



UHE SANTO ANTÔNIO

PROGRAMA DE CONSERVAÇÃO DA FAUNA

Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos

Cetáceos

Relatório Fase de Pós-enchimento

**Belo Horizonte
Outubro de 2014**



EMPRESA RESPONSÁVEL PELO EMPREENDIMENTO	
Nome do Empreendedor	<i>Santo Antônio Energia S.A.</i>
CNPJ	<i>09.391.823/0002- 40</i>
Endereço	<i>Escritório Centro Empresarial, rua Dom Pedro II, n° 637, sl 510, Bairro Caiari</i>
CEP – Município – U.F.	<i>76801-910 – Porto velho – Rondônia</i>
Telefone – Fax	<i>(69) 3216 1600</i>
E-mail	<i>javiercisneros@santoantonioenergia.com.br</i>
Contato	<i>Javier Cornejo Cisneros</i>

EMPRESA RESPONSÁVEL POR ESTE RELATÓRIO	
Nome da Empresa	<i>Sete Soluções e Tecnologia Ambiental Ltda.</i>
CNPJ	<i>02.052.511/0001-82</i>
Endereço	<i>Rua Pernambuco, n° 1000 -5º andar - Funcionários</i>
CEP – Município – U.F.	<i>30.130-151 - Belo Horizonte - Minas Gerais</i>
Telefone	<i>(31) 3287-5177</i>
E-mail	<i>sete@sete-sta.com.br/elsabato@sete-sta.com.br</i>
Gerente do Projeto	<i>Eduardo Lima Sábado</i>



EQUIPE TÉCNICA		
PROFISSIONAL	FORMAÇÃO E REGISTRO PROFISSIONAL	RESPONSABILIDADE NO PROJETO
Eduardo Lima Sábado	Biólogo CRBio 08747/90	Coordenação geral, consolidação de relatório
Danielle dos Santos Lima	Bióloga CRBio 37619/04-D	Coordenação geral, coleta de dados, montagem de banco de dados, elaboração e consolidação de relatório grupo mamíferos aquáticos
EQUIPE DE APOIO		
TÉCNICO	RESPONSABILIDADE	
André Bastos da Silva	Biólogo - Coleta de dados Grupo Mamíferos Aquáticos	
Beatriz Mafalda Calera	Bióloga - Coleta de dados, montagem de banco de dados Grupo Mamíferos Aquáticos	
João Carlos Gomes Borges	Médico-veterinário - Coleta de dados Grupo Mamíferos Aquáticos	
Jorge Calvimontes Ugarte	Biólogo - Coleta de dados Grupo Mamíferos Aquáticos	
Miriam Marmontel	Oceanóloga - revisão de relatório Grupo Mamíferos	
Waleska Gravena	Bióloga - Análise genética Grupo Mamíferos Aquáticos	
Douglas Morais de Medeiros	Edição e Produção	
Leonardo Sanches Ferreira	Edição e Produção	
Rafaelly Luiris Lana Barcelos Lima	Edição e Produção	



Sumário

1. INTRODUÇÃO	6
2. OBJETIVOS	8
3. MÉTODOS.....	8
3.1 Delineamento amostral/Protocolos temáticos.....	8
3.2 Análise de dados	11
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
4.1 Distribuição	12
4.2 Variação sazonal	14
4.3 Estrutura de grupo.....	16
4.4 Estimativa populacional.....	20
4.5 Estrutura genética.....	21
5. CONCLUSÕES	22
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	23
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	24
ANEXOS	30

Lista de Quadros

Quadro 01 Operacionalização das campanhas de monitoramento de Cetáceos na fase de pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio.....	9
Quadro 02 Segmentos amostrados durante o monitoramento de Cetáceos nas fases de pré e pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio.....	9

Lista de Figuras

Figura 01 Frequência de registros de Cetáceos ao longo dos segmentos amostrados na área de influência da UHE Santo Antônio durante a fase de pós-enchimento.	13
Figura 02 Frequência de registros de Cetáceos na área de influência da UHE Santo Antônio, de acordo com sazonalidade na região, durante o monitoramento da fase de pós-enchimento.	14
Figura 03 Número de indivíduos de INIA SPP. e S. FLUVIATILIS avistados na área de influência da UHE Santo Antônio, de acordo com sazonalidade na região, durante o monitoramento da fase de pós-enchimento.	15
Figura 04 Frequência dos registros de cetáceos de acordo com o tamanho do grupo durante o monitoramento da fase de pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio.....	16
Figura 05 Tamanho de grupo de INIA SPP. e S. FLUVIATILIS, de acordo com a sazonalidade, durante o monitoramento da fase de pós-enchimento.	18



1. INTRODUÇÃO

Ao longo do vasto complexo fluvial presente no Brasil, ocorrem quatro espécies de cetáceos, usualmente denominados golfinhos amazônicos: o boto-vermelho (*Inia geoffrensis* de Blainville, 1817), o boto-boliviano (*I. boliviensis* d'Orbigny, 1834), o boto-do-Araguaia (*I. araguaiaensis* Hrbek, Farias, Dutra & da Silva, 2014) e o tucuxi (*Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853) (Ruiz-García e Shostell, 2010; Trujillo *et al.*, 2010; Hrbek *et al.*, 2014).

De modo habitual, a taxonomia adotada para o boto considera *Inia* como gênero monoespecífico, cuja espécie, *I. geoffrensis*, apresenta três populações geográficas reconhecidas como subespécies: *I. g. humboldtiana*, na bacia do Orinoco; *I. g. boliviensis* na drenagem boliviana da bacia Amazônica (sub-bacia Beni-Mamoré) e no alto rio Madeira, no Brasil; e *I. g. geoffrensis* nos demais cursos d'água da bacia do rio Amazonas (Rice, 1998; Best e da Silva, 1989; Best e da Silva, 1993; Hamilton *et al.*, 2001). Entretanto, essa convenção tem sido questionada, já que comparações morfométricas (da Silva, 1994; Ruiz-García *et al.*, 2006; Hrbek *et al.*, 2014) e moleculares (Banguera-Hinestroza *et al.*, 2002; Martínez-Agüero *et al.*, 2006; Ruiz-García *et al.*, 2008; Hrbek *et al.*, 2014) indicaram uma divergência marcante e sustentam a distinção interespecífica de *I. boliviensis*, *I. araguaiaensis* e *I. geoffrensis*.

Tanto os golfinhos de rio do gênero *Inia* quanto *S. fluviatilis* exploram o ambiente aquático de acordo com os pulsos de inundação e a oferta alimentar (Gomez-Salazar *et al.*, 2012). Contudo, as cachoeiras, as corredeiras intransitáveis e os rios muito estreitos e rasos estão entre os importantes fatores de restrição distribucional destas espécies (Best e da Silva, 1989; 1993). Os botos possuem maior habilidade em explorar habitats complexos, como florestas inundadas, o que lhes confere uma vantagem competitiva sobre o tucuxi, que evita ambientes similares (Martin e da Silva, 2004).

Enquanto no Brasil o boto-vermelho ocorre em lagos e rios da bacia Amazônica e Araguaia-Tocantins, a distribuição do tucuxi é restrita à área de drenagem do rio Amazonas, onde as duas espécies podem viver em simpatria (Borobia *et al.*, 1991; da Silva e Best, 1994). Em contrapartida, o boto-boliviano explora especificamente, no Brasil, os sistemas hidrográficos do Guaporé, Abunã, Mamoré e alto rio Madeira, situados no extremo oeste do estado de Rondônia (Ruiz-García e Shostell, 2010; Trujillo *et al.*, 2010).

Previamente aos estudos de viabilidade técnica e econômica dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, no alto rio Madeira, assumia-se que a população de *I. boliviensis* permanecia separada de *I. geoffrensis* por uma série de cachoeiras e corredeiras presentes entre os municípios de Guajará-Mirim e Porto Velho (Pilleri e Gehr, 1977; Grabert, 1983; Best e da Silva, 1989; 1993; da Silva, 2009). Todavia, os resultados obtidos naqueles estudos diferiram das informações até então vigentes, constatando a presença de botos do gênero *Inia*, sem distinção específica e detalhamento distribucional, em certos trechos das barreiras naturais desde Abunã, no limite entre Bolívia e Brasil, até Porto Velho (Furnas *et al.*, 2005).



A comprovação da presença de botos nos trechos encachoeirados indicou que não havia uma absoluta separação populacional e que, provavelmente, apenas a cachoeira de Teotônio representava a barreira efetiva mais recente para *I. geoffrensis* (Trujillo *et al.*, 2010). Concluiu-se então que nessa “zona de transição” haveria uma baixa densidade de botos e que poderia ocorrer uma “zona híbrida”, promovendo o isolamento das espécies entre os extremos. Ademais, durante os referidos estudos de viabilidade técnica, comprovou-se que a corredeira de Santo Antônio, situada pouco a jusante da cachoeira de Teotônio, atuava como barreira geográfica para *S. fluviatilis* (Furnas *et al.*, 2005).

Recentemente, Gravena (2013) investigou a estrutura genética das populações de boto ao longo da área de transição entre *I. boliviensis* e *I. geoffrensis* e constatou que haplótipos pertencentes a *I. boliviensis* foram localizados desde a região de Guajará até próximo ao município de Borba, no baixo rio Madeira, indicando que as corredeiras do rio Madeira não atuavam como barreiras à movimentação de *I. boliviensis*.

A partir da constatação da viabilidade dos aproveitamentos hidrelétricos no alto rio Madeira e, conseqüentemente, dos possíveis impactos negativos aos cetáceos, tornou-se necessário o delineamento de estratégias de monitoramento de *Inia spp.* e *S. fluviatilis* ao longo das distintas etapas necessárias à implementação e operação da UHE Santo Antônio. Sabe-se que os movimentos sazonais de golfinhos amazônicos estão relacionados com a migração da ictiofauna e com os pulsos de inundação anual dos rios, essenciais para a manutenção da produtividade (Gomez-Salazar *et al.*, 2012). Adicionalmente, os atributos físicos e ecológicos dos cursos d’água são claramente importantes (Smith e Reeves, 2000), já que esses cetáceos possuem forte associação aos ambientes marginais e confluências (Martin *et al.*, 2004).

A estreita relação entre os mamíferos aquáticos e os ambientes em que estão inseridos torna-os extremamente vulneráveis às ações de origem antrópica, já que compartilham os mesmos habitats e, frequentemente, exploram recursos similares (Rocha-Campos *et al.*, 2010). Em águas interiores estão sujeitos a impactos negativos ocasionados por usinas hidrelétricas, visto que tais obras de infraestrutura são capazes de interromper deslocamentos diários e sazonais, fragmentar populações, alterar e/ou suprimir habitats específicos, e modificar quantitativa e qualitativamente o recurso alimentar disponível (Reeves e Leatherwood, 1994; Smith e Reeves, 2000; IBAMA, 2001; McAllister *et al.*, 2001; Reeves *et al.*, 2003; Costa *et al.*, 2005).

Em atendimento às exigências legais para a construção e operação da UHE Santo Antônio, o Programa de Conservação de Fauna instituiu o Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos (Madeira Energia, 2008), dissociados em mamíferos aquáticos (botos e tucuxi) e semiaquáticos (ariranha - *Pteronura brasiliensis* e lontra - *Lontra longicaudis*). O monitoramento de golfinhos amazônicos tem sido conduzido desde a fase de Pré-enchimento do reservatório, tanto a montante quanto a jusante do Empreendimento. As ações contidas neste Subprograma foram executadas de acordo com as orientações constantes no Projeto Básico Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico Santo Antônio (Madeira Energia, 2008) e, a partir da fase de Pós-enchimento, no delineamento previsto na Informação Técnica nº 76/2012/COHID/CGENE/DILIC/IBAMA.



2. OBJETIVOS

O Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos tem por objetivo geral verificar e avaliar os reais efeitos da implantação da UHE Santo Antônio sobre os cetáceos *S. fluviatilis* e *Inia* spp., diagnosticados como de ocorrência na Área de Influência do Empreendimento, a fim de estabelecer, caso seja necessário, estratégias de manejo e conservação. Para gerar subsídios para tal avaliação, procurou-se:

- Identificar a distribuição de golfinhos amazônicos nas Áreas de Influência do Empreendimento;
- Estimar a densidade de botos na extensão do rio Madeira entre as barragens das UHEs Santo Antônio e Jirau; e
- Definir a estrutura genética da população de botos na área do reservatório da UHE Santo Antônio.

Sendo assim, o presente relatório contempla os resultados obtidos durante o monitoramento da fase de Pós-enchimento, procurando compará-los aos dados gerados na fase de Pré-enchimento do reservatório, a fim de já verificar possíveis modificações em razão das novas características fluviais ocasionadas pela implantação do barramento e pela formação do reservatório.

3. MÉTODOS

3.1 Delineamento amostral/Protocolos temáticos

O delineamento amostral do Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos foi definido em razão das peculiaridades comportamentais das espécies-alvo e dos distintos modos de utilização dos ambientes onde estão inseridas. Atualmente, a avaliação é efetuada de acordo com as orientações presentes no plano de trabalho aprovado para a fase de Pós-enchimento (Informação Técnica nº 76/2012/COHID/CGENE/DILIC/IBAMA), delineado de modo semelhante ao que ocorreu durante a fase prévia.

Quatro amostragens semestrais foram realizadas, até o momento, para monitoramento de mamíferos aquáticos na fase de Pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio, cada uma abrangendo períodos hidrológicos distintos (Quadro 01). Para o monitoramento de cetáceos, considerou-se como a área de interesse deste estudo o trecho do rio Madeira a partir da jusante da UHE Jirau (UTM 20L 0321103, 8980772) até a comunidade Cujubim (UTM 20L 0419544, 9051171), cerca de 40 km a jusante da UHE Santo Antônio, bem como os rios Jaci-Paraná e Branco. Essa área foi subdividida em seis segmentos (os mesmos definidos durante a fase de Pré-enchimento), em decorrência das características geomorfológicas (corredeiras e cachoeiras), da área de estudo (Quadro 02, Anexo 3, Desenho 1).



Quadro 01 Operacionalização das campanhas de monitoramento de Cetáceos na fase de pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio.

Campanha	Data	Período de Inundação
1 ^a .	09 - 27/10/2012	seca
2 ^a .	10 - 27/04/2013	cheia
3 ^a .	05 - 23/10/2013	seca
4 ^a .	10 - 26/04/2014	cheia

Quadro 02 Segmentos amostrados durante o monitoramento de Cetáceos nas fases de pré e pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio

Segmento	Limite Amostral		Extensão (KM) ^a
1	Inicial:	Corredeira Caldeirão (fase de Pré-enchimento)	30
	Inicial ^B :	a jusante da UHE Jirau (fase de Pós-enchimento)	
	Final:	Foz do rio Jaci-Paraná	
2	Inicial:	Foz do rio Jaci-Paraná	40
	Final:	Repartimento (confluência dos rios Jaci-Paraná e Branco)	
3	Inicial:	Foz do rio Jaci-Paraná	35
	Final:	Corredeira Morrinhos	
4	Inicial:	Corredeira Morrinhos	35
	Final:	Cachoeira Teotônio	
5	Inicial:	Cachoeira Teotônio	18
	Final:	Corredeira Santo Antônio (a montante da UHE Santo Antônio)	
6	Inicial:	Corredeira Santo Antônio (a jusante da UHE Santo Antônio)	40
	Final:	Comunidade Cujubim	

Legenda: A- Extensão aproximada, variável com a margem amostrada ou período hidrológico; B -Definido durante a primeira campanha da fase de Pós-enchimento, justificado pelo impedimento de acesso ao sítio inicial de amostragem (UTM 20L 0319557, 8976158).

Ainda que as corredeiras e cachoeiras nesta extensão do rio Madeira tenham sido eliminadas a partir da formação do reservatório, essa segmentação foi mantida no monitoramento da fase de Pós-enchimento com o intuito de permitir comparações entre as duas fases de amostragem. Procurou-se conservar os mesmos limites amostrais propostos para cada segmento; todavia, em razão do impedimento de acesso a um trecho de cerca de 4 km no rio Madeira, a jusante da UHE Jirau, houve redução no setor Corredeira Caldeirão – Foz do rio Jaci-Paraná (segmento 1) durante a fase de Pós-enchimento. Após a confluência dos rios Jaci-Paraná e Branco, limite final do segmento 2 (Foz do rio Jaci-Paraná - Repartimento), ainda foram percorridos aproximadamente 20 km em cada curso d'água. Entretanto, tais extensões não foram tratadas de modo distinto e os dados decorrentes das amostragens foram incluídas no segmento 2.



Para a obtenção de dados necessários ao mapeamento distribucional e à estimativa de abundância, foram realizadas incursões náuticas diurnas a bordo de uma embarcação de alumínio motorizada, deslocando-se a uma velocidade aproximada de 10 km/h. Adotou-se a amostragem de distância, com deslocamentos orientados paralelamente às margens dos trechos dos cursos d'água de interesse nesse estudo, com uma faixa de visualização de 50 m (Buckland *et al.*, 2001; Martin e da Silva, 2004; Castelblanco-Martínez *et al.*, 2007).

Dois observadores permaneceram posicionados na proa da embarcação, munidos de binóculos, cada qual responsável por monitorar trechos específicos. Um terceiro observador permaneceu posicionado em direção à popa da embarcação, com o intuito de confirmar dados referentes aos avistamentos (espécie, tamanho e estrutura do grupo). Ademais, um quarto membro da equipe atuou como registrador de informações, tais como espécie avistada, localização geográfica, data, tipo de hábitat etc. (Vidal *et al.*, 1997).

O esforço amostral foi interrompido quando as condições climáticas foram consideradas desfavoráveis para a localização dos animais (Martin e da Silva, 2004), como forte chuva ou ondulações à superfície da água. Nestes casos, a Escala Beaufort, que classifica a intensidade dos ventos (velocidade e os efeitos resultantes), foi adotada para estabelecer o limite máximo (Beaufort > 2, pequenas ondulações) para a interrupção do esforço amostral (Dawson *et al.*, 2008).

Observações a partir de plataformas fixas foram realizadas em ambientes considerados favoráveis à ocorrência de cetáceos, como a confluência de cursos d'água. A partir da formação do reservatório, foram suprimidos os afloramentos rochosos ("pedrais") ao longo do rio Madeira utilizados na fase de Pré-enchimento como pontos de observação. Em consequência disto, nos segmentos amostrais com ausência de sítios elevados remanescentes, optou-se por empregar um esforço de observação na própria embarcação, fundeada em locais estratégicos.

Em cada um dos pontos eleitos, três observadores permaneceram em esforço amostral durante 20 minutos, enquanto documentavam a espécie e o número de indivíduos a cada amostragem. Para cada ponto de amostragem anotaram-se os dados de tipo de hábitat (como praia, "pedral" e confluência) e as coordenadas geográficas, mesmo quando nenhum animal foi avistado.

Na fase de Pós-enchimento foi iniciado um esforço de foto-documentação de botos, a montante da UHE Santo Antônio, com o intuito de identificá-los individualmente por meio das marcas corporais únicas e permanentes. Para tal, após o período destinado aos transectos ou observações em ponto fixo/embarcado, foram realizados deslocamentos aleatórios na área de estudo até que animais fossem visualizados.

Procurou-se concentrar o esforço em sítios preferencialmente utilizados por botos, como as confluências de cursos d'água. Quando localizados, a direção do deslocamento foi estabelecida visando a aproximação segura da embarcação aos animais e, em seguida, desligado o motor (Trujillo, 1994; Gomez-Salazar *et al.*, 2012; Meirelles, 2013). Fotografias foram tomadas por um ou dois membros da equipe, enquanto um terceiro técnico registrou informações pertinentes aos avistamentos.



Os registros obtidos sem o emprego dos métodos descritos (fora do esforço amostral) foram incluídos no total da contagem mínima dos cetáceos da região. Adicionalmente, na fase de Pós-enchimento, optou-se por documentar a presença de botos e tucuxis, de forma oportunista, durante as incursões náuticas destinadas à amostragem de mamíferos semiaquáticos. Nestas circunstâncias, os dados também foram registrados por técnicos experientes em monitoramento de golfinhos amazônicos. Este tipo de amostragem, plataforma de oportunidade, tem sido empregado com sucesso como abordagem complementar às técnicas de inventário distribucional de cetáceos (Evans e Hammond, 2004; Souza *et al.*, 2009).

Para a avaliação da estrutura genética de botos entre as UHEs Santo Antônio e Jirau foram utilizadas amostras de tecido epitelial provenientes de seis animais. Dentre as amostras analisadas, quatro pertenciam aos animais que foram resgatados vivos de uma das enseadeiras da UHE Santo Antônio, no ano de 2011, além de animais encontrados mortos, um na confluência dos rio Madeira e Jaci-Paraná e o outro em uma enseadeira, ambos em 2011 (Processo IBAMA nº 02001.000965/2008-83 – Autorização no 138/2011; Processo IBAMA nº 02001.00508/2008-99 – Autorização nº 138/2011, 1ª Renovação). Foram realizadas extrações de DNA total das amostras segundo o protocolo de Sambrook *et al.* (1989) e amplificação da região controle (D-loop) do DNA mitocondrial de cada indivíduo (Anexo 2). Adicionalmente, foram inseridas informações obtidas a partir de revisão literária.

3.2 Análise de dados

Para efeito comparativo entre as fases de Pré e Pós-enchimento do reservatório, os dados referentes aos avistamentos de golfinhos amazônicos foram agrupados em planilha eletrônica, ordenados em uma sequência temporal e analisados por meio da frequência de ocorrência. A partir das informações obtidas durante os deslocamentos ao longo dos cursos d'água foi estimada a abundância relativa (taxa de encontro) de botos na área do reservatório, expressa em número de indivíduos visualizados pela distância percorrida em quilômetros (indiv./km) (Aliaga-Rossel *et al.*, 2006). Este parâmetro tem sido utilizado como um indicativo e para detectar tendências do tamanho populacional quando o número de registros é baixo para precisas análises de densidade (cerca de 80 registros, dependendo da variância nas amostras).

A fim de gerar mapas de distribuição espacial de botos e tucuxis, de acordo com os segmentos amostrais e a sazonalidade, os dados de localização geográfica foram plotados em *shapefiles* da área de estudo, considerando todos os pontos de ocorrência resultantes das metodologias adotadas.



A identificação da espécie de boto (linhagem genética) presente na área do reservatório da UHE Santo Antônio foi inferida utilizando as sequências da região controle do DNA mitocondrial. Além da comparação dos sítios diagnósticos entre as prováveis espécies que poderiam habitar a região, também foi realizada análise bayesiana de agrupamento de haplótipos (BAPS 5, Corander *et al.*, 2008), e foi inferida a relação filogenética entre os haplótipos obtidos, inferida sob o critério de máxima verossimilhança (HaploViewer, Salzburger *et al.*, 2011). Também foram realizadas análises de estrutura genética entre as amostras controle das prováveis espécies que poderiam habitar o reservatório, juntamente com as amostras coletadas (índice de fixação FST, Wright, 1951) e foi estimada a taxa de migração (fluxo gênico) entre as localidades do interior do reservatório e as amostras controle das espécies. As análises de estrutura e de fluxo gênico foram realizadas no programa ARLEQUIN 3.5 (Excoffier e Lischer, 2010). (Anexo 2).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Distribuição

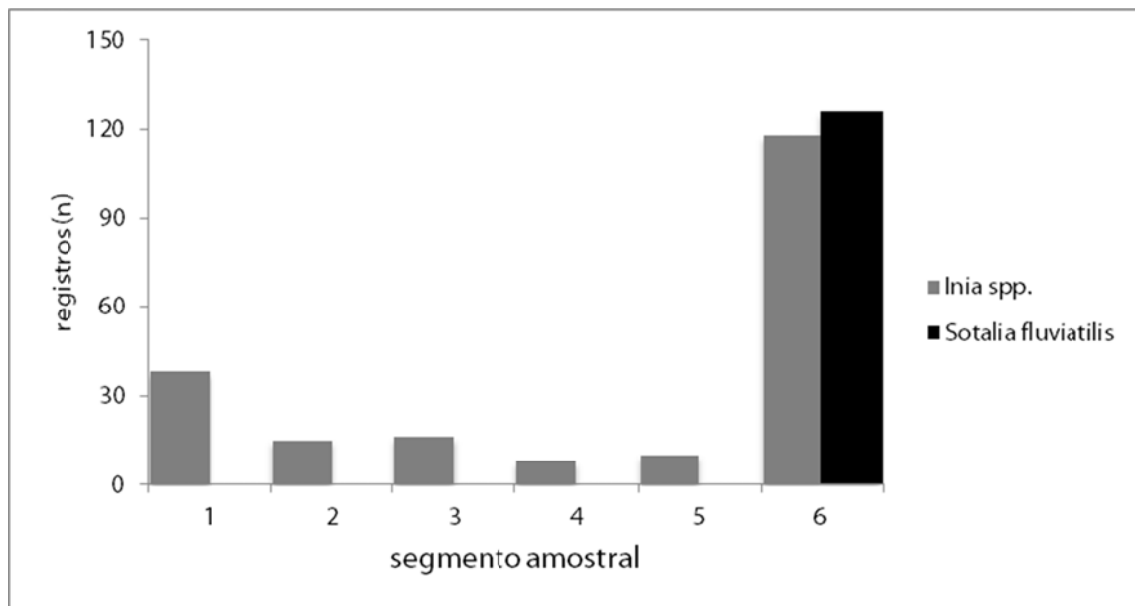
Ao longo da fase de Pós-enchimento do reservatório foram obtidos 331 registros de cetáceos por meio de transectos de banda (64%, n = 213), em pontos fixo/embarcado (8%, n = 27), bem como de maneira oportunística (28%, n = 91). Golfinhos amazônicos foram avistados em todos os segmentos amostrais (n = 6), desde a jusante da UHE Jirau até a comunidade Cujubim (Anexo 3, Desenho 2), o que diferiu dos resultados alcançados durante a fase de Pré-enchimento do reservatório.

Naquela ocasião, cetáceos não foram visualizados entre a corredeira Morrinhos e a cachoeira Teotônio (segmento 4), ainda que um intenso esforço amostral tenha sido dispensado ao longo de quatro campanhas conduzidas em diferentes períodos hidrológicos. Este contraste resultou da eliminação destas barreiras naturais, a partir da formação do reservatório da UHE Santo Antônio, o que promoveu a dispersão dos animais neste trecho do rio Madeira.

Dentre o total de registros de cetáceos adquiridos na fase de Pós-enchimento, 26% (n = 87) ocorreu a montante da barragem da UHE Santo Antônio (segmentos 1 a 5) e, de acordo com o esperado para esta etapa do monitoramento, consistiu em dados exclusivos de botos do gênero *Inia* (os animais avistados em toda a área de estudo serão tratados daqui em diante por *Inia* spp., em razão dos resultados da avaliação genética - Anexo 2, bem como o resultado do estudo desenvolvido por Gravena, 2013). De modo similar ao observado na fase de Pré-enchimento, botos e tucuxis foram registrados em simpatria na extensão do rio Madeira compreendida desde jusante da UHE Santo Antônio até a comunidade Cujubim (segmento 6). Dos registros tomados neste segmento amostral, avistamentos de *S. fluviatilis* ocorreram em 52% (n = 126) das ocasiões (Figura 01).



Figura 01 Frequência de registros de Cetáceos ao longo dos segmentos amostrados na área de influência da UHE Santo Antônio durante a fase de pós-enchimento.



Ao longo da fase de Pós-enchimento foram observados 619 animais ao longo dos seis trechos amostrais, o que não reflete o tamanho populacional de cetáceos na região, já que, certamente, muitos animais foram reavistados. Nos cursos d'água presentes na extensão e adjacências do reservatório (segmentos 1 a 5) foram visualizados 161 indivíduos de *Inia* spp. No segmento 6, a jusante da UHE Santo Antônio, foram visualizados 276 indivíduos de *Sotalia fluviatilis* e 182 indivíduos de *Inia* spp.

Durante cerca de 26 horas de esforço amostral em ponto fixo/embarcado foram obtidos 27 registros de cetáceos, o que correspondeu a 8% do total adquirido ao longo da fase de Pós-enchimento (n = 215). Tais registros corresponderam a 37 botos e 13 tucuxis, 8% dos cetáceos avistados ao longo do período amostral (n = 619).

Acredita-se que a extensão imediata a jusante da UHE Jirau, não amostrada ao longo da fase de Pós-enchimento, também esteja sendo utilizada por botos, de modo similar ao observado a jusante da UHE Santo Antônio. Ressalta-se que estes sítios são relevantes para a aplicação de esforço amostral em pontos fixo, como forma de avaliar a utilização deste ambiente, bem como ampliar a aquisição de dados para estimativas populacionais. Durante as amostragens de mustelídeos aquáticos foram obtidos outros 53 registros de cetáceos, o que contribuiu para ampliar as informações acerca dos sítios utilizados por botos na região do reservatório e adjacências (Anexo 3 – Desenho 5).

Ocasionalmente, pessoas que utilizavam a área do reservatório para atividades de pesca reportaram a presença de tucuxis a montante da UHE Santo Antônio, após a implantação do barramento, sugerindo que os animais ficaram presos nesta região após a formação do reservatório. Durante os relatos obtidos, houve descrição de que esses animais sempre estiveram associados a agrupamentos de botos, porém apresentavam um tamanho corporal inferior e uma coloração mais escura.



De acordo com Calvimontes-Ugarte (2009), os moradores da Amazônia possuem um próprio sistema de classificação de seres vivos, distinto do que usualmente é estabelecido pela ciência. Por esta razão, é possível que as pessoas que relataram tal ocorrência tenham percebido botos juvenis como tucuxi. Botos juvenis são completamente cinzas e o comprimento total é semelhante ao do tucuxi, o que poderia causar confusão (Cabral *et al.*, 2008). Desde os estudos de viabilidade técnica e econômica dos aproveitamentos hidrelétricos até a atual fase de monitoramento não foram efetuados registros diretos de tucuxis a montante da barragem da UHE Santo Antônio.

4.2 Variação sazonal

Durante o esforço dedicado ao monitoramento de cetáceos na fase de Pós-enchimento houve maior representatividade de registros durante a amostragem conduzida na estação seca (62%, n = 206). (Figura 02). Dentre os botos e tucuxis quantificados (n = 619), 59% (n = 363) foi avistado na estação seca, o que correspondeu a 171 botos do gênero *Inia* e 192 tucuxis (Figura 03).

Figura 02 Frequência de registros de Cetáceos na área de influência da UHE Santo Antônio, de acordo com sazonalidade na região, durante o monitoramento da fase de pós-enchimento.

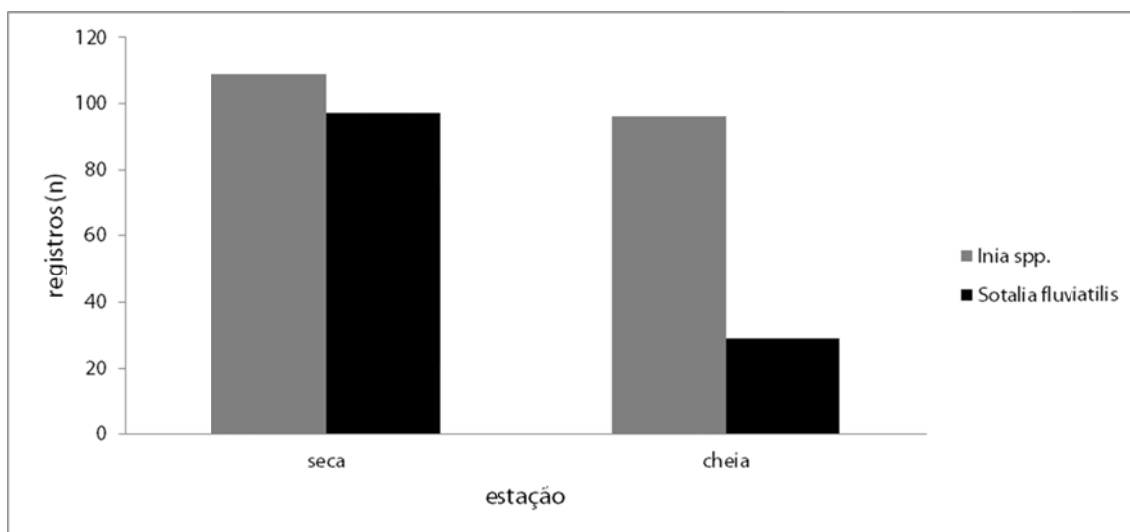
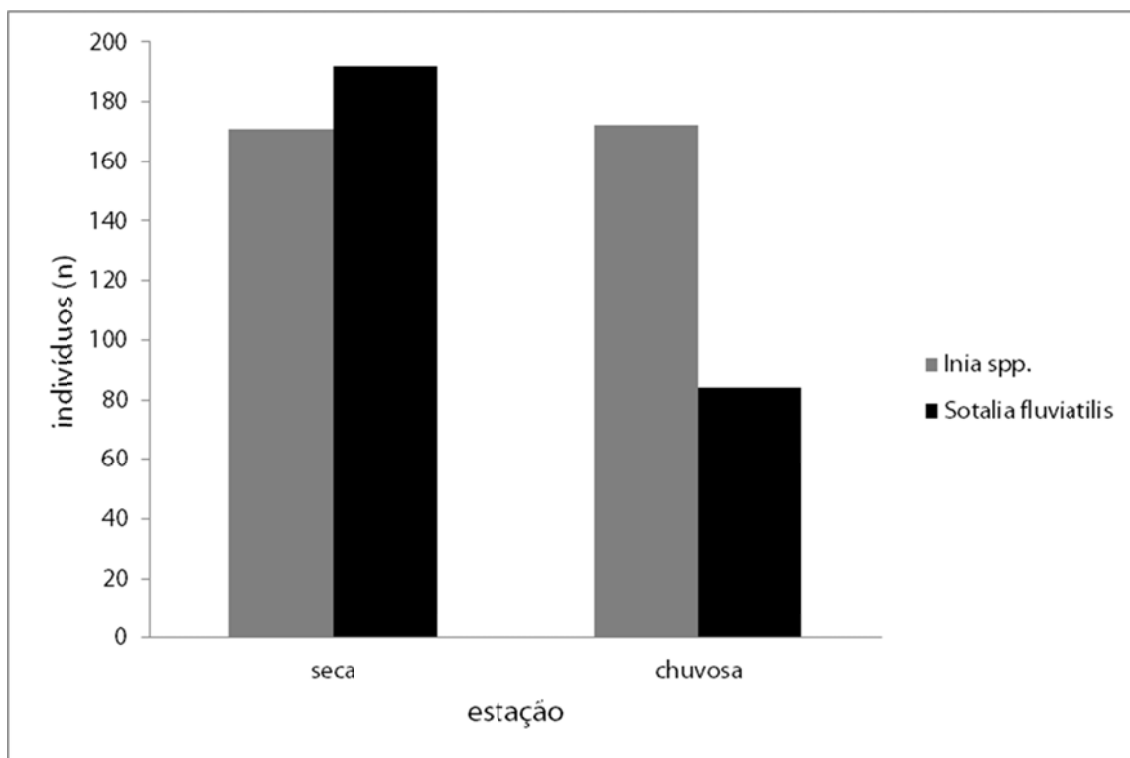




Figura 03 Número de indivíduos de INIA SPP. e S. FLUVIATILIS avistados na área de influência da UHE Santo Antônio, de acordo com sazonalidade na região, durante o monitoramento da fase de pós-enchimento.



Assim como na etapa atual, durante a fase de Pré-enchimento a predominância de registros de cetáceos e de número de indivíduos ocorreu durante o período de baixa pluviosidade (seca e vazante). De acordo com Martin e da Silva (2004), os golfinhos amazônicos concentram-se nos principais rios durante esta época, em resposta à migração de peixes. Martin *et al.* (2004) ressaltaram a importância da flutuação no nível dos cursos d'água para essas espécies: diretamente, permitindo ou impedindo acesso a áreas com abundância de presas, e indiretamente, ao afetar a distribuição, densidade e migrações das populações ícticas.

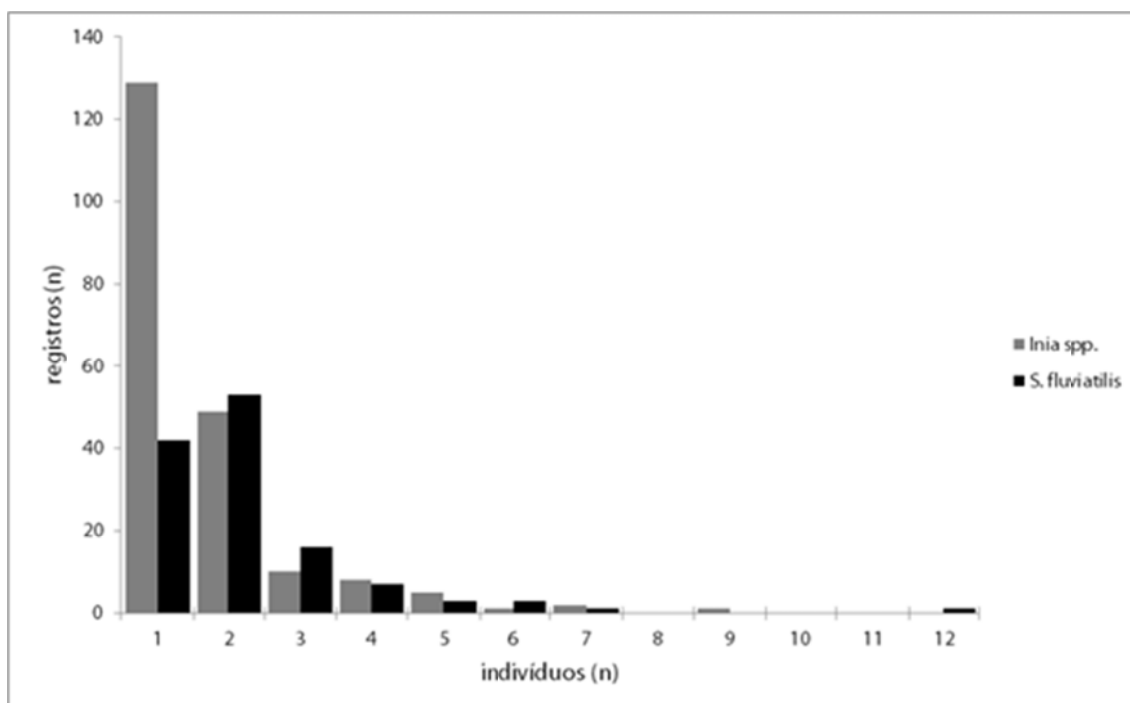
Essa variação pode justificar a maior frequência de registros e de indivíduos na estação seca ao longo do monitoramento da fase de Pós-enchimento e reflete a dispersão dos animais durante a estação chuvosa em busca de alimento. Deste modo, acredita-se que, ao longo da fase de Pós-enchimento, a variação no número de registros e indivíduos foi reflexo da variação sazonal e não da construção da barragem e da formação do reservatório.



4.3 Estrutura de grupo

Durante a fase de Pré-enchimento do reservatório foram registrados botos (do gênero *Inia*) solitários, em pares e agregações compostas por até 11 indivíduos, esta última observada no período de baixa pluviosidade. Ademais, tucuxis solitários e agregações de até 10 indivíduos também foram registrados. Já na fase de Pós-enchimento, os registros de botos do gênero *Inia* consistiram em animais solitários (63%, n = 129) e grupos formados por dois animais (24%, n = 49) e até nove indivíduos (n = 1). Com relação a *S. fluviatilis*, ocorreram registros de animais solitários (33%, n = 42) e grupos variando de dois (42%, n = 53) a 12 indivíduos (n = 1) (Figura 04).

Figura 04 Frequência dos registros de cetáceos de acordo com o tamanho do grupo durante o monitoramento da fase de pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio.



Assim como as outras espécies aquáticas, a reprodução do boto e do tucuxi é associada ao ciclo hidrológico da região, com nascimentos ocorrendo especialmente durante o período de baixa pluviosidade (Best e da Silva, 1984; da Silva, 1994; 2004). Esta sincronia favorece o forrageio e permite adequada condição nutricional de fêmeas de golfinhos amazônicos durante o fim da gestação e o início da lactação (Best e da Silva, 1984).



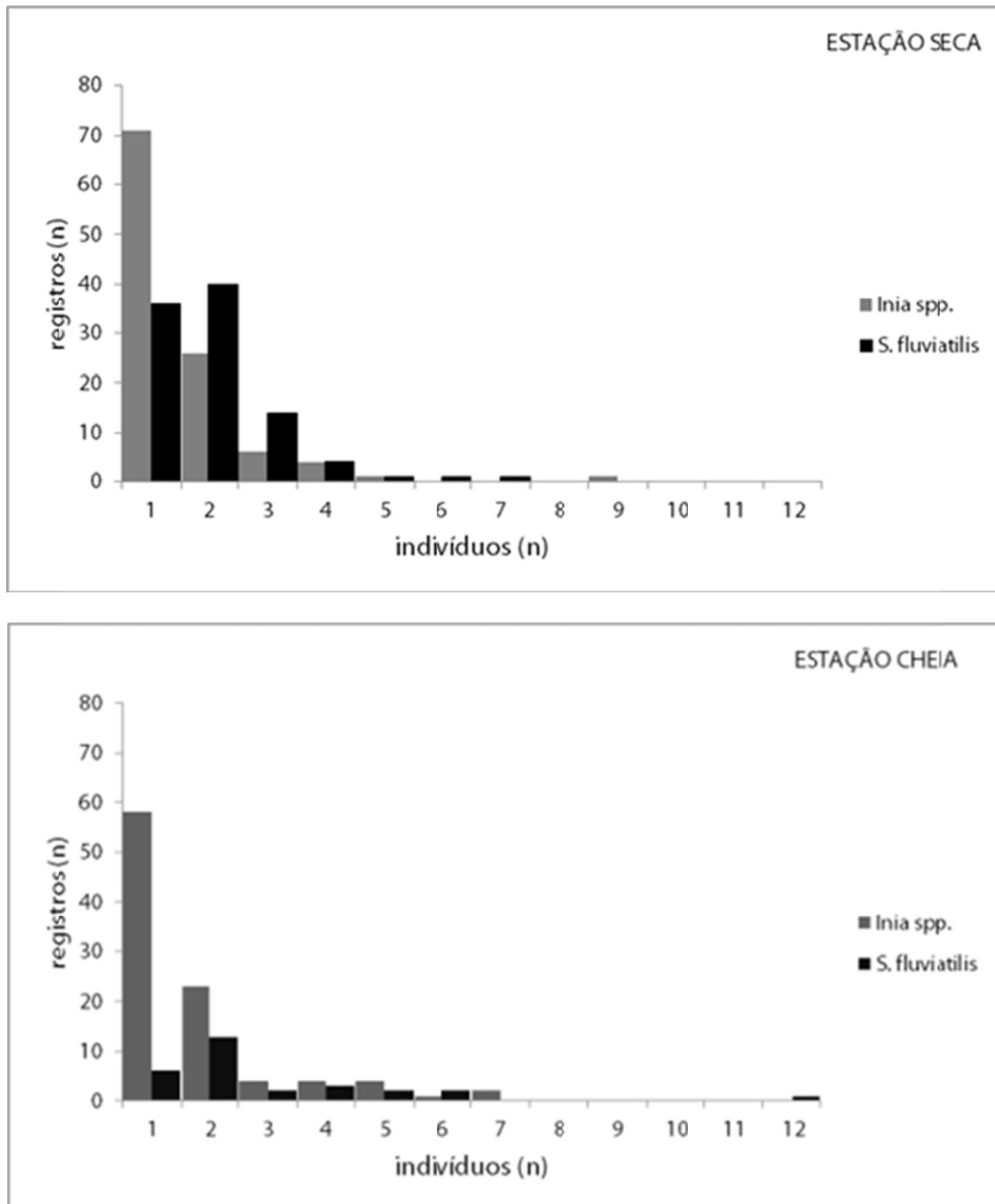
Em todas as estações foram observados filhotes de golfinhos amazônicos, considerando as fases de Pré e Pós-enchimento. Filhotes de cetáceos foram observados em 3% (n = 10) dos avistamentos ocorridos na fase de Pós-enchimento do reservatório, dos quais dois referentes a *S. fluviatilis* e oito a *Inia* spp., tanto a jusante quanto a montante do Empreendimento. De modo similar, filhotes de tucuxis foram observados em 10 ocasiões durante a fase de Pré-enchimento, enquanto filhotes de *Inia* spp. estiveram presentes em 28 registros.

Considerando o período de gestação destes cetáceos (cerca de 10 meses para *S. fluviatilis* e 11 meses para *Inia* spp.) e o tamanho corporal (estimado a olho nu) dos filhotes, pode-se afirmar que os nascimentos ocorreram durante o período amostrado na fase de Pós-enchimento. A princípio, o registro de filhotes a jusante e a montante da UHE Santo Antônio poderia indicar que indivíduos das espécies-alvo neste monitoramento, mesmo após as alterações ambientais sofridas, continuaram encontrando recursos ecológicos (tais como alimentação) requeridos para o desenvolvimento de suas atividades fisiológicas, como a reprodução. Contudo, na ausência de dados pretéritos acerca da estimativa populacional destas espécies e das taxas de natalidade e mortalidade e tendo apenas registros da presença dos filhotes, não é possível inferir sobre a estabilidade destas populações. Para isto, é necessário um aporte de dados de médio ou longo prazo. Ainda assim, a taxa de sobrevivência de cetáceos na área de estudo pode ser utilizada como indicador da disponibilidade de recursos físicos e biológicos após a formação do reservatório.

Ao contrastar a estrutura de grupos de cetáceos com o período hidrológico observou-se que dentre o total de registros obtidos (n = 331), botos (do gênero *Inia*) solitários foram frequentes nas duas estações (seca: 65%, n = 71; chuvosa: 60%, n = 58) e o maior grupo avistado, composto por nove indivíduos, foi registrado na estação seca. Tucuxis foram mais frequentes em pares durante a estação seca (40%, n = 24) e o maior grupo (n = 12) foi registrado durante a estação chuvosa (Figura 05).



Figura 05 Tamanho de grupo de INIA SPP. e S. FLUVIATILIS, de acordo com a sazonalidade, durante o monitoramento da fase de pós-enchimento.





No rio Purus, Rosas *et al.* (2003) reportaram que o tamanho de grupo mais frequente, tanto de tucuxi (n = 36 registros) quanto de boto (n = 28 registros), foi de um indivíduo (n = 15; n = 21), seguido por pares (n = 9; n = 4) e de três indivíduos (n = 7; n = 2), respectivamente. Grupos com cinco ou mais indivíduos para ambas as espécies foram bastante raros, de modo similar ao ocorrido durante o monitoramento da fase de Pós-enchimento do reservatório.

A maior agregação de botos ocorreu na estação seca, tanto nas fases de Pré como Pós-enchimento. De acordo com Da Silva (1994), é na época de águas baixas que os botos estão mais concentrados nos canais principais dos rios, o que favorece a documentação de grupos maiores. Pequenas agregações também podem ser encontradas em áreas de alimentação ou durante momentos de corte e acasalamento (Best e da Silva, 1989), o que poderia justificar o tamanho dos grupos registrados na estação chuvosa da fase de Pós-enchimento.

Ao avaliar os registros de botos a montante da barragem da UHE Santo Antônio, notou-se que o segmento 1 foi o mais representativo em termos numéricos, correspondendo a 44% (n = 38) do total obtido na extensão do reservatório. Os trechos 4 e 5 foram os menos representativos em número de registros. Somados, representaram 21% (n = 18) do total de registros à montante da barragem, tendo sido obtido 8 registros no trecho 4 e 10 no trecho 5.

No trecho do rio Madeira a jusante da UHE Jirau até a desembocadura do rio Jaci-Paraná (segmento 1), bem como no próprio rio Jaci-Paraná (segmento 2), foram registrados ambientes que favoreceram a concentração de botos, como a foz do igarapé Caripuna e a confluência dos referidos rios. Nestes locais, botos foram visualizados ao longo da fase de Pós-enchimento, tanto nas amostragens específicas como durante o esforço direcionado à mastofauna semiaquática. De acordo com Borobia (1992), as desembocaduras de rios são os locais de principal utilização por golfinhos amazônicos, por apresentarem maior profundidade e vegetação reduzida. Martin *et al.* (2004) também ressaltaram que as maiores densidades de cetáceos amazônicos são observadas em trechos de encontro das águas branca e preta.

Embora confluências de cursos d'água também ocorram nos demais segmentos (3 a 5), não foram documentadas agregações de botos nesses locais. Possivelmente isto pode estar associado à remoção da faixa ripária em enseadas e igarapés, o que é mais evidente no segmento do rio Madeira a partir da confluência com o rio Jaci-Paraná até próximo à barragem da UHE Santo Antônio.

Fotografias de cetáceos visando a foto-identificação de indivíduos entre as UHEs Santo Antônio e Jirau foram tomadas a partir da segunda campanha de monitoramento da fase de Pós-enchimento. A eficácia do método foi comprovada, especialmente em áreas preferencialmente utilizadas por botos. No caso do reservatório, os esforços foram concentrados na confluência dos rios Jaci-Paraná e Madeira e na foz do igarapé Caripuna. O número de animais registrados ainda é pequeno e as imagens ainda estão sendo tratadas para reconhecimento individual dos animais e posterior tentativa de análise do padrão de movimentação e fidelidade de sítios.



4.4 Estimativa populacional

Ao longo da fase de Pós-enchimento do reservatório foram percorridos 2.255,77 km de esforço dedicado a transectos de banda, o que permitiu a obtenção de 213 registros de cetáceos. Deste total, 67% (n = 143) foi alcançado durante a estação seca, sendo 68 referentes a botos e 75 a tucuxis (Anexo 3 – Desenho 3). Já na amostragem conduzida no período de alta pluviosidade, o número de avistamentos foi menos expressivo quando comparado às campanhas na seca, tendo sido obtidos 52 registros de botos e 18 de tucuxis (Anexo 3 – Desenho 4).

A quantificação dos indivíduos a cada registro obtido, ao longo dos transectos de banda, resultou em 375 animais avistados, cujo maior percentual (64%, n = 241) ocorreu na estação seca. De modo semelhante, o maior percentual de cetáceos avistados durante os transectos conduzidos na fase de Pré-enchimento ocorreu no período de baixa pluviosidade (seca: 37%, n = 218; vazante: 27%, n = 160).

Durante a fase de Pré-enchimento, a taxa de encontro de *Inia* spp. entre as UHEs Santo Antônio e Jirau foi de 0,12 indiv./km percorrido, o que correspondeu a aproximadamente um boto a cada 9 km de curso d'água amostrado. Na fase de Pós-enchimento este índice foi de 0,03 indiv./km, o equivalente a um boto avistado a cada 33 km. Na estação chuvosa a taxa de encontro foi de 0,03 indiv./km e na estação seca foi de 0,02 indiv./km de rio amostrado. Comparando os valores obtidos entre as fases de Pré e Pós-enchimento, verificou-se que houve uma redução na taxa de encontro de botos na área correspondente ao atual reservatório da UHE Santo Antônio.

Entretanto, é importante frisar que esta informação deve ser interpretada com cautela, em razão da redução de cerca de 4 km na extensão de amostragem do segmento 1, a jusante da UHE Jirau, durante a fase de Pós-enchimento. Acredita-se que botos estejam explorando a referida região motivados pela oferta alimentar nas proximidades do Sistema de Transposição de Peixe (STP) e do vertedouro. De acordo com Agostinho *et al.* (2012), os STPs promovem o adensamento de predadores piscívoros, como aves aquáticas, quelônios e cetáceos. Ressalta-se também que o estabelecimento do reservatório proporcionou a formação de novos ambientes alagáveis marginais, aumentando assim a área de uso de *Inia* spp. Como essas áreas geralmente não são de fácil navegabilidade, influenciam diretamente na detectabilidade dos indivíduos.

Ao confrontar os resultados obtidos durante as fases de Pré e Pós-enchimento com aqueles alcançados em estudos similares, pode-se afirmar que a taxa de encontro foi inferior e tende a refletir uma pequena população de botos entre as UHEs Jirau e Santo Antônio. Estimativas populacionais de boto-vermelho no estado do Amazonas revelaram uma densidade relativa de 0,6 indiv./km nos rios Solimões e Japurá (Martin e da Silva, 2004); 1,5 - 3,7 botos/km amostrado no rio Purus (Rosas *et al.*, 2003); 0,1 - 0,3 botos/km no rio Solimões, entre Manaus e Tabatinga (Magnusson *et al.*, 1980).



4.5 Estrutura genética

A partir da análise do DNA mitocondrial das amostras obtidas de boto, nas fases de Pré e Pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio, concluiu-se que a espécie presente na área é *I. boliviensis*, a qual acreditava-se estar presente apenas acima das cachoeiras e corredeiras presentes no alto rio Madeira, ou acima da cachoeira de Teotônio, considerada a maior barreira geográfica da região (Pilleri e Gehr, 1997; da Silva, 1994; Tavera *et al.*, 2010). A cachoeira de Teotônio não era considerada barreira à distribuição da espécie, conforme reportado em literatura específica (Anexo 2). Gravena *et al.* (2013), analisaram amostras de botos (n = 4) capturados vivos nas imediações da ilha de Búfalos, no reservatório da UHE Santo Antônio, e também concluíram que os indivíduos eram representantes de *I. boliviensis*.

No entanto, recentemente, Gravena (2013) utilizando além de marcadores mitocondriais, marcadores nucleares (microsatélites), observou que a cachoeira do Teotônio funcionava como barreira à distribuição dos alelos (nucleares) pertencentes às duas espécies de boto, separando o genoma nuclear de *I. boliviensis* e *I. geoffrensis*, o que não foi detectado com uso de marcadores mitocondriais, já que esses marcadores possuem herança exclusivamente materna. O grupo de animais encontrados abaixo da cachoeira de Teotônio, atualmente no interior do reservatório da UHE Santo Antônio, em sua maioria, possuem genoma mitocondrial pertencente à *I. boliviensis*, enquanto que parte do genoma nuclear pertence à *I. geoffrensis*. Nessa região também foi observado um indivíduo que possui tanto genoma mitocondrial quanto genoma nuclear pertencente unicamente à *I. boliviensis*. Sendo assim, pode-se considerar que entre a UHE Jirau e Santo Antônio há uma população de cetáceos constituída por botos da espécie *I. boliviensis* que ocorriam acima da cachoeira de Teotônio, e botos híbridos entre as espécies *I. boliviensis* e *I. geoffrensis*, que ocorriam entre a cachoeira de Teotônio e a corredeira de Santo Antônio.

Ruiz-García *et al.* (2007) ressaltaram que a espécie *I. boliviensis* apresenta uma baixa variabilidade genética, o que a torna uma espécie sensível às mudanças drásticas na dinâmica do sistema, como no caso das alterações ocasionadas por hidrelétricas (Tavera *et al.*, 2011). De acordo com Rosel e Reeves (2000), populações com baixa variabilidade genética são menos capazes de se adaptar e sobreviver às mudanças estocásticas no meio ambiente. No caso de *I. boliviensis* já foi reportado que a espécie possui baixa variabilidade genética comparada a espécie irmã, *I. geoffrensis* (Banguera-Hinestroza *et al.* 2002; Hollatz *et al.* 2011). Com relação à população de híbridos, sabe-se que em casos de hibridização a maior parte dos indivíduos são estéreis. Em alguns casos os animais gerados por espécies diferentes podem se reproduzir, gerando uma prole que possui baixo valor adaptativo, o que consistiria em outro motivo de preocupação. As duas situações (baixa variabilidade genética já identificada em um caso, e hibridização em outro) geram preocupação em termos de conservação das espécies.



5. CONCLUSÕES

Durante a execução do Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos, especificamente do Grupo Cetáceos, foi possível levantar informações preliminares sobre aspectos distribucionais e populacionais de golfinhos amazônicos a partir da regulação do fluxo hídrico. Constatou-se que a distribuição das espécies de golfinhos amazônicos permaneceu similar ao padrão identificado na fase de Pré-enchimento: botos e tucuxis ocorrendo em simpatria a jusante da UHE Santo Antônio, enquanto na área do reservatório apenas botos estão presentes. A estrutura dos grupos e variação sazonal também foram considerados dentro dos padrões esperados para as espécies-alvo neste monitoramento.

Constatou-se que a população de botos entre as UHEs Santo Antônio e Jirau pertence a *I. boliviensis*, uma espécie de cetáceo com baixa variabilidade genética e sensível a grandes alterações ambientais, e híbridos de *I. boliviensis* e *I. geoffrensis*. Ressalta-se que *I. boliviensis*, ainda não foi acessada pela IUCN, por isso é tratada como uma das subespécies de *I. geoffrensis* (Reeves *et al.*, 2011), sendo portanto considerada como dados insuficientes para avaliar o estado de conservação. Entretanto, na Bolívia, o *Ministerio de Medio Ambiente y Agua* (2009) considera a espécie *I. boliviensis* vulnerável à extinção (Trujillo *et al.*, 2010).

Não foi possível estimar o tamanho populacional de botos a montante da UHE Santo Antônio, devido à baixa taxa de encontro de indivíduos na região. Ainda assim, as taxas de encontro, que atuam como um índice relativo de abundância populacional, refletiram uma população pequena entre as UHEs Jirau e Santo Antônio. Com o intuito de ampliar o esforço amostral e, possivelmente, obter uma maior taxa de encontro, permitindo assim uma melhor estimativa populacional, sugere-se um ajuste metodológico nas transecções. Em razão da nova conformação do trecho do rio Madeira, entre as UHEs de Jirau e Santo Antônio, sugere-se que as transecções em banda de 50 m sejam substituídas por transecções de 200 m (com faixa de amostragem de 100 m a boreste e bombordo), associadas às transecções lineares (margem a margem) (Gomez-Salazar *et al.*, 2012). Essa abordagem tem sido replicada ao longo da área de distribuição de *Inia* spp. e têm levantado informações mais satisfatórias (Julião *et al.*, 2014). Hidrelétricas, de um modo geral, possuem o potencial de alterar a morfologia e hidrologia em trechos a jusante da barragem, afetando diretamente habitats explorados por golfinhos de rios e, conseqüentemente, podendo levar à inutilização de determinados trechos. No rio Caroni, afluente do Orinoco, na Venezuela, houve esgotamento aparente de botos-vermelho a jusante da barragem da UHE Guri, possivelmente em razão da redução do fluxo hídrico (Romero *et al.*, 2001). No caso da UHE Santo Antônio, sendo um reservatório a fio-d'água, e considerando-se toda a extensão do rio Madeira, não se espera a ocorrência de alterações nas populações de botos situadas a jusante.



Ressalta-se que o monitoramento da distribuição de cetáceos e uso do hábitat em resposta às alterações nas características fluviais ocasionadas pelo barramento favorecerá a compreensão da resistência adaptativa destes animais ao estresse ambiental (Smith e Reeves, 2009). Consequentemente, como estratégia de conservação, poderá contribuir para uma melhor estimativa e manutenção dos fluxos adequados, sobretudo no período de baixa pluviosidade, para garantir a disponibilidade de ambientes utilizados por cetáceos, tanto a montante quanto a jusante do Empreendimento (Reeves *et al.*, 2000).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados obtidos do monitoramento da Fase de Pós-enchimento, pode-se afirmar que botos do gênero *Inia* ocorrem em toda a área de estudo e *S. fluviatilis* encontram-se distribuídos apenas a jusante da UHE Santo Antônio. Ao contrastar estes resultados com aqueles obtidos durante a avaliação da viabilidade do referido Empreendimento, notou-se que não houve alteração neste padrão de distribuição. Deste modo, sugere-se que os esforços de monitoramento futuros sejam direcionados aos cetáceos do gênero *Inia*.

Adicionalmente, é imprescindível que seja monitorado o trecho imediato a jusante da UHE Jirau, não amostrado a partir da fase de Pós-enchimento. Há relatos de botos utilizando este trecho com certa frequência, em razão da oferta de alimento e facilidade de captura. Certamente, a ausência de dados nesta porção do Madeira influenciará a estimativa da população de botos entre os dois empreendimentos hidrelétricos.

Sugere-se a continuidade do monitoramento de cetáceos, especificamente no trecho do rio Madeira entre as UHEs Santo Antônio e Jirau, a fim de levantar maiores informações sobre os aspectos populacionais dos botos nesta região. Informações básicas para avaliar a viabilidade populacional de uma espécie incluem parâmetros reprodutivos e índices de mortalidade associados à idade, e estimativas populacionais.

Em razão do padrão de uso do habitat desta espécie, recomenda-se que os esforços de amostragem sejam concentrados no período de baixa pluviosidade, o que tende a favorecer a detectabilidade de indivíduos nos canais principais dos corpos d'água. Sugere-se que as amostragens em ponto fixo sejam direcionadas apenas aos trechos preferencialmente utilizados pelos botos, na extensão entre as duas UHEs, como próximos aos Sistemas de Transposição de Peixe, a jusante das UHE Jirau, bem como em confluência de cursos d'água. O esforço de amostragem nestes sítios tem o potencial de favorecer a fotoidentificação de animais e, consequentemente, o monitoramento populacional por meio de marcação-e-recaptura.



Em suma, considera-se relevante a continuidade do monitoramento, mas frente à situação atual diagnosticada, propõe-se uma alteração na amostragem, a partir dos dados gerados e pelo conhecimento da região. Deste modo, sugere-se:

- (i) Amostragens (campanhas) anuais, priorizando época de estiagem na região (agosto a outubro), por um prazo de três anos, com diagnóstico e reavaliação após este período;
- (ii) Amostragem conjunta (simultânea) aos mamíferos semiaquáticos, destinando períodos (dias) para o emprego das metodologias específicas a cada um dos grupos temáticos;
- (iii) Área de estudo limitada ao trecho do rio Madeira situado entre as UHEs Jirau e Santo Antônio, abrangendo enseadas, igarapés e rios contribuintes (de acordo com as definições prévias);
- (iv) Direcionamento dos esforços de documentação em “ponto fixo/embarcado” em sítios preferencialmente utilizados por golfinhos de rio ao longo do trecho amostral (como próximo aos Sistemas de Transposição de Peixe e confluências de cursos d’água); e
- (v) Substituição das transecções em banda de 50 m por transecções de 200 m (com faixa de amostragem de 100 m a boreste e bombordo), associadas às transecções lineares (margem a margem).

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALIAGA-ROSSEL, E.; MCGUIRE, T. L.; HAMILTON, H. 2006. Distribution and encounter rates of the river dolphin (*Inia geoffrensis boliviensis*) in the central Bolivian Amazon. *The Journal of Cetacean Research and Management*. 8 (1): 87-92

BANGUERA-HINESTROZA, E.; CÁRDENAS, H.; RUIZ-GARCÍA, M.; MARMONTEL, M.; GAITÁN, E.; VÁZQUEZ, R.; GARCÍA-VALLEJO, F. 2002. Molecular identification of evolutionarily significant units in the Amazon river dolphin *Inia* sp. (Cetacea: Iniidae). *The American Genetic Association*. 93 (5): 312-322.

BAUM, D. A.; SHAW, K. L. 1995. Genealogical perspective on the species problem. Pp. 289-303. *In*: P. C. HOCH; A. G. STEPHENSON. (eds.). *Experimental and molecular approaches to plant biosystematics*. St. Louis, MO, USA: Missouri Botanical Garden Press.

BEST, R. C.; DA SILVA, V. M. F. 1989. Amazon river dolphin, boto *Inia geoffrensis* (de Blainville, 1817). Pp. 1-23. *In*: S. H. RIDGWAY; R. J. HARRISON. (eds.). *Handbook of marine mammals*. Vol. 4. Academic Press, London, United Kingdom.

BEST, R. C.; DA SILVA, V. M. F. 1993. *Inia geoffrensis*. *The American Society of Mammalogists. Mammalian Species*. 426: 1-8.

BOROBIA, M. 1992. Revisão sobre a biologia do tucuxi *Sotalia fluviatilis*. *In*: *River Dolphin Workshop*, Buenos Aires, Argentina.



- BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L.; HOEK, W. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. Canadian Journal of Zoology. 69: 1025-1039.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; THOMAS, L. 2001. Introduction to distance sampling. University Press, London.
- CABRAL, M. M. M.; DE MATTOS, G. E.; ROSAS, F. C. W. 2008. Mammals, birds and reptiles in Balbina Reservoir, State of Amazonas, Brazil. Check List. 4 (2): 152-158.
- CALVIMONTES-UGARTE, J. 2009. Etnoconocimiento, uso y conservación del manatí amazónico (*Trichechus inunguis*) en la Reserva de Desarrollo Sostenible Amanã, Brasil. Escuela de Post-Grado Especialidad en Conservación de Recursos Forestales - Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima. 210 p.
- CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, D. N.; CANTANHEDE, A. M.; ROSAS, F. C. W.; DA SILVA, V. M. F. 2007. Mamíferos acuáticos. Pp. 225-238. In: L. RAPP PY-DANIEL; C. P. DEUS; A. L. HENRIQUES; D. M. PIMPÃO; O. M. RIBEIRO. (orgs.). Biodiversidade do Médio Madeira: bases científicas para propostas de conservação. INPA: Manaus. 244 p.
- COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L.; DITCHFIELD, A. D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. Megadiversidade. 1: 103-112.
- CORANDER, J.; MARTTINEN, P.; SIRÉN, J.; TANG, J. 2008. Enhanced Bayesian modelling in BAPS software for learning genetic structures of populations. BMC Bioinformatics. 9: 539.
- DA SILVA, V. M. F. 1994. Aspects of the biology of the Amazonian dolphin genus *Inia* and *Sotalia fluviatilis*. Ph.D. Dissertation. University of Cambridge. 327 p.
- DA SILVA, V. M. F. 2009. Amazon river dolphin *Inia geoffrensis*. Pp. 1188-1192. In: W. F. PERRIN; B. WÜRSIG; J. G. M. TEWISSEN. (eds.). Encyclopedia of Marine Mammals. Elsevier, Amsterdam, 2nd ed. 1352 p.
- DA SILVA, V. M. F.; BEST, R. C. 1994. Tucuxi, *Sotalia* (Gervais, 1853). Pp. 43-69. In: S. H. RIDGWAY; R. J. HARRISON (eds.). Handbook of marine mammals. Vol. 5. Academic Press, London, U.K.
- DA SILVA, V. M. F.; GOULDING, M.; BARTHEM, R. B. 2008. Golfinhos da Amazônia. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. 43 p.
- DAVIS, J. I.; NIXON, K. C. 1992. Populations, genetic variation, and the delimitation of phylogenetic species. Systematic Biology. 41(4): 421-435.
- DAWSON, S.; WADE, P.; SLOOTEN, E.; BARLOW, J. 2008. Design and field methods for sighting surveys of cetaceans in coastal and riverine habitats. Mammal Review. 38: 19-49.
- EXCOFFIER, L. E LISCHER, H. E. L. 2010. Arlequin suite ver 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. Molecular Ecology Resources. 10: 574-567.



- EVANS, P. G. H., HAMMOND, P. S. 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal Review*. 34: 131-156.
- FELSENSTEIN, J. 1981. Evolutionary trees from DNA sequences: a maximum likelihood approach. *Journal of Molecular Evolution*. 17 (6): 368-376.
- FURNAS; CONSTRUTORA NOBERTO ODEBRECHT S. A; LEME ENGENHARIA. 2005. Estudo de impacto ambiental dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, Rio Madeira-RO. 6315-RT-G90-001. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: FURNAS Centrais Elétricas S.A, Construtora Norberto Odebrecht, S.A., Leme Engenharia. 8 Vols.
- GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F.; PORTOCARRERO-AYA, M.; WHITEHEAD. H. 2012. Population, density estimates and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. *Marine Mammal Science*. 28 (1): 124-153.
- GRABERT, H. 1983. Migration and speciation of the South American Iniidae (Cetacea: Mammalia). *Z. Säugetierk.* 49: 334-341.
- GRAVENA. 2013. O boto vermelho (*Inia* spp.) nos rios Madeira, Mamoré e Guaporé: distribuição, evolução e estrutura populacional. Tese, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 157 f.
- GRAVENA, W.; HALLER, E. C. P.; FALCÃO, A. C. G. P.; HRBEK, T. 2013. Dados populacionais de botos para avaliação do impacto de empreendimento hidroelétrico. Seminário Nacional de Grandes Barragens, 29. Porto de Galinhas, Brasil: Comitê Brasileiro de Barragens.
- HAMILTON, H.; CABALLERO, S.; COLLINS, A. G.; BROWNELL JR, R. L. 2001. Evolution of river dolphins. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*. 268: 549-556.
- HOLLATZ, C.; VILAÇA, S. T.; REDONDO, R. A. F.; MARMONTEL, M.; BAKER, C. S.; SANTOS, F. R. 2011. The Amazon River system as an ecological barrier driving genetic differentiation of the pink dolphin (*Inia geoffrensis*). *Biol J Linn Soc*, 102: 812-827.
- IBAMA. 2001. Mamíferos aquáticos do Brasil: plano de ação, versão II. 2ª ed. Brasília, 102 p.
- JULIÃO, H. P.; GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F.; PASCHOALINI, M.; LIMA, D. S.; RISTAU, N. G.; MARMONTEL, M. 2014. Estimativa de densidade e influência de fatores ecológicos sobre os tamanhos de grupo de golfinhos de rio, Amazônia Central. In: 11º Simpósio sobre Conservação e Manejo Participativo na Amazônia, 2014, Tefé. Livro de Resumos do 11º Simpósio sobre Conservação e Manejo Participativo na Amazônia.
- KHAN, K. M.; NAIZI, M. S. 1989. Distribution and population status of the Indus Dolphin, Platanista minor. In: PERRIN, W. F.; BROWNELL JR, R. L.; KAIYA, Z.; JIONKANG, L. (eds). *Biol. Conserv. River Dolphins*. IUCN, Gland, Switzerland, pp 77-80
- MADEIRA ENERGIA. 2008. Projeto básico ambiental: aproveitamento hidrelétrico Santo Antônio. Vol. 2.



- MAGNUSSON, W. E.; BEST, R. C.; DA SILVA, V. M. F. 1980. Numbers and behavior of Amazonian dolphins, *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in the rio Solimões, Brasil. *Aquatic Mammals*. 8 (1): 27-32.
- MARTIN, A. R.; DA SILVA, V. M. F. 2004. Number, seasonal movements, and residency characteristics of river dolphins in an Amazonian floodplain lake system. *Canadian Journal of Zoology*. 82: 1307-1315.
- MARTIN, A.; DA SILVA, V. M. F.; SALMON, D. L. 2004. Riverine habitat preferences of botos (*Inia geoffrensis*) and tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in the central Amazon. *Marine Mammal Science*. 20 (2): 189-200.
- MARTÍNEZ-AGÜERO, M.; FLORES-RAMÍREZ, S.; RUIZ-GARCÍA, M. 2006. First report for the Major Histocompatibility Complex (MHC) Class II loci from the Amazon pink river dolphin (genus *Inia*). *Genetics and Molecular Research*. 5(3): 421-431.
- MCALLISTER, D.; CRAIG, J.; DAVIDSON, N.; MURRAY, D.; SEDDON, M. 2001. Biodiversity impacts of large dams. Background paper 1, International Union for Conservation of Nature, and United Nations Environmental Programme. Gland, Switzerland.
- MEIRELLES, A. C. O. 2013. Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), na enseada do Mucuripe, Fortaleza, estado do Ceará. Tese, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 132 f.
- PILLERI, G.; GIHR, M. 1977. Observations on the Bolivian, (*Inia boliviensis* d'Orbigny, 1834) and the Amazonian Bufo (*Inia geoffrensis* Blainville, 1817), with a description of a new subspecies (*Inia geoffrensis humboldtiana*). Pp. 11-76. In: G. PILLERI (ed.). *Investigations on Cetacea*. Brain Anatomy Institut, Berne, Switzerland. Vol. 8.
- REEVES, R. R.; LEATHERWOOD, S. 1994. Dams and river dolphins: can they co-exist?. *Ambio*. 23: 172-175.
- REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A.; NOTARBARTOLO-DI-SCIARA, G. (comp.). 2003. *Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 139 p.
- REEVES R. R.; SMITH, B. D.; KASUYA, T. (eds.). 2000. *Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia*. World Conservation Union, Gland, Switzerland.
- REEVES, R. R.; STEWART, B. S.; CLAPHAM, P. J.; POWELL, J. A. 2002. *Guide to marine mammals of the world*. New York: Chanticleer press. 527 p.
- RICE, D. W. 1998. *Marine Mammals of the world: systematic and distribution*. Special Publication, 4. The Society of Marine Mammalogy.



ROCHA-CAMPOS, C. C.; GUSMÃO-CÂMARA, I.; PRETTO, D. J. (org.). 2010. Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos: pequenos cetáceos. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 132 p.

ROMERO, A.; AGUDO, A.; GREEN, S.; NOTARBARTOLO DI SCIARA, G. 2001. Cetaceans of Venezuela: their distribution and conservation status. NOAA Technical Report NMFS. A Technical Report of the Fishery Bulletin. 151: 60 p.

ROSAS, F. C. W.; SOUSA-LIMA, R. S.; DA SILVA, V. M. F. 2003. Avaliação preliminar dos mamíferos do baixo rio Purus. Pp. 49-59. In: C. F. DE DEUS; R. DA SILVEIRA; L. H. R. PY-DANIEL. (eds). Piagaçu-Purus: bases científicas para a criação de uma reserva de desenvolvimento sustentável. Manaus, Brazil.

ROSEL, P. E.; REEVES, R. R. 2000. Genetic and demographic considerations for the conservation of Asian river cetaceans. Pp. 144-152. In: R. R.REEVES; B. D.SMITH;T. KASUYA. (eds.). Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

ROSEN, D. E. 1979. Fishes from the uplands and intermontane basins of Guatemala: revisionary studies and comparative geography. Bulletin of the American Museum of Natural History. 162: 267-376.

RUIZ-GARCÍA, M.; BANGUERA, E.; CARDENAS, H. 2006. Morphological analysis of three *Inia* Cetacea Iniidae populations from Colombia and Bolivia. Acta Theriologica. 51(4): 411-426

RUIZ-GARCÍA, M.; CABALLERO, S.; MARTINEZ-AGÜERO, M.; SHOSTELL, J. M. 2008. Molecular differentiation among *Inia geoffrensis* and *Inia boliviensis* (Iniidae, Cetacea) by means of nuclear intron sequences. Pp. 1-25. In: V. T. KOVEN. (ed.). Population genetics research progress. Ch. 6.

RUIZ-GARCÍA, M.; MURILLO, A.; CORRALES, C.; ROMERO-ALEÁN N.; ÁLVAREZ-PRADA, D. 2007. Genética de poblaciones amazónicas: la historia evolutiva del jaguar, ocelote, delfín rosado, mono lanudo y piurí, reconstruida a partir de sus genes. Animal Biodiversity and Conservation. 30 (2): 115-130.

RUIZ-GARCÍA, M.; SHOSTELL, J. (eds.). 2010. Biology, evolution, and conservation of river dolphins within South America and Asia. Nova Science Pub. Inc., 504 p.

SALZBURGER, W.; EWING, G.; VON HAESELER, A. 2011. The performance of phylogenetic algorithms in estimating haplotype genealogies with migration. Molecular Ecology. 20 (9): 1952-1963.

SAMBROOK, J.; FRITSCH, E. F.; MANIATIS, T. 1989. Molecular cloning: a laboratory manual. 2nd ed. Cold Spring Harbor Laboratory Press: Cold Springs Harbor. New York.

SHRESTHA, T. K. 1989. Biology, status and conservation of the Ganges River Dolphin, *Platanista gangetica*, in Nepal. In: PERRIN, W. F.; BROWNELL JR, R. L.; KAIYA. Z.; JIONKANG L (eds) Biol. Conserv. River Dolphins. IUCN, Gland, Switzerland, pp 70-76

SMITH, B. D.; BRAULIK, G. T. 2012. *Platanista gangetica*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 09 August 2013.



- SMITH, B. D.; REEVES, R. R. (eds.). 2000. Report of the workshop on the effects of water development on river cetaceans. *In*: R. R. REEVES; B. D. SMITH; T. KASUYA. (eds.). Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia. IUCN/SSC Occasional paper nº. 23, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- SMITH, B. D.; REEVES, R. R. 2009. River cetaceans and habitat change: generalist resilience or specialist vulnerability? *In*: J. YAMAGIWA; L. KARZMARSKI. (eds.). Primates and cetaceans: field studies and conservation of complex mammalian societies, Springer Press; New York.
- SMITH, B.D.; ZHOU, K.; WANG, D.; REEVES, R.R.; BARLOW, J., TAYLOR, B.L.; PITMAN, R. 2008. *Lipotes vexillifer*. *In*: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 09 August 2013.
- SOUZA, S. P.; CARDOSO, J.; M. PENTEADO. 2009. Observações oportunísticas contribuem com dados sobre cetáceos no Arquipélago dos Alcatrazes. *In*: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 6. Anais eletrônico. Curitiba: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação o Boticário de Proteção à Natureza.
- TAYLOR, B. L.; CHIVERS, S. J.; LARESE, J.; PERRIN, W. F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans, Administrative Report LJ-07-01, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center. 24
- TAVERA, G.; BECERRA, P.; RUIZ-GARCÍA, M.; CARVAJAL-VALLEJOS, F. M.; VAN DAMME, P.A. 2011. El delfín boliviano (*Inia boliviensis*) en la Amazonía boliviana: distribución, estado poblacional y amenazas. Pp. 185-202. *In*: P. A. VAN DAMME; F. CARVAJAL; J. MOLINA. (eds.) Los peces de la Amazonía boliviana: hábitats, potencialidades y amenazas. Edit. INIA, Cochabamba, Bolivia. 490 p
- TRUJILLO, F. 1994. The use of photo-identification to study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. *Marine Mammal Science*.10 (3): 348-353.
- TRUJILLO, F.; CRESPO, E.; VAN DAMME, P. A.; USMA J. S. (eds.). 2010. The action plan for South American river dolphins 2010 – 2020. WWF, Fundación Omacha, WDS, WDCS, Solamac. Bogotá, D. C., Colombia. 249 p.
- VIDAL, O.; BARLOW, J.; HURTADO, L.; TORRE, J.; CENDON, P.; OJEDA, Z. 1997. Distribution and abundance of the Amazon river dolphin (*Inia geoffrensis*) and the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in the upper Amazon river. *Marine Mammal Science*. 13(3): 427-445.
- WRIGHT, S. 1951. The genetical structure of populations. *Annals of Eugenics*.15: 323-354.



ANEXOS



ANEXO 1

Anexo Fotográfico



Foto: Danielle Lima

Foto 01 *Inia* spp. a montante da barragem da UHE Santo Antônio, na confluência dos rios Jaci-Paraná e Madeira.



Foto: Danielle Lima

Foto 02 Botos no rio Madeira, a jusante da barragem da UHE Santo Antônio.



Foto: Danielle Lima

Foto 03 Boto identificado pelo padrão de pigmentação corporal.



Foto: Danielle Lima

Foto 04 *Inia* spp. em agregação (três indivíduos) na confluência dos rios Jaci-Paraná e Madeira.



Foto: Danielle Lima

Foto 05 Tucuxi no rio Madeira, a jusante da barragem da UHE Santo Antônio.



Foto: Danielle Lima

Foto 06 Tucuxi em atividade aérea, um dos comportamentos expressados por indivíduos desta espécie.



Foto: Nathali Ristau

Foto 07 Tucuxis em deslocamento no rio Madeira, a jusante da barragem da UHE Santo Antônio.



Foto: André Bastos

Foto 08 Tucuxis a jusante da UHE Santo Antônio.



Foto: Beatriz Calera

Foto 09 Técnicos buscando por registros de *Inia* spp. durante transectos de banda.



Foto: Beatriz Calera

Foto 10 Técnicos em esforço de amostragem a partir de ponto fixo a montante da UHE Santo Antônio.



ANEXO 2

Laudo Genética de Botos na Área de Influência da UHE Santo Antônio



1. INTRODUÇÃO

As relações taxonômicas dos chamados “golfinhos de rio” têm sido questionadas há mais de um século. Atualmente, estes golfinhos estão separados em quatro gêneros, na maioria monoespecíficos. O boto-vermelho possui duas espécies descritas, *Inia boliviensis* e *I. geoffrensis*, sendo que esta ainda está subdividida em duas subespécies, *I. g. geoffrensis* e *I. g. humboldtiana* (Pilleri e Gehr, 1977; da Silva, 1994; Hamilton *et al.*, 2001; Banguera-Hinestroza *et al.*, 2002).

Banguera-Hinestroza *et al.* (2002), utilizando-se do sequenciamento de dois genes mitocondriais, observaram uma distinção dos botos das bacias dos rios Beni-Mamoré, na Bolívia, e dos botos da Amazônia Central, Brasil. Esses autores analisaram amostras de várias regiões das bacias do rio Orinoco e do Amazonas - coletadas no Brasil, na Colômbia, na Bolívia e na Venezuela - a fim de determinar se os grupos taxonômicos possuíam variação genética. A análise da região controle mitocondrial mostrou que não havia haplótipos compartilhados entre os botos da porção brasileira da bacia Amazônica e sub-bacia Beni-Mamoré, existindo um considerável nível de diversidade genética entre as populações. De acordo com estes resultados, os autores propuseram vários eventos de isolamento geográfico que acabaram gerando esta diversidade de haplótipos, mostrando que as populações de botos do gênero *Inia* estão claramente separadas em duas unidades evolutivas consideradas como *I. geoffrensis* e *I. boliviensis*.

As espécies e subespécies de boto têm como principais limites para sua distribuição as grandes corredeiras, cachoeiras e rios muito pequenos (Best e da Silva, 1993). *I. g. humboldtiana* é encontrada na bacia do rio Orinoco (Pilleri e Gehr, 1977; da Silva, 1994; 2009); *I. g. geoffrensis* é encontrada nos rios da bacia Amazônica e Araguaia-Tocantins (Pilleri e Gehr, 1977; Best e da Silva, 1993; da Silva, 2009). *I. boliviensis* está distribuída principalmente no norte e nordeste da Bolívia, incluindo os rios de fronteira com o Brasil, como o Guaporé, Abunã, Mamoré e Madeira (Pilleri e Gehr, 1977; Best e da Silva, 1993; da Silva, 1994).

Até recentemente, uma sequência de 18 corredeiras podiam ser observadas entre os municípios de Guajará-Mirim (rio Mamoré) e Porto Velho (rio Madeira) (Cella-Ribeiro *et al.*, 2013). Essas corredeiras eram consideradas barreiras geográficas para a dispersão das espécies de boto. No entanto, Best e da Silva (1993) sugeriram que durante a estação de cheia os botos poderiam transpor as corredeiras assim como ocorrem com os grandes bagres migradores.

Em estudos anteriores à construção das hidrelétricas do alto rio Madeira foi reportado a existência de botos na região das corredeiras, no entanto, sem definir quais das espécies de *Inia* ocupavam a região (Furnas *et al.*, 2005). E até então, as duas cachoeiras, Jirau e Teotônio, eram consideradas as principais barreiras a distribuição dos botos, já que as mesmas são intransponíveis para navegação (Best e da Silva, 1993).



2. OBJETIVOS

Definir a estrutura genética da subpopulação de botos na área do reservatório da UHE Santo Antônio e verificar se havia fluxo gênico entre as populações da Bolívia e as populações a jusante da cachoeira Teotônio.

3. MÉTODOS

3.1. Delineamento amostral/Protocolos Temáticos

Foram analisadas amostras de boto (*Inia spp.*) depositadas na coleção de tecidos de genética animal (CTGA) da Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Essas amostras (n = 4) foram coletadas seguindo metodologia descrita por da Silva e Martin (2000), na enseadeira da UHE Santo Antônio. Também foram utilizadas amostras coletadas casualmente de animais encontrados mortos na região de influência da UHE Santo Antônio (n = 2), a jusante e a montante da cachoeira Teotônio, sendo uma amostra, proveniente da enseadeira, depositada na coleção de Mamíferos Aquáticos do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, e uma amostra, proveniente da região de confluência dos rios Jaci-Paraná e Madeira depositada no CTGA. Todas as amostras foram coletadas mediante autorização do Ibama (Processo Ibama nº 02001.000965/2008-83 – autorização nº 138/2011; Processo Ibama nº 02001.00508/2008-99 – autorização nº 138/2011 1ª Renovação). Para comparação dos dados moleculares, também foram utilizadas seis amostras controle de cada espécie (*I. geoffrensis* e *I. boliviensis*), que fazem parte do banco de dados do Laboratório de Evolução e Genética Animal da UFAM.

Para a extração de DNA total das amostras foi utilizado protocolo de Sambrook *et al.* (1989). O DNA foi isolado por digestão com Proteinase K utilizando tampão de lise, seguido de sucessivas lavagens com clorofórmio, clorofórmio-álcool isoamílico, isopropanol e álcool 70%.

Foi realizada amplificação da região controle (*D-loop*) do DNA mitocondrial de cada indivíduo. Para amplificação do *D-loop* foram utilizados os *primers* HDH6 e LTRO (Banguera-Hinestroza *et al.*, 2002). A reação de amplificação foi realizada com os seguintes componentes: 2,5 µL de tampão 10X; 2,5 µL de dNTPs 2,5 mM; 2,5 µL de cloreto de magnésio 25mM; 2,0 µL do *primer* (F) a 2 mM; 2,0 µL do *primer* (R) a 2 mM; 0,3 µL de DNA Taq polimerase a 5 U/µL e 1,0 µL do DNA genômico de cada indivíduo a 10 – 100 ng/µL. A reação foi ajustada para um volume final de 12,5 µL com água deionizada autoclavada. O programa de amplificação teve os seguintes perfis de temperatura: 92°C por um minuto para a desnaturação (dissociação) das fitas complementares do DNA; seguidos por 35 ciclos de 92°C (1 minuto), temperatura de anelamento de 55°C (35 segundos), 72°C (1 minuto e meio); e uma extensão final a 72°C por 5 minutos para a extensão dos fragmentos amplificados de DNA.

Posteriormente os fragmentos amplificados foram purificados, o que consiste na eliminação dos vários tipos de produtos não incorporados na reação de amplificação como *primers*, dNTPs, sais e outras moléculas de peso molecular baixo. Essa etapa do processo foi realizada utilizando as enzimas Exonuclease e Fosfatase alcalina (EXOSAP).



O DNA purificado foi utilizado na reação de sequenciamento descrita a seguir: o sequenciamento foi realizado com a utilização do Kit de reação *Big Dye Terminator* (*Applied Biosystems*). Cada amostra de DNA foi sequenciada duas vezes, uma com o *primer* L (leve) ou *forward* e outra com o *primer* H (pesado) ou *reverse*. Mediante a complementação das duas fitas foi possível obter-se toda a sequência da região controle para todos os indivíduos.

A reação de sequência foi realizada também utilizando a técnica de PCR, na qual o volume final de cada reação foi obtido com os seguintes componentes: 2 µL do *primer* L ou H utilizado anteriormente na amplificação do fragmento; 2 µL da solução do Kit de reação *Big Dye Terminator*; 2 µL de DNA amplificado e já purificado (entre 30 e 90 ng/µL).

A reação foi preparada em placas com 96 poços, em seguida levada ao termociclador por 25 ciclos com o seguinte perfil de temperatura: 20 segundos a 95°C, a fim de desnaturar as fitas complementares; 15 segundos a 50°C, para o anelamento do *primer*, e 1 minuto a 60°C, para a extensão da região a ser sequenciada.

Após o término da reação de sequenciamento, o produto foi precipitado de acordo com o seguinte protocolo: adicionou-se à placa com o material amplificado 2,5µL de EDTA 125 mM e 27,5 µL de etanol absoluto (100% de pureza), misturando com o *vortex* e centrifugando por alguns segundos (*spin down*). A placa foi incubada a temperatura ambiente por 15 minutos e em seguida centrifugada em centrífuga refrigerada por 30 minutos. Eliminou-se o álcool por inversão da placa e foram acrescentados 30 µL de etanol 70%. Centrifugou-se por 15 minutos e eliminou-se o álcool por inversão da placa. Em seguida centrifugou-se a placa invertida em um papel toalha, *spina* 700 rpm. A placa foi seca em temperatura ambiente e depois o material foi ressuspensionado em 10 µL de *loading buffer* (presente no kit de sequenciamento). Após a precipitação o material foi injetado no sequenciador.

3.2. Análise de dados

As sequências geradas pelo sequenciador automático ABI 3130 foram importadas para o programa Geneious (Drummond *et al.*, 2012) onde foram verificadas quanto à sua integridade. Uma vez compiladas, as sequências foram alinhadas com a ajuda do programa Clustal W (Thompson *et al.*, 1996). Posteriormente, foram conferidas e editadas a fim de que fossem estabelecidas as sequências individuais finais.

A separação das amostras em *clusters* genéticos foi realizada analisando a estrutura das populações por meio de análise Bayesiana pelo programa BAPS 5 (Corander *et al.*, 2008). Fundamentado na frequência dos nucleotídeos, esse modelo criou grupos (K) de indivíduos relacionados geneticamente. Os valores de probabilidade posterior (*Log-likelihood*) foram utilizados para selecionar o número de clusters mais apropriado à nossa amostragem.

As relações filogenéticas entre os haplótipos foi visualizada através de uma rede de haplótipos construída pelo programa HaploViewer (Salzburger *et al.*, 2011), com as relações entre os haplótipos sendo inferidas sob o critério da máxima verossimilhança utilizando o programa Phym1, do pacote PHYLIP (Felsenstein, 1993).



A fim de verificar a existência de estrutura genética entre as amostras controle e as amostras da região das corredeiras, foi obtida uma matriz com os valores do índice de fixação (F_{ST}) (Wright, 1951) com o auxílio do programa ARLEQUIN 3.5 (Excoffier e Lischer, 2010). Também foi estimada a taxa de migração (fluxo gênico) de forma linear a partir dos valores de F_{ST} , em número de migrantes por geração (Nm) onde $Nm = Y = (1 - F_{ST}) / (2 F_{ST})$, também no programa ARLEQUIN 3.5 (Excoffier e Lischer, 2010)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As amostras foram sequenciadas e alinhadas para a região controle do DNA mitocondrial, como mostrado na Figura 01.

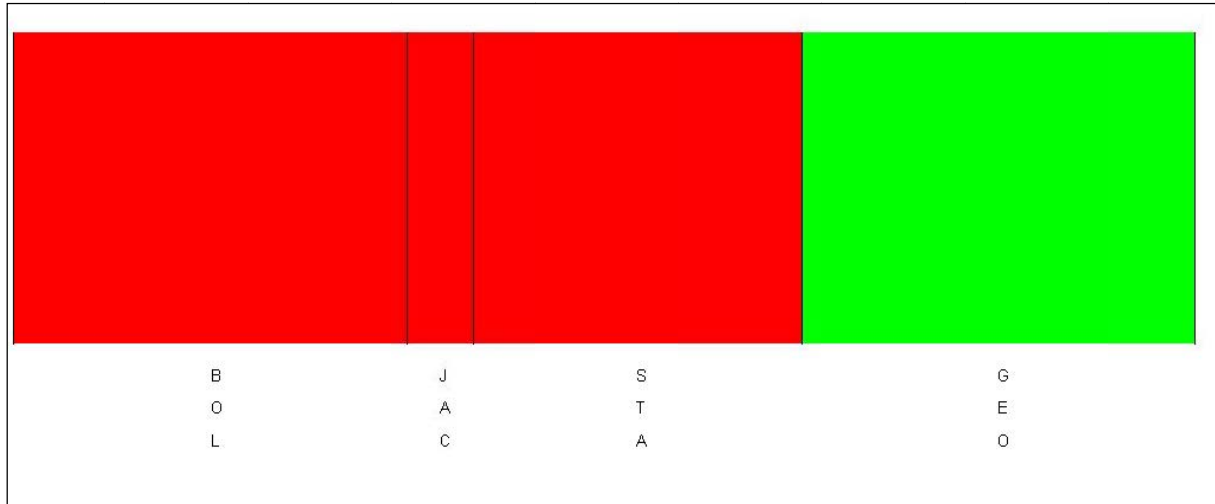
Figura 01. Alinhamento das sequencias da região controle do DNA mitocondrial das duas espécies de Iniano Programageneious.

Consensus	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 1. 283FRC	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 2. 284FRC	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 3. 285FRC	ACATAACACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 4. 286FRC	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 5. 287FRC	ACATAACACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 6. 288FRC	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
REV 7. JAC	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 8. 371STA	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 9. 372STA	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 10. 373STA	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 11. 374STA	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
REV 12. STA	ACATAGCACATGCGCAAACGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 13. 353MMI	ACATAACACATGCAACAAAGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 14. 354MMI	ACATAACACATGCAACAAAGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 15. 355MMI	ACATAACACATGCAACAAAGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 16. 358MMI	ACATAACACATGCAACAAAGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 17. 360MMI	ACATAACACATGCAACAAAGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC
FWD 18. 362MMI	ACATAACACATGCAACAAAGCTAACATGTCATAGCACCCATTTATAAAATACCTTAC

A análise Bayesiana de estrutura de populações, realizada no programa BAPS, agrupou os 18 indivíduos em dois *clusters*. Foi observado que a probabilidade posterior de existirem dois grupos biológicos (espécies) nas amostras utilizadas para análise foi de $ln = -161,538$, enquanto que a probabilidade de existirem três grupos biológicos foi $ln = -168,1523$ (notar que os valores são negativos). Esta diferença é significativa ($p < 0,001$), e, portanto, temos que assumir que o modelo com dois grupos biológicos é o resultado mais provável (Figura 02).



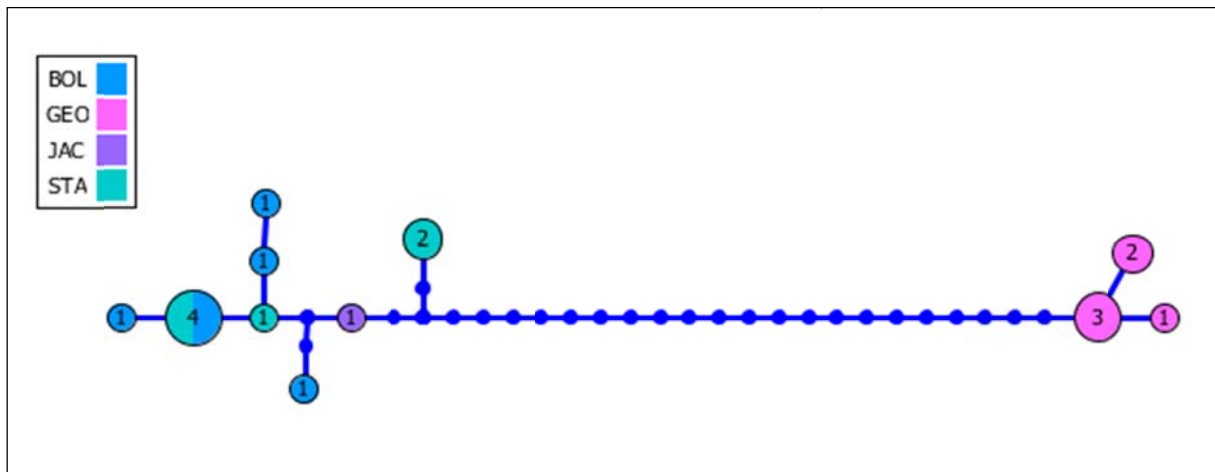
Figura 02. Análise Bayesiana do programa BAPS.



Nota: Cada barra representa um indivíduo, e cada cluster genético está representado por uma cor. A cor vermelha representa os indivíduos da espécie *I. boliviensis*, e a cor verde representa os indivíduos da espécie *I. geoffrensis*. No eixo x estão representadas as siglas referentes às amostras controle de *I. boliviensis* (BOL) e de *I. geoffrensis* (GEO), além das localidades onde foram coletadas as amostras utilizadas, boca do rio Jaci-Paraná (JAC) e enseadeira da UHE Santo Antônio (STA)

Foi possível observar que tanto o indivíduo do rio Jaci-Paraná quanto aqueles coletados na enseadeira agruparam com as amostras da espécie *I. boliviensis*, indicando que todas as amostras coletadas a montante da UHE Santo Antônio pertencem a essa espécie (Figura 03).

Figura 03. Árvore de haplótipos gerada pelo programa haploviewer.



Nota: Cada círculo colorido corresponde a um haplótipo, e os números no interior do mesmo correspondem ao número de indivíduos que possuem o mesmo haplótipo. Cada cor representa uma das localidades analisadas. As bolinhas azuis menores correspondem a mutações entre os haplótipos



Com base nas sequências da região controle do DNA mitocondrial, foi possível inferir que os animais capturados na Área de Influência da UHE Santo Antônio possuem haplótipos de *I. boliviensis*, como pode ser observado no resultado da análise Bayesiana (Figura 02), e na árvore de haplótipos (Figura 3). Além disso, foi possível observar que as amostras coletadas possuem os caracteres diagnósticos para as sequências de *D-loop* da espécie *Inia boliviensis* (Quadro 01).

Quadro 01. Sítios diagnósticos da região controle do DNA mitocondrial utilizados para determinar as espécies DE Boto.

Espécie	Sítios Diagnósticos																	
	36	53	54	57	58	75	76	92	108	129	134	145	157	158	160	166	415	477
<i>I. geoffrensis</i>	C	A	G	G	T	C	C	G	T	A	T	T	C	C	C	T	T	C
<i>I. boliviensis</i>	T	G	A	A	C	T	A	A	C	G	C	C	T	T	T	C	G	T

A partir do resultado da árvore de haplótipos, observou-se que as duas espécies, *I. boliviensis* (cor azul claro) e *I. geoffrensis* (cor rosa) estão separadas por 21 mutações (bolinhas azuis entre os ramos da árvore). Além disso, todos os indivíduos coletados na Área de Influência da UHE Santo Antônio (cores lilás e verde água) estão agrupados juntamente com as amostras controle de *I. boliviensis* (azul claro)

Gravena *et al.*(2013), utilizando amostras de botos coletados acima e abaixo da cachoeira de Jirau, já haviam demonstrado que essa cachoeira não era barreira ao fluxo gênico desses animais, já que são encontrados botos-boliviano, *I. boliviensis*, a montante e a jusante dessa cachoeira. Apesar dos botos estarem transpondo essa cachoeira, ainda não se sabia se a cachoeira Teotônio seria uma barreira efetiva para esses animais, bloqueando o fluxo gênico entre as populações acima e abaixo da mesma. Por isso foi medido o valor de F_{ST} e o número de migrantes por geração (Nm) entre as amostras controle e as amostras coletadas acima e abaixo da cachoeira Teotônio. Os valores de F_{ST} são inversamente proporcionais aos valores de Nm ; isso indica que quanto maior o número de migrantes, menores são os valores de F_{ST} , evidenciando que as populações não estão estruturadas. Se o número de migrantes for baixo, maior o valor de F_{ST} , indicando que as populações podem estar estruturadas.

Nas amostras analisadas observou-se um alto valor de F_{ST} nas comparações entre as amostras de *I. geoffrensis* e todas as outras amostras utilizadas (Quadro 02). Nas comparações entre as amostras de *I. boliviensis*, e acima e abaixo da cachoeira Teotônio, os valores de F_{ST} são baixos, indicando que essas populações não são diferenciadas, já que existe fluxo gênico entre elas. Verificou-se ainda que o número de migrantes por geração entre a região acima e abaixo da cachoeira Teotônio é alto (7,50) comparado aos valores encontrados para as outras localidades.



Quadro 02. Valores de NM (acima da diagonal) e FST (abaixo da diagonal) para cada um dos grupos de Botos analisados, acima e abaixo da cachoeira Teotônio.

	<i>I. boliviensis</i>	Acima	Abaixo	<i>I. geoffrensis</i>
<i>I. boliviensis</i>	*	2,0	3,2	0,03
Acima	0,20	*	7,50	0,02
Abaixo	0,13	0,06	*	0,04
<i>I. geoffrensis</i>	0,93	0,96	0,93	*

Sumarizando, todas as amostras coletadas na região onde hoje se encontra o reservatório da UHE Santo Antônio pertencem à espécie *I. boliviensis*. As populações dessa espécie das regiões acima (rio Jaci-Paraná) e abaixo da cachoeira Teotônio (ensecadeira) mantinham relativo fluxo gênico, indicando que a cachoeira Teotônio não era barreira à distribuição da espécie.

É importante ressaltar que a espécie encontrada no reservatório da UHE Santo Antônio, *I. boliviensis*, ainda não foi acessada pela IUCN, por isso ela ainda é tratada como uma das subespécies de *I. geoffrensis*, *I. g. boliviensis* (Reeves *et al.*, 2011). Na IUCN as espécies de boto são listadas como “dados insuficientes”. Entretanto, na Bolívia o *Ministerio de Medio Ambiente y Agua* (2009) considera a espécie *I. boliviensis* vulnerável à extinção (Trujillo *et al.*, 2010).

5. CONCLUSÃO

Com base na metodologia utilizada foi possível inferir que as amostras coletadas no reservatório da UHE Santo Antônio pertencem a *Inia boliviensis*, indicando que essa espécie ocorria em localidades acima e abaixo da cachoeira Teotônio. A análise genética demonstrou que essa cachoeira não era barreira às espécies de boto, sendo possível observar um relativo fluxo gênico entre as amostras coletadas no rio Jaci-Paraná e na ensecadeira.



6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BANGUERA-HINESTROZA, E.; CARDENAS, H.; RUIZ-GARCÍA, M.; MARMONTEL, M.; GAITAN, E.; VAZQUEZ, R.; GARCIA-VALLEJO, F. 2002. Molecular identification of evolutionarily significant units in the Amazon River dolphin *Inia* sp. (Cetacea: Iniidae). *Journal of Heredity*. 93 (5): 312-322.

BERNATCHEZ, L. E LANDRY, C. 2003. MHC studies in nonmodel vertebrates: what have we learned about natural selection in 15 years? *Journal of Evolutionary Biology*. 16 (3):363-377.

BEST, R. C.; DA SILVA, V. M. F. 1993. *Inia geoffrensis*. *Mammalian Species*. 426: 1-8.

CAMPOS, J. L., POSADA, D. E MORAN, P. 2006. Genetic variation at MHC, mitochondrial and microsatellite loci in isolated populations of Brown trout (*Salmo trutta*). *Conservation Genetics*. 7: 515-530.

CELLA-RIBEIRO, A., TORRENTE-VILARA, G., HUNGRIA, D. B. E DE OLIVEIRA, D. 2013. As corredeiras do rio Madeira. Pp.56-63. In: L. QUEIROZ; G. TORRENTE-VILARA; W. OHARA; T. PIRES; J. E. ZUANON; C. R. C DORIA. (ed.). *Peixes do rio Madeira*. São Paulo, Brasil: Editora Dialeto.

CORANDER, J.; MARTTINEN, P.; SIRÉN, J.; TANG, J. 2008. Enhanced Bayesian modelling in BAPS software for learning genetic structures of populations. *BMC Bioinformatics*. 9: 539.

DA SILVA, V. M. F. 1994. Aspects of the biology of the Amazonian dolphin genus *Inia* and *Sotalia fluviatilis*. Ph.D. Dissertation. University of Cambridge. 327 p.

DA SILVA, V. M. F. 2009. Amazon river dolphin *Inia geoffrensis*. Pp. 1188-1192. In: W. F. PERRIN; B. WÜRSIG; J. G. M. TEWISSEN. (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. Elsevier, Amsterdam, 2nd ed. 1352 p.

DA SILVA, V. M. F.; MARTIN, A. R. 2000. A Study of the Boto, or Amazon river dolphin (*Inia geoffrensis*), in the Mamirauá Reserve, Brazil: Operation and techniques. In: R. R. REEVES; B. D. SMITH; T. KASUYA. (ed.). *Biology and conservation of freshwater cetaceans in Asia: IUCN, Vol.23*

DRUMMOND, A. J.; ASHTON, B.; BUXTON, S.; CHEUNG, M.; COOPER, A.; DURAN, C.; FIELD, M.; HELED, J.; KEARSE, M.; MARKOWITZ, S.; MOIR, R.; STONES-HAVAS, S.; STURROCK, S.; THIERER, T.; WILSON, A. C. 2012. *Geneious v5.6.3*. Auckland, New Zealand: Biomatters, Inc.

EXCOFFIER, L. E LISCHER, H. E. L. 2010. Arlequin suite ver 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources*. 10: 574-567.

FELSENSTEIN, J. 1993. *PHYLIP (Phylogeny Inference Package) version 3.5*. Department of Genetics, University of Washington, Seattle: Distributed by the author.



FURNAS; CONSTRUTORA NORBERTO ODEBRECHT S. A.; LEME ENGENHARIA. 2005. Estudo de impacto ambiental dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, Rio Madeira-RO. 6315-RT-G90-001. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: FURNAS Centrais Elétricas S.A, Construtora Norberto Odebrecht, S.A., Leme Engenharia. 8 Vols.

GRAVENA, W.; HALLER, E. C. P.; FALCÃO, A. C. G. P.; HRBEK, T. 2013. Dados populacionais de botos para avaliação do impacto de empreendimento hidroelétrico. Seminário Nacional de Grandes Barragens, 29. Porto de Galinhas, Brasil: Comitê Brasileiro de Barragens.

HAMILTON, H.; CABALLERO, S.; COLLINS, A. G.; BROWNELL JR, R. L. 2001. Evolution of river dolphins. Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences. 268: 549-556.

HRBEK, T; DA SILVA, V. M. F.; DUTRA, N.; GRAVENA, W.; MARTIN, A. R.; FARIAS, I. Z. 2014. a new species of river dolphin from Brazil or: how little do we know our biodiversity. PLoS ONE 9(1): e83623.

INTERNATIONAL RIVERS. 2013. China. Berkeley, USA. Disponível em www.internationalrivers.org. Acesso em: 2 set. 2013.

KHAN, K. M. E.; NIAZI, M. S. 1989. Distribution and population status of the Indus dolphin, *Platanista minor*. Pp. 77-80 In: W. F. PERRIN; , R. L. BROWNELL JR; , Z. E. KAIYA;; L. JIANKANG (eds.). Biology and conservation of the river dolphins: IUCN Species Survival Commission Occasional Paper, v. 3, Distribution and population status of the Indus dolphin, *Platanista minor*.

LOCHMILLER, R. L. 1996. Immunocompetence and animal population regulation. *Oikos*. 76: 594-602.

MARTÍNEZ-AGUERO, M., FLORES-RAMÍREZ, S.; RUIZ-GARCÍA M. 2006. First report of major histocompatibility complex class II loci from the Amazon pink river dolphin (genus *Inia*). *Genetics and Molecular Research*. 5: (3):421-431.

O'BRIEN, S. J.; EVERMANN, J. F. 1988. Interactive influence of infectious disease and genetic diversity in natural populations. *Trends in Ecology & Evolution*. 3: 254-259.

PEIXUN, C.; YUANYU, H. 1987. Projected impacts of the Three Gorges Dam on the baiji and needs for conservation of the species. Pp.31-41. In: A collection of articles on the impacts of the three-gorges dam project on the aquatic ecosystem along the Chang Jiang and research on counter measures. Beijing: China Scientific Press, Projected impacts of the Three Gorges Dam on the baiji and needs for conservation of the species.

PIERTNEY, S. B.; OLIVER, M. K. 2006. The evolutionary ecology of the major histocompatibility complex. *Heredity*. 96: 7-21.

PILLERI, G.; GIHR, M. 1977. Observations on the Bolivian, (*Inia boliviensis* d'Orbigny, 1834) and the Amazonian Bufo (*Inia geoffrensis* Blainville, 1817), with a description of a new subspecies (*Inia geoffrensis humboldtiana*). Pp. 11-76. In: G. PILLERI (ed.). Investigations on Cetacea. Brain Anatomy Institut, Berne, Switzerland. Vol. 8.



REEVES, R. R.; JEFFERSON, T. A.; KARCZMARSKI, L.; LAIDRE, K.; O'CORRY-CROWE, G. M.; ROJAS-BRACHO, L.; SECCHI, E. R.; SLOOTEN, E.; SMITH, B. D.; WANG, J. Y.; ZHOU, K. 2011. *Inia geoffrensis*. IUCN 2012: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2: .

SALZBURGER, W.; EWING, G.; VON HAESELER, A. 2011. The performance of phylogenetic algorithms in estimating haplotype genealogies with migration. *Molecular Ecology*. 20 (9): 1952-1963.

SAMBROOK, J.; FRITSCH, E. F.; MANIATIS, T. 1989. *Molecular cloning: a laboratory manual*. 2nd ed. Cold Spring Harbor Laboratory Press: Cold Springs Harbor. New York.

SHRESTHA, T. K. 1989. Biology, status and conservation of the Ganges River dolphin, *Platanista gangetica*. Pp.64-69. In: W. F. PERRIN; R. L. BROWNELL JR; , Z. KAIYA; L. JIANKANG. (ed.). *Biology and Conservation of River Dolphins: IUCN Species Survival Commission Occasional Paper*, 3.

THOMPSON, J. D.; HIGGINS, D. G.; GIBSON, T. J. 1996. CLUSTAL W: improving the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position specific gap penalties and weight matrix choice. *Nucleic Acids Research*. 22: 4673-4680.

TRUJILLO, F., AYA, M. P., GÓMEZ-SALAZÁR, C., DIAZGRANADOS, M. C., CASTELLANOS-MORA, L., RUIZ-GARCÍA, M.; CABALLERO, S. 2010. Status and conservation of river dolphins *Inia geoffrensis* and *Sotalia fluviatilis* in the Amazon and Orinoco River Basins in Colombia. In: TRUJILLO, F.; CRESPO, E.; VAN DAMME, P. A.; USMA J. S. (eds.). 2010. *The action plan for South American river dolphins 2010 – 2020*. WWF, Fundación Omacha, WDS, WDSC, Solamac. Bogotá, D. C., Colombia. 249 p.

TURVEY, S. T.; PITMAN, R. L.; TAYLOR, B. L.; BARLOW, J.; AKAMATSU, T.; BARRETT, L. A.; ZHAO, X. J.; REEVES, R. R.; STEWART, B. S.; WANG, K. X.; WEI, Z.; ZHANG, X. F.; PUSSER, L. T.; RICHLIN, M.; BRANDON, J. R.; WANG, D. 2007. First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology Letters*. 3: 537-540.

VAN BRESSEM, M. F.; VAN WAEREBEEK, K.; RAGA, A. J. 1999. A review of virus infections of cetaceans and the potential impact of morbilliviruses, poxviruses and papillomaviruses on host population dynamics. *Dis. Aquat. Org.* 38:53-65.

WRIGHT, S. 1951. The genetical structure of populations. *Annals of Eugenics*. 15: 323-354.

XU, S.; JU, J.; ZHOU, X.; WANG, L.; ZHOU, K.; YANG, G. 2012. Considerable MHC diversity suggests that the functional extinction of Baiji is not related to population genetic collapse. *PLoS ONE*. 7 (1): 30423.

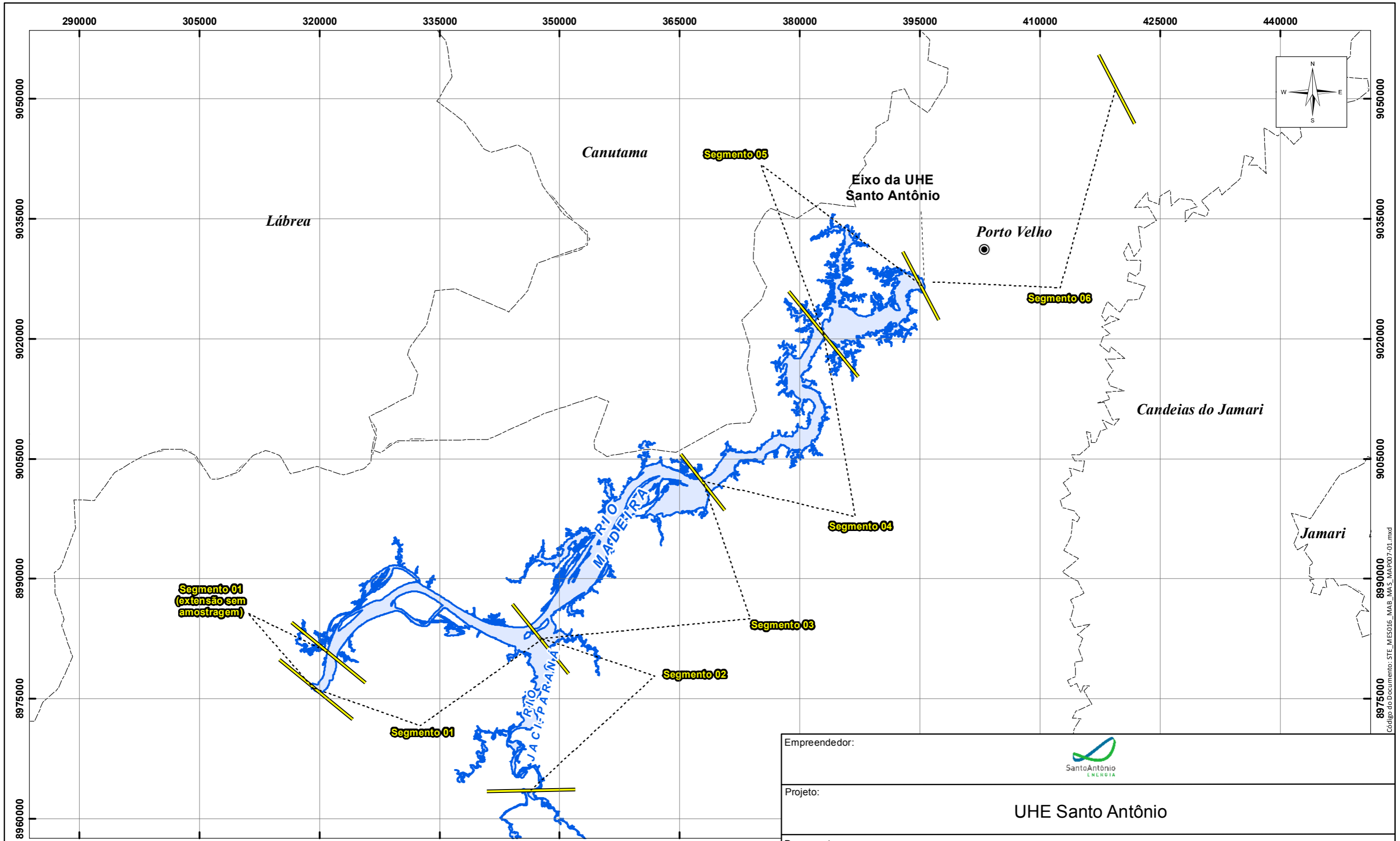
YANG, G.; LIU, S.; REN, W.; ZHOU, K.; WEI, F. 2003. Mitochondrial control region variability of baiji and the Yangtze finless porpoise, two sympatric small cetaceans in the Yangtze river. *Acta Theriologica*. 48 (4): 469-483.

ZHOU, K. 2000. Baiji. Pp: 58-61. In: W. F. PERRIN; B. WÜRSIG; J. G. M. THEWISSEN. (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. San Diego, CA, USA: Academic Press.



ANEXO 3

Desenhos



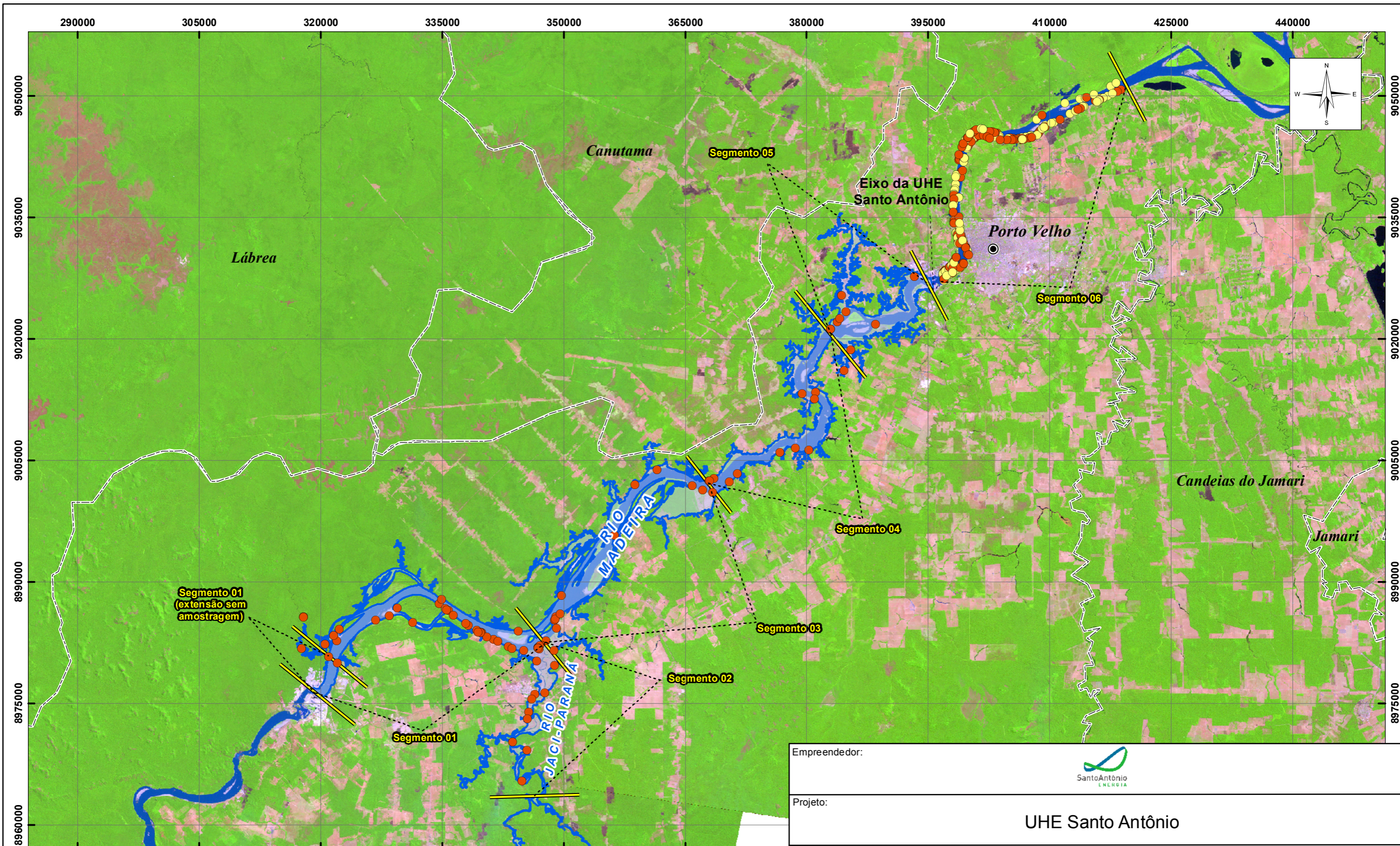
Código do Documento: STE_MES016_MAB_MA5_WA/P007-01.mxd

- Limite dos segmentos da amostragem
- Reservatório (cota 70,2)
- Convenções Cartográficas**
- Sede Municipal
- Limite Municipal



0 9.000 18.000 Metros
 PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
 Datum: South American 1969 - Fuso 23s

Empreendedor:	 Santo Antônio ENERGIA
Projeto:	UHE Santo Antônio
Documento:	Programa de Conservação da Fauna Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos - Cetáceos Relatório Consolidado Fase de Pós-enchimento
Título:	Desenho 01 - Segmentos amostrais selecionados para monitoramento de cetáceos nas fases de Pré e Pós-enchimento do reservatório da UHE Santo Antônio
Escala:	1:450.000
Cartografia:	Geoprocessamento SETE
Data:	09/2014
Anexo:	03





Código do Documento: STE_MES016_MAB_MA5_WA/P08-01.mxd

Empreendedor:	 Santo Antônio ENERGIA			
Projeto:	UHE Santo Antônio			
Documento:	Programa de Conservação da Fauna Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos - Cetáceos Relatório Consolidado Fase de Pós-enchimento			
Título:	Desenho 02 - Distribuição de cetáceos ao longo da área de estudo utilizando métodos transectos de banda, ponto fixo e oportunístico			
 SETE SOLUÇÕES E TECNOLOGIA AMBIENTAL	Escala: 1:450.000	Cartografia: Geoprocessamento SETE	Data: 09/2014	Anexo: 03

Monitoramento de mamíferos aquáticos

— Limite dos segmentos da amostragem

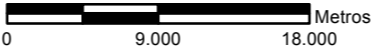
Cetáceos

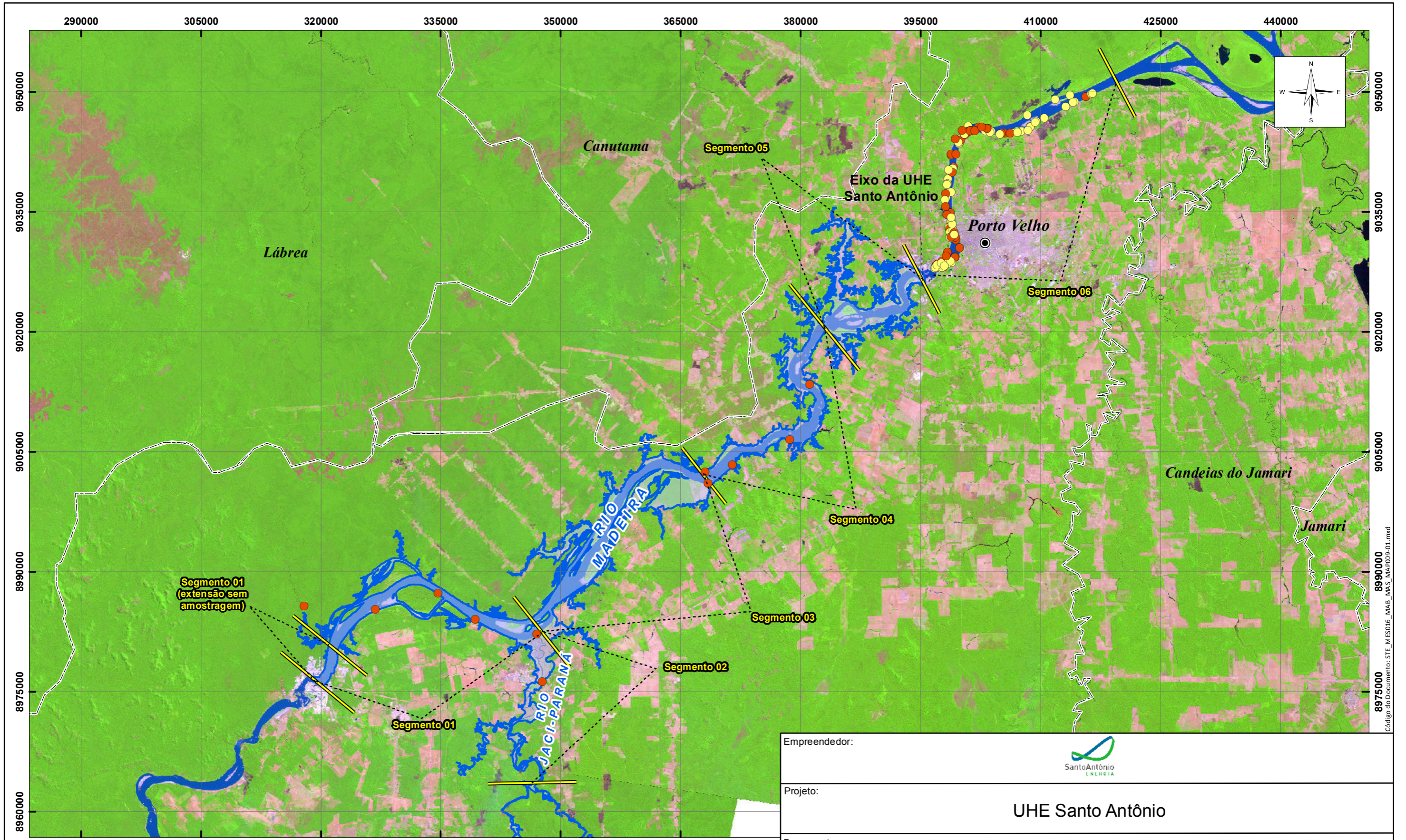
- *Inia* spp.
- *Sotalia fluviatilis*

Reservatório (cota 70,2)



Convenções Cartográficas

- Sede Municipal
- Limite Municipal


 0 9.000 18.000 Metros
 PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
 Datum: South American 1969 - Fuso 23s



Código do Documento: STE_MES016_MAB_MA5_WAIP09-01.mxd

Empreendedor:				
Projeto:	UHE Santo Antônio			
Documento:	Programa de Conservação da Fauna Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos - Cetáceos Relatório Consolidado Fase de Pós-enchimento			
Título:	Desenho 03 - Distribuição dos registros de cetáceos ao longo da área de estudo durante as transecções de banda conduzidas na estação de BAIXA pluviosidade			
 SETE SOLUÇÕES E TECNOLOGIA AMBIENTAL	Escala: 1:450.000	Cartografia: Geoprocessamento SETE	Data: 09/2014	Anexo: 03

Monitoramento de mamíferos aquáticos


— Limite dos segmentos da amostragem

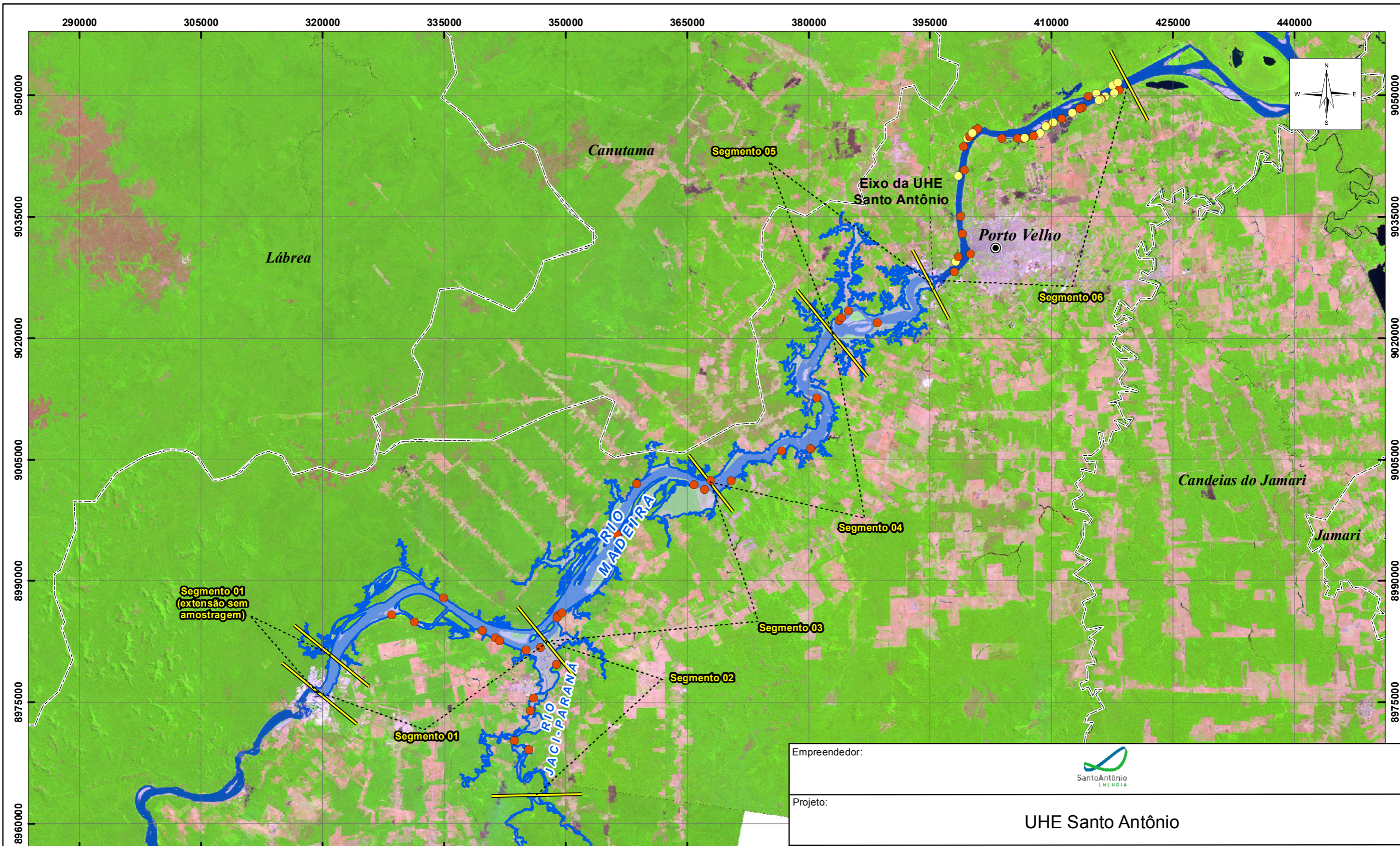
Cetáceos

- *Inia boliviensis*
- *Inia spp.*
- *Sotalia fluviatilis*



Convenções Cartográficas

- Reservatório (cota 70,2)
- Sede Municipal
- Limite Municipal


 PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
 Datum: South American 1969 - Fuso 23s



Código do Documento: SETE_MES016_MAB_MA5_WA/POL-01.mxd

Empreendedor:				
Projeto:	UHE Santo Antônio			
Documento:	Programa de Conservação da Fauna Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos - Cetáceos Relatório Consolidado Fase de Pós-enchimento			
Título:	Desenho 04 - Distribuição dos registros de cetáceos ao longo da área de estudo durante as transecções de banda conduzidas na estação de ALTA pluviosidade			
 SETE SOLUÇÕES E TECNOLOGIA AMBIENTAL	Escala: 1:450.000	Cartografia: Geoprocessamento SETE	Data: 10/2013	Anexo: 03

Monitoramento de mamíferos aquáticos

— Limite dos segmentos da amostragem

Cetáceos

- *Inia* spp.
- *Sotalia fluviatilis*

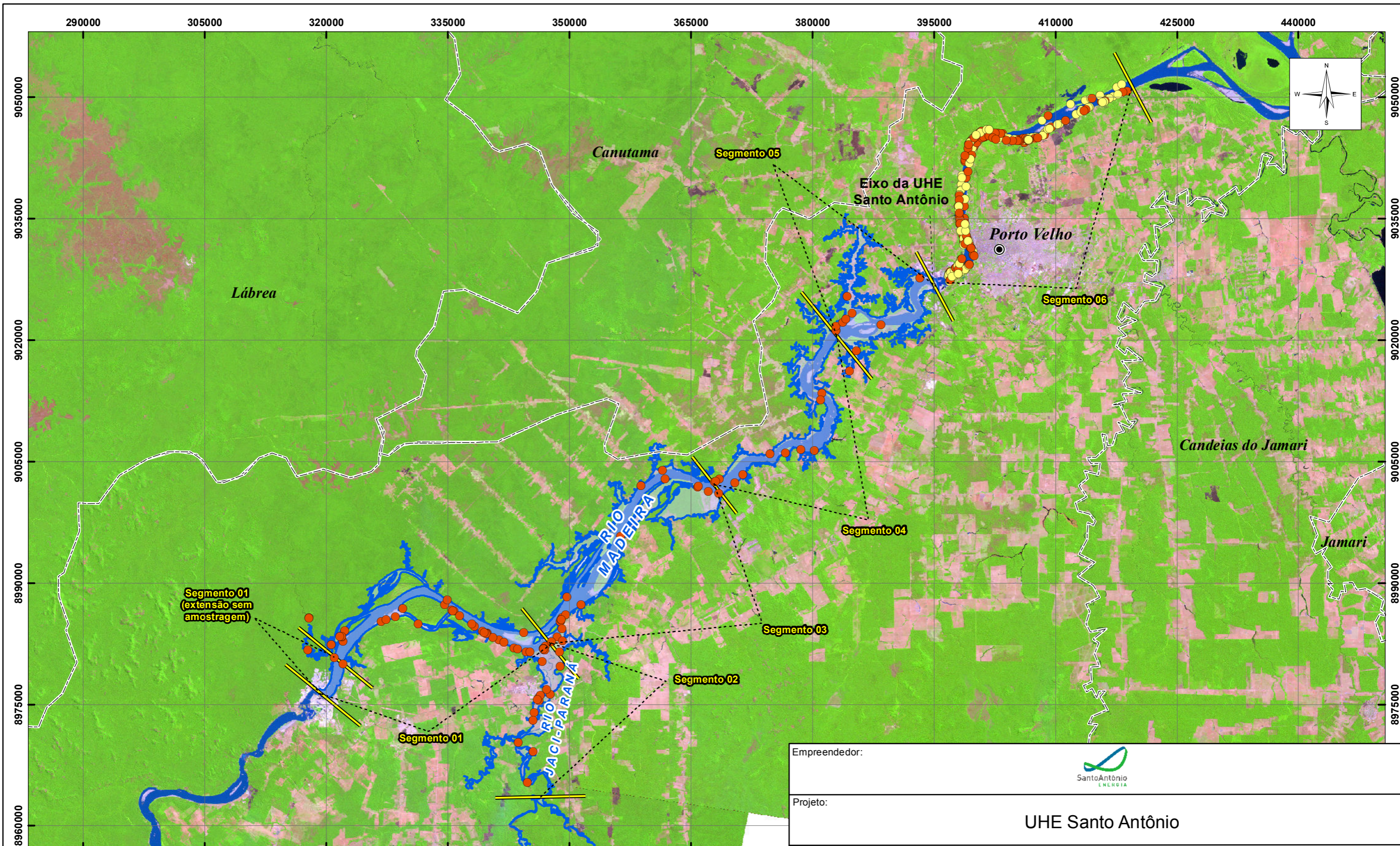
Convenções Cartográficas

- Sede Municipal
- Limite Municipal



Reservatório (cota 70,2)

0 9.000 18.000 Metros

PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
Datum: South American 1969 - Fuso 23s



Código do Documento: SETE_MES016_MAB_MA5_WAPOP11-01.mxd

Empreendedor:				
Projeto:	UHE Santo Antônio			
Documento:	Programa de Conservação da Fauna Subprograma de Monitoramento de Mamíferos Aquáticos e Semiaquáticos - Cetáceos Relatório Consolidado Fase de Pós-enchimento			
Título:	Desenho 05 - Distribuição de cetáceos na área de estudo, considerando os registros alcançados com todas as estratégias de documentação			
 SETE SOLUÇÕES E TECNOLOGIA AMBIENTAL	Escala: 1:450.000	Cartografia: Geoprocessamento SETE	Data: 09/2014	Anexo: 03

Monitoramento de mamíferos aquáticos

— Limite dos segmentos da amostragem

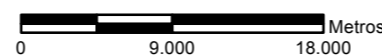
Cetáceos

- *Inia* spp.
- *Sotalia fluviatilis*

Reservatório (cota 70,2)

Convenções Cartográficas

- Sede Municipal
- Limite Municipal


 PROJEÇÃO UNIVERSAL TRANSVERSA DE MERCATOR
 Datum: South American 1969 - Fuso 23s