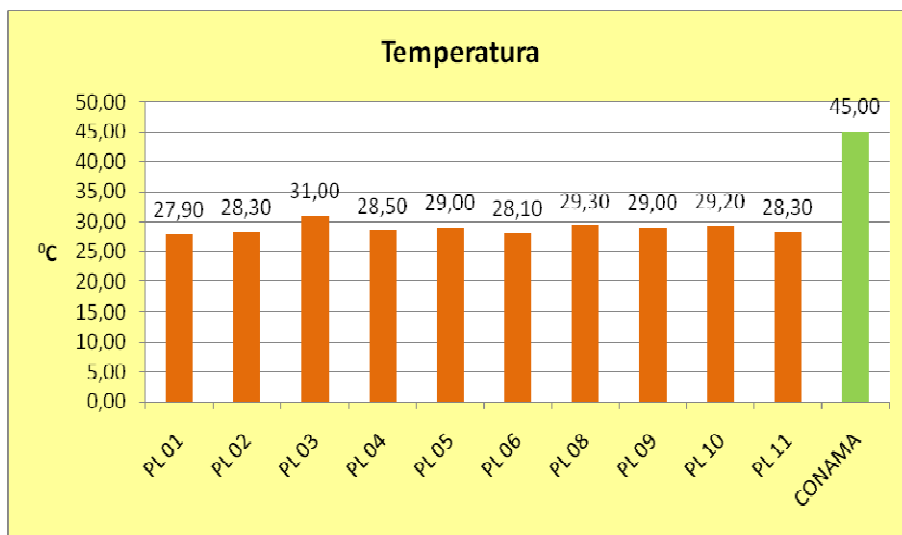


Figura 3. Valores de temperatura da água.

Oxigênio dissolvido

Em abril, o trecho monitorado apresentou elevadas concentrações de oxigênio dissolvido, variando entre 7,0 mg/L (ponto PL 09) e 8,3 mg/L (ponto PL 11) (**Figura 4**). Assim, todos os locais apresentaram concentrações de oxigênio superiores ao limite mínimo preconizado pela Resolução CONAMA n° 357 (5,0 mg/L).

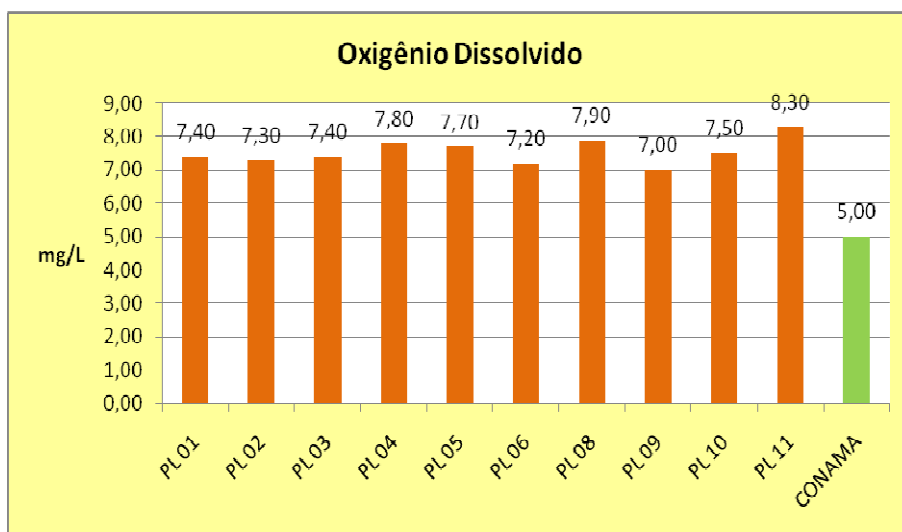


Figura 4. Gráfico do oxigênio dissolvido.

Transparência da água, turbidez, cor e sólidos totais

A transparência da água é medida em campo utilizando-se o disco de Secchi. Nesse mês, o maior valor de transparência foi registrado no ponto PL 11 (40 cm) (**Figura 5**).

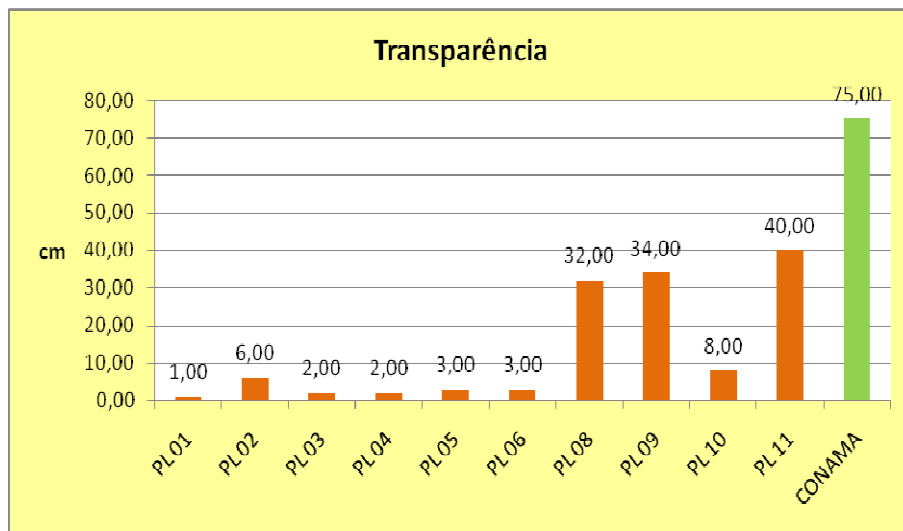


Figura 5. Gráfico da transparência.

A turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas e que exigem manobras operacionais, como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas.

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la (e esta redução dá-se por absorção de parte da radiação eletromagnética), devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Dentre os colóides orgânicos podem-se mencionar os ácidos, húmico e fúlvico, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos presentes em folhas, dentre outros substratos. Também os esgotos sanitários se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria em estado coloidal, além de diversos efluentes industriais contendo taninos (efluentes de curtumes, por exemplo), anilinas (efluentes de indústrias têxteis, indústrias de pigmentos, etc.), lignina e celulose (efluentes de indústrias de celulose e papel, da madeira, etc.). Há também compostos inorgânicos capazes de possuir as propriedades e provocar os efeitos de matéria em estado coloidal, tais como os óxidos de ferro e manganês.

Nesse mês, foram registrados baixos valores de turbidez no trecho monitorado, tendo em vista que o maior valor (73,5 NTU) foi registrado no ponto PL 04 (**Figura 6**). Assim, todos os locais apresentaram valores inferiores ao limite máximo preconizado pela Resolução CONAMA 357 (100 NTU).

Por outro lado, considerando os valores de cor, os pontos PL 01, PL 02, PL 03, PL 04, PL 05, PL 06, PL 08, PL 09 e PL 10 apresentaram valores de cor superiores a 75 UC, não atendendo ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357, para águas da classe 2 (**Figura 7**). Fatores extrínsecos ao empreendimento, como arraste de sólidos em suspensão e dissolvidos ao longo das cordilheiras faz com que nesta época do ano os valores de cor não se enquadrem na Resolução CONAMA 357. O ponto PL 11 enquadra-se na resolução citada uma vez que, a coleta realizou-se dentro da área do empreendimento em um local denominado corpo d'água com profundidades baixas, sem arrastes de sólidos suspensos e dissolvidos e preservação da mata ciliar.

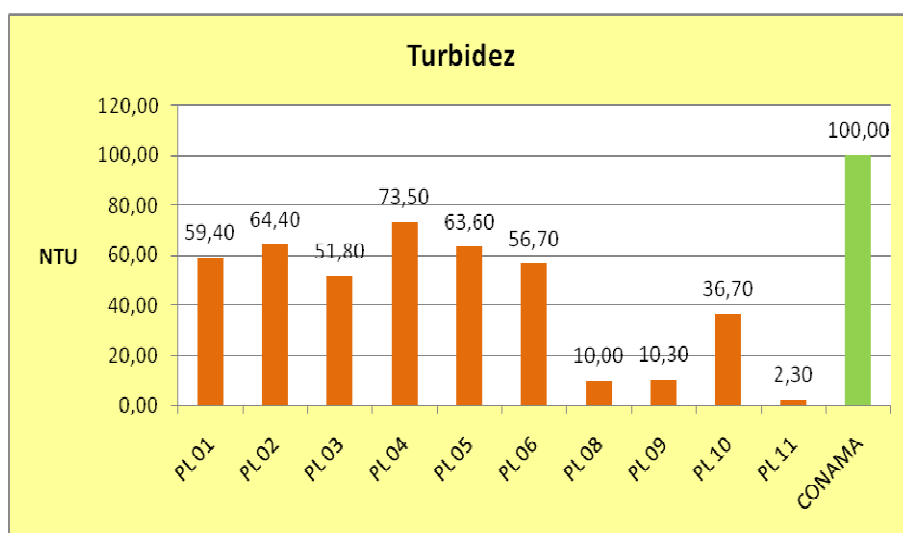


Figura 6. Gráfico da turbidez.

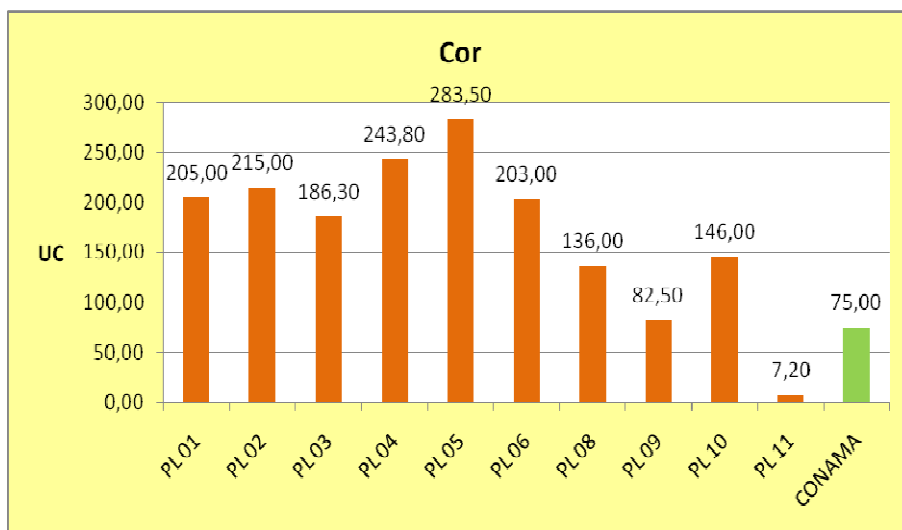


Figura 7. Gráfico da cor.

Sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado. Em linhas gerais, as operações de secagem, calcinação e filtração são as que definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos totais, em suspensão, dissolvidos, fixos e voláteis). Os métodos empregados para a determinação de sólidos são gravimétricos (utilizando-se balança analítica ou de precisão).

Nesse mês, a maior concentração de sólidos dissolvidos totais (183 mg/L) foi registrado no ponto PL 05, sendo ainda inferior ao limite máximo permitido pela Resolução CONAMA (500 mg/L) (**Figura 8**).

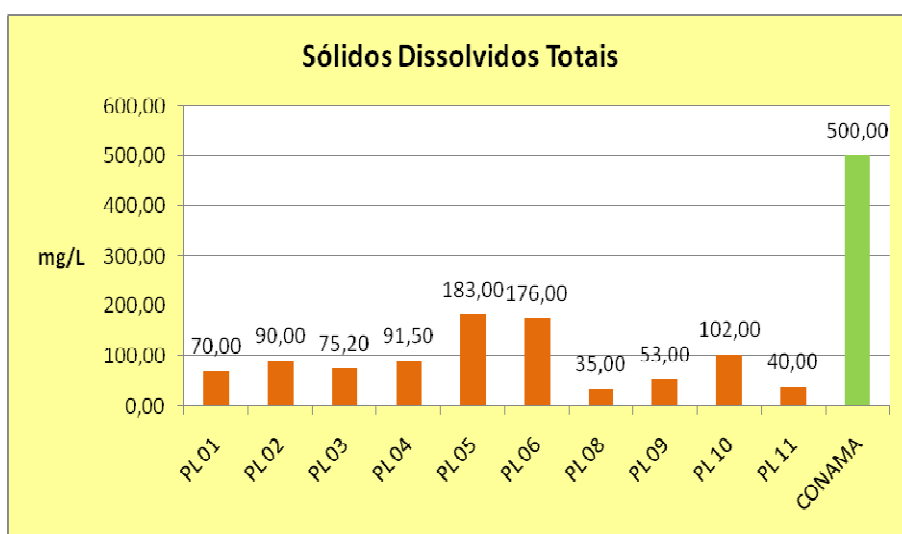


Figura 8. Gráfico dos sólidos dissolvidos totais.

pH, Condutividade elétrica, potencial óxido-redução

A influência do **pH** sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, de acordo com a legislação federal (Resolução N^o. 357 do CONAMA, de Março de 2005). Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9.

No trecho monitorado, os valores de pH variaram entre 5,43 e 7,04 (**Figura 9**). Assim, somente os pontos PL 10 e PL 11 apresentaram valores de pH inferiores a 6,0 (limite mínimo preconizado pela Resolução CONAMA).

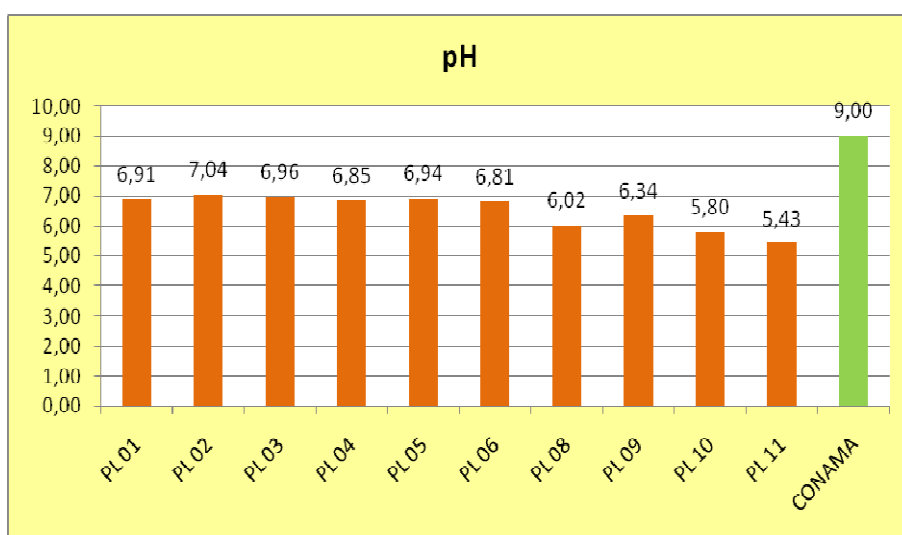


Figura 9. Gráfico do pH.

A **condutividade elétrica** é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica. Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água.

Nesse mês, os valores de condutividade elétrica variaram entre 5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 96 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (pontos PL 03 e PL 04) (**Figura 10**). De maneira geral, tais valores são comuns em ambientes aquáticos tropicais.

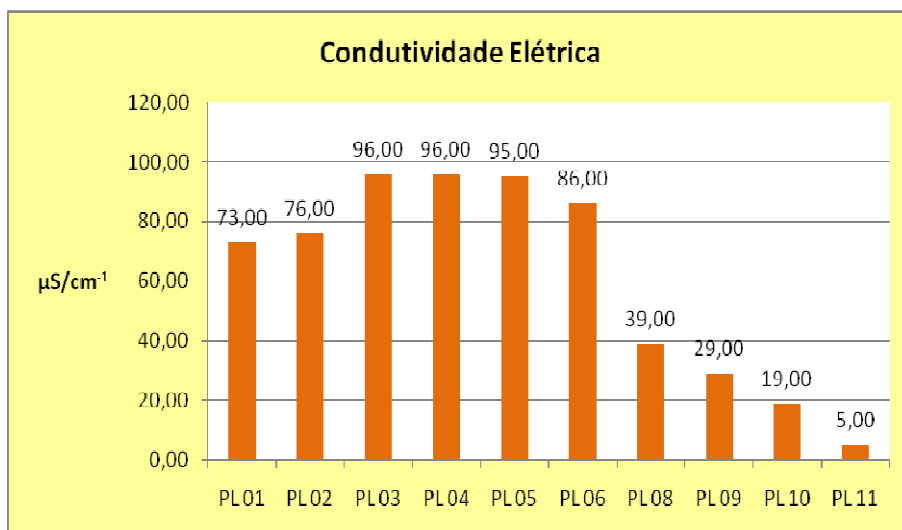


Figura 10. Gráfico da condutividade elétrica.

As reações de **redução-oxidação** (também conhecido como reação redox) são as reações de transferência de elétrons. O oxidante é aquela espécie química que tende a captar elétrons do meio, ficando com uma carga positiva menor à que tinha. O redutor é a espécie que tende a ceder esses elétrons, ficando com carga positiva maior à que tinha.

Em abril, os valores de potencial redox variaram entre -0,8 mV e 0,3 mV (**Figura 11**). Tais resultados indicam que o ambiente estudado apresenta condições oxidativas

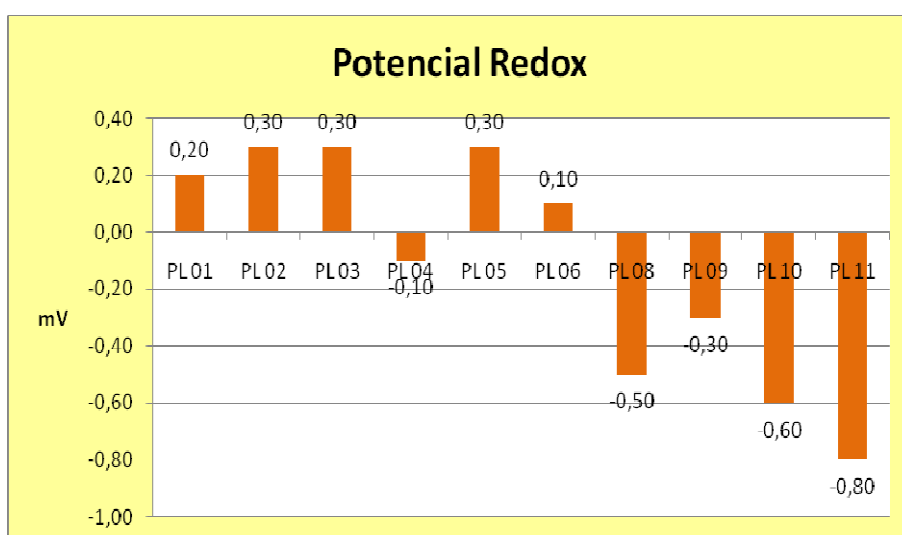


Figura 11. Gráfico do potencial redox.

Dureza

Dureza de uma água é a medida da sua capacidade de precipitar sabão, isto é, nas águas que a possuem os sabões transformam-se em complexos insolúveis, não formando espuma até que o processo se esgote. É causada pela presença de cálcio e magnésio, principalmente, além de outros cátions como ferro, manganês, estrôncio, zinco, alumínio, hidrogênio, etc, associados a ânions carbonato (mais propriamente bicarbonato, que é mais solúvel) e sulfato, principalmente, além de outros ânions como nitrato, silicato e cloreto. A principal fonte de dureza nas águas é a sua passagem pelo solo.

Os valores de dureza mensurados em abril de 2010 variaram entre 1,0 mg/L e 21 mg/L (ponto PL 05) (**Figura 12**). Assim, as águas do sistema monitorado podem ser classificadas como “mole” (valores < 75 mg/L).

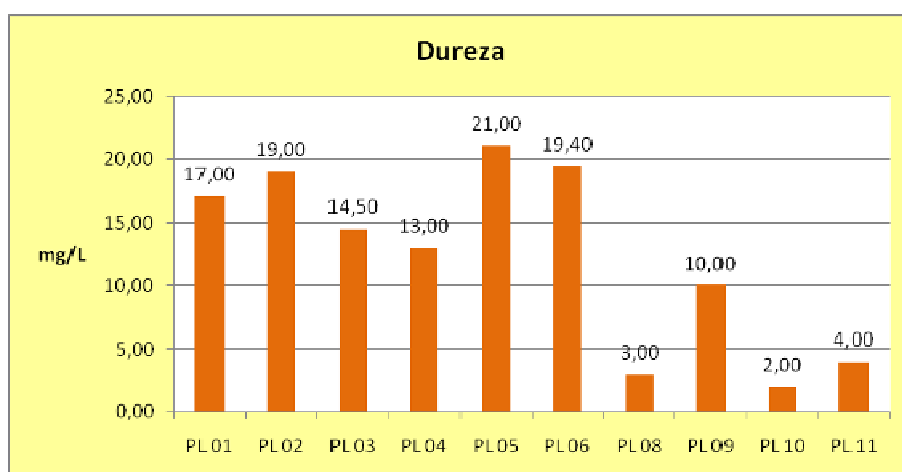


Figura 12. Gráfico da dureza.

Íons cloreto, ferro, sulfato e sulfeto

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas através de solos e rochas. Nas águas superficiais são fontes importantes as descargas de esgotos sanitários. Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloretos elevadas, como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes, etc.

Em abril, as concentrações de **cloreto** variaram entre 0,1 mg/L e 4,0 mg/L (pontos PL 08 e PL10) (**Figura 13**). Assim, todos os locais apresentaram concentrações inferiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA (250 mg/L)

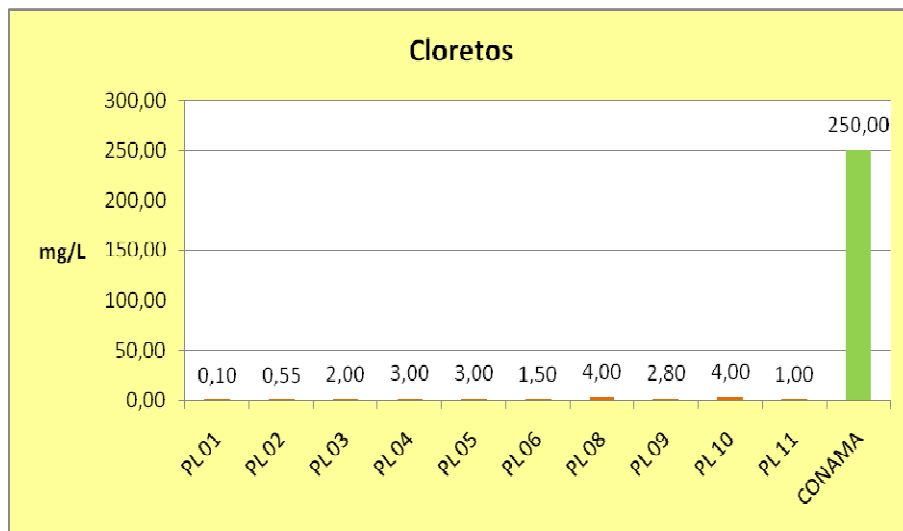


Figura 13. Gráfico do cloreto.

Nas águas superficiais, o nível de **ferro** aumenta nas estações chuvosas devido ao lixiviamento de solos das margens dos corpos d'águas. O ferro, apesar de não se constituir em um tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários.

O ferro é de grande importância para o metabolismo dos seres vivos e apresenta clara influência sobre a precipitação do fósforo. Assim, em ambientes onde predominam condições de oxidação (altas concentrações de oxigênio) e pH próximo ao neutro, grande parte dos íons de ferro encontra-se na forma oxidada (Fe^{3+} - íon férrico), podendo assim adsorver-se ao íon fosfato e acarretar a precipitação do fósforo no sedimento (Esteves, 1998).

Em abril de 2010, as concentrações de ferro variaram entre 0,12 mg/L (ponto PL 11) e 5,47 mg/L (ponto PL 08) (**Figura 14**).

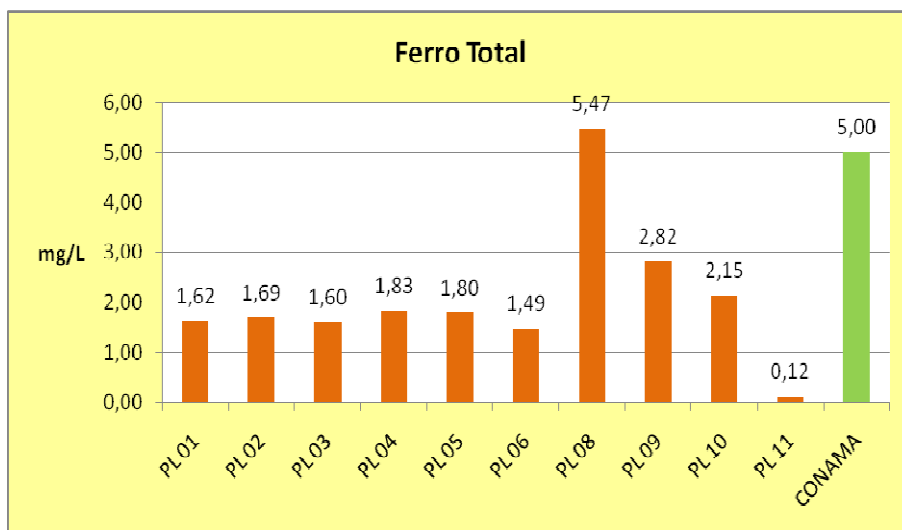


Figura 14. Gráfico do ferro total.

O **sulfato** é um dos íons mais abundantes na natureza. Em águas naturais, a fonte de sulfato ocorre através da dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfeto. As principais fontes antrópicas de sulfato nas águas superficiais são as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais. Nas águas tratadas é proveniente do uso de coagulantes.

Nesse mês, as concentrações de sulfato variaram entre 8 mg/L e 21,5 mg/L (ponto PL 05), sendo significativamente inferiores ao limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA (**Figura 15**).

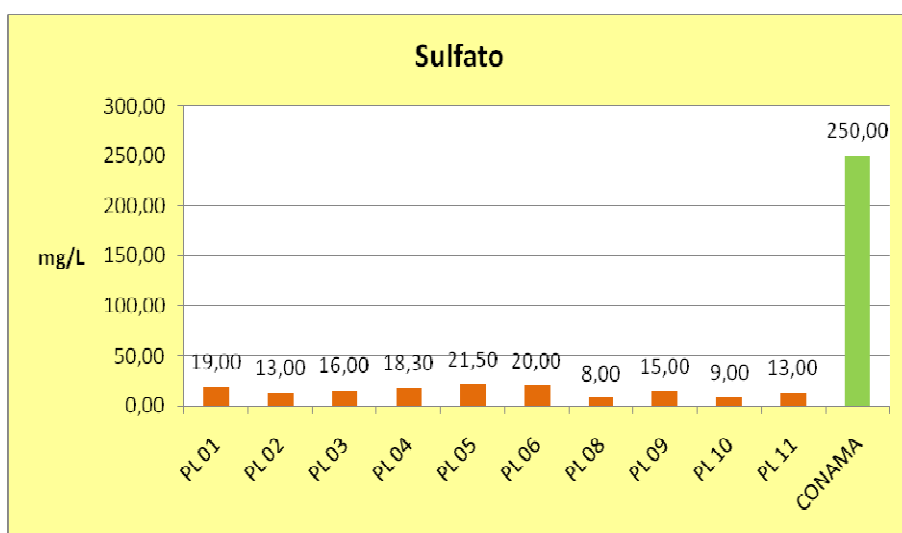


Figura 15. Gráfico do sulfato.

Sulfetos e uma espécie que pode ser encontrada em baixas concentrações em águas naturais estagnadas. Em condições anaeróbicas, sua concentração pode chegar à faixa de 100mg/L. De maneira geral, em abril de 2010, a maior parte dos pontos monitorados apresentaram concentrações de sulfeto inferiores ao limite de detecção do método (**Figura 16**). A maior concentração desse íon foi detectada no ponto PL 09 (0,1 mg/L), sendo superior ao limite preconizado pela Resolução CONAMA.

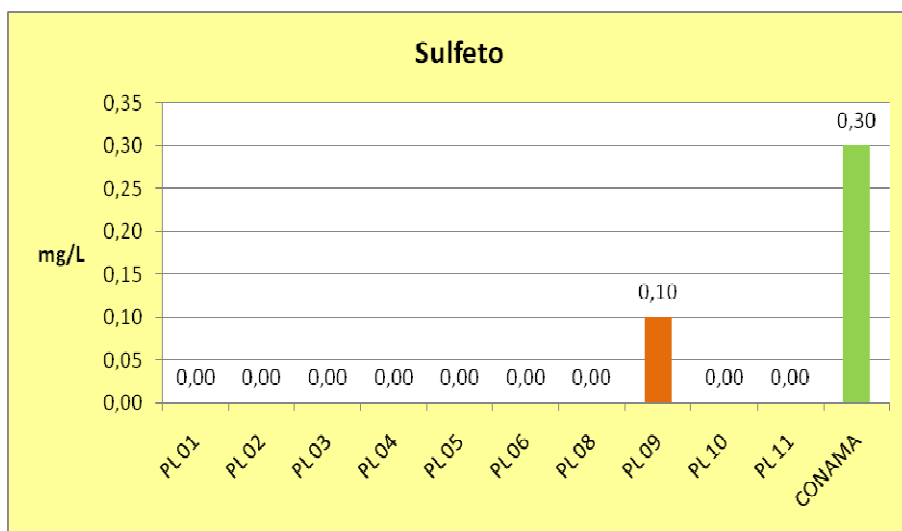


Figura 16. Gráfico do sulfeto.

Nutrientes fosfatados e nitrogenados

O **fósforo** aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais.

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células. Nesta qualidade, torna-se parâmetro imprescindível em programas de caracterização limnológica.

Em abril de 2010, as concentrações de fósforo total variaram entre 0,02 mg/L (pontos PL 01 e PL 11) e 0,25 mg/L (ponto PL 04). Assim, o ponto PL 04 apresentou concentração superior ao limite preconizado pela Resolução CONAMA, para sistemas lóticos (**Figura 17**). No entanto, não há associação de origem antropogênica do empreendimento com o manancial.

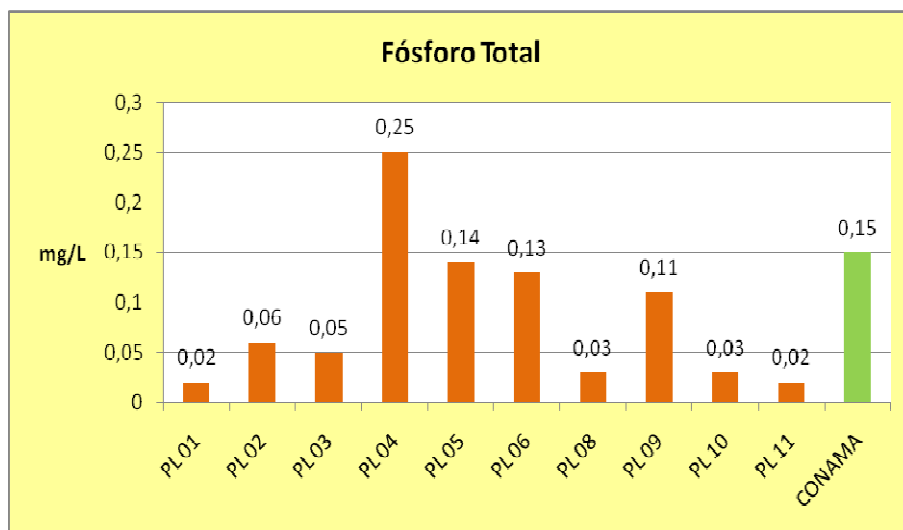


Figura 17. Gráfico de fósforo total.

O **nitrogênio** pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, formas oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição com a relação entre as formas de nitrogênio. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas significa que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes.

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos. São tidos como macronutrientes pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, o que é chamado de eutrofização. Quando as descargas de nutrientes são muito fortes, dá-se o florescimento muito intenso de gêneros que predominam em cada situação em particular. Estas grandes concentrações de algas podem trazer prejuízos aos usos que se possam fazer dessas águas, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição por morte e decomposição. O controle da eutrofização, através da redução do aporte de nitrogênio é comprometido pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de serem controladas como a fixação do nitrogênio atmosférico, por parte de alguns gêneros de algas.

Em abril, as concentrações de **nitrato** variaram entre 0,66 mg/L e 5,04 mg/L (ponto PL 03), sendo inferior ao limite máximo preconizado pela Resolução CONAMA para águas da classe 2 (10 mg/L) (**Figura 18**). As concentrações de nitrito variaram entre 0,01 mg/L (ponto PL 11) e 0,16 mg/L (pontos PL 02 e PL 04) (**Figura 19**), enquanto que as concentrações de nitrogênio amoniacal variaram entre 0,01 mg/L e 0,69 mg/L (ponto PL 11) (**Figura 20**).

Todos os pontos monitorados apresentaram concentrações de nitrato e nitrito dentro dos limites indicados pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (10 mg/L para nitrato e 1,0 mg/L para nitrito). De acordo com a referida resolução, o limite para a concentração de nitrogênio amoniacal é dependente do valor de pH. Em ambientes com valores de pH inferiores a 7,5, o valor máximo estabelecido para nitrogênio amoniacal é igual a 3,7 mg/L. Assim, todo o trecho monitorado apresenta concentrações inferiores ao limite indicado pela resolução.

As concentrações de nitrogênio total variaram entre 1,01 mg/L (ponto PL 09) e 5,2 mg/L (ponto PL 03) (**Figura 21**).

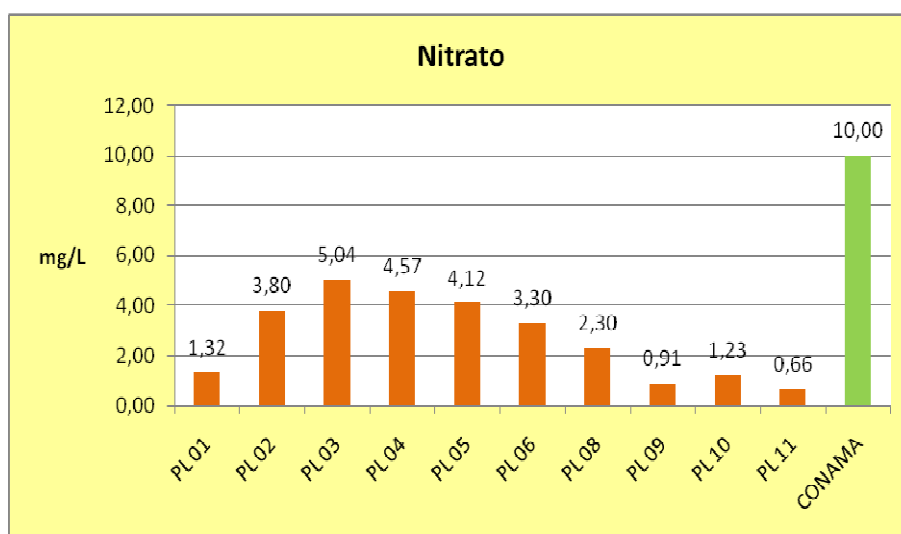


Figura 18. Gráfico do nitrato.

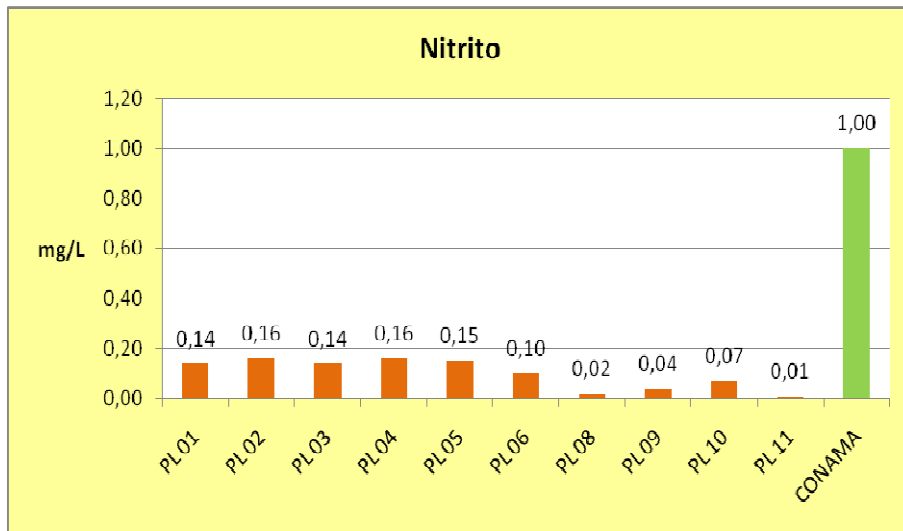


Figura 19. Gráfico do nitrito.

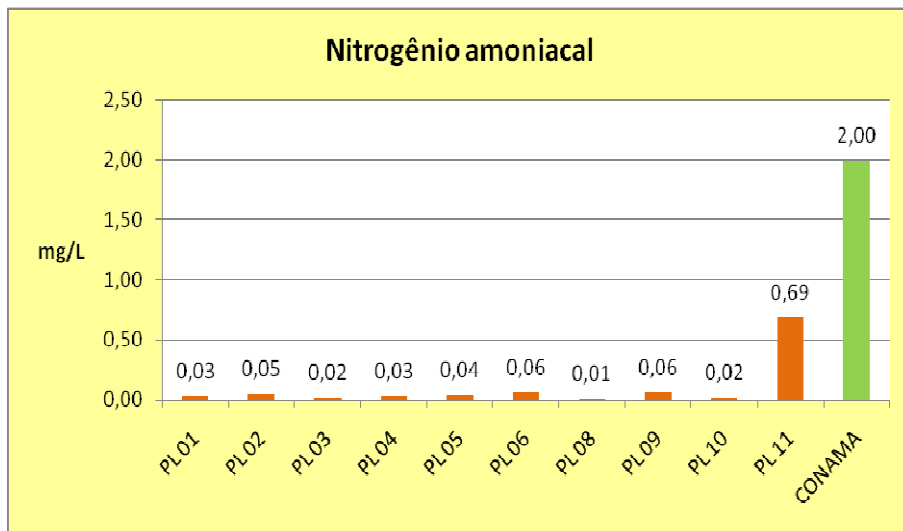


Figura 20. Gráfico do nitrogênio amoniacal.

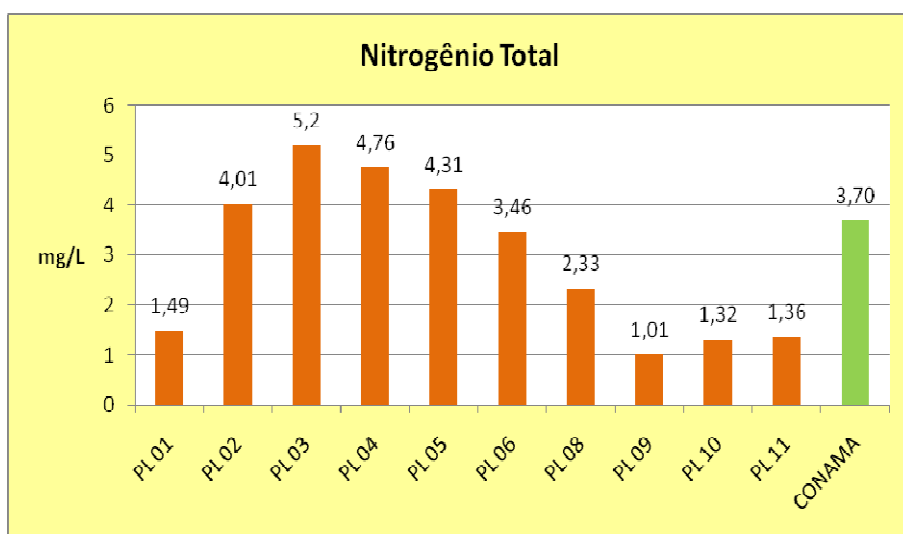


Figura 21. Gráfico do nitrogênio total.

Silicato Reativo

No ambiente aquático, a **silica**, sob a forma solúvel (também chamada de sílica reativa) é um nutriente utilizado pelas diatomáceas (produtores primários) na elaboração de sua carapaça (ESTEVES, 1998). Frequentemente, a sílica não atua como fator limitante aos produtores primários, tendo em vista a abundância deste elemento nos solos tropicais. Em abril, tais concentrações variaram entre 0,09 mg/L e 0,8 mg/L (pontos PL 06 e PL 09) (**Figura 22**).

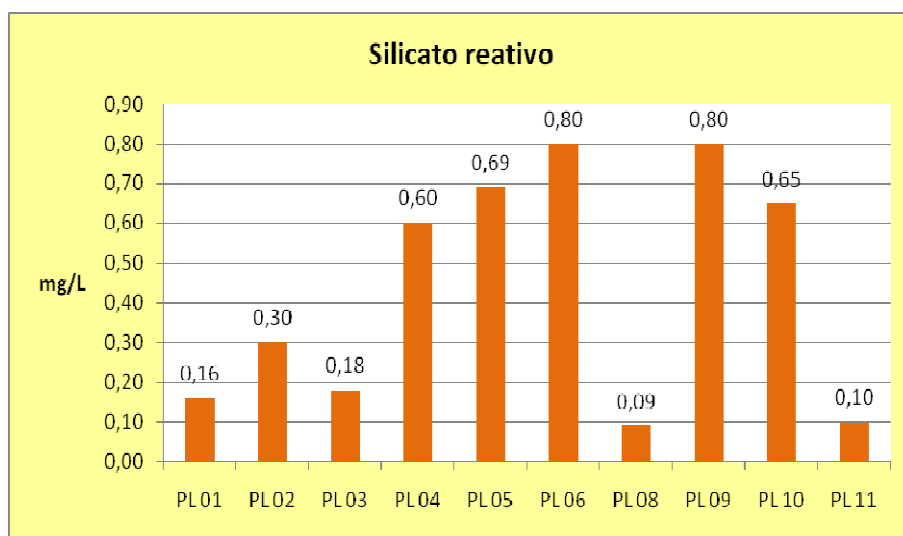


Figura 22. Gráfico do silicato reativo.

DBO₅

A **DBO₅** de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO_{5,20°C}.

Em abril, os valores de DBO variaram entre 1,1 mg/L (ponto PL 11) e 4,0 mg/L (pontos PL 03 e PL 09) (**Figura 23**). Assim, todos os locais apresentaram valores de DBO₅ inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA (5 mg/L).

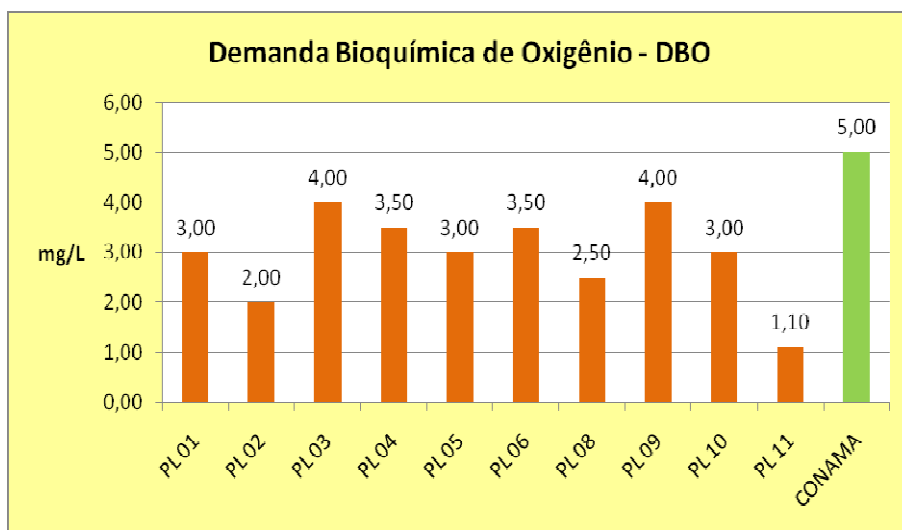


Figura 23 – Gráfico da demanda bioquímica de oxigênio.

A **DQO** indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, sendo muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos. Nesse mês, tais valores variaram entre 1,6 mg/L (ponto PL 11) e 6,0 mg/L (pontos PL 03 e PL 09) (**Figura 24**).

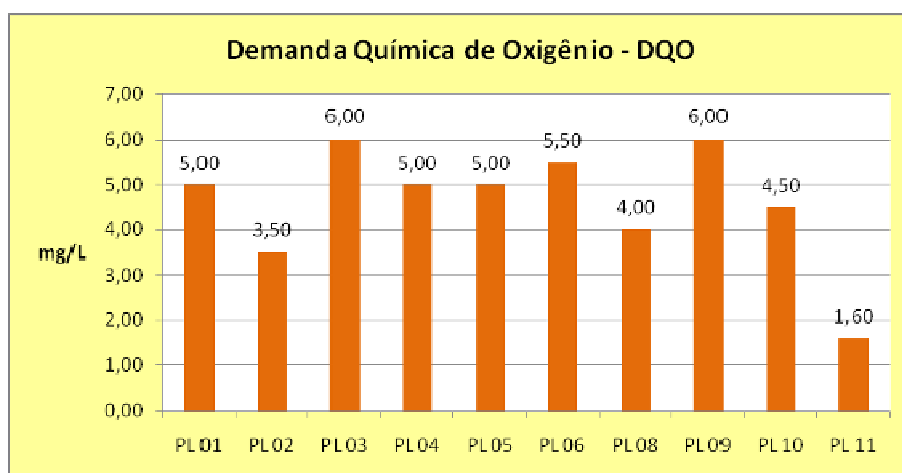


Figura 24. Gráfico da demanda química de oxigênio.

Óleos e graxas

Os **óleos e graxas** são substâncias orgânicas de origem mineral, vegetal ou animal. Estas substâncias geralmente são hidrocarbonetos, gorduras, ésteres, entre outros. São raramente encontrados em águas naturais, normalmente oriundas de

despejos e resíduos industriais, esgotos domésticos, efluentes de oficinas mecânicas, postos de gasolina, estradas e vias públicas.

Os despejos de origem industrial são os que mais contribuem para o aumento de matérias graxas nos corpos d'água, entre eles os de refinarias, frigoríficos, saboarias, etc. A pequena solubilidade dos óleos e graxas constitui um fator negativo no que se refere à sua degradação em unidades de tratamento de despejos por processos biológicos e, causam problemas no tratamento d'água quando presentes em mananciais utilizados para abastecimento público.

Em abril, as concentrações de óleos e graxas variaram entre valor ausente e 0,2 mg/L (pontos PL03 e PL09) (**Figura 25**). As concentrações encontradas foram identificadas como de origem natural, decorrente da decomposição de tecidos vegetais muito comuns na região denominados capim gordura. Não há assimilação de origem antropogênica com o empreendimento.

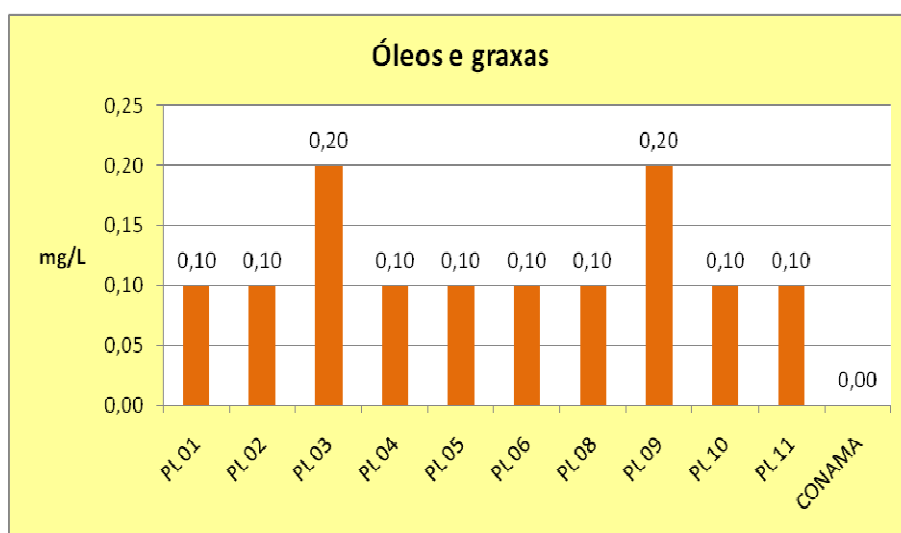


Figura 25. Gráfico dos óleos e graxas.

8.2. Variáveis biológicas

Coliformes Termotolerantes / Escherichia coli

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros Klebsiella, Escherichia, Serratia, Erwenia e Enterobactéria. Todas as bactérias coliformes são gran-negativas manchadas, de hastes não esporuladas que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo. As bactérias

coliformes termotolerantes reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. O uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme "total", porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente.

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratífóide, desintéria bacilar e cólera.

Em abril de 2010, os valores de densidade de coliformes termotolerantes variaram entre ausência (ponto PL 11) e 500 NMP/100ml (ponto PL05) (**Figura 26**). Assim, todos os locais monitorados apresentaram valores de densidade inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA.

De maneira similar, a densidade do grupo de bactérias *E. coli* também foi baixa nos pontos monitorados, tendo em vista que a maior densidade (15 UFC/100ml) foi detectada no ponto PL05 (**Figura 27**).

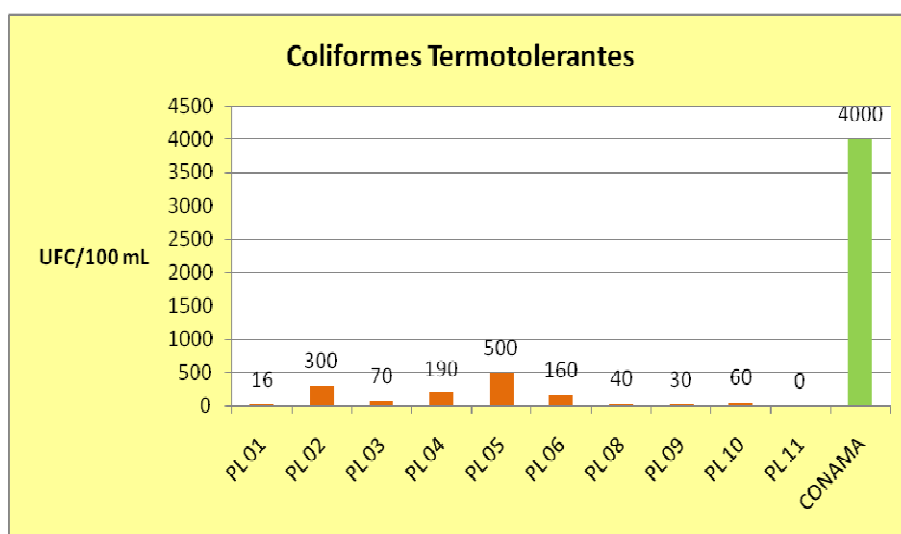


Figura 26. Gráfico de coliformes termotolerantes.

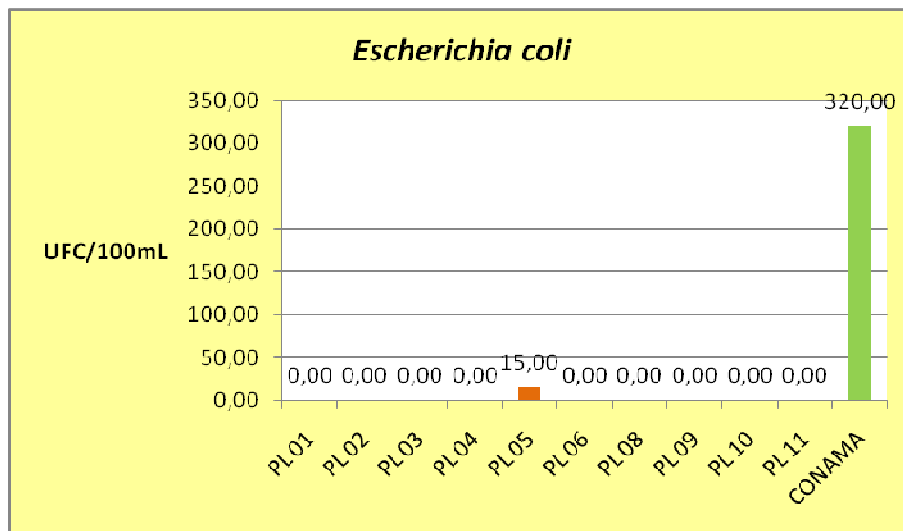


Figura 27. Gráfico de *Escherichia coli*.

Cianotoxinas

Cianotoxinas são toxinas produzidas por algumas espécies de cianobactérias em água doce ou salgada, e são classificadas como hepatotoxinas (microcistina e nodularina), neurotoxinas (anatoxina-a, anatoxina-as, homoanatoxina-a e saxitoxina), citotoxinas (cilindrospermopsina) e dermatotoxinas (lingbiatoxina). Em altas concentrações de cianotoxinas, primeiramente as comunidades aquáticas são afetadas. As florações de cianobactérias tóxicas podem provocar a mortandade de peixes e outros animais, incluindo o homem, que consomem a água ou organismos contaminados. Diversas cianotoxinas têm importância para a saúde pública. Estas toxinas quando presentes na água utilizada para abastecimento doméstico, pesca ou lazer, podem atingir as populações humanas e provocar efeitos adversos como gastroenterite, hepato-enterite e outras doenças do fígado e rim, câncer, irritações na pele, alergias, conjuntivite, problemas com a visão, fraqueza muscular, problemas respiratórios, asfixia, convulsões e morte, dependendo do tipo da toxina, da concentração e da via de contato.

Em abril, as concentrações de cianotoxinas foram baixas, sendo inferiores ao limite preconizado pela Resolução CONAMA (**Figura 28**). A maior concentração (2000 µg/L) foi registrada no ponto PL01.

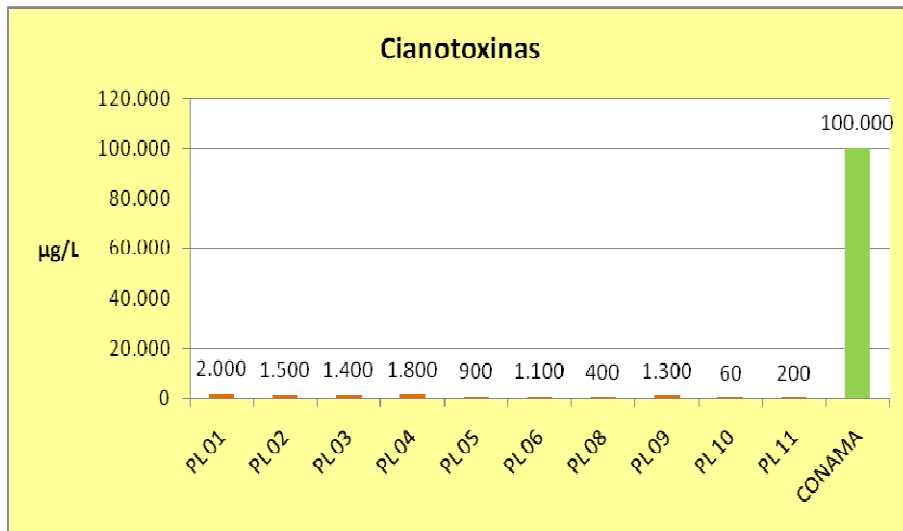


Figura 28. Gráfico da Cianotoxinas.

Tabela 5. Laudo técnico físicos-químico e bacteriológicos.

Ensaio	Unidade	Método	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11	V.M.P
pH	---	Potenciometria	6,91	7,04	6,96	6,85	6,94	6,81	6,02	6,34	5,80	5,43	6,00 á 9,00
Turbidez	NTU	Potenciometria	59,40	64,40	51,80	73,50	63,60	56,70	10,00	10,30	36,70	2,30	Máx. 100,00
Cor	UC	Colorimetria	205,00	215,00	186,30	243,80	283,50	203,00	136,00	82,50	146,00	7,20	Máx. 75,00
Transparência	cm	Disco Secchi	1,00	6,00	2,00	2,00	3,00	3,00	32,00	34,00	8,00	40,00	30,00 – 45,00
DBO ₅	mg/L	Incubação	3,00	2,00	4,00	3,50	3,00	3,50	2,50	4,00	3,00	1,10	Máx. 5,00
Dureza	mg/L	Volumetria	17,00	19,00	14,50	13,00	21,00	19,40	3,00	10,00	2,00	4,00	----
DQO	mg/L	Colorimetria	5,00	3,50	6,00	5,00	5,00	5,50	4,00	6,00	4,50	1,60	----
Oxigênio dissolvido	mg/L	Volumetria	7,40	7,30	7,40	7,80	7,70	7,20	7,90	7,00	7,50	8,30	Min. 5,00
Orto-fosfato	mg/L	Colorimetria	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	----
Condutividade elétrica	µS/cm ⁻¹	Potenciometria	73,00	76,00	96,00	96,00	95,00	86,00	39,00	29,00	19,00	5,00	----
Fósforo total	mg/L	Colorimetria	0,02	0,06	0,05	0,25	0,14	0,13	0,03	0,11	0,03	0,02	Máx. 0,15
Silicato reativo	mg/L	Colorimetria	0,16	0,30	0,18	0,60	0,69	0,80	0,09	0,80	0,65	0,10	----
Saturação de Oxigênio	mg/L	Volumetria	10,50	10,7	11,20	12,00	9,10	9,30	11,30	12,3	8,00	10,3	----
Nitrato	mg/L	Colorimetria	1,32	3,80	5,04	4,57	4,12	3,30	2,30	0,91	1,23	0,66	Máx. 10,00
Nitrito	mg/L	Colorimetria	0,14	0,16	0,14	0,16	0,15	0,10	0,02	0,04	0,07	0,01	Máx. 1,00
Nitrogênio total	mg/L	Kjeldahl	1,49	4,01	5,20	4,76	4,31	3,46	2,33	1,01	1,32	1,36	Máx. 3,70
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Kjeldahl	0,03	0,05	0,02	0,03	0,04	0,06	0,01	0,06	0,02	0,69	Máx. 2,00
Cloretos	mg/L	Volumetria	0,10	0,55	2,00	3,00	3,00	1,50	4,00	2,80	4,00	1,00	Máx. 250,00
Ferro Total	mg/L	Colorimetria	1,62	1,69	1,60	1,83	1,80	1,49	5,47	2,82	2,15	0,12	Máx. 5,00
Sulfato	mg/L	Colorimetria	19,00	13,00	16,00	18,30	21,50	20,00	8,00	15,00	9,00	13,00	Máx. 250,00
Sulfeto	mg/L	Colorimetria	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	Máx. 0,30
Óleos e graxas	mg/L	Soxhlet	< 0,10	< 0,10	0,20	< 0,10	0,10	< 0,10	< 0,10	0,20	< 0,10	< 0,10	Ausente
Potencial Redox	mV	Potenciometria	+ 0,20	+ 0,30	+ 0,30	- 0,10	+ 0,30	+ 0,10	- 0,50	- 0,30	- 0,60	- 0,80	----
Profundidade	m	Molinete	14,40	8,60	4,50	11,40	13,70	10,50	0,80	1,20	0,90	1,00	----
Sólidos em suspensão	mg/L	Gravimetria	95,00	68,00	60,00	137,00	130,00	89,00	69,00	61,00	58,00	30,00	----
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	Gravimetria	70,00	90,00	75,20	91,50	183,00	176,00	35,00	53,00	102,00	40,00	Máx. 500,00
Sólidos fixos	mg/L	Gravimetria	180,00	73,00	150,00	169,00	268,00	163,00	26,00	60,00	124,00	40,00	----
Sólidos voláteis	mg/L	Gravimetria	102,00	55,00	120,00	157,50	200,00	128,70	19,00	52,00	100,00	37,00	----
Sólidos totais	mg/L	Gravimetria	447,00	286,00	405,20	555,00	781,00	556,70	149,00	226,00	384,00	147,00	----
Coliformes termotolerantes	UFC/100mL	Memb. Filtrante	1,6 x 10 ¹	3,0 x 10 ²	7,0 x 10 ¹	1,9 x 10 ²	5,0 x 10 ²	1,6 x 10 ²	4,0 x 10 ¹	3,0 x 10 ¹	6,0 x 10 ¹	Ausência	Máx 4,0 x 10 ³
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	Memb. Filtrante	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	1,5 x 10 ¹	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência	Máx 3,2 x 10 ³
Clorofila <i>a</i>	µg / L	Espectrofotométrico	2	3	3	4	6	5	2	2	2	< 1	Máx 30,00
Cianotoxinas	Cel/mL	HPLC	2000	1500	1400	1800	900	1100	400	1300	60	200	Máx.100.000

V.M.P = Valor máximo permitido conforme Resolução.

Resolução nº 357 de 17 de Março de 2005 – CONAMA.

Resolução nº 397 de 03 de Abril de 2008 – CONAMA.

(----) Limite não especificado.

ND = Não Detectado

(¹) = Virtualmente ausente.

9. Índice de Qualidade da Água

Considerando todo o trecho monitorado, os pontos de coleta foram classificados como apresentando águas com “boa” e “ótima” qualidade (**Tabela 7**).

Tabela 6. Dados da amostra para laudos técnicos de IQA.

Cliente: Construções e Comércio Camargo Corrêa S/A		
Localidade: UT 683 – Usina Hidroelétrica de Jirau – Rodovia BR 364 km 110 – Gleba Capitão Silvío S/N		
Município: Porto Velho – RO		
Natureza da Amostra: Água de Superfície		
Data da Coleta: 14/04/2010 e 15/04/2010		
Responsável Pela Coleta: Eng ^o Mackson D’Anunciação/Qca. Eliege Weirich		
Acompanhante: Eng ^o Tiago Lopes de Andrade		
Chuvas nas últimas 24 horas: Não		
Laboratório: 965/2010	PL 01	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 966/2010	PL 02	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 967/2010	PL 03	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 968/2010	PL 04	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 969/2010	PL 05	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 970/2010	PL 06	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 971/2010	PL 08	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 972/2010	PL 09	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 973/2010	PL 10	Protocolo: 1262/2010
Laboratório: 974/2010	PL 11	Protocolo: 1262/2010

Tabela 7. Parâmetros utilizados no cálculo do IQA.

Ensaio	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL10	PL 11
1 – Temp. Amostra (°C)	27,8	28,3	31,0	28,5	29,0	28,1	29,3	29,0	29,2	28,3
2 – pH (---)	6,91	7,04	6,96	6,85	6,94	6,81	6,02	6,34	5,80	5,43
3 – Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,4	7,3	7,4	7,8	7,7	7,2	7,9	7,0	7,5	8,3
4 – Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	3,0	2,0	4,0	3,5	3,0	3,5	2,5	4,0	3,0	1,1
5 – Coliformes Termotolerantes (UFC/ 100 mL) ^(a)	1,6 x 10 ¹	3,0 x 10 ²	7,0 x 10 ¹	1,9 x 10 ²	5,0 x 10 ²	1,6 x 10 ²	4,0 x 10 ¹	3,0 x 10 ¹	6,0 x 10 ¹	Ausência
6 – Nitrogênio Total (mg/L)	1,49	4,01	5,2	4,76	4,31	3,46	2,33	1,01	1,32	1,36
7 – Fósforo Total (mg/L) ^(b)	0,02	0,06	0,05	0,25	0,14	0,13	0,03	0,11	0,03	0,02
8 – Resíduo Total (mg/L)	124,0	89,0	79,4	193,0	177,0	91,0	80,0	79,0	72,0	39,0
9 – Turbidez (NTU)	59,4	64,4	51,8	73,5	63,6	56,7	10	10,3	36,7	2,30
Ponderação Estabelecida	76	74	77	72	73	77	79	78	77	82
Categoria Estabelecida	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Ótima

^(a) Resultados expressos da leitura de *Escherichia coli*.

^(b) Resultados expressos da leitura como fosfato total.

Obs: - Este laudo tem significado restrito á amostra analisada.
Amostra coletada pelo laboratório.

* Laboratório cadastrado na Secretaria Estadual do Meio Ambiente – SEMA – MT. Sob.Nº.: 306 / 2009

* Laboratório cadastrado no Conselho Regional de Química – CRQ – MT.Sob Nº.: 164 / 2009

* Laboratório cadastrado na VISA - MT.Sob Nº.: 5779

* Laboratório cadastrado na Secretaria Estadual do Meio Ambiente – SEMA – RO. Sob.Nº.: 49 /DELQCA

* Laboratório cadastrado na Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA / MS Sob nº 23161282 / 09.

10. Comunidades Biológicas

O emprego de comunidades biológicas confere caráter ecológico à rede de monitoramento, subsidiando decisões relacionadas à preservação da vida aquática e do ecossistema como um todo.

10.1. Comunidade Fitoplanctônica

A comunidade fitoplanctônica pode ser utilizada como indicadora da qualidade da água, principalmente em reservatórios, e, a análise da sua estrutura permite avaliar alguns efeitos decorrentes alterações ambientais. Esta comunidade é a base da cadeia alimentar e, portanto, a produtividade dos elos seguintes depende da sua biomassa

Os organismos fitoplanctônicos respondem rapidamente (em dias) às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural. É uma comunidade indicadora do estado trófico, podendo ainda ser utilizada como indicador de poluição por pesticidas ou metais pesados (presença de espécies resistentes ao cobre) em reservatórios utilizados para abastecimento (CETESB, 1992; CETESB, 1996).

A presença de algumas espécies em altas densidades pode comprometer a qualidade das águas, causando restrições ao seu tratamento e distribuição. Atenção especial é dada ao grupo das Cianofíceas, também denominadas Cianobactérias, que possui espécies potencialmente tóxicas. A ocorrência destas algas tem sido relacionada a eventos de mortalidade de animais e com danos à saúde humana (Chorus & Bartran, 1999).

Tabela 8. Comunidade fitoplanctônica.

Família Oscillatoriaceae.

DIVISÃO CYANOPHYTA (algas azuis)										
CLASSE CYNOPHYCEAE										
ORDEM OSCILLATORIALES										
FAMILIA OSCILLATORIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (Nº de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Borzia trilocularis</i> Chn	-	-	08	-	14	10	-	-	02	68
<i>Oscillatoria tenuis</i> Agardh	06	-	12	-	10	02	-	-	08	70

Família Chlorococcaceae

DIVISÃO CYANOPHYTA (algas azuis)										
CLASSE CYNOPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMILIA CHLOROCOCCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (Nº de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Aphanotece minutissima</i> (W.West)	02	-	06	-	22	01	-	18	01	-

Komárková- Legnerová & G. Cronberg										
<i>A. ellipsoidea</i> (Schröder)	-	-	10	-	07	03	-	-	03	-
<i>Aphanotece castagna</i> (Bréb.) Rab	-	-	14	-	15	18	-	-	-	-
<i>A. comasii</i> Komarkova et Tavera	05	-	22	-	31	02	-	-	-	-
<i>Aphanocapsa submersa</i> Azevedo et al.	01	-	28	01	02	24	-	-	-	-
<i>Gloeothece palea</i> (Kützing) Nägeli	01	08	17	-	12	04	-	-	-	-
<i>Microcystis</i> sp.	-	03	05	-	04	06	-	-	-	-
<i>Pilgeria brasiliensis</i> Schmidle	01	01	01	-	08	02	24	-	-	-
<i>Snowella lacustris</i> (Chocat) Kmárek & Hindák.	-	05	-	-	01	-	-	-	04	-
<i>S. leopoliensis</i> (Racib.) Komárek	01	-	08	03	06	08	-	-	-	-
<i>Woronichinia fremyi</i> (Komárek) Komárek et Hindák	01	-	-	-	-	01	-	-	-	-
<i>Clastidium setiferum</i> Kirchner	-	07	10	-	02	-	-	-	-	-

Família Clastidiaceae

DIVISÃO CYANOPHYTA (algas azuis)										
CLASSE CYNOPHYCEAE										
ORDEM CHAMAESPIPHONALES										
FAMÍLIA CLASTIDIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Cyanocystis sphaeroidea</i> (Setchell & Gardner) Komárek & Anagnostidis	03	08	06	-	10	02	-	-	08	-

Família Nostocaceae

DIVISÃO CYANOPHYTA (algas azuis)										
CLASSE CYNOPHYCEAE										
ORDEM NOSTOCALES										
FAMÍLIA NOSTOCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Anabaena</i> sp.	02	04	05	-	06	08	-	-	06	-

Família Euglanaceae

DIVISÃO EUGLENOPHYTA										
CLASSE EUGLENOPHYCEAE										
ORDEM EUGLENALES										
FAMÍLIA EUGLANACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Euglena pisciformis</i> Klebs	-	06	04	-	05	06	30	-	-	-
<i>Trachelomonas elliptica</i> (Playf.) Defl	02	09	08	-	09	04	46	40	04	-
<i>Asrasia veloz</i> (Michajlow)	02	03	09	-	03	-	-	-	-	-

Família Achnathaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM PENNALES										
FAMÍLIA ACHNANTHACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun.	03	05	02	-	-	02	-	-	02	-
<i>Achnanthes longipes</i> C.A Agardh	02	03	01	-	-	08	-	-	01	-

Família Diatomaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM PENNALES										
FAMÍLIA DIATOMACEAE										

GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Lange-Bert	05	-	-	-	08	06	18	68	01	-
<i>Gragilaria capucina</i> Desm	07	02	-	01	14	08	-	45	01	-
<i>Diatoma moniliformis</i> Kütz.	02	15	26	02	22	02	-	32	01	-
<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehrenb.	04	07	-	-	30	-	-	64	01	-
<i>Tabellaria fenestrada</i> (Lyngb.) Kütz.	08	01	-	-	-	01	-	18	01	10

Família Epithemiaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM PENNALES										
FAMILIA EPITHEMIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Epithemia argus</i> (Enrenb.) Kütz.	05	06	04	-	01	01	-	-	-	-

Família Eunotiaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM PENNALES										
FAMILIA EUNOTIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Peronia erinaceae</i> Brébisson & Amott ex Kitton	01	-	03	-	06	04	-	10	02	-
<i>E. praerupta</i> var. <i>bidens</i> (Ehrenb.) Grunow	-	04	-	02	08	02	-	-	04	-
<i>Eunotia pectinalis</i> (Kütz.) Rabenh.	-	05	10	-	12	06	-	-	04	-
<i>Actinella punctata</i> F.W Lewis	-	02	14	-	-	03	-	-	-	-

Família Naviculaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM PENNALES										
FAMILIA NAVICULACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz.	02	01	05	01	14	04	-	-	06	03
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	-	02	-	-	01	02	-	-	02	02
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngbye) Desmazieres	-	03	02	-	16	06	-	-	12	01
<i>Navicula distans</i> (W. Smith)	02	02	12	-	02	03	10	24	14	04
<i>Pinnularia gentilis</i> (Donkin) Cleve	-	10	24	-	-	09	12	46	28	03

Família Nitzschiaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM PENNALES										
FAMILIA NITZSCHIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Denticula pelágica</i> Hust. Var. <i>intermédia</i> Hust.	-	04	16	-	08	12	-	-	06	-
<i>Nitzschia linearis</i> W. Smith	-	12	24	01	06	10	-	-	01	-
<i>Nitzschia paradoxa</i> (Gmelin) Grunow	-	15	20	-	09	-	-	-	03	-

Família Coscinodiscaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM CENTRALES										
FAMILIA COSCINODISCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Coscinodiscus lineatus</i> Ehrenberg	03	06	18	-	30	-	-	-	-	-

Família Thalassiosiraceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM CENTRALES										
FAMILIA THALASSIOSIRACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Thalassiosira fluviatilis</i> Hust.	02	05	14	-	10	-	-	-	04	-
<i>Thalassiosira weissflogii</i> (GRunow) Fryxell & Hasle	05	02	30	-	16	06	-	-	-	-

Família Thalassionemataceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE BACILLARIOPHYCEAE										
ORDEM THALASSIONEMATALES										
FAMILIA THALASSIONEMATACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Van Heurck	01	-	-	02	02	02	-	-	02	-

Família Pleurochloridaceae

DIVISÃO CHRYSOPHYTA										
CLASSE XANTHPHYCEAE										
ORDEM MISCHOCOCCALES										
FAMILIA PLEUROCHLORIDACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Monodus pyreninger</i> Pascher	-	-	-	-	-	04	-	-	06	-
<i>Pleurochloris pseudopolychloris</i> Ettl.	04	02	-	01	-	02	-	-	04	-

Família Closteriaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM ZYGNEMATALES										
FAMILIA CLOSTERIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Closterium acatum</i> Bréb. Var. tenuis Nordst.	01	01	10	-	04	02	-	06	-	-
<i>Closterium jeneri</i> Bréb.	01	-	18	-	01	06	-	-	05	-

Família Mesotaeniaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM ZYGNEMATALES										
FAMILIA MESOTAENIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Mesotaenium mirificum</i> Archer	-	-	-	-	03	-	-	-	09	-

Família Botryococcaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMÍLIA BOTRYOCOCCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	-	-	15	01	-	-	-	-	-	-

Família Characiaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMÍLIA CHARACIACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Korshikviella</i> sp.	04	05	22	-	05	-	-	-	01	-

Família Chlorococcaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMÍLIA CHLOROCOCCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Chlorococcum humicola</i> (Naeg.) Robenhorst	-	07	-	-	28	02	05	01	02	04

Família Oocystaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMÍLIA OOCYSTACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Dactylococcus infusionum</i> Näeg.	-	02	28	-	26	08	-	-	-	-

Família Palmellaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMÍLIA PALMELLACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Brateacoccus grandis</i> H.W Bischoff & H.C Bold	-	-	36	-	22	04	-	01	-	-
<i>Neochloris</i> sp.	02	-	38	-	29	-	-	-	-	-
<i>Sphaerocystis scchroeteri</i> Chodat	06	-	-	-	30	-	-	05	-	-

Família Scenedesmaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMÍLIA SCENEDESMACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chocat	-	-	-	-	05	06	-	08	-	-

Família Radiococcaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM CHLOROCOCCALES										
FAMILIA RADIOCOCCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Gloeocystis vesiculosa</i> Nägeli	-	02	-	01	01	10	-	-	-	-

Família Asterococcaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM TETRAPORALES										
FAMILIA ASTEROCOCCACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Asterococcus limneticus</i> G.M.Smith	05	08	14	-	06	02	-	-	-	-

Família Ulothricaceae

DIVISÃO CHLOROPHYTA (algas verdes)										
CLASSE ZYGNEMAPHYCEAE										
ORDEM ULOTRICHALES										
FAMILIA ULOTHRICACEAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Gloeotila pelágica</i> (Nygaard) Skuja	07	05	-	03	02	04	-	-	-	-
<i>Raphidonema nivale</i> Lagerheim	-	-	02	-	07	09	-	-	-	-

10.2. Comunidade Zooplantônica

A comunidade zooplantônica é formada por animais microscópicos que vivem em suspensão, sendo protozoários, rotíferos, cladóceros e copépodes os grupos dominantes no ambiente de água doce. São importantes na manutenção do equilíbrio do ambiente aquático, podendo atuar como reguladores da comunidade fitoplanctônica (utilizando-a como alimento) e na reciclagem de nutrientes, além de servirem de alimento para diversas espécies de peixes.

O zooplâncton vem sendo avaliado como indicador da qualidade da água de lagos e reservatórios em diversos países e, apesar de existirem algumas propostas de índices para esta comunidade, a maioria deles não é diretamente aplicável nos ambientes aquáticos tropicais, onde as espécies exibem diferentes sensibilidades e ocorrência.

Tabela 9. Comunidade zooplanctônica.

Família Arcellidae

FILO PROTOZOA										
Sub-Filo RHIZOPODEA										
CLASSE LOBOSEA										
Sub-Classe ---										
ORDEM TESTACEA										
FAMILIA ARCELLIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Aecella</i> sp.	06	-	05	-	08	10	-	04	-	06
<i>Arcella angulosa</i> Perty	04	-	07	-	06	04	-	-	-	-
<i>Arcella discoides</i> Ehrenberg	-	-	-	-	07	16	-	10	-	-

Família Diffflugidae

FILO PROTOZOA										
Sub-Filo RHIZOPODEA										
CLASSE LOBOSEA										
Sub-Classe ---										
ORDEM TESTACEA										
FAMILIA DIFFLUGIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Diffflugia</i> sp.	-	04	-	-	02	-	-	08	-	-
<i>Diffflugia spiralis</i> Fresenius	-	02	-	-	14	-	-	-	-	-

Família Amoebidae

FILO PROTOZOA										
Sub-Filo RHIZOPODEA										
CLASSE LOBOSEA										
Sub-Classe ---										
ORDEM AMOEBIDA										
FAMILIA AMOEBIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Amoeba proteus</i> Pailas	-	07	03	-	07	-	-	-	05	-

Família Asplanchinidae

FILO ROTIFERA										
Sub-Filo --										
CLASSE MONOGONONTA										
Sub-Classe --										
ORDEM PLOIMIDA										
FAMILIA ASPLANCHINIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Asplancha</i> sp.	05	-	11	-	10	08	-	02	06	-

Família Trichocercidae

FILO ROTIFERA										
Sub-Filo --										
CLASSE MONOGONONTA										
Sub-Classe --										
ORDEM PLOIMIDA										
FAMILIA TRICHCERCIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Trichocerca bicristata</i> Gosse	-	-	10	02	14	06	05	-	-	-
<i>Trichocerca simillis</i> Wierzejski	-	06	16	02	18	12	02	-	-	-

Família Brachionidae

FILO ROTIFERA										
Sub-Filo --										
CLASSE MONOGONONTA										
Sub-Classe --										
ORDEM PLOIMIDA										
FAMILIA BRACHIONIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Brachionus</i> sp.	02	09	22	-	02	14	-	06	-	-

Família Chilodonellidae

FILO CILIOPHORA										
Sub-Filo --										
CLASSE CILIATEA										
Sub-Classe RHABDOPHORINA										
ORDEM CYRTOPHORIDA										
FAMILIA CHILODONELLIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Chilodonella</i> sp.	-	-	24	-	-	07	-	14	-	-
<i>Chilodonella capucina</i> Penard	-	-	-	-	04	-	-	14	-	02

Família Tracheliidae

FILO CILIOPHORA										
Sub-Filo --										
CLASSE CILIATEA										
Sub-Classe RHABDOPHORINA										
ORDEM CYRTOPHORIDA										
FAMILIA TRACHELIIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Dileptus</i> sp.	-	-	-	-	01	07	-	28	-	-

Família Spirostomidae

FILO CILIOPHORA										
Sub-Filo --										
CLASSE CILIATEA										
Sub-Classe RHABDOPHORINA										
ORDEM HETEROTRICHIDA										
FAMILIA SPIROSTOMIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Blepharisma</i> sp.	-	-	-	-	05	01	-	30	08	-

Família Euplotidae

FILO CILIOPHORA										
Sub-Filo --										
CLASSE CILIATEA										
Sub-Classe SPIROTRICHA										
ORDEM HYPOTRICHIDA										
FAMILIA EUPLOTIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Euplotes</i> sp.	04	-	15	03	06	03	36	-	09	-

Família Sididae

FILO ARTHROPODA										
Sub-Filo --										
CLASSE CLADOCERA										
Sub-Classe --										
ORDEM CTENOPODA										
FAMILIA SIDIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek	05	09	16	-	10	-	14	-	-	-

Família Moinidae

FILO ARTHROPODA										
Sub-Filo --										
CLASSE CRUSTACEA										
Sub-Classe --										
ORDEM ANOMOPODA										
FAMILIA MOINIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Moina micrura</i> Kurz	02	-	07	-	02	-	-	-	-	04

Família Bosminidae

FILO ARTHROPODA										
Sub-Filo --										
CLASSE CRUSTACEA										
Sub-Classe --										
ORDEM ANOMOPODA										
FAMILIA BOSMINIDAE										
GÊNERO / ESPÉCIE	Pontos coletados/Resultados (N° de Indivíduos)									
	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
<i>Bosmina</i> sp.	03	-	04	-	05	04	-	-	-	-

10.3. Comunidade Zoobentônica

A comunidade bentônica corresponde ao conjunto de organismos que vive todo ou parte de seu ciclo de vida no substrato de fundo de ambientes aquáticos. Os macroinvertebrados (invertebrados selecionados em rede de 0,5mm) que compõe essa comunidade, têm sido sistematicamente utilizados em redes de biomonitoramento em vários países, porque ocorrem em todo tipo de ecossistema aquático, exibem ampla variedade de tolerâncias a vários graus e tipos de poluição, têm baixa motilidade e estão continuamente sujeitos às alterações de qualidade do ambiente aquático, inserindo o componente temporal ao diagnóstico e, como monitores contínuos, possibilitam a avaliação a longo prazo dos efeitos de descargas regulares, intermitentes e difusas, de concentrações variáveis de poluentes, de poluição simples ou múltipla e de efeitos sinérgicos e antagônicos de contaminantes. Nos reservatórios, as comunidades de duas zonas de estudo foram consideradas, sublitoral e profunda. A primeira, mais

sensível a degradação recente, ou seja, a contaminantes presentes na coluna d'água, e a segunda ao histórico de degradação local, associada a contaminantes acumulados nos sedimentos.

Tabela 10. Comunidade zoobentônica.

Táxons	PL 01	PL 02	PL 03	PL 04	PL 05	PL 06	PL 08	PL 09	PL 10	PL 11
Mollusca										
<i>Potamolithus</i>	n/i	n/i	4	n/i	2	n/i	14	21	4	n/i
<i>Melanooides tuberculatus</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	19	6	30	26	6	n/i
Annelida										
<i>Homochaeta</i>	4	1	n/i	n/i	16	10	22	15	2	6
<i>Stephensoniana</i>	20	5	n/i	n/i	10	n/i	26	17	8	n/i
<i>Glossiphonidae</i>	n/i	8	6	n/i	20	4	38	40	4	n/i
Crustacea										
<i>Ostracoda</i>	n/i	n/i	1	n/i	4	8	14	28	12	4
<i>Acarina</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	12	2	20	22	6	n/i
<i>Nematoda</i>	n/i	n/i	n/i	1	30	16	6	10	20	n/i
Insecta										
<i>Leptonema</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	2	16	n/i	n/i
<i>Philopotamidae</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	2	19	n/i	n/i
<i>Lepidoptera</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	6	8	2	21	6	n/i
<i>Gomphidae</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	19	n/i	2	15	n/i	n/i
<i>Cryptochironomus sp.1</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	9	n/i	n/i
<i>Cryptochironomus sp.2</i>	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i
Total de Indivíduos (N.ind. m ⁻²)	24	14	11	1	138	54	178	259	68	10
Riqueza de Táxons	2	2	1	1	4	2	10	10	6	1
Desvio padrão (p < 0,05)	1	1	1	3	2	2	4	5	4	2

10.4. Clorofila-a

A clorofila é um dos pigmentos, além dos carotenóides e ficobilinas, responsáveis pelo processo fotossintético. A clorofila a é a mais universal das clorofilas (a, b, c, e d) e representa, aproximadamente, de 1 a 2% do peso seco do material orgânico em todas as algas planctônicas e é, por isso, um indicador da biomassa algal. Assim a clorofila a é considerada a principal variável indicadora de estado trófico dos ambientes aquáticos. A feofitina a é um produto da degradação da clorofila a, que pode interferir grandemente nas medidas deste pigmento, por absorver luz na mesma região do espectro que a clorofila a. Assim o resultado de clorofila a apresentado foi corrigido e não inclui a concentração de feofitina a.

De maneira geral, o trecho monitorado apresentou baixas concentrações de clorofila-a, tendo em vista o limite máximo preconizado pela Resolução CONAMA (Figura 29). A maior concentração (6,0 µg/L) foi mensurada no ponto PL05.

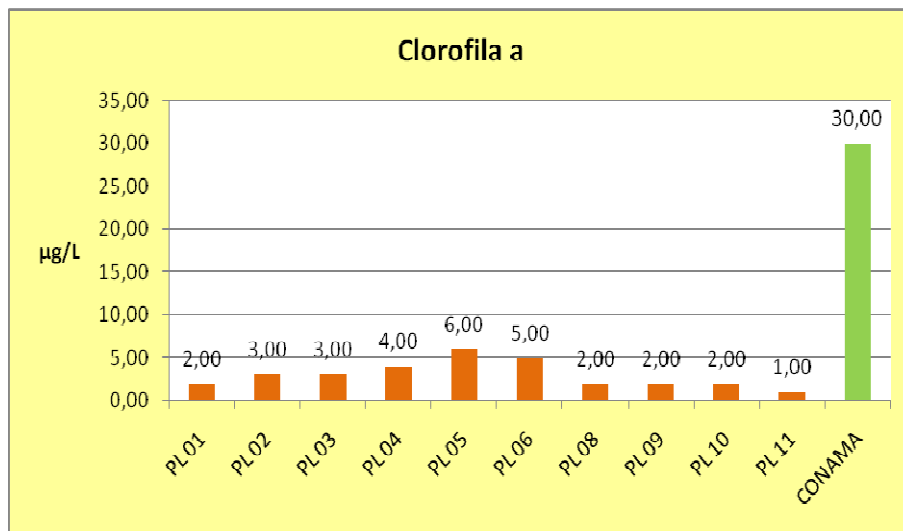


Figura 29. Gráfico da clorofila-a.

11. Discussão e Considerações Finais

Em abril de 2010, o trecho monitorado nas proximidades do canteiro de obras, apresentou baixos valores de turbidez, sólidos totais, baixas concentrações de íons cloreto, sulfato, sulfeto, baixas concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenado, baixas concentrações de clorofila-a, DBO₅ e, principalmente, baixa densidade de coliformes termotolerantes e *E. coli*. Além disso, ressalta-se que foram mensuradas elevadas concentrações de oxigênio dissolvido em todos os locais de coleta. Assim, considerando os limites preconizados pela Resolução CONAMA n° 357/2005, foi possível verificar que a maior parte dos parâmetros mensurados se encontraram dentro dos limites estabelecidos pela referida resolução.

Os resultados desta campanha também indicaram que ao longo do eixo principal do fluxo hídrico, ou seja, do sistema montante-jusante representado pelo rio Madeira, não há alteração significativa dos parâmetros analisados na água, porém, será necessária a continuação do programa limnológico, para obter subsídios para obtenção de dados significativos das condições da qualidade da água, durante as instalações da UHE.

As atividades garimpeiras exercidas no rio Madeira, podem contribuir com o aumento significativamente do material em suspensão transportado, o qual provinha das escavações das rochas sedimentares e dos solos associados, ricos em concentrações ferruginosas e em alumínio – silicatos. Isto pode provocar as elevações dos valores de cor, turbidez, alumínio e ferro total, bem como a diminuição da transparência do rio Madeira após as respectivas.

De maneira geral, as principais alterações ambientais relacionadas à qualidade da água, serão resultantes do barramento o rio Madeira, tendo em vista a transformação de sistemas lóticos em lênticos e a degradação da fitomassa inundada. Esse evento pode acarretar estratificação térmica, em função do aumento da profundidade e do tempo de residência da água no reservatório; modificações nas concentrações de oxigênio dissolvido, de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, e nas demais características físico químicas da água; possibilitando a proliferação de macrófitas.

Comunidades Biológicas

No âmbito dos levantamentos Limnológicos, ao longo dos pontos amostrados (PL 01 ao PL 11) verificou-se a ocorrência de macrófitas somente nos corpos d'água (PL 08, PL 09 PL 10 e PL 11) correspondente a pequenos lagos de baixas profundidades, situados nas proximidades das confluências do rio Madeira com desenvolvimento de comunidades vegetais compostas basicamente de espécies emergentes, de pequeno porte.

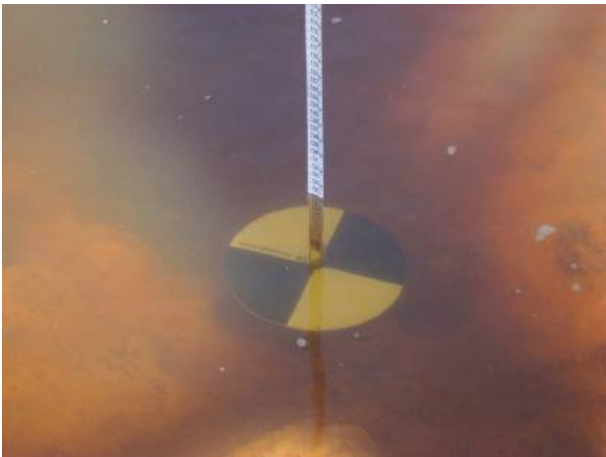
Os resultados disponíveis sobre fitoplâncton são ainda preliminares e indicam maior diversidade em nível de grupos e maior densidade de organismos nos pontos amostrados PL 05, PL 08 e PL 09.

Considerando a comunidade bentônica, houve dominância dos detritívoros nos pontos amostrados (PL 01 ao PL 11) nesta campanha com um percentual de 56,74%. Além disso, constatou se que houve uma pequena diferença tanto numérica quanto na representatividade dos grupos taxonômicos entre a montante e a jusante do empreendimento. Como se trata de início do programa de limnologia há a necessidade de continuação desse programa para obtenção de dados para avaliação.

Embora não tenham correlacionado o teor de matéria orgânica como um fator influenciador para a fauna bentônica dos pontos amostrados, tem sido constatado que a abundância de muitos gêneros de *Chironomidae* está significativamente correlacionada com o teor de matéria orgânica do sedimento (SANKARPERUMAL & PADIAN,1992).

12. Registro Fotográfico – Técnicos em procedimento de coleta.





13. Referências bibliográficas

- A.P.H.A. - **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**, 17ed. New York - 1988.
- BROWN, R. M.; McCLELAND, N.I; DEININGER, R.A.; ROZER. R. G. **A water quality index – Water Sewage Works: 339-343**, 1970.
- BRAILE, Pedro M., **Despejos Industriais**, Livraria Freitas Bastos S.A., 1971.
- CETESB, **Indicadores de qualidade da água**. São Paulo: CETESB 1997.150p.
- COSTA, C., IDE, S. & SIMONKA, C. E. **Insetos Imaturos. metamorfose e Identificação**. Holos, Editora, Ribeirão Preto, 2006.
- De LUCA, S. J. **Nota de aula da disciplina Gerenciamento Ambiental do curso de pós-graduação em Saneamento Ambiental**. Campo Grande-MS: UFMS, 1998.
- DEBERT, A. J. **Qualidade da água: análise da água**. São Paulo, USP, [sd]. Disponível em:http://www.ecucar.sc.usp.br/biologia/prociencias/qaugua_old.htm. Acesso em 08 de outubro de 2007.
- ESTEVES, F.A. – **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro - Interciência/FINEP.1988. 575p.
- ENGEMAP – **Geologia, Meio Ambiente, Geoprocessamento e Engenharia Ltda**. Diagnostico ambiental prévio da PCH Terra Santa. Cuiabá: ENGEMAP Ltda, 2003. 40p.
- ILL, H. D.; SANTOS, I dos. **Estimativa da concentração de sedimentos em suspensão através da profundidade de Secchi**. Curitiba: Lactec, 2001. Disponível em: <http://www.Lactec.org.br/Oinstituto/dwnloads/Biblioteca/2110/035> 2001. pdf. Acesso em 10 out.2007.
- LANDWEHR, J. M.; DEINIGER, R. A. A comparasion of several water quality índices. **Journal of Water Pollution Control**. 48(5): 954-958, 1976.
- MAGURRAN, A.E., **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, London, 1988.
- McCune, B. & Mefford, M.J. PC-ORD. **Multivariate Analysis of Ecological Data**, Version 3.15. Gleneden Beach, Oregon: MJM Software. 1997.

- McCAFFERTY, W. P.. **Aquatic Entomology** – The Fishermans'and Ecologists' illustrated guide to insects and their relatives, Jones and Barlett publisher, Inc., Porto Valley, Boston. 448p, 1981.
- MERRITT, R. W. & CUMMINS, K. W. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Third Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. 398p, 1996.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.
- ROSENBERG, D. M. & RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and macroinvertebrates. *In: Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Ed. Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. N. Y. 487p, 1993.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Díptera) do estado de São Paulo**: Guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos., 1995.