HORI
CONSULTORIA AMBIENTAL

MONITORAMENTO DA FAUNA DE VERTEBRADOS TERRESTRES
UHE MAUÁ

Relatório Final
(27ª campanha)

Maio de 2015

www.hori.bio.br

COORDENAÇÃO E EXECUÇÃO

HORI
consultoria ambiental

Equipe Técnica

Alberto Urben-Filho
Biólogo, CRBio: 25255-07D, CTF: 96670
Coordenação técnica Geral

Marcelo Alejandro Villegas Vallejos
Biólogo, CRBio: 50725-07D, CTF: 1039117
Avifauna

Gilberto Alves de Souza Filho
Biólogo, CRBio: 30568-07D, CTF: 2825958
Reptiliofauna

Fernando José Venâncio
Biólogo, CRBio: 53.827-03/07D, CTF:1821013
Mastozoofauna

Lucas Ribeiro Mariotto
Biólogo, CRBio: 63.847-03/07D, CTF:1844434
Anfibiofauna

REVISÃO E ORGANIZAÇÃO EDITORIAL

Marcelo Alejandro Villegas Vallejos

Alberto Urben-Filho

Fernando Costa Straube (Técnico, CTF: 324515)

AUXILIARES DE CAMPO

Beatrice S. B. dos Santos

Daniel Son

Luiz Felipe Althoff

Tamara Molin

Vânia Alves Daniel

COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA (COPEL)

Júlia Azevedo Santos

Representante técnica da Copel

(CCC-Copel N° 026/2014)

Bióloga, CRBio 45250/07

Referenciação sugerida:

HORI. 2015. **Monitoramento da Fauna de Vertebrados Terrestres na UHE Mauá: relatório final** (maio de 2015). Curitiba, Hori Consultoria Ambiental e Copel Geração e Distribuição. Relatório técnico de distribuição restrita. 198 pp.

SUMÁRIO

I.EMENTA 8
II. INTRODUÇÃO 9
III. OBJETIVOS 11
IV. MÉTODOS GERAIS 12
IV.1. Cronograma de atividades 12
IV.2. Identificação e seleção de unidades amostrais 13
IV.3. Armadilhas de uso comum 15
V. ANÁLISES DOS GRUPOS ZOOLÓGICOS 17
V.1. Avifauna 17
V.1.1. Métodos 17
V.1.1.1. Métodos qualitativos 17
V.1.1.2. Métodos quantitativos 18
V.1.1.3. Análises dos dados 25
V.1.2. Resultados 26
V.1.2.1. Avaliação da representatividade 26
V.1.2.2. Resultados gerais 27
V.1.2.3. Variações na diversidade 29
V.1.2.4. Análises de composição 33
V.1.2.5. Fuga e adensamento 34
V.1.2.6. Aves noturnas 39
V.1.2.7. Comparação dos resultados com outros programas 41
V.1.3. Síntese dos resultados 45
V.1.4. Considerações finais 46
V.2. Reptiliofauna 50
V.2.1. Métodos 50
V.2.1.1. Métodos de registro e marcação 50
V.2.1.2. Métodos analíticos 52
V.2.2. Resultados 53
V.2.2.1. Avaliação da representatividade 53
V.2.2.2. Riqueza de espécies 55
V.2.2.3. Abundância 59
V.2.2.4. Diversidade e equitabilidade 61
V.2.2.5. Recapturas 61
V.2.2.6. Efeitos da sazonalidade 63
V.2.2.7. Eficiência dos métodos de amostragem 64
V.2.2.7. Comparação dos resultados com outros programas 67
V.2.3. Síntese dos resultados 68
V.2.4. Considerações finais 69
V.3. Mastozoofauna 71
V.3.1. Métodos 71
V.3.1.1. Métodos qualitativos 71
V.3.1.2. Métodos quantitativos 72
V.3.1.3. Análises 77
V.3.1.4. Identificação do material, preparo e destino dos exemplares 77
V.3.2. Resultados 78
V.3.2.1. Avaliação da representatividade 78
V.3.2.2. Resultados gerais 88
V.3.2.3. Comparação dos resultados com outros programas 105
V.3.3. Estudo com rádio-telemetria de pequenos mamíferos 108
V.3.3.1. Local do estudo 108
V.3.3.2. Técnicas de campo 108
V.3.3.3. Uso do espaço por Gracilinanus microtarsus 110
V.3.3.4. Uso do espaço por Euryoryzomys russatus 116
V.3.3.5. Outras considerações 119

V.3.4. Considerações finais 120
V.4. Anfibiofauna 123
V.4.1. Métodos 123
V.4.1.1. Cronograma e esforço amostral 123
V.4.1.2. Amostragem em sítios de reprodução 124
V.4.1.3. Amostragem em transecções 126
V.4.1.4. Métodos de marcação 126
V.4.1.5. Métodos analíticos 127
V.4.2. Resultados 128
V.4.2.1. Resultados do monitoramento Pré-impacto e durante impacto 128
V.4.2.2. Resultados do monitoramento Pós-Impacto 129
V.4.2.3. Avaliação da representatividade 134
V.4.2.4. Alterações da diversidade entre as campanhas 135
V.4.2.5. Área de vida e deslocamento das espécies 137
V.4.2.6. Comparação dos resultados com com outros programas 144
V.4.3. Discussão 145
VI. CONSIDERAÇÕES FINAIS 148
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS E LITERATURA CONSULTADA 150
VIII. APÊNDICES 159
IX. ANEXOS 185

LISTA DE FIGURAS

MÉTODOS GERAIS

FIGURA IV.1. Localização dos três unidades amostrais na área de estudo. 14

ANÁLISES DOS GRUPOS ZOOLÓGICOS

FIGURA V.1.1. Pontos de escuta na Unidade Amostral Frente/APP. 19

FIGURA V.1.2. Pontos de escuta na Unidade Amostral Linhão. 19

FIGURA V.1.3. Pontos de escuta na Unidade Controle. 20

FIGURA V.1.4. Localização das duas linhas de redes-de-neblina. 21

FIGURA V.1.5. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas três unidades amotrais (UFA, ULI e UCO) em função do número de contatos, acumulando-se os dados de todo o estudo. 28

FIGURA V.1.6. Proporção de anilhamentos, recapturas, solturas e coletas de aves capturadas nas redes-de-neblina durante o monitoramento da avifauna na Unidade Frente/APP. 29

FIGURA V.1.7. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro etapas (1: pré-impacto; 2: supressão; 3: enchimento; 4: pós-impacto) em cada unidade amotral (UFA, ULI e UCO) em função do número de contatos. 30

FIGURA V.1.8. Variação nas frações de riqueza de Slud (1976) entre as etapas, em cada unidade amostral. 31

FIGURA V.1.9. Variação da diversidade (índice de Shannon) ao longo do monitoramento nas três unidades amostrais. 32

FIGURA V.1.10. Gráficos de dispersão ilustrando a ordenação por similaridade dos pontos de escuta. 33

FIGURA V.1.11. Variação da média de contatos nos pontos de escuta ao longo do monitoramento nas três unidades amostrais. 35

FIGURA V.1.12. Variação das frequências de captura e recaptura nas duas linhas de redes-de-neblina ao longo do monitoramento da avifauna. 36

FIGURA V.1.13. Variação nas proporção de recaptura nas duas linhas de redes-de-neblina ao longo do monitoramento da avifauna. 37

FIGURA V.1.14. Ordenação seriada das recapturas obtidas durante o monitoramento da avifauna. 38

FIGURA V.1.15. Frequência de ocorrência média e erro padrão de aves noturnas ao longo do monitoramento da avifauna. 39

FIGURA V.1.16. Frequência de ocorrência pontual de aves noturnas ao longo do monitoramento da avifauna. 40

FIGURA V.1.17. Gráficos de dispersão ilustrando a ordenação por similaridade das unidades do presente monitoramento com as unidades constantes em SOCIEDADE DA ÁGUA (2014). 45

FIGURA V.2.1. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas áreas amostrais em função do número de indivíduos observados ao longo de todo o estudo. As curvas superiores e inferiores ilustram intervalos de confiança de 95%. 57

FIGURA V.2.2. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro etapas em cada área amostral em função do número de indivíduos observados ao longo de cada etapa. 59

FIGURA V.2.3. Número de espécies e capturas de répteis encontrados ativos obtidas ao longo das campanhas, representadas pelos meses do ano, do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 63

FIGURA V.2.4. Número de capturas de répteis (incluindo recapturas) por campanha em armadilhas de interceptação e queda ao longo das etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 65

FIGURA V.3.1. Croqui esquemático de uma das três 'grades' de armadilhas *(*Modelo *Sherman*), contendo 20 estações de coleta distantes uma da outra em 15 metros, instaladas para o "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 74

FIGURA V.3.2. Proporção de capturas, recapturas e coletas de mamíferos capturadas durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 88

FIGURA V.3.3. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro unidades amostrais (APP Frente, ULI e UCO) em função do número de contatos, acumulando-se os dados de todo o estudo. 89

FIGURA V.3.4. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro etapas em cada unidade amostral (APP, ULI e UCO) em função do número de contatos. 92

FIGURA V.3.5. Média de capturas nas quatro unidades amostrais, contemplando ambos os petrechos de capturas, durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 92

FIGURA V.3.6. Variação de capturas nas três unidades amostrais, contemplando apenas as armadilhas de captura-viva, durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 94

FIGURA V.3.7. Média de passagens de morcegos registrados com auxilio do detector de ultrassom durante as 16 campanhas em cada sítio amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 96

FIGURA V.3.8. Valor médio de passagens de morcegos registrados ao longo das campanhas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 97

FIGURA V.3.9. Número de passagens de morcegos (média) registrados ao longo das campanhas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 98

FIGURA V.3.10. Variação da média de registros fotográficos ao longo das quatro etapas do estudo do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 102

FIGURA V.3.11. Número de registros (médias) de mamíferos de médio e grande porte obtidos por meio das armadilhas fotográficas ao longo das campanhas nas UFA, ULI e UCO do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 104

FIGURA V.3.12. Imagens de satélite ilustrando a localização da Unidade Frente/APP (UFA) e a disposição do sítio amostral C. 108

FIGURA V.3.13. Área de uso, sobre posta, dos dois indivíduos de *Gracilinanus microtarsus* calculadas através do método "homing in" (sinal acústico ou contato visual). 111

FIGURA V.3.14. Área quadrada total observada para GM93 durante intervalos de 12 horas de acompanhamento, no decorrer de cinco períodos de amostragens. 112

FIGURA V.3.15. Área quadrada total observada para GM17 durante intervalos de 12 horas de acompanhamento, no decorrer de 11 períodos de amostragens. 112

FIGURA V.3.16. Deslocamentos lineares máximos em um único dia de GM17 (86 metros) e GM93 (147 metros) monitorado através do método "homing in" (sinal acústico ou contato visual). 113

FIGURA V.3.17. A. Aspecto vegetacional no interior das trilhas da área do estudo nota-se a presença de Piper gaudichaudianum em primeiro plano e grande densidade de espécies arbustivas. B Flagrante de *Gracilinanus microtarsus* consumindo a infrutescência da piperácea (*Piper gaudichaudianum*). 115

FIGURA V.3.18. Área de uso (linha contínua amarela) de *Euryoryzomys russatus* (OR93) calculadas através do método "homing in" (sinal acústico ou contato visual). 116

FIGURA V.3.19. Deslocamentos em linha reta, maior distância, em um único dia de OR93 (78 metros) monitorado através do método "homing in" (sinal acústico ou contato visual). 117

FIGURA V.3.20. Movimentos de *Euryoryzomys russatus* (OR93) dentro de fragmentos monitorado através do método "homing in" (sinal acústico ou contato visual). 118

FIGURA V.4.1. Pesquisador realizando atividade de amostragem em sítio de reprodução e a gravação do canto de anúncio de um anfíbio encontrado no riacho da UCO. 124

FIGURA V.4.2. Representação da marcação por ablação de falange e artelhos em anuros. Neste exemplo o animal é número 35. 126

FIGURA V.4.3. Curvas de rarefeção geradas para cada etapa do monitoramento para o método de amostragem em sítios de reprodução. 131
FIGURA V.4.4. Curvas de rarefeção geradas para cada etapa do monitoramento para o método de armadilhas de interceptação e queda. 133
FIGURA V.4.5. Riqueza, abundância, índice de Simpson e índice de Shannon da comunidade de anfíbios da unidade Controle. 135
FIGURA V.4.6. Riqueza, Abundância, índice de Simpson e índice de Shannon da comunidade de anfíbios da unidade Linhão. 136
FIGURA V.4.7. Riqueza, Abundância, índice de Simpson e índice de Shannon da comunidade de anfíbios da unidade UFA-APP. 136
FIGURA V.4.8. Riqueza, Abundância, índice de Simpson e índice de Shannon da comunidade de anfíbios da unidade UFA-Frente. 137
FIGURA V.4.9. Abundância consolidada de anfíbios encontrados nas transecções de 120 metros durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 138
FIGURA V.4.10. Densidade (ind./m²) e biomassa (g/m²) mensal de *A. albosignatus* computada durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 139
FIGURA V.4.11. Distribuição espacial de *A. albosignatus* em cada transecção de 120 metros de cada unidade amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 140
FIGURA V.4.12. Densidade (ind./m²) e biomassa (g/m²) mensal de *S. aff. catharinae* computada durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 141
FIGURA V.4.13. Distribuição espacial da espécie *S. aff. catharinae* em cada transecção de 120 metros de cada unidade amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 142
FIGURA V.4.14. Densidade (ind./m²) e biomassa (g/m²) mensal de *Crossodactylus sp*. computada durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 143
FIGURA V.4.15. Distribuição espacial da espécie *Crossodactylus sp*. para cada transecção de 120 metros de cada unidade amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 143

LISTA DE TABELAS

MÉTODOS GERAIS

TABELA IV.1. Cronograma das campanhas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 12

TABELA IV.2. Informações consolidadas sobre as três unidades amostrais consideradas neste estudo. 15

ANÁLISES DOS GRUPOS ZOOLÓGICOS

TABELA V.1.1. Coordenadas dos pontos de escuta para amostragem de aves no "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 18

TABELA V.1.2. Coordenadas dos pontos de amostragem de aves noturnas no "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 23

TABELA V.1.3. Síntese dos dados colhidos nas unidades amostrais durante os pontos de escuta ao longo do monitoramento. 27

TABELA V.1.4. Síntese dos dados colhidos na Unidade Frente/APP durante as capturas em redes-de-neblina ao longo do monitoramento. 28

TABELA V.1.5. Síntese dos dados colhidos nos pontos de escuta nas etapas do monitoramento em cada unidade amostral. 29

TABELA V.2.1. Esforço amostral por método dispendido ao longo das etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 51

TABELA V.2.2. Lista das espécies de répteis registradas para a região da UHE Mauá através de dados de literatura e museu, e nos registros obtidos durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 53

TABELA V.2.3. Répteis registrados no "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 55

TABELA V.2.4. Répteis registrados nas subunidades Frente, Área de Proteção Permanente 1 e Área de Proteção Permanente 2 durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 56

TABELA V.2.5. Número de campanhas e riqueza de espécies entre as fases do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 57

TABELA V.2.6. Riqueza de espécies registrada nas áreas amostrais durante as fases do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 58

TABELA V.2.7. Abundância absoluta das espécies de répteis registradas nas unidades amostrais e na área de influência indireta da UHE Mauá. 60

TABELA V.2.8. Abundância absoluta das espécies de répteis registradas nas subunidades Frente, Área de Proteção Permanente 1 e Área de Proteção Permanente 2 durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 60

TABELA V.2.9. Diversidade e equitabilidade da reptiliofauna das unidades amostrais obtidas durante as etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 61

TABELA V.2.10. Recaptura de répteis durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 62

TABELA V.2.11. Número de capturas de répteis (incluindo recapturas) por campanha em armadilhas de interceptação durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 64

TABELA V.2.12. Registros de répteis obtidos através do método da busca ativa durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 66

TABELA V.2.13. Registros de répteis através do método de encontros ocasionais nas áreas de influência indireta durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". 67

TABELA V.3.1. Esforço amostral despendido no estudo dos pequenos mamíferos não-voadores por método do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 71
TABELA V.3.2. Esforço amostral despendido no estudo dos pequenos mamíferos voadores por etapa do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 72
TABELA V.3.3. Coordenadas dos vértices mais externos das três 'grades' de armadilhas instaladas nas unidades amostrais para o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 73
TABELA V.3.4. Coordenadas dos transectos amostrais instalados durante a nona campanha de campo do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 75
TABELA V.3.5. Coordenadas das estações de instalação de armadilhas fotográficas durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 76
Tabela V.3.6.. Lista das espécies de mamíferos registradas na Área de Abrangência Regional (AAR) do empreendimento "UHE Mauá", com destaque para os táxons registrados *in loco* nas diferentes etapas do estudo, o tipo de registro e o status de conservação. 80
TABELA V.3.7. Síntese dos dados colhidos nas unidades amostrais durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 88
TABELA V.3.8. Síntese dos dados colhidos, médias de abundância, por petrechos nas etapas do monitoramento em cada unidade amostral. 90
TABELA V. 3.9. Registros de mamíferos obtidos por armadilhas fotográficas durante o "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 100
TABELA V.3.10. Características técnicas dos dois modelos de transmissores empregados no estudo. 109
TABELA V.4.1. Localidades selecionadas para amostragem em sítios de reprodução de anuros da UHE Mauá na etapa pré-impacto. 125
TABELA V.4.2. Localidades selecionadas para amostragem em sítios de reprodução de anuros da UHE Mauá nas etapas impactos supressão e enchimento, pós-impacto. 125
TABELA V.4.3. Espécies de anfíbios registrados durante as três primeiras etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 128
TABELA V.4.4. Espécies de anfíbios registrados durante a etapa de pós-monitoramento do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá", com informações sobre a abundância registrada para cada método. 130
TABELA V.4.5. Diversidade beta de Whittaker calculados para cada etapa do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá", em cada unidade amostral pelo método de amostragem em sítio de reprodução. 132
TABELA V.4.6. Diversidade beta de Whittaker calculados para cada etapa do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá", para cada unidade amostral pelo método de armadilhas de interceptação e queda. 134

APÊNDICES

APÊNDICE 1. Avifauna do médio rio Tibagi, com as espécies registradas nas áreas de influências da UHE Mauá. 159

APÊNDICE 2. Espécimes da fauna colecionados durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá" 173

ANEXOS

ANEXO 1. Certificado de regularidade Urben-Filho & Straube Consultores (pessoa jurídica) junto ao Cadastro Técnico Federal – IBAMA. 185

ANEXO 2. Autorização para captura, coleta e transporte de material biológico IAP n° 41728. 186

ANEXO 3. Carta de intenção de recebimento de material biológico proveniente dos estudos de monitoramento da fauna nas áreas de influências da UHE Mauá emitido pelo Museu de História Natural Capão da Imbuia. 190

ANEXO 4. Anotações de Responsabilidade Técnica da equipe envolvida. 191

ANEXO 5. Certificados de Regularidade da equipe técnica envolvida (pessoas físicas) junto ao Cadastro Técnico Federal – IBAMA. 192

ANEXO 6. Análise Preliminar de Riscos referente à 27ª campanha do "Programa de Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". 198

TERMINOLOGIA:

1. Todas as coordenadas geográficas UTM apresentadas neste documento referem-se ao *South American Datum 1969* (SAD 69) e, considerando a localização geográfica da área de estudo, ao Fuso 22 J.
2. A grafia dos horários do dia baseia-se na normatização do ISO-8601, indicando o momento cronológico referente à correção UTC do horário solar, desconsiderando o ajuste do horário brasileiro de verão (BST). A mesma norma ISO é considerada para abreviações de datas.
3. A ortografia adotada segue a 5ª edição do "VOCABULÁRIO ORTOGRÁFICO DA LÍNGUA PORTUGUESA" (VOLP), publicado pela Academia Brasileira de Letras em março de 2009.

I

EMENTA

Este é o último documento de uma série de relatórios técnicos que atendem a requisitos parciais do Contrato CCC-Copel N° 026/2014, celebrado entre a *Copel Geração e Transmissão S.A*. e a *Urben-Filho e Straube Consultores S/S Ltda (Hori Consultoria Ambiental)*, o qual define os termos de serviços especializados para o monitoramento da fauna na região do empreendimento Usina Hidrelétrica (UHE) Mauá, compreendendo os quatro grupos de vertebrados terrestres silvestres (aves, répteis, mamíferos e anfíbios). O presente relatório trata dos resultados consolidados e finais do monitoramento *in situ* durante os períodos que compreendem o estudo pré-impacto (1ª Fase), supressão da vegetação (2ª Fase), enchimento do reservatório (3ª Fase) e monitoramento pós-enchimento (4ª Fase) sob uma visão comparativa, de modo a apresentar os resultados do diagnóstico dos impactos sobre a fauna.

II

INTRODUÇÃO

O objetivo de qualquer monitoramento é avaliar fenômenos e eventos de uma variável de interesse, durante um período definido em um espaço geográfico determinado. Estas pesquisas têm o objetivo de subsidiar o planejamento de ações sobre essa variável, por meio da coleta sistemática e organizada de dados daquilo que se pretende manejar, de forma a prever possíveis alterações ao longo do tempo ou pelo advento de certos eventos. Pretendem, assim, fornecer respostas concretas, com graus de precisão variados, acerca da variável em estudo dentro do escopo assumido –temporal e espacialmente definidos (Yoccoz *et al*., 2001).

Biomonitoramentos têm o principal objetivo de avaliar o andamento, e eventuais alterações, de características ambientais frente a mudanças planejadas ou não de sua qualidade, por meio de variáveis-resposta estreitamente relacionadas (Melo & Hepp, 2008). No caso particular de monitoramentos de fauna, admite-se que a mensuração, caracterização e flutuações desses componentes ecológicos funcionem como indicadores legítimos da qualidade ambiental ao longo de um processo de alteração ambiental. Nesse sentido, e pelas próprias restrições metodológicas relativas ao estudo dos diferentes grupos biológicos, estudam-se componentes definidos (p. ex. comunidades, populações), e variáveis-resposta como a riqueza, diversidade, entre outros (Yoccoz *et al*., 2001; Magurran, 2004; Buckland *et al*., 2005; Melo, 2008).

Nos países em desenvolvimento a ligação entre as informações biológicas de monitoramentos e ações efetivas de manejo é quase inexistente, quando muito ligeiramente operacionalizada (Danielsen *et al*., 2003). Ademais, os próprios programas de monitoramento, não costumam ser concebidos e conduzidos de forma adequada, fragilizando os dados coligidos e, consequentemente, todas as análises realizadas (Yoccoz *et al*., 2003), dificultando confrontos e aplicações futuras.

Os biomonitoramentos devem idealmente ser eficientes e efetivos: financeira e temporalmente viáveis, tecnicamente competentes e com a preocupação de submeter os resultados ao escrutínio por meio de publicidade, permitindo o uso dessas informações para fins de manejo e planejamento ambiental em diversos outros estudos.

Embora seja verdadeira a assertiva que esta exigência deve partir das instituições governamentais, do ponto de vista técnico é importante salientar que mesmo nas restrições temporais, financeiras e até científicas (*i.e.* o arcabouço teórico disponível sobre a temática a nível local), tais programas, no Brasil, podem e devem buscar atingir seus objetivos por uso de métodos simples, eficientes e em um espaço de tempo consideravelmente reduzido (ver Danielsen *et al*., 2003; Yoccoz *et al*., 2003).

A Instrução Normativa nº 146 atribui ao monitoramento o encargo da identificação de impactos ambientais: "*Os impactos sobre a fauna silvestre na área de influência do empreendimento, durante e após sua implantação, serão avaliados mediante realização de monitoramento, tendo como base o Levantamento de Fauna*". No entanto, a realidade no Brasil não costuma ser essa, onde, parafraseando Danielsen *et al*. (2003), os estudos de biomonitoramento não passam de exercícios acadêmicos isolados. Ainda existe a concepção que estes trabalhos não constituem uma pesquisa biológica *per se*, tratando-os meramente como acúmulo de informações para apoiar pesquisas futuras (Almeida & Almeida, 1998). Nessa perspectiva, não se tratam os dados da forma adequada, primeiramente pelo erro básico já na concepção da amostragem, faltando perguntas claramente definidas ("por que monitorar", "o que deve ser monitorado" e "como monitorar") e a devida associação com os métodos empregados (Yoccoz *et al*., 2001). Isso se reflete obviamente nas conclusões resultantes desses esforços: mesmo que trabalhos nesse tema sejam conduzidos desde a década de 70, pouca ou nenhuma informação se tornou disponível para balizar novos estudos.
No documento formulado por parte da Eletrobrás por um grupo *ad hoc* de trabalho específico sobre impactos de hidrelétricas à fauna, são ressaltadas as fragilidades desses estudos (ELETROBRÁS, 1999), cujas deliberações são inconclusivas, invariavelmente subjetivas que, embora naturais durante esses trabalhos (muitos eventos são efetivamente fortuitos), não são apoiadas por discussões mais aprofundadas.

Em vista da crescente demanda pela melhoria na qualidade técnica dos estudos de monitoramento, com o objetivo de levantar informações concretas acerca dos efeitos adversos de empreendimentos sobre comunidades biológicas no Brasil, particularmente ligadas ao setor elétrico, este estudo adquire relevância ímpar no contexto nacional, tratando-se de esforço pioneiro em diversos aspectos do estudo da fauna de vertebrados terrestres.

III

OBJETIVOS

Em linhas gereais, o presente estudo visou à avaliação dos potenciais impactos à fauna de vertebrados terrestres nas áreas de influências da UHE Mauá. Com isso pretendeu-se averiguar os impactos ambientais decorrentes da instalação e operação da Usina Hidrelétrica Mauá aos integrantes da macrofauna terrestre. Mais especificamente, os impactos verificados foram o da supressão do hábitat florestal original, inicialmente por meio do corte da vegetação e, em um segundo momento, do enchimento da bacia de acumulação do reservatório da usina.

As questões que subsidiaram o desenvolvimento deste estudo aludem a estimativas qualitativas e quantitativas de indicadores biológicos, associadas temporal e geograficamente aos eventos que ocorreram durante a instalação e operação do empreendimento. Para tanto foram elaborados experimentos que objetivaram responder a algumas questões, servindo como base para o delineamento dos métodos de amostragem e análise aqui propostos:

- Questão 1: Há efetivamente um aumento no número de indivíduos nas populações dos remanescentes florestais adjacentes, decorrente do recrutamento de locais impactados, que pudessem suscitar eventos de disputa territorial?
- Questão 2: O processo de supressão vegetacional ocasiona o deslocamento de todos representantes da fauna para áreas “seguras”? Em outras palavras: há incremento significativo no número de registros de mamíferos, aves, répteis e anfíbios às adjacências das áreas suprimidas?
- Questão 3: Quando do enchimento do reservatório, a manutenção de áreas florestadas asseguraria um melhor equilíbrio biológico à fauna tetrápoda?

Considera-se, por motivos conceituais e metodológicos, que todas essas questões poderão ser respondidas, ao menos no âmbito regional e no respectivo detalhamento possível para cada grupo temático, respeitadas as limitações particulares a eles inerentes.

IV

MÉTODOS GERAIS

IV.1. Cronograma de atividades

A primeira fase do trabalho de campo iniciou-se com um reconhecimento da área de estudo, com a finalidade de se definir e conceituar os pontos amostrais, atividade essa que foi levada a efeito entre os dias 18 e 26 de janeiro de 2010. Na ocasião, percorreu-se toda a AID e AII realizando-se uma busca detalhada por locais adequados à pesquisa, de forma a contemplar o cumprimento dos objetivos.

O planejamento do monitoramento foi construído de forma a permitir a realização de uma pesquisa de longo prazo, englobando todas as estações climáticas e, com isso, favorecendo não somente a obtenção de resultados bastante robustos sobre a composição faunística local, como também um detalhamento que considerasse os desvios decorrentes da sazonalidade.

A proposta foi de um trabalho com periodicidade mensal no primeiro ano, coincidente com o pré-impacto de modo a obter informações paramétricas dos grupos estudados. Nas etapas subsequentes o cronograma foi ajustado da melhor forma possível ao cronograma da obra, tentando contemplar a sazonalidade da região ao mesmo tempo em que se buscou maior número de campanhas para acumular dados numericamente robustos. Ao todo realizaram-se 27 amostragens, cada qual com cinco dias de trabalho efetivo em campo, à exceção das duas primeiras campanhas, que seguiram a sugestão do IBAMA, cujo período foi ampliado para 10 dias de esforço amostral (**TABELA IV.1**). Também durante a supressão duas campanhas tiveram número dobrado de dias em campo, devido à realização concomitante de outro programa de monitoramento pela equipe de fauna (HORI, 2011).

TABELA IV.1. Cronograma das campanhas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Campanha	Períodos	Tempo efetivo de campo (dias)
Campanha de Reconhecimento	18 a 26 de janeiro de 2010	[8]
Campanha 1 – Pré-impacto	28 de fevereiro a 10 de março de 2010	10
Campanha 2	18 a 28 de março de 2010	10
Campanha 3	25 a 30 de abril de 2010	5

Campanha	Períodos	Tempo efetivo de campo (dias)
Campanha 4	8 a 13 de maio de 2010	5
Campanha 5	21 a 26 de junho de 2010	5
Campanha 6	25 a 30 de julho de 2010	5
Campanha 7	23 a 27 de agosto de 2010	5
Campanha 8	28 de agosto a 1° de setembro de 2010	5
Campanha 9	25 a 29 de outubro de 2010	5
Campanha 10	16 a 20 de novembro de 2010	5
Campanha 11	13 a 17 de dezembro de 2010	5
Campanha 12	21 a 25 de janeiro de 2011	5
Campanha 13 – Supressão	21 a 25 de fevereiro de 2011	5
Campanha 14	25 de julho a 3 de agosto de 2011	10
Campanha 15	3 a 12 de outubro de 2011	10
Campanha 16 – Enchimento	14 a 19 de julho de 2012	5
Campanha 17	13 a 17 de agosto de 2012	5
Campanha 18	10 a 14 de setembro de 2012	5
Campanha 19	15 a 19 de outubro de 2012	5
Campanha 20 – Pós-impacto	4 a 8 de março de 2013	5
Campanha 21	29 de abril a 3 de maio de 2013	5
Campanha 22	1 a 5 de julho de 2013	5
Campanha 23	30 de setembro a 4 de outubro de 2013	5
Campanha 24	13 a 17 de janeiro de 2014	5
Campanha 25	13 a 17 de outubro de 2014	5
Campanha 26	12 a 16 de janeiro de 2015	5
Campanha 27	6 a 10 de abril de 2015	5
Total		165 [+ 8]

IV.2. Identificação e seleção de unidades amostrais

A escolha pelos locais para estabelecimento das unidades amostrais se baseou no grau de preservação da vegetação e na disponibilidade de acesso, mas também considerando o plano de desmate planejado para o empreendimento, de forma a optar por pontos onde a retirada da vegetação ocorrerá no período mais tardio possível. Junto a essas características, também foram consideradas algumas contingências ligadas à cronologia do empreendimento.

O resultado deste esforço inicial foi a definição de três unidades amostrais, nominadas "FRENTE/APP" (**UFA**), "LINHÃO" (**ULI**) e "CONTROLE" (**UCO**) que formam, grosseiramente, um triângulo isósceles com 15 km de lados (**FIGURA IV.1**).

A Unidade Frente/APP (UFA) está situada a cerca de 8,5 km a sul do futuro eixo da barragem da UHE Mauá e compreende três sítios amostrais (A, B, C) cada um representando estações que serão totalmente submersas pelo empreendimento (Frente) e outras que, futuramente, estarão na área de preservação permanente (APP) do reservatório. Por sua vez, a Unidade Linhão (ULI), também com três sítios amostrais (todos em futuras áreas de APP) está a 5 km a NNW do centro da cidade de Telêmaco Borba. Já a Unidade Controle (UCO) se trata de um fragmento de mata estacional de transição, com 3 km de extensão por 300 metros de largura média, a cerca de 7,5 km a norte da vila de Lagoa; apresenta igualmente três sítios amostrais onde, por sua localização, não ocorrerão (ou serão mínimos) os efeitos biológicos por decorrência do empreendimento. Algumas informações consolidadas sobre essas três unidades encontram-se apresentadas na **TABELA IV.2.**

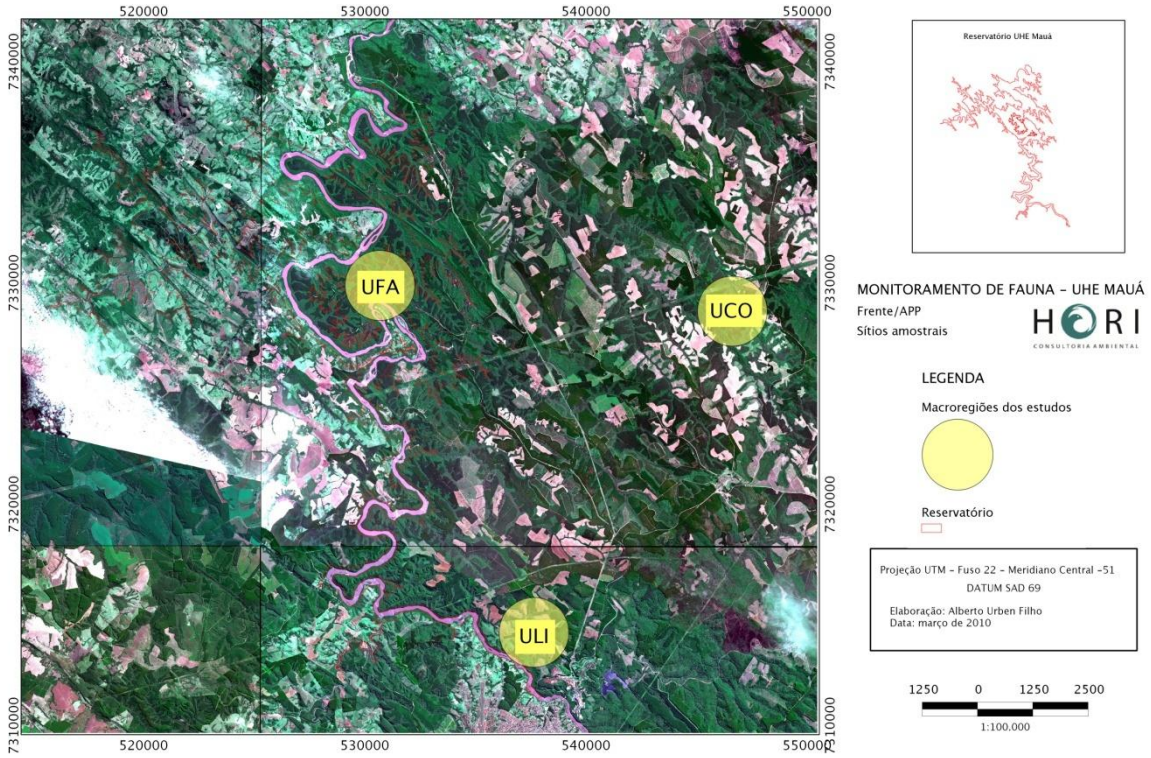


FIGURA IV.1. Localização dos três unidades amostrais na área de estudo.
LEGENDA: UFA, Unidade Frente/APP; ULI, Unidade Linhão; UCO, Unidade Controle.

TABELA IV.2. Informações consolidadas sobre as três unidades amostrais consideradas neste estudo. **LEGENDA**: **Alt.**, altitude média do ponto central (em metros); **Dist.B**, distância do eixo da barragem (em quilômetros); **Dist.T**, distância do Rio Tibagi (em quilômetros).

Abreviatura	Denominação	Coord. centrais	Alt.	Dist.B	Dist.T
UFA	Unidade Frente/APP	531439/7330014	680	9	0,7
ULI	Unidade Linhão	535998/7313733	680	27	0,1
UCO	Unidade Controle	546197/7329174	830	19	15

IV.3. Armadilhas de uso comum

Considerando-se todos os critérios geográficos acima descritos, fez-se necessária a instalação consensual e compartilhada de um tipo especial de armadilhas que possibilita a captura de vários grupos zoológicos. Esses instrumentos são chamados "armadilhas de interceptação e queda" ou, como originalmente descritos, *pitfalls with drift fences*, consistindo de instrumentos largamente utilizados para a captura de anfíbios, répteis e pequenos mamíferos e consagrados como o método mais recomendado para o inventário de vários grupos de animais em ambientes terrestres (Corn, 1994; Cechin & Martins, 2000).

Consistem de recipientes (no caso, baldes com volume de 60 litros) que são enterrados no solo deixando as bocas expostas (*pitfalls*), sendo eles interligados por barreiras de plástico flexível (*drift fences*, ou cercas-guia), obstáculos esses que guiam os animais para o receptáculo, onde caem, ali permanecendo reclusos. No interior desses recipientes, e com a finalidade de salvaguardar os espécimes capturados contra adversidades climáticas, foram colocados abrigos confeccionados com isopor.

Para o presente estudo definiu-se uma configuração que permitisse análises múltiplas de riqueza, frequência e abundância levando-se em consideração a situação futura das áreas amostradas, ou seja: 1. locais que não sofrerão quaisquer influências por ocasião do enchimento do reservatório; 2. locais que passarão a ser área de preservação permanente circundante a ele; 3. locais que serão inundados por esse advento.

Cada unidade amostral é subdividida em três sítios amostrais, exceto UFA, onde se duplicou esse valor. Cabe ressaltar que cada sítio encontra-se distanciada, uma da outra, por pelo menos 500 metros, espaço que foi considerado satisfatório para as análises aqui empreendidas, em especial visando evitar pseudoréplicas. Nos sítios amostrais, estão inseridas

três linhas de *pitfalls* – as estações amostrais –, cada qual com quatro baldes, gerando um valor total de 36 linhas de *pitfalls* contendo 144 baldes admitidos para o período de trabalho. Após o término da 13ª campanha, devido ao início da supressão vegetacional, as armadilhas de intercepção e queda da subunidade amostral Frente em UFA passaram a ser retiradas. A amostragem na 14ª campanha não contou com essa subunidade no Sítio C e, portanto, incluiu 132 baldes. Em todas as demais campanhas nenhum dos sítios contou com armadilhas na subunidade frente, e o número de baldes em atividade para o restante do estudo foi de 108.

V

ANÁLISES DOS GRUPOS ZOOLÓGICOS

V.1. Avifauna

V.1.1. Métodos

Todas as atividades relacionadas aos trabalhos de campo com avifauna foram cotidianamente iniciadas logo às primeiras horas do amanhecer, estendendo-se até as 12:00 e – pela tarde – entre as 15:00 e o crepúsculo, alargando-se por uma ou duas horas durante o período noturno. Esse tempo adicional noturno prestou-se para a detecção de espécies noctívagas, em particular das ordens Strigiformes (corujas) e Caprimulgiformes (curiangos e urutaus). Com isso, o tempo total destinado às pesquisas de campo foi de cerca de 10 horas diárias, e incluindo o esforço das vinte e quatro campanhas, foi de aproximadamente 1.300 horas dedicadas à pesquisa qualitativa e reconhecimento comparativo das unidades amostrais.

Todo o estudo aqui considerado foi realizado com métodos tradicionais em estudos avifaunísticos, ou seja, pelo reconhecimento visual das espécies com auxílio de binóculos, ou pela identificação *in situ* de vocalizações (zoofonias), além da captura com redes-de-neblina.

A fim de se obterem registros documentados de algumas espécies e/ou para reconhecimento posterior, mediante comparação com acervos sonoros diversos foram realizadas gravações sonoras utilizando equipamento digital Marantz PMD 660 e microfone unidirecional Sennheiser ME-67. Esse material encontra-se em fase de edição e se prevê sua futura incorporação a acervos digitais especializados. Eventualmente, material fotográfico testemunho também foi obtido, utilizando câmera fotográfica Fuji FinePix S5200. Alguns espécimes foram também colecionados durante o estudo e encaminhados para incorporação à coleção ornitológica do Museu de História Natural Capão da Imbuia.

V.1.1.1. Métodos Qualitativos

O levantamento qualitativo reuniu informações colhidas por meio de amostragens livres de busca direta, durante deslocamentos pelas áreas de influências do empreendimento. Nessas buscas foram discriminados os registros colhidos nas áreas de influência direta e indireta, visando ao reconhecimento, ainda que subjetivo, de eventuais alterações de composição em decorrência do empreendimento.

V.1.1.2. Métodos Quantitativos

V.1.1.2.1. Análises da avifauna florestal

Para o método quantitativo da avifauna florestal foram determinados seis pontos de escuta em cada uma das unidades (UFA, ULI e UCO), totalizando 18 pontos de escuta (**Tabela V.1.1**, **Figuras V.1.1** a **V.1.3**). A partir da 18ª campanha um ponto de escuta foi suprimido em cada unidade amostral, mantendo-se 15 pontos de escuta amostrados por campanha a partir desse momento do monitoramento. Todos esses pontos, distantes entre si pelo menos 150 m, foram alocados em vegetação florestal a no mínimo a 50 m das respectivas bordas, sendo que, em cada unidade, três pontos foram posicionados em maior proximidade à borda e os outros três em maior distanciamento.

Tabela V.1.1. Coordenadas dos pontos de escuta para amostragem de aves no "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". Os pontos destacados em negrito deixaram de ser amostrados a partir da 18ª campanha.

Unidade Amostral	Ponto	Latitude	Longitude
Frente/APP	UFA 1	531542,922	7329518,175
	UFA 2	531334,599	7329544,470
	UFA 3	531112,981	7329815,874
	UFA 4	530777,671	7329865,416
	UFA 5	530685,435	7330075,135
	UFA 6	**530427,582**	**7329993,818**
Linhão	ULI 1	536065,172	7313549,384
	ULI 2	536208,200	7313530,959
	ULI 3	**536094,500**	**7313375,143**
	ULI 4	535849,246	7313486,203
	ULI 5	535829,712	7313764,315
	ULI 6	535976,874	7314106,855
Controle	UCO 1	546760,216	7328703,641
	UCO 2	**546591,851**	**7328779,754**
	UCO 3	546072,532	7329258,188
	UCO 4	546050,516	7329136,222
	UCO 5	545488,584	7329483,203
	UCO 6	545340,256	7329440,847

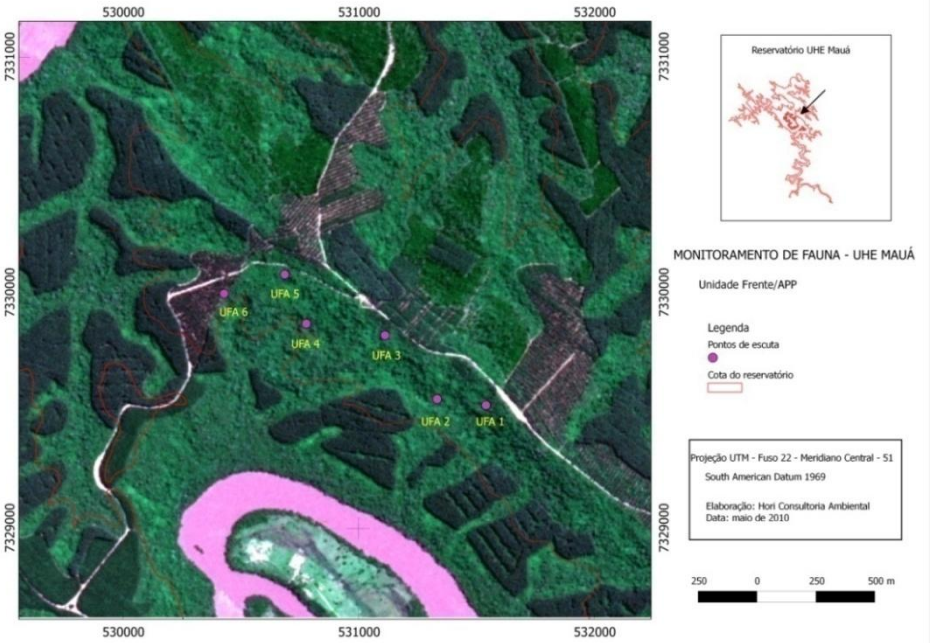


FIGURA V.1.1. Pontos de escuta na Unidade Amostral Frente/APP.

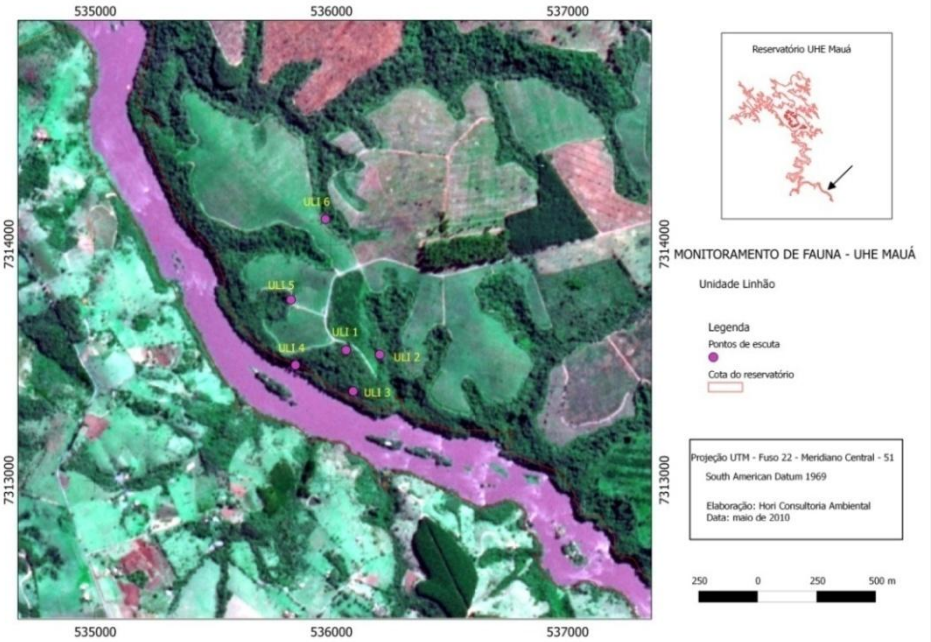


FIGURA V.1.2. Pontos de escuta na Unidade Amostral Linhão.

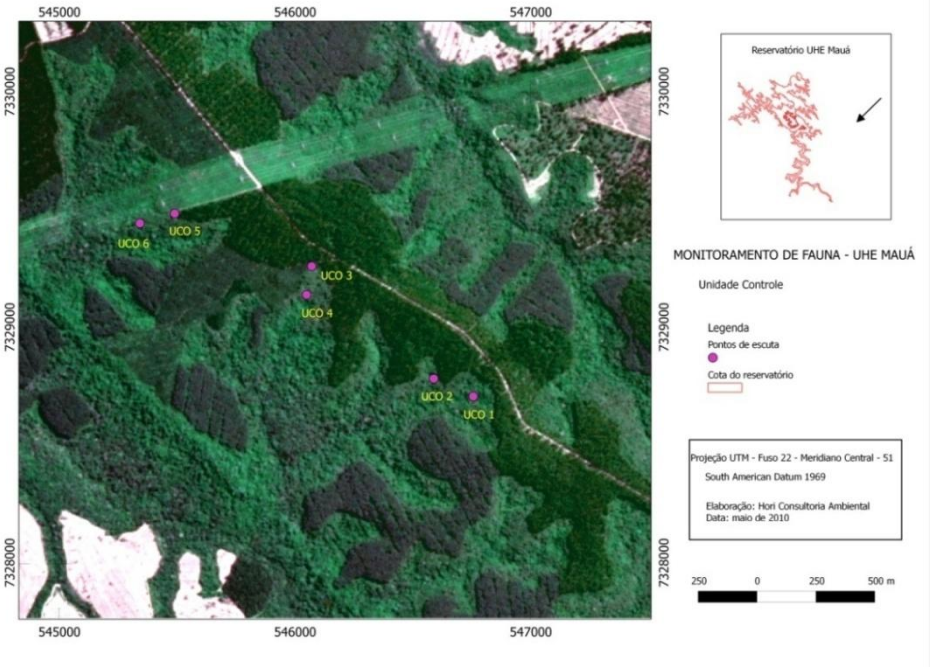


FIGURA V.1.3. Pontos de escuta na Unidade Controle.

Nesses pontos, aplicou-se o método de avaliação de pontos com raio fixo de detecção (*fixed-radius point census*), com base nos procedimentos propostos pela literatura corrente (Hutto *et al*., 1986; Bibby *et al*., 2000; Sutherland, 2000; Sutherland *et al*., 2004; Volpato *et al*, 2009). Este método se presta para investigar variações nos padrões de riqueza e abundância relativa das espécies. O tempo e demais critérios adotados suportou-se primariamente em Anjos *et al*. (2010), ou seja, em cada um destes pontos dedicou-se 10 minutos de permanência (com intervalos de amostragens entre os pontos de pelo menos 10 minutos), durante os quais eram identificados os indivíduos ali visualizados ou escutados, desde que situados dentro de um raio de 50 metros do pesquisador. Essa técnica é denominada "amostragem por pontos de raio curto", originalmente com raio de detecção de 30 m, mas aqui adaptado. Adotaram-se as seguintes premissas: 1. cada indivíduo é um contato, exceto em bandos mono-específicos, quando apenas um contato era consignado à espécie; 2. espécies que sobrevoam o local não são contabilizadas; 3. somente espécies de hábitos florestais são consideradas. O esforço dedicado a este método perfaz 1 hora de amostragem em cada unidade amostral e 3 horas por campanha, passando a ser de 50 minutos em cada unidade a partir da 18ª campanha.

V.1.1.2.2. ANÁLISE DA AVIFAUNA DE SUB-BOSQUE

Adicionalmente aos métodos visuais e auditivos, procedeu-se a captura de aves com redes-de-neblina (CEMAVE, 1994) com o objetivo de verificar a composição e alterações na comunidade de aves antes e após a ocorrência do desmate, buscando também averiguar mudanças no deslocamento e uso de hábitat de algumas espécies de sub-bosque florestal.

Selecionou-se o sítio amostral B da Unidade Frente/APP para este estudo uma vez que este setor será aquele que sofrerá diretamente os impactos do desmate e enchimento do reservatório e onde permanecerá intacta uma faixa de mata circunvizinha ao reservatório: a futura APP. Neste local foram determinadas duas linhas para instalação de redes, sendo uma delas alocada acima da cota do reservatório (LINHA A) e outra abaixo desta (LINHA B) (**FIGURA V.1.4**). Em cada uma destas localidades é instalado número variável de redes-de-neblina, sempre que possível de forma geminada, totalizando extensões também variáveis em cada uma, e malhas de 36 mm e 52 mm para captura tanto de aves de pequeno, quanto de médio porte (Piratelli, 2003). O esforço amostral é mensurado seguindo a proposta de Straube & Bianconi (2002), ou seja, multiplicando-se a área de captura (em m²) pelo tempo total de amostragem em cada linha e em cada campanha (em horas). De modo a permitir comparações acerca dos resultados obtidos pelas capturas em ambas as linhas e, posteriormente, com os resultados após o impacto, avalia-se a frequência de captura, valor obtido dividindo-se o número de capturas em cada linha de redes pelo respectivo esforço amostral (n° de capturas/m².h).

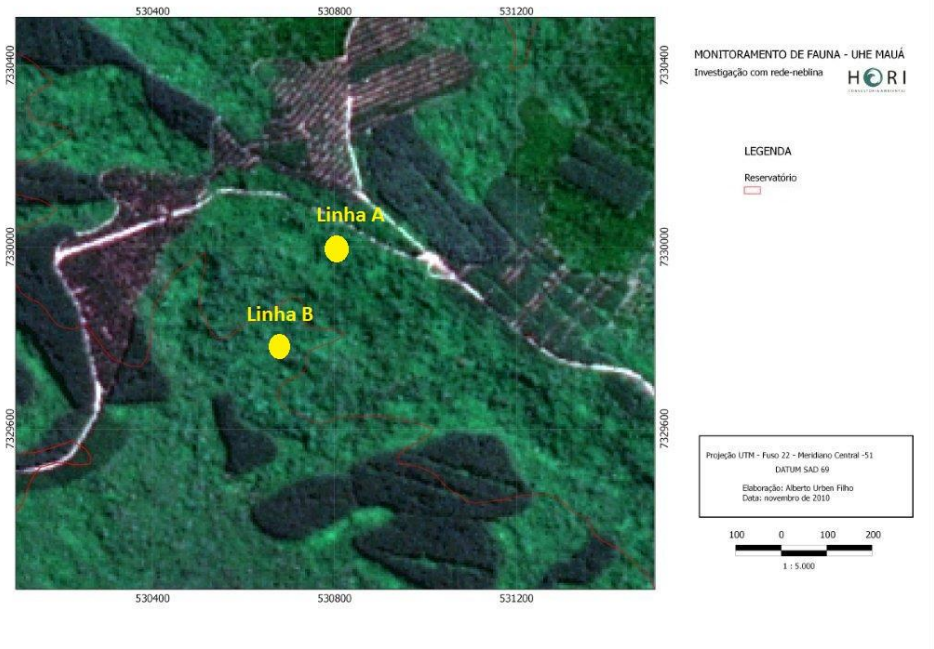


FIGURA V.1.4. Localização das duas linhas de redes-de-neblina.

Todas as aves capturadas foram, quando possível, marcadas com anéis metálicos fornecidos pelo CEMAVE, tiveram seus dados bionômicos (ocorrência de mudas, presença da placa de incubação, presença e número de ectoparasitas) e biométricos (peso, comprimento do tarso, comprimento do bico da narina à ponta, cúlmen, largura do bico, total da cabeça, comprimentos total, da asa e da cauda) colhidos e foram soltas próximas ao local de captura. As redes foram abertas, em cada campanha, durante quatro períodos, sendo dois matutinos e dois vespertinos, iniciando-se logo às primeiras horas da manhã, cerca das 07:00 até aproximadamente as 11:00 e, à tarde, entre as 15:00 e o crepúsculo vespertino (que variou das 18:00 às 19:00). Com este método esperou-se avaliar comparativamente a avifauna de sub-bosque florestal das áreas abaixo e acima da cota do reservatório, assim como estudar possíveis deslocamentos de aves após a ocorrência do desmate, com base na riqueza, composição e taxas de captura e recaptura. Além disso, a proporção de espécimes anilhados em cada campanha, em relação ao total das capturas, permite verificar alterações no número de indivíduos residentes e errantes na comunidade amostrada. Dado que a linha B estava originalmente alocada em área a ser diretamente impactada, após o enchimento do reservatório esta linha foi suprimida e apenas a linha A passou a ser amostrada.

V.1.1.2.3. ESTUDO DE AVES NOTURNAS

As aves noturnas detêm uma importância ecológica desproporcional, uma vez que são poucos organismos que, como características conjuntas, forrageiam à noite e são usualmente predadores de topo de cadeia. Nesse sentido, ocupam um nicho importante e podem ser responsáveis pelo controle comportamental e populacional de uma grande variedade de organismos (Brown & Kotler, 2004; Sekercioglu, 2010). Dadas essas considerações, e enaltecendo o fato de poucas serem as pesquisas acerca dos processos ecológicos e biológicos de aves noturnas neotropicais (Sberze *et al*., 2010), nesta investigação pretende-se avaliar de forma quali-quantitativa possíveis impactos da supressão vegetacional em aves noturnas florestais na área de estudo. Este subprojeto, não contemplado no Plano de Trabalho original, foi aqui proposto e levado a efeito com o intuito de enriquecer as informações acerca dos potenciais impactos na avifauna.

Selecionaram-se duas espécies para serem amostradas, e as variações em suas frequências de ocorrência foram tidas como representativas dos potenciais impactos do desmate e enchimento do reservatório sobre os grupos funcionais dos quais fazem parte.

Para monitorar os predadores noturnos selecionou-se a coruja-listrada (*Strix hylophila*) por ser encontradiça em toda a região, habitar interior e bordas florestais (Sick, 1997) e se tratar de táxon de interesse conservacionista, tanto por ser endêmica da Mata Atlântica (Cracraft, 1985), como por estar alocada na categoria quase ameaçado (NT, *Near Threatened*) internacionalmente em decorrência da sua suposta baixa densidade populacional e declínio como consequência da supressão e descaracterização do hábitat florestal (BirdLife International, 2012).

Os insetívoros florestais noturnos serão aqui avaliados pelo acompanhamento da população do bacurau-ocelado (*Nyctiphrynus ocellatus*), táxon de ampla distribuição que encontra no Paraná seu limite meridional de ocorrência (Sick, 1997), sendo por isso considerado ameaçado nesse âmbito (Straube *et al*., 2004). É habitante florestal raro, cujas exigências de hábitat até então conhecidas apontam que se limita a ocupar áreas de mata em bom estado de conservação (Straube *et al*., 2004; ver Wilkinson, 2009).

Nesta investigação foram estabelecidas duas trilhas acompanhando estradas de acesso, cada qual com cerca 1,2 e 1,8 km de extensão, e onde se alocaram seis pontos de escuta em cada uma, distantes entre si pelo menos 200 m e sempre em áreas adjacentes a fragmentos florestados, totalizando 12 pontos de amostragem de aves noturnas (**TABELA V.1.2**).

TABELA V.1.2. Coordenadas dos pontos de amostragem de aves noturnas no "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Transecção	Ponto	Latitude	Longitude
A	NA 1	530388,698	7330053,675
	NA 2	530589,539	7330132,304
	NA 3	530800,849	7330069,198
	NA 4	531000,687	7329982,699
	NA 5	531189,302	7329828,134
	NA 6	531410,802	7329735,819
B	NB 1	537800,446	7327089,246
	NB 2	537939,094	7326872,283
	NB 3	538459,340	7326352,366
	NB 4	538645,916	7326221,415
	NB 5	538773,760	7326037,214
	NB 6	538909,619	7325849,185

Nesses pontos aplicou-se uma adaptação do método de amostragem por pontos com raio fixo de detecção semelhantes aos já mencionados acima. Os indivíduos localizados eram identificados até a distância máxima de 200 m. Nas ocasiões em que se estimava a distância da ave como sendo maior que 200 m, este era anotado como fora da banda de 200 m e não considerada sua presença no ponto amostral. Sempre que um (ou mais) espécime localizado em um dos pontos fosse atribuído ao mesmo indivíduo aferido no ponto seguinte mais próximo, a cerca de 200 m de distância, o registro desse número de animais não era considerado para evitar superestimativas (Borges *et al*., 2004). Dado que estimar a densidade de aves noturnas com base em distância aferidas pela vocalização é tarefa difícil, optou-se por conduzir análises baseadas na frequência de ocorrência, e não no número de contatos. Adicionalmente à escuta passiva, utilizou-se do método de *playback* (emissão de vozes gravadas) para maximizar, e padronizar, as chances de detecção das espécies-alvo (Johnson *et al*., 1981; Boscolo *el at*., 2006; Lima & Roper, 2009). O uso da emissão de vozes é um dos métodos mais eficientes para elevar a detectabilidade de aves noturnas, e tem sido usado e recomendado para padronização de pesquisas desse grupo de aves (Conway & Simons, 2003; Borges *et al*., 2004; Braga & Motta-Junior, 2009). Todos os registros foram discriminados se foram vocalizações espontâneas ou em possível resposta ao *playback.*

Em cada ponto dedicou-se 10 minutos de permanência e o intervalo de tempo entre as amostragens foi tão somente aquele gasto durante o deslocamento. Durante a escuta, o tempo foi dividido da seguinte forma: 2 minutos de escuta por vocalizações espontâneas, 2 minutos de emissão da voz de *Nyctiphrynus ocellatus*, 2 minutos de escuta por respostas ao *playback*, 2 minutos de emissão da voz de *Strix hylophila* e mais 2 minutos de escuta por respostas ao *playback*. Outras espécies de aves noturnas registradas durante os trabalhos amostrais foram também anotadas.

As atividades relacionadas aos trabalhos com avifauna noturna se iniciavam logo às primeiras horas do anoitecer, estendendo-se por aproximadamente 90 minutos, sendo 60 minutos dedicados à amostragem e cerca de 30 minutos ao deslocamento entre os pontos. Ao todo, o esforço dedicado a este método foi de 60 minutos em cada transecção, ou 120 minutos por campanha. Durante o pós-impacto a amostragem de aves noturnas teve esforço diminuido, sendo que em as amostragens deixaram de ser conduzidas continuamente em todas as campanhas.

V.1.1.3. Análises dos dados

No intuito de responder às questões elencadas nos objetivos do estudo, os dados gerados a partir da amostragem da avifauna foram submetidos a diferentes análises. As informações obtidas nos pontos de escuta se prestam para avaliar métricas mais gerais da avifauna florestal. Nesse sentido, esses dados foram utilizados para investigar variações em métricas de riqueza, diversidade e composição de aves em função dos eventos de desmate e enchimento do reservatório, assim como nos momentos anterior e após a ocorrência dos impactos. Nesse sentido, além de apresentar uma síntese geral dos dados em forma de tabela, confeccionaram-se "curvas do coletor" de cada unidade em cada uma das quatro etapas por meio do método de rarefação (Magurran, 2004), de modo a permitir a comparação mais direta da riqueza consignada em cada momento, independente dos efeitos do tamanho amostral diferenciado entre essas fases.

Além da apresentação e comparação dos valores brutos de riqueza obtidos em cada etapa, computaram-se as frações de grandes grupos taxonômicos, conforme Slud (1976):

1. **Relação de riqueza Não-Passeriformes/Passeriformes ($R_{ñp/pa}$)**: quociente entre riquezas dos dois grupos, prevendo ser maior em direta proporção com a melhor qualidade do hábitat.
2. **Relação de riqueza Tyranni/Passeres ($R_{t/p}$)**: quociente entre riquezas dos dois grupos, prevendo ser maior em direta proporção com a melhor qualidade do hábitat.

No presente caso, a abundância é medida com base nos contatos acumulados ao longo do estudo, pois embora não representam a abundância absoluta das espécies estudadas, se prestam como índices de abundância uma vez que nosso protocolo pressupõe que todas as aves em um raio de 50 m são detectadas individualmente durante os censos. A média do número de contatos obtidos em cada campanha foi avaliada para averiguar se houve alterações na variação da abundância das aves em decorrência do impacto.

Com relação a análises de diversidade, diversos índices são classicamente utilizados em análises ambientais, não obstante haja uma miríade de críticas com relação a estes valores (Magurran, 2004; Buckland *et al*., 2005; Melo, 2008; Melo & Hepp, 2008). Aqui apresentamos e discutimos os resultados obtidos pelo cálculo dos índices de diversidade de Shannon (H'), ilustrado conjuntamente com a equitabilidade de Pielou (*e*) (Magurran, 2004; Melo, 2008). A comparação desses índices entre as etapas foi feita com uso de testes de permutação.

Além de averiguar mudanças nas métricas supracitadas, simplistamente reunidas em torno dos valores de riqueza e abundância colhidos no estudo, a composição das espécies também pode refletir impactos relevantes na avifauna. Análises de similaridade foram conduzidas utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis entre a composição das campanhas e unidades. De posse da matriz de similaridade, uma ordenação foi realizada utilizando o método NMDS (Legendre & Legendre, 1998). Esta análise permite visualizar alterações na composição de espécies entre as etapas do estudo, as quais tiveram sua significância estatística testada por meio de análises do tipo PERMANOVA (Legendre & Legendre, 1998).

Até então as análises descritas utilizam-se dos dados dos pontos de escuta. As informações de capturas e recapturas obtidas por meio das redes-de-neblina prestam-se para complementar outras informações referentes às questões do monitoramento. Para verificar se houve adensamento na unidade UFA durante a ocorrência do impacto, realizaram-se análises considerando a variação das frequências de captura e recaptura ao longo do estudo, assim como da proporção de recapturas em relação ao total de capturas. A expectativa é que o incremento de novos indivíduos na área estudada seria refletido por um aumento maior, desproporcional, das capturas em relação às recapturas, uma vez que teria ocorrido o influxo de novos espécimes das áreas suprimidas. Isto se refletiria em alterações pronunciadas na proporção de recapturas. O histórico de recapturas também pode se prestar para analisar a dinâmica da avifauna, o qual foi analisado por meio de uma ordenação seriada.

Todas as análises aqui descritas foram conduzidas no programa Past 3.01 (Hammer *et al*., 2001).

V.1.2. Resultados

V.1.2.1. Avaliação da representatividade

Ao longo do monitoramento, registraram-se 322 espécies de aves (**APÊNDICE 1**), o que representa cerca de 74% das espécies citadas em toda a macrorregião. O aprofundado estudo aqui levado a efeito também adicionou 16 espécies à listagem regional disponível na literatura, quais sejam: *Platalea ajaja*, *Ciconia maguari*, *Accipiter bicolor*, *Buteogallus urubitinga*, *Milvago chimango*, *Rynchops niger*, *Strix virgata*, *Nyctiphrynus ocellatus*, *Pteroglossus castanotis*, *Herpsilochmus rufimarginatus*, *Phylloscartes sylviolus*, *Myiobius cf. barbatus*, *Fluvicola nengeta*, *Ilicura militaris*, *Sporophila frontalis* e *Sporophila lineola*.

Além desses novos registros, a intensificada busca por algumas espécies em diversas localidades resultou na melhor compreensão da distribuição dessas aves na região, inclusive permitindo levantar questionamentos sobre a real ocorrência de alguns táxons. A contribuição destes esforços, parte do escopo do programa ambiental, foi certamente de enorme valor para o enriquecimento dos conhecimentos faunísticos de todo o médio rio Tibagi.

V.1.2.2. Resultados gerais

Durante todo o estudo cumularam-se 6252 contatos de 152 espécies durante os pontos de escuta, sendo que as unidades mais ricas foram UFA e UCO, e ULI com menor riqueza. Um resumo numérico desses resultados é apresentado na **TABELA V.1.3**.

TABELA V.1.3. Síntese dos dados colhidos nas unidades amostrais durante os pontos de escuta ao longo do monitoramento.

Variável	UFA	ULI	UCO
Riqueza	133	110	129
Contatos	2630	1505	2117
Shannon (H')	4,214	3,975	4,261
Pielou (*e*)	0,509	0,484	0,550

Comparando-se a riqueza específica entre as unidades, com base nestes resultados, é possível verificar que UCO, embora com riqueza igual à UFA, parece ter riqueza pontual maior, tendo em vista que para se atingir esse valor de espécies foi necessário amostrar quase 500 indivíduos a menos que em UFA (**FIGURA V.1.5**).

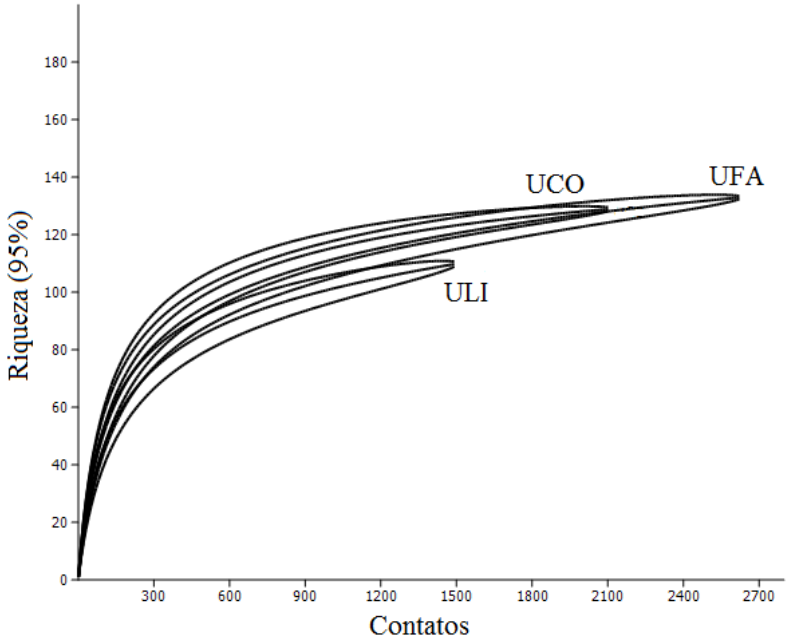


FIGURA V.1.5. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas três unidades amotrais (UFA, ULI e UCO) em função do número de contatos, acumulando-se os dados de todo o estudo. As curvas superiores e inferiores ilustram intervalos de confiança de 95%.

Nas redes-de-neblina capturaram-se 701 aves, representantes de 68 espécies, sendo 533 na linha A e 168 na linha B (**TABELA V.1.4**). Houve maior número de capturas na linha A em relação à B, resultados atribuíveis tanto ao maior esforço amostral lá despendido, quando aos efeitos do afugentamento da fauna durante o impacto. Ambos estes aspectos serão melhor detalhados adiante, em tópico próprio.

TABELA V.1.4. Síntese dos dados colhidos na Unidade Frente/APP durante as capturas em redes-de-neblina ao longo do monitoramento.

Variável	Linha A	Linha B	Consolidado
Esforço	47.148	22.670	69.818
Riqueza	62	36	68
Capturas (recapturas)	401 (107)	138 (30)	560 (141)
Frequência de captura ($.10^{-3}$)	10,77	7,41	10,04
Shannon (H')	3,51	2,90	3,63
Pielou (*e*)	0,573	0,685	0,599

Dentre todas as capturas, 477 aves foram anilhadas, 56 foram soltas sem marcação e 28 foram coletadas para compor material testemunho da região, além de 140 eventos de recapturas (**FIGURA V.1.6**). A proporção de recapturas, em cada campanha, variou de cerca de 3% a até

41% do total das capturas da campanha, resultados semelhantes a outros estudos de longo prazo (*e.g.* Roberts *et al*. 2005).

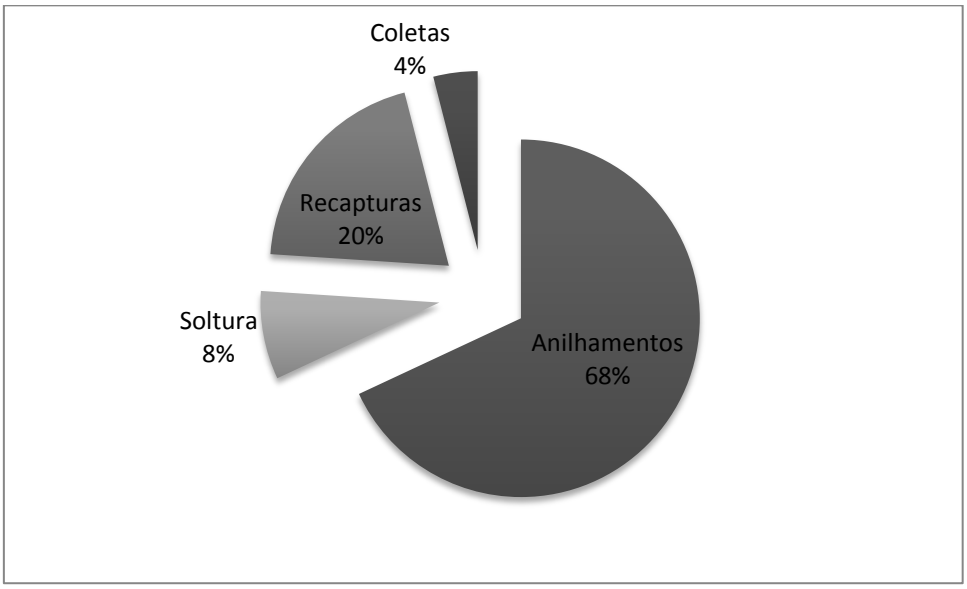


FIGURA V.1.6. Proporção de anilhamentos, recapturas, solturas e coletas de aves capturadas nas redes-de-neblina durante o monitoramento da avifauna na Unidade Frente/APP.

V.1.2.3. Variações na diversidade

Ao longo das quatro etapas do estudo observou-se considerável variação nas métricas ecológicas avaliadas pelo monitoramento. Uma síntese numérica desses valores é apresentada na **TABELA V.1.5**, mas uma apreciação mais específica de cada uma delas é fundamental para a sua interpretação.

TABELA V.1.5. Síntese dos dados colhidos nos pontos de escuta nas etapas do monitoramento em cada unidade amostral.
LEGENDA: **Pré**. Pré-impacto; **Sup**. Durante a supressão da bacia de acumulação; **Enc**. Durante o enchimento do reservatório; **Pós**. Pós-enchimento.

Variável	UFA				ULI				UCO			
	Pré	**Sup.**	**Enc.**	**Pós**	**Pré**	**Sup.**	**Enc.**	**Pós**	**Pré**	**Sup.**	**Enc.**	**Pós**
Riqueza	101	82	93	103	86	64	64	82	101	79	95	104
$R_{Ñ/P}$	0,312	0,303	0,329	0,355	0,303	0,329	0,323	0,302	0,329	0,323	0,280	0,316
$R_{t/p}$	1,962	1,538	2,040	1,621	1,538	2,040	2,100	1,739	2,040	2,100	1,500	1,821
Contatos	1030	319	498	795	639	185	252	429	830	299	357	631
Shannon (H')	4,08	4,01	4,11	4,15	3,84	3,76	3,75	3,91	4,14	4,04	4,16	4,17
Pielou (*e*)	0,584	0,673	0,654	0,617	0,54	0,674	0,664	0,607	0,62	0,72	0,677	0,671

As variações de riqueza, em virtude das diferenças de esforço amostral, devem ser avaliadas por meio de curvas de rarefação (**FIGURA V.1.7**). Em todas as unidades as diferenças de riqueza registrada em cada etapa é sutil, sugerindo que não houve alterações dessa métrica ao longo do monitoramento. Maior distinção foi encontrada em UCO, tendo-se registrado maior riqueza duas etapas finais do estudo (3 e 4) em comparação com as duas primeiras. É possível que este fenômeno pode estar atrelado ao crescimento dos talhões de eucaliptos que circundam os remanescentes estudados, fomentando a conectividade funcional das aves florestais da região (obs. pess.).

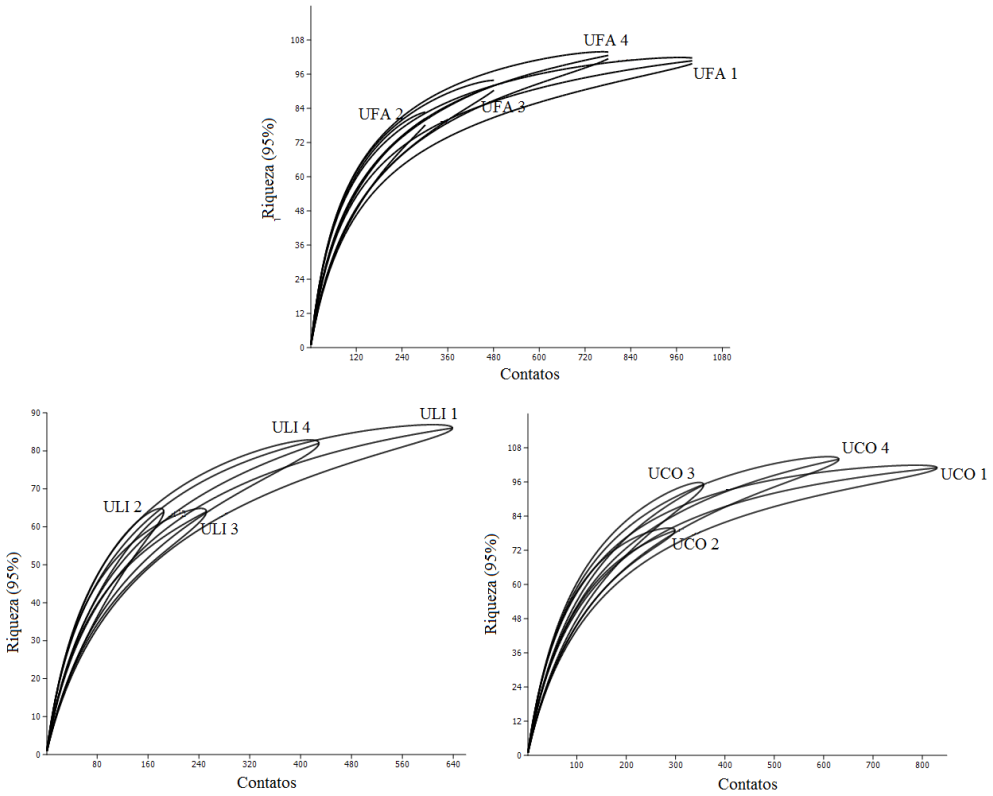


FIGURA V.1.7. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro etapas (1: pré-impacto; 2: supressão; 3: enchimento; 4: pós-impacto) em cada unidade amotral (UFA, ULI e UCO) em função do número de contatos. As curvas superiores e inferiores de cada linha são intervalos de confiança de 95%.

A variação nas proporção de riqueza de grandes grupos, valores que podem refletir a integridade da avifauna de uma região (Slud, 1976), mostrou-se notavelmente idiossincrática (**FIGURA V.1.8**).

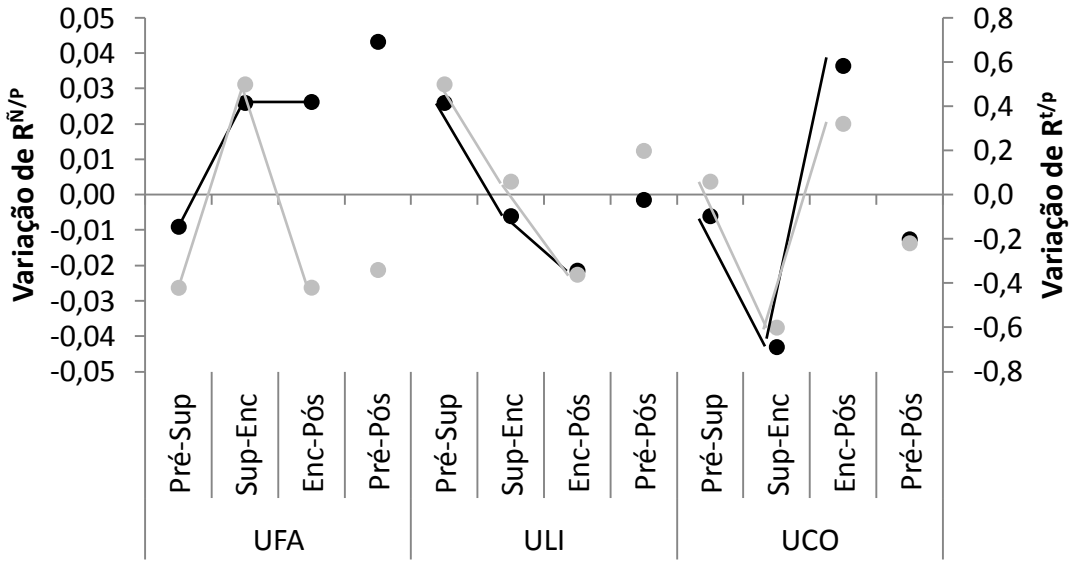


FIGURA V.1.8. Variação nas frações de riqueza de Não-Passeriformes/Passeriformes ($R_{Ñ/P}$; pontos pretos) e Tyranni/Passeri ($R_{t/p}$; pontos cinza), conforme Slud (1976), entre as etapas, em cada unidade amostral. Ilustra-se como e em que grau se alteraram esses valores entre etapas subsequentes, sendo que indicam-se aumento ou diminuição desses valores respectivamente acima e abaixo de 0.

É interessante descatar que a variação desses valores em cada unidade amostral variou conjuntamente em ULI e UCO, ou seja, à medida que a proporção de Não-Passeriformes em relação aos Passeriformes se alterava, também se observou mudanças na proporção de Tyranni em relação a Passeri. O mesmo não foi visto em UFA. A comparação entre os extremos do monitoramento, os períodos pré e pós impacto, sugerem que tanto em ULI quanto em UCO houve pequena alteração dessas métricas, ao passo que em UFA a magnitude dessas diferenças, para mais ou menos, foi maior (**TABELA V.1.5**). Embora não sejam métricas consagradas na literatura ecológica, estas discrepâncias podem estar relacionadas à maior variação na composição da avifauna que ocorreu em UFA em relação às duas outras unidades, indicativo, portanto, dos efeitos do adensamento local.

Os índices de diversidade também variaram substancialmente ao longo do estudo. Ao se visualizar a flutuação do índice de Shannon (H') no monitoramento, obtido nos pontos de escuta em cada unidade, verifica-se que tanto em UFA, quanto em UCO houve tendência de aumento dessa métrica, ao passo que em ULI a diversidade variou mais durante o estudo (**FIGURA V.1.9**).

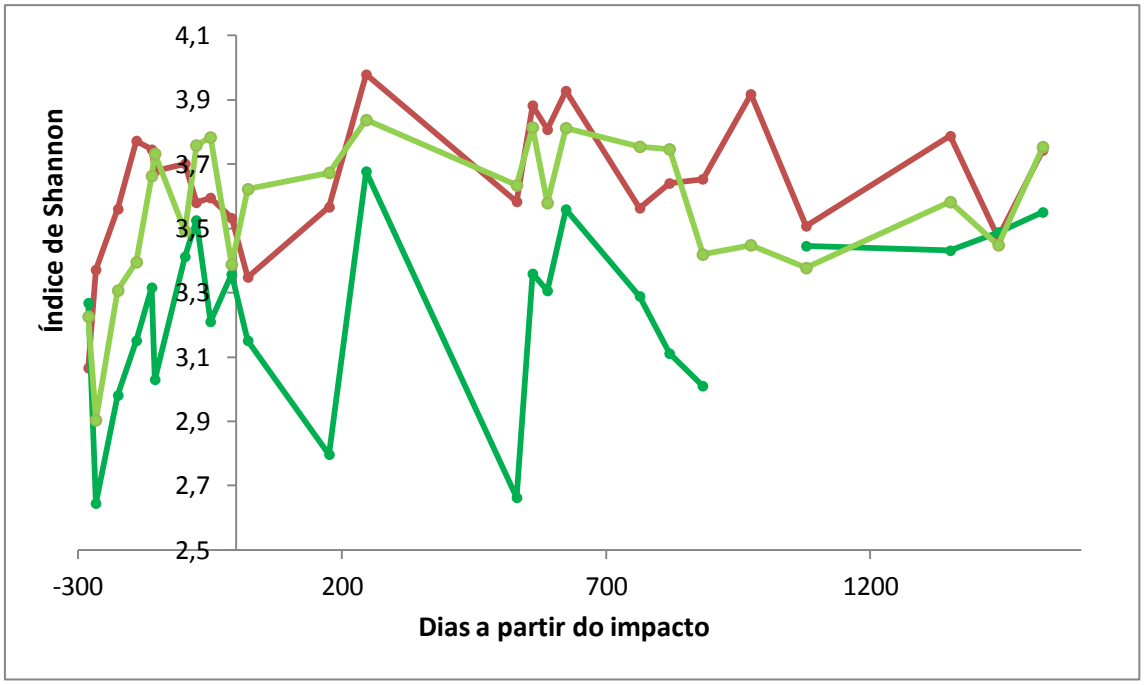


FIGURA V.1.9. Variação da diversidade (índice de Shannon) ao longo do monitoramento nas três unidades amostrais: UFA, linha vermelha; ULI, linha verde escura; UCO, linha verde clara.

Quando se ajuntam os dados das campanhas de cada etapa e se confrontam os valores de diversidade entre si – ou seja, considerando os dados representados na **TABELA V.1.5** – revela-se os momentos do estudo quando a diversidade se alterou. Em UFA o índice de Shannon se alterou em apenas um momento: entre as etapas de supressão e enchimento, quando houve acréscimo de diversidade ($p_{2\text{-}3}$ = 0,03). Tais resultados sugerem que houve alterações na avifauna durante a ocorrência dos impactos, possivelmente atribuíveis ao efeito do afugentamento (aumento local da abundância e riqueza pontual) e posterior estabilização da comunidade de aves nessa localidades.

Em ULI os resultados indicam que apenas a ultima etapa, pós-impacto, e contrariamente ao verificado antes do término das campanhas, mostrou-se mais diversa que a etapa de enchimento ($p_{3\text{-}4}$ = 0,04), o que poderia ser atribuído a alguma variação de natureza temporal inerente à região.

Na etapa de supressão em UCO se detectou índice de Shannon mais baixo relativo àquele obtido durante a etapa de enchimento do reservatório ($p_{2\text{-}3}$ = 0,02) e no pós-impacto ($p_{2\text{-}4}$ = 0,04), etapas nas quais se obteve valores semelhantes desse índice. Especificamente nessa localidade, é possível que o crescimento de novos talhões de eucalipto, colhido e plantados

ainda no pré-impacto, tenham facilitado o deslocamento da avifauna pelo sombreamento fornecido pelo plantio e pelo desenvolvimento do sub-bosque.

V.1.2.4. Análises de composição

Depois de termos avaliado como as métricas de riqueza e diversidade de alteraram ao longo do monitoramento, o segundo aspecto a ser considerado refere-se à composição de espécies. Se houve, de fato, influência do incursionamento da avifauna sobre os remanescentes estudados, isso se reflete na estruturação das comunidades?

Para explorar esse assunto confeccionaram-se gráficos de dispersão de cada unidade amostral, representando a similaridade na composição entre as etapas (**FIGURA V.1.10**).

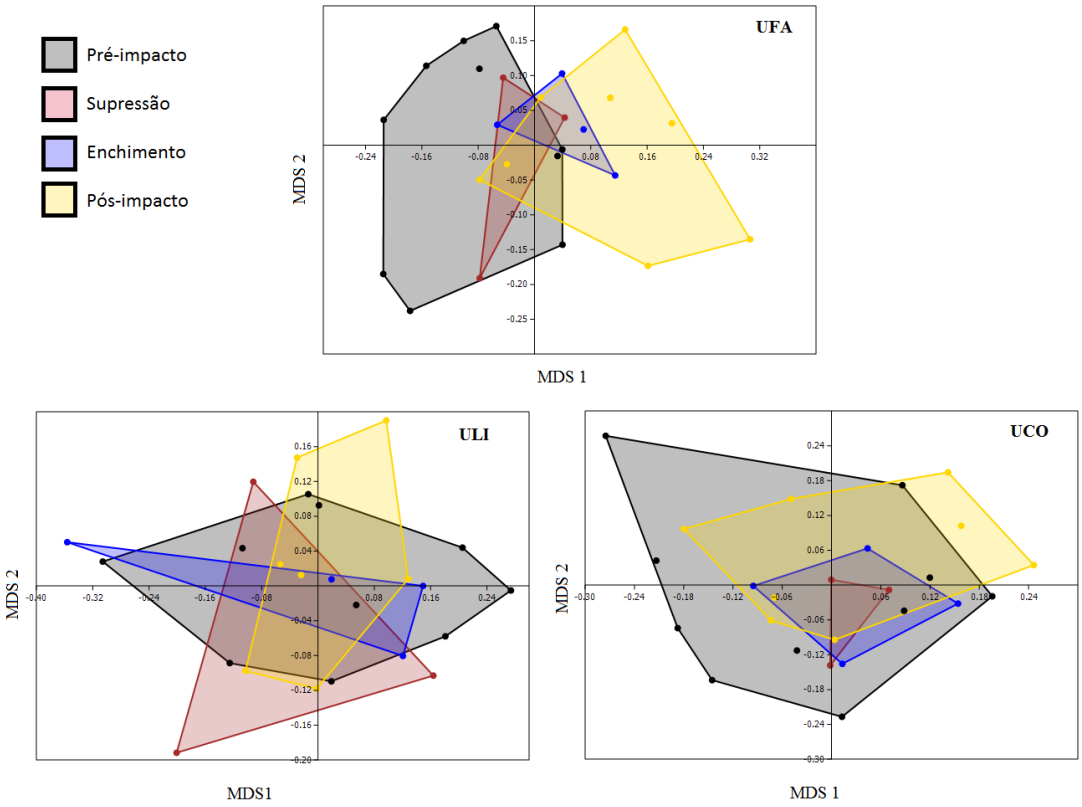


FIGURA V.1.10. Gráficos de dispersão ilustrando a ordenação por similaridade dos pontos de escuta. Cada ponto se refere às informações de composição de espécies de uma campanha, sendo agrupadas as campanhas de cada etapa conforme código de cores. Pontos mais próximos apresentam similaridade maior e grupos de pontos (etapas) que se não sobrepõe indicam alterações na composição.

Visualmente é possível reconhecer algumas mudanças na composição de espécies nas unidades amostrais, resultados que são reforçados pelos testes numéricos realizados. Em UFA torna-se evidente uma gradual alteração da avifauna ao longo das etapas, ilustrada pelo afastamento dos conjuntos de pontos de supressão, enchimento e pós-impacto do agrupamento do pré-impacto (PERMANOVA F = 1,395; p = 0,02). Comparações par a par indicam que a composição da avifauna é distinta entre os momentos pré-impacto e enchimento ($p_{1\text{-}3}$ = 0,007) e pré e pós-impacto ($p_{1\text{-}4}$ = 0,008). Em ULI a composição avifaunística ao longo do estudo não demonstra mudança (PERMANOVA F = 1,13; p = 0,26), embora tenha-se detectado composições de espécies distinas aquele entre o pré e o pós-impacto ($p_{1\text{-}4}$ = 0,03). Finalmente, em UCO – cujas métricas de riqueza e diversidade mostraram-se muito semelhantes às variações em UFA – não houve alteração alguma na composição de espécies ao longo do monitoraemento (PERMANOVA F = 0,973; p = 0,54).

Estes resultados, adicionados aos dados já apresentados anteriormente, dão ainda mais indícios de que os impactos de supressão e enchimento do reservatório da UHE Mauá de fato atingiu comunidades de aves lindeiras à área diretamente afetada. A composição de espécies, em outras palavras as aves que ocupam a área de estudo, se alterou de forma considerável coincidentemente com o advento do impacto. Essa mudança se manteve durante a supressão e enchimento, e culminou em uma comunidade de aves distinta daquela anterior à obra. Mais adiante investigaremos se estas alterações podem ter decorrido do afugentamento, o aumento pontual da abundância por aves desalojadas da área afetada pelo empreendimento.

V.1.2.5. Fuga e adensamento

A abundância da avifauna na área de estudo sofreu variações diversas, certamente influenciadas por fatores sazonais marcantes e inerentes à avifauna Neotropical (**FIGURA V.1.11**). Algumas peculiaridades se destacam em uma análise visual do gráfico abaixo. Em UFA há tendência de acréscimo na média de contatos durante o monitoramento, mesmo depois de três anos após o início das intervenções, sugerindo que um novo patamar na distribuição de abundância das aves pode ter sido atingido. Em UCO a variação do número de contatos parece girar em torno de uma média mais estável no estudo, mesmo caso verificado em ULI, embora ali essa tendência seja ainda mais aparente.

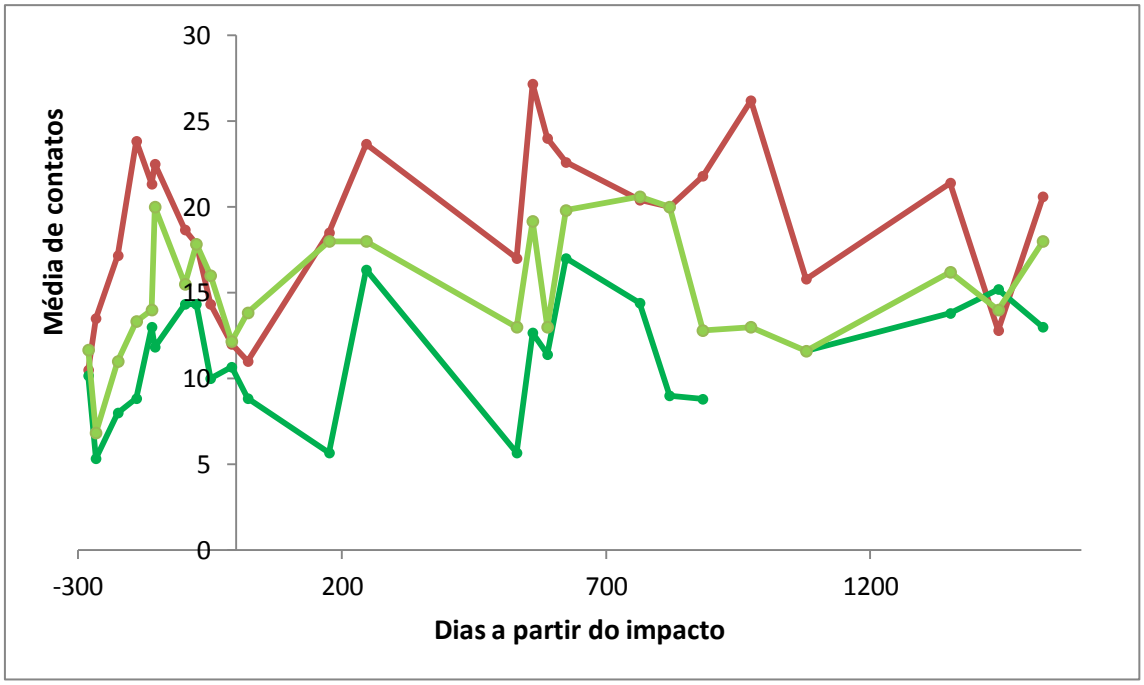


FIGURA V.1.11. Variação da média de contatos nos pontos de escuta ao longo do monitoramento nas três unidades amostrais: UFA, linha vermelha; ULI, linha verde escura; UCO, linha verde clara.

Os dados das capturas de redes-de-neblina, alocados na unidade Frente/APP, permitem abordar o fenômeno de forma mais direta (**FIGURA V.1.12**). É importante relembrar que a linha B encontrava-se abaixo da cota de enchimento, tendo sido por isso suprimida pelo alagamento do reservatório. Por meio desses resultados pode-se perceber que houve acréscimo considerável nas taxas de captura de aves após o início do impacto. Não obstante, há um marcado efeito de temporalidade na resposta, tendo em vista que a unidade se encontrava inicialmente distante das frentes de desmate logo no início das intervenções. À medida que essa fonte de impactos se aproximava, e que a cobertura florestal era reduzida, o aumento no número de capturas torna-se mais evidente, sendo percebido em ambas as linhas de redes. Em uma campanha em particular as capturas na linha B – cujo hábitat assemelhava-se mais a alguns dos setores que foram desbastados – têm brusca diminuição, ao tempo em que a ocupação na linha A atinge seu máximo. Isso indica que os tipos de ambientes de encosta, contemplado pela linha A, foram mais procurados ou utilizados para deslocamento por aves em fuga.

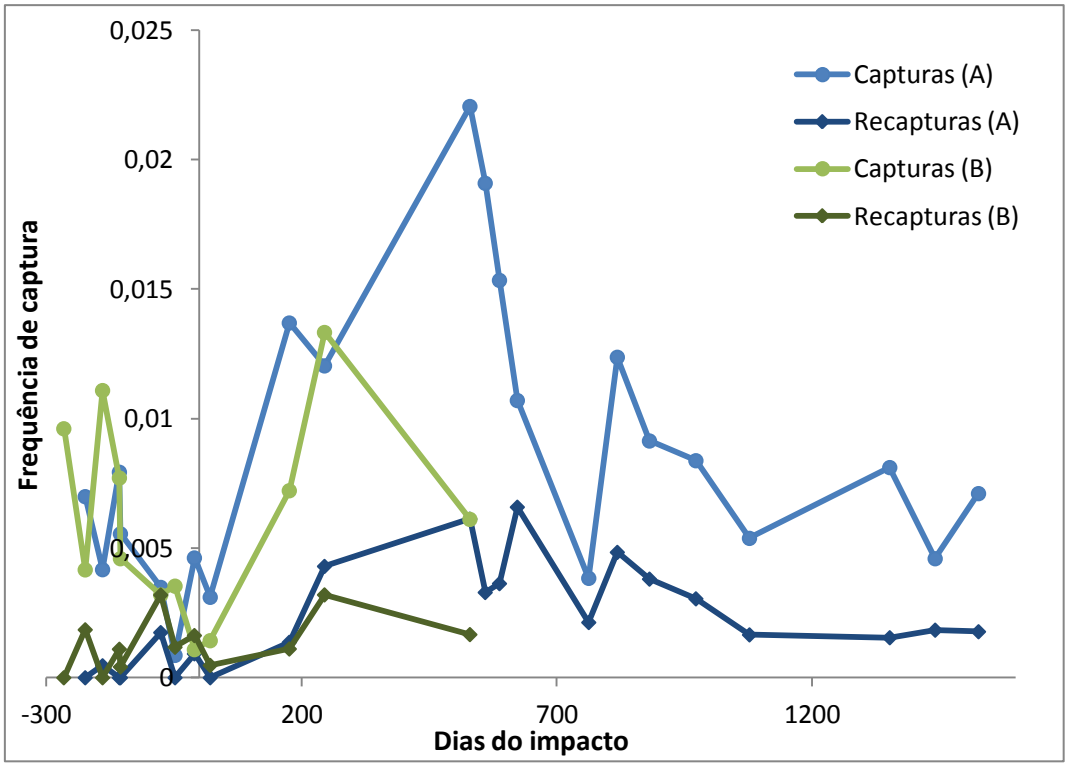


FIGURA V.1.12. Variação das frequências de captura e recaptura nas duas linhas de redes-de-neblina ao longo do monitoramento da avifauna.

Uma segunda forma de verificar a ocorrência do afugentamento refere-se à análise da variação na proporção de recapturas em relação às capturas. Esta análise permite avaliar se a proporção de recapturas variou de forma semelhante àquela das taxas de capturas ao longo do estudo. Caso as variações tenham tendências semelhantes é possível sugerir que o aumento nas taxas de captura se deve mais à maior capturabilidade das aves. Alternativamente, se a proporção de recapturas mostrar-se desproporcional à variação nas taxas de captura, se houve acréscimo menos acentuado de recapturas, pode-se inferir que a área recebeu um contingente adicional de indivíduos, permitindo atribuir o aumento nas taxas de captura ao aumento local da abundância de aves.

De fato, o que se observa é que a proporção de recapturas é inicialmente grande no período pré-impacto, especialmente na linha B (**FIGURA V.1.13**).

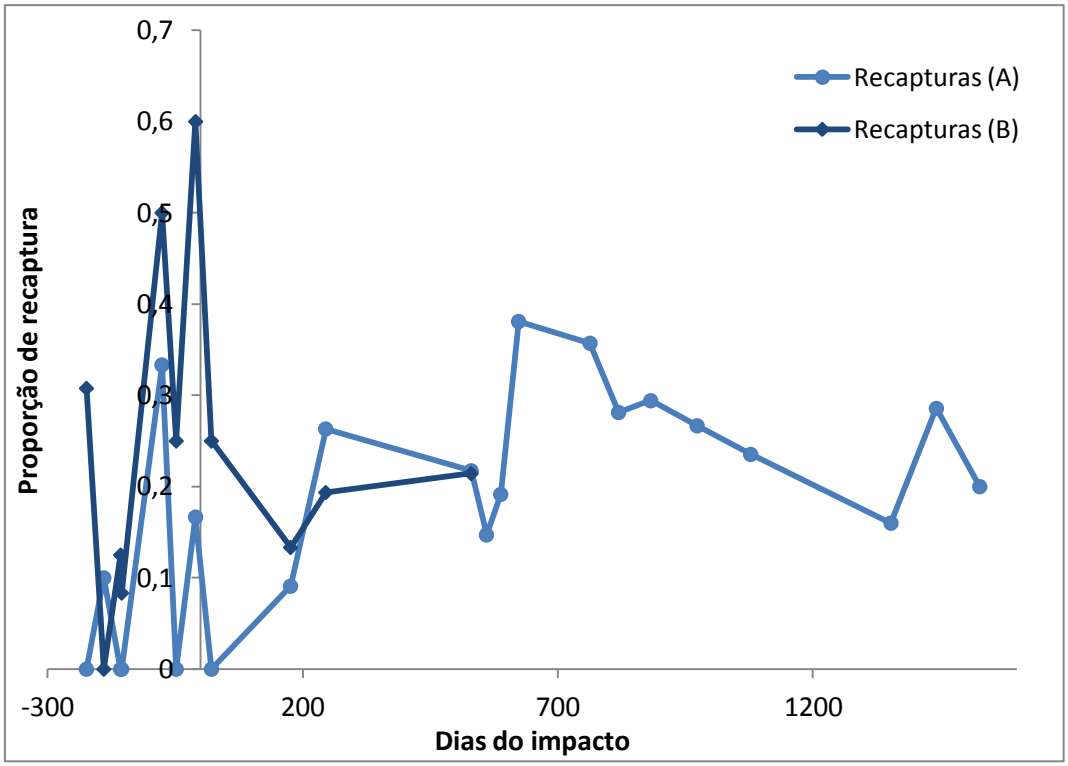


FIGURA V.1.13. Variação nas proporção de recaptura nas duas linhas de redes-de-neblina ao longo do monitoramento da avifauna.

À medida que transcorre o impacto, estas proporções na linha B diminuem, ou se mantém baixas, especialmente no período onde se verificou o maior número de capturas (entre cerca de 200 e 600 dias após o impacto, vide **FIGURA V.1.12**). A porcentagem de recapturas no final do enchimento e no pós-impacto atingem patamares maiores na linha A, indicativo de que maior número de aves residentes na área passou a ser recapturada durante as amostragens, o que, por sua vez, implica que a chegada de indivíduos novos na área foi temporária, restrita aos momentos durante o impacto.

Um último assunto a ser abordado neste tópico refere-se ao histórico de recapturas, avaliada por meio de uma ordenação seriada (**FIGURA V.1.14**). Dentre todos esses eventos, apenas sete indivíduos foram recapturados exclusivamente durante o pré-impacto, e as outras 26 aves capturadas nessa etapa foram também amostradas em outros momentos após o início das atividades de supressão e enchimento do reservatório. No entanto, apenas três aves desse conjunto foram novamente vistas no pós-impacto, quase três anos depois da primeira captura.

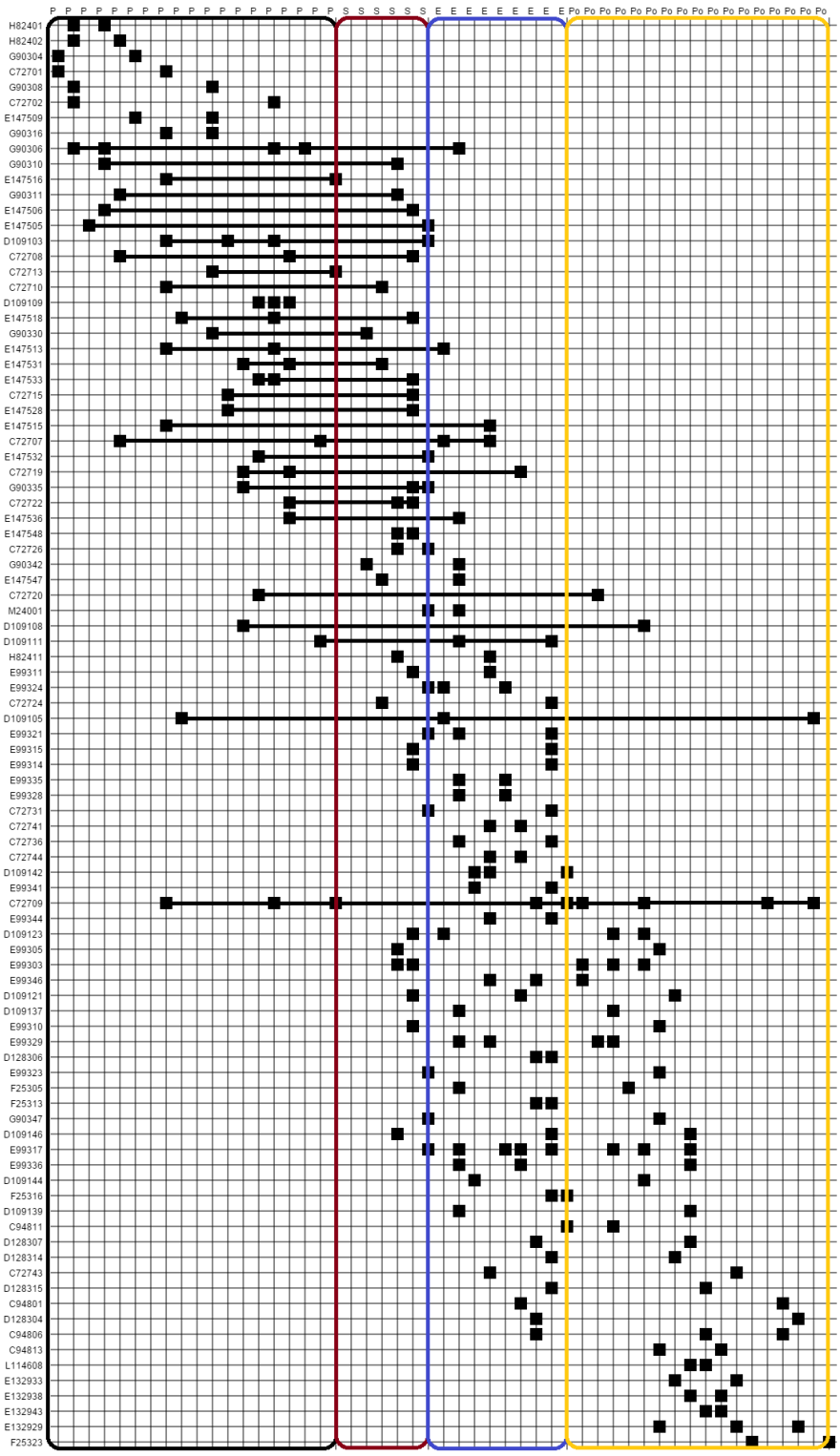


FIGURA V.1.14. Ordenação seriada das recapturas obtidas durante o monitoramento da avifauna. Os códigos à esquerda são das anilhas individuais e os quadrados negros indicam ocasiões de captura. As linhas horizontais destacam os espécimes capturados no pré-impacto e que foram amostrados também em outras etapas do estudo. As quatro fases do monitoramento são representadas pelos grandes retângulos coloridos, conforme os seguintes códigos: preto, pré-impacto; vermelho, supressão vegetacional; azul, enchimento do reservatório; laranja, pós-impacto.

Informações robustas sobre a longevidade de aves da Mata Atlântica ainda são inexistentes, sendo boa parte desses dados espalhados pela literatura técnica. É sabido, no entanto, que é usual que esses animais sobrevivam por dois anos (Lopes *et al*., 1980), sendo ainda comum o encontro com aves com mais de cinco anos (Lentino *et al*., 2003; Scherer-Neto & Girardi, 2013). É razoável assumir, assim, que a ausência de capturas de aves do pré-impacto não necessariamente decorram de mortes devido à longevidade das aves, mas a outros fatores associados à mortalidade dessas populações.

Outro fato que se destaca na análise da figura acima é a grande substituição dos espécimes recapturados ao longo do estudo, sendo que o conjunto mais numeroso de aves encontrados no pós-impacto foram capturados durante as atividades de supressão e enchimento do reservatório. Esta substituição massiva de espécimes residentes sugere que os efeitos do afugentamento causaram considerável alteração da avifauna local, sejam elas causadas por interações diretas entre aves residentes e fugitivas, ou por efeitos indiretos de exaustão de recursos ou mudanças na pressão de predadores (Metcalf *et al*., 2007).

V.1.2.6. Aves noturnas

A expectativa inicial acerca do estudo das aves noturnas era de que a frequência de ocorrência das duas espécies se alterasse de forma divergente entre as transecções A (remanescente próximo ao impacto) e B (controle). A frequência de ocorrência se manteve distinta entre as transecções A e B para as duas espécies ao longo de todo o monitoramento (**FIGURA V.1.15**), e também variou entre as etapas do estudo.

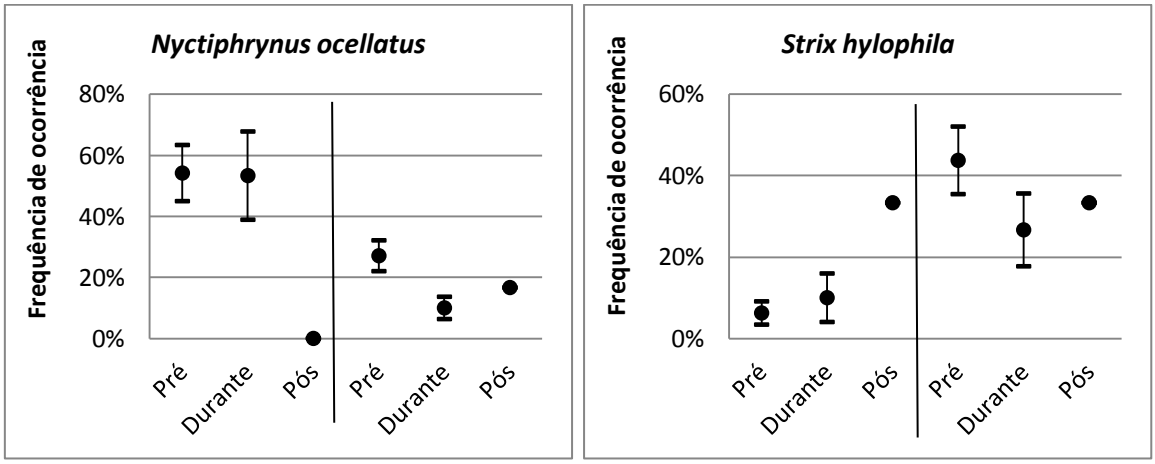


FIGURA V.1.15. Frequência de ocorrência média e erro padrão de aves noturnas ao longo do monitoramento da avifauna. Os três pontos da esquerda em ambos os gráficos referem-se à transecção A, e os três à direita, à transecção B.

A simples apreciação da média pontual ao longo do estudo, no entanto, não indica claramente como a variação ocorreu em uma escala temporal mais detalhada. Quando se avaliam as campanhas individualmente, a ausência de tendências claras e a grande variação na detectabilidade das espécies fica mais evidente (**FIGURA V.1.16**).

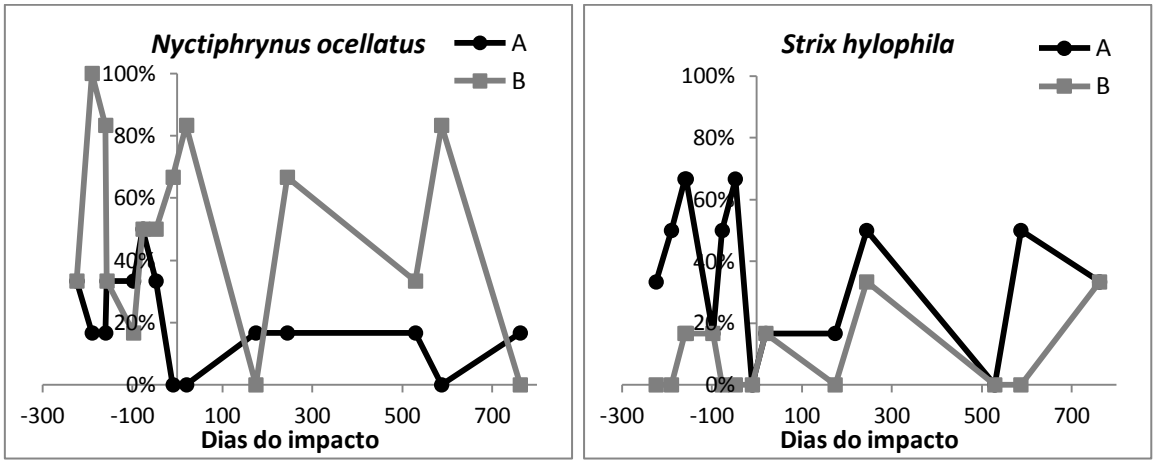


FIGURA V.1.16. Frequência de ocorrência pontual de aves noturnas ao longo do monitoramento da avifauna. Os pontos e linhas escuras referem-se à ocupação da transecção A e a cinza, da transecção B.

A grande variação na detectabilidade inerente às duas espécies avaliadas, conforme verificado no período pré-impacto nos dois casos, pode ter nublado alterações mais sutis no uso dos ambientes pelas aves durante a pesquisa. No caso de *N. ocellatus* parece ter havido diminuição na ocupação do sítio B após o impacto, mas a variação em A permaneceu semelhante àquela observada no pré-impacto durante todo o monitoramento. É possível, portanto, sugerir que as alterações oriundas do impacto de supressão e alagamento não tenham afetado profundamente o uso dos ambientes lindeiros pelos insetívoros noturnos, ao menos no que se refere à sua ocorrência pontual.

Semelhantemente, o padrão de ocorrência de *Strix hylophila* na transecção A não parece ter se alterado, embora tenham-se obtido observações anedóticas de adensamento de predadores nas bordas florestais formadas pela supressão (*e.g.* INTERCOOP, 2013), assim como de matas próximas à orla do reservatório, que se deslocava à medida que a bacia de acumulação era alagada. A variação na ocupação na área B também parece se sobrepor quando se comparam os momentos pré-impacto com os demais. Tal como os resultados para *N. ocellatus*, os presentes dados podem ser reflexo do pequeno efeito do impacto sobre esse grupo de aves.

Novos estudos, direcionados especialmente à avifauna noturna e com amostragens distintas daquela aqui empregada, devem ser realizados e avaliados, com o intuito de averiguar de forma mais direta a dinâmica dessas espécies em situações semalhantes às ocorridas na UHE Mauá. Sugere-se, por exemplo, monitorar o deslocamento e uso de hábitat de predadores noturnos em locais adjacentes ao impacto, diretamente na nova borda gerada, de modo a quantificar as mudanças na pressão de predação de espécimes afetados pela supressão vegetacional e/ou pelo alagamento do reservatório.

V.1.2.7. Comparação dos resultados com outros programas

Os presentes resultados, que indicam a ocorrência de fuga em massa da avifauna em decorrência da perda de hábitat florestal, vai de encontro com os dados acumulados durante o resgate de fauna na supressão e enchimento do reservatório (INTERCOOP, 2013). Dos 12.680 espécimes considerados pela equipe de resgate, apenas 1.081 são Aves, cerca de 8,5% do total de capturas, dados que confirmam que a importância de captura desse grupo faunístico é baixo. Não obstante, a sobrevivência desses espécimes mostrou-se muito baixa: do montante total das aves resgatadas, 1.002 morreram, 72 foram translocadas, cinco foram encaminhadas a criadouros e duas fugiram (INTERCOOP, 2013). Nesse sentido, embora possa-se sugerir que a mortalidade direta de aves frente à supressão seja bastante baixo em termos numéricos, o destino daquelas que permanecem na área afetada é usualmente o óbito.

Muitas aves, por razões ainda incertas mas possivelmente devido à fidelidade que têm a suas áreas de vida originais, não se evadem de imediato. Esses fenômenos já foram reconhecidos na região, durante o resgate de fauna para instalação do canteiro de obras (LACTEC, 2009; Vallejos *et al*., 2011) e também se verificou oportunamente no desmate da bacia de acumulação (obs. pess.; INTERCOOP, 2013) e no enchimento, quando alguns afogamentos de aves adultas foram registrados, embora não quantificados.

Cerca de um terço das aves resgatadas são ovos ou filhotes, mas o relatório final não deixa clara qual a representatividade desse conjunto de espécimes do total resgatado, visto que há grande confusão na apresentação de números absolutos desses esforços. As citações mais diretas (INTERCOOP, 2013)[1] apontam para a obtenção de 139 espécimes durante a supressão da vegetação e 848 espécimes no enchimento do reservatório. A identificação específica desses exemplares não deve ser considerada definitiva, visto que boa parte do material obtido

[1] A soma desses valores atinge 987 espécimes, sendo que o total de aves resgatadas é de 1.081.

foi de ovos e filhotes, usualmente de dificil identificação e com pequena expectativa de sobrevida.

Em um esforço pioneiro na área técnica nacional, a equipe de resgate de fauna translocou e monitorou o sucesso de 45 ninhos durante a supressão e enchimento do reservatório da UHE Mauá. Infelizmente os dados detalhados desse trabalho não foram apresentados, mas informações preliminares apontam que tais intervenções foram bem sucedidas (comunicação pessoal com Andréa Cruz em 2013). A divulgação desses dados deve ser incentivada, assim como a realização de trabalhos semelhantes com critérios e protocolos técnicos bem embasados.

Avaliando-se comparativamente os resultados deste monitoramento com outro estudo em andamento na região (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014) – que avalia os potenciais efeitos da soltura de aves capturadas durante o resgate de fauna – algumas diferenças notáveis se percebem. Inicialmente, discutimos menções à ocorrência de algumas espécies de aves, confrontando-as com dados de literatura e nossa experiência na macrorregião.

O presente monitoramento acumulou grande riqueza de informações da região, devido à abrangência temporal e espacial do estudo, culminando em um amplio quadro da atual composição e distribuição da avifauna no médio rio Tibagi, concentrando-se – mas não limitado – às áreas de influências da UHE Mauá. O grande esforço de amostragem acumulado na área (mais de 1500 horas) permite-nos sugerir que boa parte dos padrões de ocupação da avifauna se encontra elucidada. Nesse sentido, algumas espécies mencionadas em SOCIEDADE DA ÁGUA (2014) são merecedoras de uma reavaliação na identificação. Com estes breves comentários pretende-se instigar o enriquecimento das análises de todos dos estudos que se utilizam de dados da região, tendo em vista que tais lapsos taxonômicos podem trazer graves consequências na interpretação de estudos ecológicos (Bortolus, 2008; cf. Anjos *et al*. 2013 *contra* Vallejos & Morimoto, 2013).

Seis espécies listadas no referido estudo são merecedoras de considerações quanto à sua identidade. Três desses casos referem-se provavelmente a erros tipográficos, apresentados por lapso: os de *Hydropsalis torquata*, *Drymophila ferruginea*, *Poospiza thoracica* e *Arremon flavirostris*.

Os numerosos registros de *Hydropsalis torquata* devem ser reavaliados em virtude da marcante presença de *Macropsalis forcipata* na região (**APÊNCIDE 1**). O primeiro é uma espécie citada somente na região do Varanal (Anjos & Schuchmann, 1997) e que conta com apenas um registro recente (disponível no acervo digital WikiAves: WA1541318), embora toda a área tenha sido amplamente amostrada por diversos estudiosos. Trata-se, assim, de uma espécie provavelmente muito rara na região, sendo importante salientar a necessidade de documentação adequada (espécimes, fotografias ou gravações sonoras) em tais casos.

Um caso mais de resolução mais simples é o registro de *Drymophila ferruginea*, que deve ser atribuído a *D. rubricollis*, visto que esta espécie é a única, entre as duas, a habitar os planaltos paranaenses, e sua confusão se justifica devido ao fato de ambos os táxons terem sido outrora tratados dentro do táxon *D. ferruginea* (Willis, 1988). Confusão semelhante também deve ter ocorrido com os outros dois táxons: *Poospiza thoracica* é uma espécie semi-florestal que habita áreas de elevada altitude e não foi, até então, encontrada na macrorregião. Ao mesmo tempo, a ausência de seu congenérico, *P. cabanisi*, na listagem da avifauna indica que os registros em campo devem tratar-se desta última espécie, amplamente distribuída na região. As menções a *Arremon flavirostris* também devem ser convertidas para *A. semitorquatus*, táxon também ausente na lista de aves desse estudo e que é o táxon comumente encontrado por ali. Uma recente avaliação da distibuição geográfica das duas espécies já questiona a inclusão de *A. flavirostris* na lista de Volpato *et al*. (2009), baseando-se no fato que nessa obra consta uma fotografia de *A. semitorquatus* (Patrial, 2010).

Outros três casos suscitam questionamentos acerca da acurácia na identificação em campo, quais sejam, *Formicarius colma*, *Dendrocincla turdina*.

Formicarius colma tem hábitos terrícolas, sendo comum no leste da Serra do Mar, mas sua ocupação nos planaltos do Paraná é muito menos frequente. Sua inclusão na lista da macrorregião é questionável, sendo provavelmente apenas encontrada em localidades do baixo rio Tibagi. É citada em unicata na região, na Fazenda Monte Alegre, com base em informações de funcionários da Klabin (Volpato *et al*. 2009). Anjos & Schuchmann (1997) citam-na para a Fazenda Santa Rita, município de Ponta Grossa no alto Tibagi, enquanto Anjos & Graf (1993), em publicação que versa especificamente sobre o inventário dessa localidade, não a mencionam. De fato, há grande confusão na literatura quanto a vários registros de Anjos e colaboradores e este é um caso emblemático, pois ambas as publicações se utilizam da mesma fonte de dados. Em vários outros momentos, e mesmo em publicações posteriores,

mostram registros inconsistentes e questionáveis, o que culmina em questionamentos sobre a qualidade das publicações que usam tais dados (Vallejos & Morimoto, 2013; Lopes & Gonzaga, 2014; ver também Anjos *et al*., 2013).

O segundo destes casos de possíveis erros de identificação em campo é o de *Dendrocincla turdina*, cujos padrões de ocorrência no estado assemelham-se àqueles da espécie precedente. Sua presença em locais no baixo Tibagi é conhecida, e por isso pode também habitar algumas porções do médio Tibagi, mas deve se tratar de táxon raro na região, visto que foi também ativamente procurado – e nunca encontrado – ao longo do monitoramento. Buscas específicas por documentações dessa espécie são fundamentais para esclarecer se ela efetivamente habita a macrorregião.

Por fim, ao se comparar quantitativamente a composição de espécies torna-se evidente que as unidades sendo avaliadas no monitoramento pós-resgate mostram-se bastante distintas das unidades do presente programa. Há claras influências espaciais e temporais na composição da avifauna deste estudo (**FIGURA V.1.17**), embora a proximidade espacial não parece influenciar a similaridade faunística de algumas unidades de SOCIEDADE DA ÁGUA (2014) com as presentes. É o caso, por exemplo, de UCO e da unidade A (controle) e de UFA e C (Estrada da Mina), pois se esperaria maior semelhança de espécies do que aquela que foi atingida, o que significa que outros fatores devem estar atuando na diferenciação da avifauna nas unidades monitoradas naquele programa. No âmbito temporal, no entanto, a composição dessas unidades aproxima-se a um nível intermediário entre o que se encontrou no pré e pós impacto deste estudo.

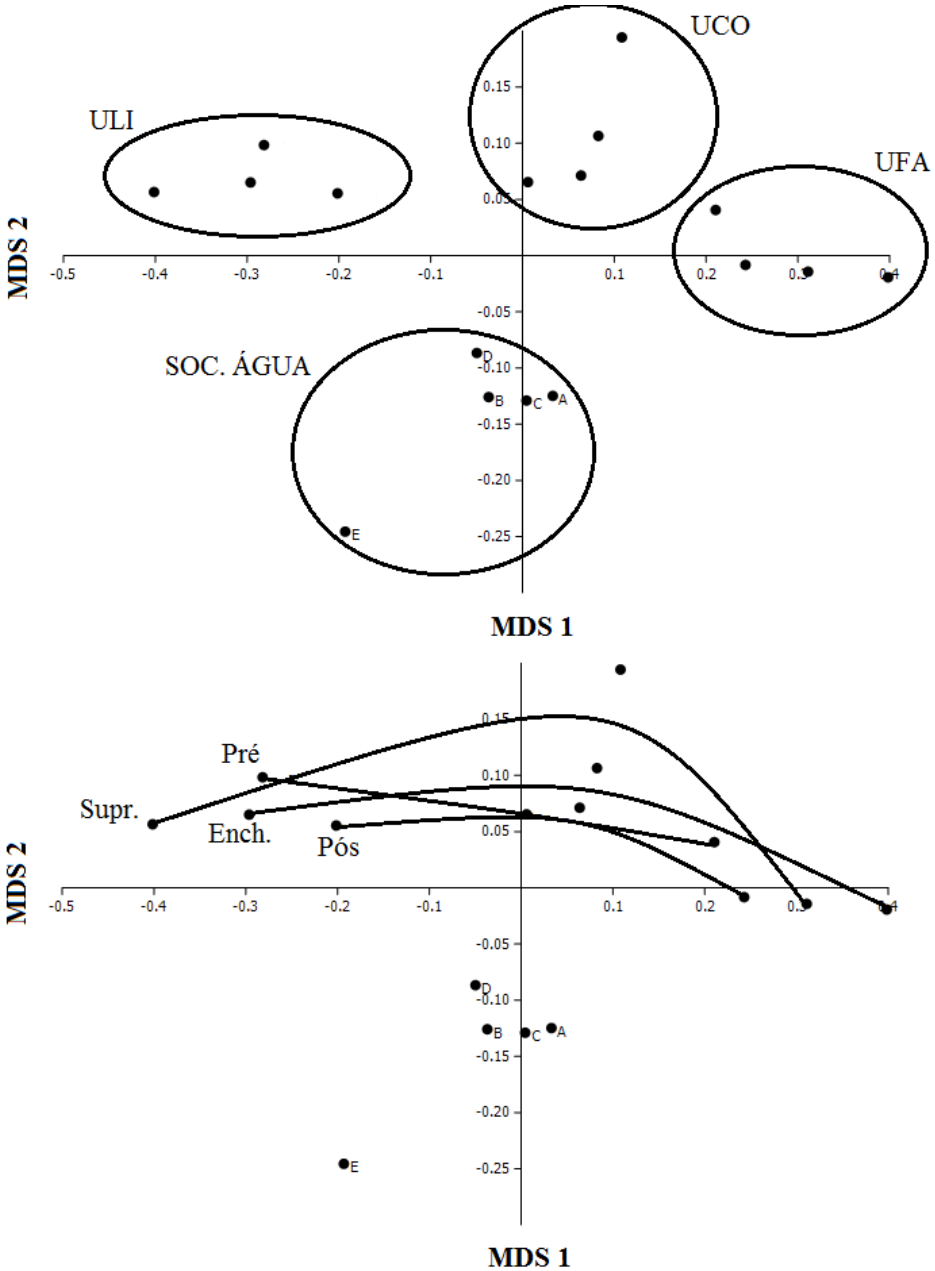


FIGURA V.1.17. Gráficos de dispersão ilustrando a ordenação por similaridade das unidades do presente monitoramento com as unidades constantes em SOCIEDADE DA ÁGUA (2014). Cada ponto refere-se às informações consolidadas de composição e abundância relativa de espécies de uma etapa (pré-impacto, supressão, enchimento e pós-impacto). O mesmo gráfico é apresentado duas vezes, ilustrando duas formas de ordenação dos dados: acima, os círculos destacam a distinção espacial das unidades; abaixo, as linhas ilustram o aspecto temporal dos agrupamentos do presente monitoramento. As letras referem-se aos códigos das unidades amostrais do monitoramento pós-resgate (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014).

V.1.3. Síntese dos resultados

O desenvolvimento deste programa, no âmbito do licenciamento ambiental do empreendimento UHE Mauá, teve papel fundamental na contribuição ao conhecimento da

avifauna da macrorregião. Essa área, embora conte com diversas publicações a respeito de sua composição faunística, ainda carecia de uma apreciação recente e crítica. Novas obras que sintetizam essas informações de forma mais clara encontram-se em preparação.

Com relação aos objetivos específicos do monitoramento, a presente pesquisa também foi bem sucedida, visto que obteve dados robustos e que fornecem informações importantes para futuros estudos de natureza semelhante. Detectamos a ocorrência de adensamento de pássaros em remanescentes florestais adjacentes a matas suprimidas, processo que não foi pontual, mas gradual, dependente da distância da fonte de impactos.

A perda de hábitat, pela supressão e também pelo alagamento, causou o afugentamento dessas aves, e um segundo aspecto verificado no monitoramento foi a temporalidade dos efeitos. O adensamento parece se manter por um longo período antes de se estabilizar, não tendo-se detectado o retorno a níveis pré-impacto mesmo depois de dois anos após o desaparecimento da fonte impactante.

Devido ao afugentamento, a manutenção de corredores florestais em todo o entorno das áreas a serem afetadas pela supressão vegetacional é fundamental para permitir o deslocamento das aves. Da mesma forma, a conectividade funcional dos ambientes a serem atingidos por animais em fuga deve ser levada em consideração em planos de supressão. Atenção especial deve ser dada ao potencial de monoculturas arbóreas antigas, com sub-bosque adensado, uma vez que podem permitir o trânsito de algumas espécies de aves que não se deslocam por áreas abertas (Tomasevic & Estades, 2008).

Finalmente, embora a ocorrência da fuga seja positiva do ponto de vista da menor mortalidade direta – também atestado pela alta proporção de óbitos das aves resgatadas – efeitos negativos do adensamento nos remanescentes também podem ocorrer e devem ser investigados de forma mais direta em estudos futuros (Rodrigues, 2006; Metcalf *et al*., 2007), discutidos a seguir.

V.1.4. Considerações finais

Detectamos a ocorrência da fuga, adensamento e alterações na composição de espécies em um remanescente florestal após a supressão de hábitat, mas um questionamento evidentemente segue: quais as potenciais consequências desse adensamento?

O adensamento é responsável por respostas comportamentais de curto prazo, conforme inicialmente detectado por Bierregaard & Lovejoy (1989) em fragmentos amazônicos. Esses autores obtiveram mais capturas em redes de espécies de estratos superiores e atribuíram os resultados a alterações comportamentais no forrageio dos pássaros. Comparando-se com áreas controle, algumas aves que ocupam o estrato médio da floresta e que são raramente contemplados por esses petrechos passaram a ser facilmente capturados após o isolamento (Bierregaard & Lovejoy, 1989). Resultados semelhantes, embora não explícitos, podem ter sido encontrados em outro estudo na Costa Rica, onde em um dos fragmentos, também afetado por corte seletivo após o isolamento, houve a captura de *Cranioleuca erythrops* (Borgella & Gavin, 2005), espécie que habita estratos florestais mais elevados (Parker *et al*. 1996). Alterações comportamentais também foram registradas em aves de áreas abertas após manipulações experimentais que consistiram na remoção da cobertura de arbustos (Wiens *et al*., 1986). Quando comparadas a parcelas-controle, aves com territórios sujeitos à manipulação alteraram o tempo dedicado a atividades de forrageio, canto e deslocamento, embora não houve clara e generalizada tendência, positiva ou negativa, para nenhuma das atividades (Wiens *et al*., 1986). Em nosso caso não encontramos nenhuma evidência clara nesse sentido, pois embora tenhamos registrado espécies no pós-impacto que não foram capturadas antes da supressão, tais resultados poderiam ser atribuíveis ao aumento generalizado nas chances de captura.

Além das adulterações no uso do espaço vertical, Bierregaard & Lovejoy (1989) relatam que houve aumento na emissão de vocalizações logo após a supressão, fenômeno também verificado neste estudo quando as frentes de supressão estavam mais próximas, no qual a atividade vocal se alargou por todo o dia, e incluiu espécies que vocalizam em horários pouco flexíveis, como *Grallaria varia* e *Xiphocolaptes albicollis* (obs. pess.). Atribuimos essa anormalidade comportamental ao influxo de indivíduos afugentados, que passaram a disputar recursos com os espécimes residentes. Embora em nenhum dos casos houve tentativa sistemática de analisar o fenômeno, tais alterações podem ser indicativos de mais um potencial efeito negativo sobre a avifauna. Aves apresentam padrões de vocalização bem definidos, que chegam a ser estereotipados (Sick, 1997; Woltmann, 2005), e sincronizam respostas comportamentais, como a defesa de território, nessas janelas acústicas (Slabbekoorn, 2004; Luther, 2008). No entanto, os horários de maior atividade vocal podem se alterar, por exemplo, quando as aves são estimuladas por rivais (Foote, 2011). Nesse sentido, perturbações no comportamento vocal podem ser indicativos de distúrbios mais profundos

nas interações que fazem parte, mais especificamente à maior incidência de embates. Neste caso, o adensamento pode ser responsável por essas respostas e levar a efeitos deletérios na reprodução pela realocação de energia. Até então, estas interações ainda não foram detalhadamente avaliadas, mas evidências indiretas foram colhidas em uma população de *Seiurus aurocapillus* (Aves: Parulidae). Após a fragmentação experimental de hábitat, houve menor sucesso no pareamento e nidificação de machos em áreas afetadas, que tiveram sua densidade populacional aumentada (Hagan *et al*., 1996). Este é um efeito que ainda merece estudos mais minuciosos, especialmente na região Neotropical.

Estas consequências do adensamento tem como base algumas prerrogativas ecológicas, notadamente os efeitos dependentes da densidade em populações saturadas, aspectos relacionados à limitação de recursos. Metcalf e colaboradores (2007) desenvolveram um modelo para avaliar os efeitos do influxo de indivíduos em populações estruturadas, considerando um cenário mais realista de dinâmica populacional não-linear. Os resultados obtidos com simulações e dados empíricos indicam que os efeitos negativos do adensamento, abalando a demografia de populações naturais, elevam riscos de extinção local, em especial de espécies com pouca longevidade, evidenciando os reais perigos de eventos de fuga em massa às populações remanescentes (Metcalf *et al*., 2007).

Há, por outro lado, uma série de evidências opostas. Em alguns casos as populações não parecem estar saturadas e o influxo de novos indivíduos não altera aspectos demográficos em maior escala (Wiens *et al*., 1986; Wolff *et al*., 1997) ou é ainda responsável pelo aumento nas taxas de crescimento populacional (Johannsen *et al*., 2003). Essa breve explanação novamente reforça a predominância de efeitos contexto-dependentes em consequência da perda de hábitat, e revela a necessidade de novos estudos com outras ópticas.

Estudos comportamentais e baseados em respostas individuais podem fornecer resultados interessantes, semelhantemente ao oportunamente coligido por Newell (1999). Mesmo análises descritivas podem revelar como algumas características da história natural das espécies se associa à sua baixa índole de fuga, e esperamos esclarecer alguns padrões utilizando um banco de dados maior do que o apresentado previamente (Vallejos *et al*., 2011).

Finalmente, pesquisas que considerem o contexto da paisagem e, particularmente, o papel da conectividade funcional também assumem notável relevância na temática. Especial destaque

assumem estudos que avaliem diferentes usos de solo – como monoculturas herbáceas e arbóreas – e seu papel no deslocamento da avifauna em eventos de perturbações.

Os presentes resultados, considerando todos os grupos de vertebrados terrestres, culminaram no reconhecimento da ocorrência de um impacto críptico, geralmente pouco considerado em obras de grande envergadura (Raiter *et al*., 2014). As alterações de abundância, riqueza, diversidade e composição de espécies em remanescentes florestais que permaneceram intactos após a instalação do empreendimento indicam que as influências da perda de hábitat são mais abrangentes do que o definido na Área Diretamente Afetada. Embora tal fenômeno seja conhecido há muitos anos, já nominado "efeitos estendido de represa" (Willis & Oniki, 1988), é um impacto de difícil mensuração e espacialização. Mesmo assim, o presente programa encontrou efeitos profundos e duradoros atribuíveis a esse impacto secundário – ou indireto – tornando este um importante aspecto a ser considerado em estudos que visem à previsão, mitigação e compensação de impactos em licenciamentos ambientais, especialmente quando há grandes áreas de vegetação nativa a serem suprimidas.

V.2. Reptiliofauna

O presente estudo teve como objetivo identificar, através de variações na riqueza e abundância das espécies, impactos oriundos da implantação e operação do empreendimento sobre a comunidade reptiliana local. Um total de vinte e uma espécies foi registrado, das quais 16 foram encontradas nas unidades amostrais. Nossos resultados não apontaram diferenças na diversidade local atribuídas aos eventos de impacto. Estas informações são discutidas ao longo deste trabalho e algumas hipóteses são levantadas.

V.2.1. Métodos

V.2.1.1. Métodos de registro e marcação

Para a amostragem dos répteis em campo adotaram-se as seguintes técnicas:

- *Busca ativa*: consistiu em deslocamentos muito lentos a pé com a procura visual dos animais em seus ambientes naturais, sejam em atividade, sejam em repouso (sob troncos, pedras, sobre ou entre a vegetação, etc), técnica essa baseada em Franco *et al*. (2002).
- *Captura em armadilhas de interceptação e queda* (*pitfalls traps with drift fence*) (Cechin & Martins, 2000): conforme descrição no item "Instalação de armadilhas de uso comum";
- *Encontros ocasionais*: correspondeu ao encontro de espécimes vivos ou mortos em estradas da região durante deslocamentos realizados com carro até as áreas de amostragem (adaptada de Sawaya *et al.,* 2008).

O esforço amostral de captura com armadilhas de intercepção e queda ao final das vinte e sete campanhas totalizou 18.012 baldes.dia e aquele com a busca ativa foi de 1.160 horas (**TABELA V.2.1**).

TABELA V.2.1. Esforço amostral por método dispendido ao longo das etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Fase	Esforço amostral total		Número de campanhas
	Pitfall	Busca ativa	
Pré-impacto	8.352 baldes.dia	520 horas	12
Supressão	1.980 baldes.dia	120 horas	3
Enchimento	2.400 baldes.dia	160 horas	4
Pós-impacto	5.280 baldes.dia	320 horas	8
Total	18.012 baldes.dia	1.160 horas	27

Durante a aplicação das técnicas, lagartos foram capturados manualmente, já para as serpentes, em virtude de sua periculosidade, contou-se com o auxílio de ganchos. Após a captura, determinou-se sua espécie, sexo, biometria, marcação e posterior soltura, a qual se deu sempre no mesmo local da captura. Em todas as ocasiões foram anotados dados mesológicos e físicos como data, ponto de amostragem (unidade amostral), coordenadas geográficas, método de captura, horário, ambiente, comportamento, substrato utilizado pelo animal, registro de atividade e outros dados que se julgasse relevantes.

Indivíduos encontrados mortos, ou que porventura morreram na triagem, foram devidamente acondicionados e submetidos aos métodos tradicionais de conservação, sendo tombados como material-testemunho na coleção herpetológica do Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI).

Para a marcação das serpentes utilizou-se o método proposto por Brown & Parker (1976), que consistiu em marcar a escama ventral por meio de um picote, realizado com tesoura cirúrgica, a partir da primeira escama ventral, logo acima da cloacal, de modo que o primeiro indivíduo capturado pertencente à determinada espécie teve sua primeira escama ventral picotada, o segundo indivíduo a sua segunda escama ventral picotada e assim sucessivamente.

Lagartos foram marcados pelo método de ablação dos artelhos, que consistiu em cortar os dedos dos membros posteriores representando as unidades (numeração crescente da esquerda para direita e de dentro para fora) e os dedos dos membros anteriores representando as dezenas (também da esquerda para direita e de dentro para fora). Neste sistema, o animal poderá perder até dois dedos (não consecutivos) e poderão ser marcados até 109 indivíduos da mesma espécie. Há de se salientar que espécies semiarborícolas não tiveram seu primeiro dedo amputado, tanto dos membros anteriores, quanto posteriores, ocasionando uma diminuição no número de indivíduos que poderiam ser marcados por esse

método, ao todo 48 indivíduos. Esse procedimento visa a preservar as respectivas espécies de potenciais prejuízos ao deslocamento decorrentes desse processo de marcação.

As serpentes e lagartos terrestres foram marcados sequencialmente por espécie, sem distinção de unidade amostral. Os lagartos semiarborícolas foram marcados com distinção de unidade, ou seja, cada unidade tem sua numeração sucessiva distinta, visto o menor número de espécimes que poderiam ser individualizados.

Para a elaboração da lista de espécies registradas na região de estudo (compreendida pelos municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira) foram utilizados dados existentes na literatura científica, representados por listas de espécies (Rocha *et al*., 2003; Buss & Calleffo, 2004; Esteves *et al*., 2011) e registros pontuais oriundos de trabalhos relacionados à distribuição geográfica, biogeografia, filogenia e taxonomia (Borges-Martins, 1998; Ribas & Monteiro Filho, 2002; Bérnils, 2009; Souza-Filho, 2011; Rodrigues *et al*., 2014), assim como na literatura técnica, representada por estudos referentes à implantação do empreendimento UHE Mauá (LACTEC, 2009; INTERCOOP, 2013; SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014). Ressalta-se, porém, que para os dados obtidos por meio dos documentos técnicos foram somente consideradas as espécies relacionadas nestes trabalhos cujo material testemunho da área encontra-se depositado em coleção científica (MHNCI), o qual foi posteriormente examinado e confirmado sua identificação taxonômica.

A nomenclatura e arranjo taxonômico adotados no presente estudo seguem a proposta de Uetz & Hosek (2015).

V.2.1.2. Métodos analíticos

A riqueza de espécies entre as unidades amostrais e etapas foi avaliada por meio de curvas de rarefação construídas a partir de uma matriz contendo a abundância absoluta das espécies em cada área e/ou etapa. Para se avaliar a diversidade da comunidade estudada, foram computados os índice de Shannon (H') e a equitabilidade de Pielou (*e*) (Magurran, 2004). Todas as análises foram conduzidas utilizando-se o programa PAST 3.00 (Hammer *et al*., 2001).

Ressalta-se que devido a diferenças no esforço amostral entre as subunidades APP1 e APP2, somente a primeira foi considerada na avaliação comparativa de diversidade. Semelhantemente, para a estimação destes mesmos índices, devido a diferenças no esforço, a subunidade Frente foi considerada apenas na primeira etapa deste estudo (Pré-impacto).

V.2.2. Resultados

V.2.2.1. Avaliação da representatividade

A literatura aponta a ocorrência de 55 espécies de répteis para a região da UHE Mauá, das quais 21 espécies foram registradas neste estudo, correspondendo a 38% do total observado para essa área (**TABELA V.2.2**). Nenhuma espécie assinalada encontra-se ameaçada de extinção sob âmbito regional (Bérnils *et al.*, 2004), nacional (MMA, 2014) e/ou internacional (IUCN, 2014).

TABELA V.2.2. Lista das espécies de répteis registradas para a região da UHE Mauá através de dados de literatura e museu, e nos registros obtidos durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". * refere-se à espécie exótica.

Táxon	Nome Popular	Literatura	Monitoramento
Testudines			
Emydidae			
Trachemys scripta	tartaruga-de-orelha-vermelha	X	-
Chelidae			
Acanthochelys spixii	cágado-preto	X	-
Hydromedusa tectifera	cágado-pescoço-de-cobra	X	-
Phrynops geoffroanus	cágado-de-barbelas	X	-
Squamata			
Sauria			
Leiosauridae			
Anisolepis grilli	lagartixa-das-árvores	X	-
Enyalius perditus	iguaninha	X	X
Urostrophus vautieri	lagartixa-das-árvores	X	-
Gekkonidae			
Hemidactylus mabouia	lagartixa-de-parede	X	X
Gymnophthalmidae			
Cercosaura schreibersii	lagartixa-marrom	X	X
Teiidae			
Salvator merianae	teiú	X	X
Scincidae			
Aspronema dorsivittatum	sinco-dourado	X	X
Notomabuya frenata	sinco-prateado	X	X
Diploglossidae			
Ophiodes fragilis	cobra-de-vidro-dourada	X	X
Ophiodes striatus	cobra-de-vidro-verde	X	-
Amphisbaenia			
Amphisbaenidae			
Amphisbaena mertensii	cobra-de-duas-cabeças	X	-
Amphisbaena prunicolor	cobra-de-duas-cabeças	X	-
Amphisbaena trachura	cobra-de-duas-cabeças	X	-
Serpentes			
Colubridae			
Chironius bicarinatus	cobra-cipó	X	-

Táxon	Nome Popular	Literatura	Monitoramento
Chironius exoletus	cobra-cipó	X	-
Mastigodryas bifossatus	jararacuçu-do-brejo	X	-
Spilotes pullatus	caninana	X	X
Dipsadidae			
Atractus reticulatus	cobra-da-terra	X	-
Boiruna maculata	muçurana	X	-
Clelia plumbea	muçurana	X	-
Dipsas alternans	dormideira-das-árvores	X	-
Dipsas bucephala	dormideira-das-árvores	X	-
Echinanthera cephalostriata	corredeira-do-mato	X	-
Echinanthera cyanopleura	corredeira-do-mato	X	X
Erythrolamprus aesculapii	falsa-coral	X	X
Erythrolamprus miliaris	cobra-d'água	X	-
Erythrolamprus poecilogyrus	cobra-capim	X	-
Oxyrhopus clathratus	falsa-coral	X	-
Oxyrhopus guibei	falsa-coral	X	-
Oxyrhopus rhombifer	falsa-coral	X	-
Paraphimophis rusticus	muçurana-parda	X	-
Philodryas aestiva	cobra-verde	X	-
Philodryas olfersii	cobra-verde-listrada	X	X
Philodryas patagoniensis	papa-pinto	X	-
Sibynomorphus mikanii	dormideira	X	X
Sibynomorphus neuwiedi	dormideira	X	-
Sibynomorphus ventrimaculatus	dormideira	X	-
Taeniophallus affinis	corredeira-do-mato	X	-
Thamnodynastes strigatus	corredeira-grande	X	-
Tomodon dorsatum	cobra-espada	X	X
Tropidodryas striaticeps	jiboinha	X	X
Xenodon merremi	boipeva	X	X
Xenodon neuwiedii	falsa-jararaca	X	X
Elapidae			
Micrurus altirostris	coral-verdadeira	X	X
Micrurus corallinus	coral-verdadeira	X	X
Viperidae			
Bothrops alternatus	urutu-cruzeira	X	-
Bothrops jararaca	jararaca	X	X
Bothrops jararacussu	jararacuçu	X	-
Bothrops neuwiedi	jararaca-pintada	X	-
Crotalus durissus	cascavel	X	X
Anomalepididae			
Liotyphlops beui	cobra-cega	X	X

V.2.2.2. Riqueza de espécies

As 21 espécies registradas durante o estudo dividem-se entre 14 serpentes e sete lagartos, das quais 16 espécies (dez serpentes e seis lagartos) foram assinaladas nas unidades amostrais (**TABELA V.2.3, V.2.4**).

TABELA V.2.3. Répteis registrados no "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá". **LEGENDA**: **FA**, unidade Frente/APP; **LI**, unidade Linhão; **CO**, unidade Controle; **AI**, Área de Influência Indireta.

Táxon	Pré-impacto				Supressão				Enchimento				Pós-impacto			
	FA	LI	CO	AI	FA	LI	CO	AI	FA	LI	CO	AI	FA	LI	CO	AI
Sauria																
Leiosauridae																
Enyalius perditus	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	
Gekkonidae																
Hemidactylus mabouia				X												
Gymnophthalmidae																
Cercosaura schreibersii		X												X	X	X
Teiidae																
Salvator merianae	X	X		X			X	X				X				X
Scincidae																
Aspronema dorsivittatum												X			X	X
Notomabuya frenata															X	
Diploglossidae																
Ophiodes fragilis			X		X								X			
Serpentes																
Colubridae																
Spilotes pullatus				X												
Dipsadidae																
Echinanthera cyanopleura	X							X								
Erythrolamprus aesculapii	X			X				X							X	X
Philodryas olfersii								X								
Sibynomorphus mikanii																X
Tomodon dorsatum					X					X				X	X	
Tropidodryas striaticeps	X															
Xenodon merremi				X												
Xenodon neuwiedii	X			X								X		X		X
Elapidae																
Micrurus altirostris		X						X						X		
Micrurus corallinus	X						X								X	
Viperidae																
Bothrops jararaca	X	X	X	X	X			X	X		X		X		X	X
Crotalus durissus				X								X			X	X
Anomalepididae																
Liotyphlops beui										X						
Riqueza	**8**	**5**	**3**	**9**	**4**	**1**	**3**	**6**	**2**	**3**	**2**	**4**	**3**	**5**	**9**	**8**

TABELA V.2.4. Répteis registrados nas subunidades Frente, Área de Proteção Permanente 1 e Área de Proteção Permanente 2 durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

LEGENDA: **FREN**, subunidade Frente; **APP1**, subunidade Área de Proteção Permanente 1; **APP2**, subunidade Área de Proteção Permanente 2; **X**, presença.

Táxon	Pré-impacto		Supressão			Enchimento		Pós-impacto	
	FREN	APP1	FREN	APP1	APP2	APP1	APP2	APP1	APP2
Enyalius perditus	X	X	X	X		X	X	X	
Ophiodes fragilis			X						X
Salvator merianae	X	X							
Bothrops jararaca	X	X	X	X		X		X	
Echinanthera cyanopleura	X								
Erythrolamprus aesculapii	X								
Micrurus corallinus	X								
Tomodon dorsatum					X				
Tropidodryas striaticeps	X								
Xenodon neuwiedii	X	X							
Riqueza	**8**	**4**	**3**	**2**	**1**	**2**	**1**	**2**	**1**

Dentre as unidades amostrais, o Controle apresentou a maior riqueza específica (n = 11), seguida pela subunidade Frente (n = 9), Linhão (n = 8), APP1 (n = 4) e APP2 (n = 3) (**FIGURA V.2.1**). As espécies *Aspronema dorsivittatum*, *Crotalus durissus* e *Notomabuya frenata* foram registradas somente no Controle, enquanto que *Echinanthera cyanopleura* e *Tropidodryas striaticeps* unicamente na Frente, e *Liotyphlops beui* apenas no Linhão. As demais espécies foram compartilhadas entre duas ou mais áreas amostrais. *Enyalius perditus* foi observado em todas as unidades, já *Salvator merianae* e *Bothrops jararaca* foram assinalados em quatro das cinco áreas.

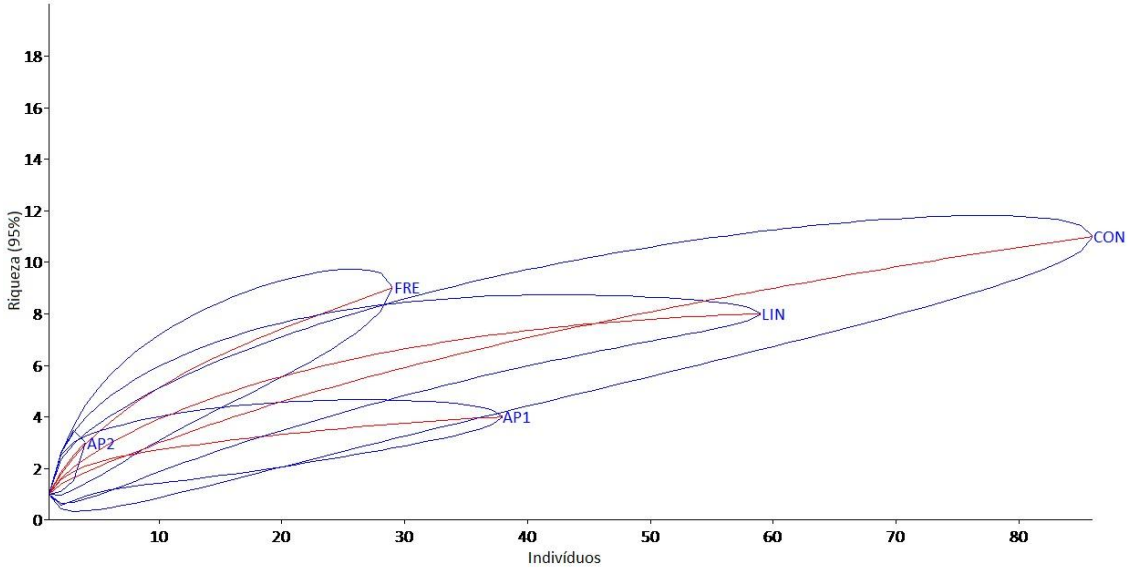


FIGURA V.2.1. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas áreas amostrais em função do número de indivíduos observados ao longo de todo o estudo. As curvas superiores e inferiores ilustram intervalos de confiança de 95%.
LEGENDA: **FRE**, Frente; **AP1**, Área de Proteção Permanente 1; **AP2**, Área de Proteção Permanente 2; **LIN**, Linhão; **CON**, Controle.

Comparando-se a riqueza obtida entres as fases, verifica-se que a partir da segunda etapa houve um decréscimo na riqueza observada, resultado diretamente relacionado ao menor número de campanhas nas fases posteriores quando comparado com a Pré-impacto, bem como aos efeitos da sazonalidade sobre as taxas de registro (**TABELA V.2.5**).

TABELA V.2.5. Número de campanhas e riqueza de espécies entre as fases do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

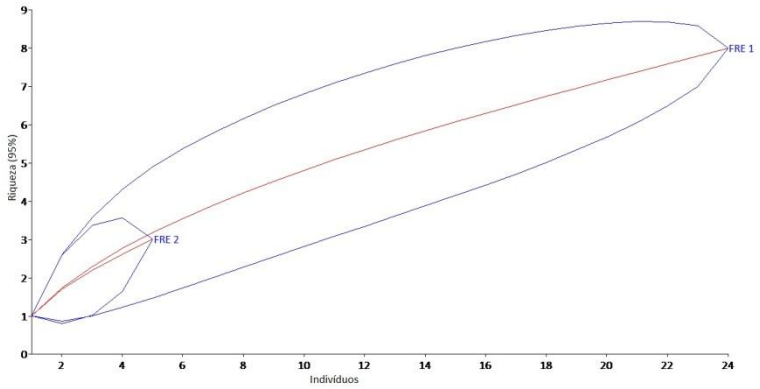
Fase	Número de campanhas	Número de espécies
Pré-Impacto	12	15
Supressão	3	10
Enchimento	4	8
Pós-impacto	8	14

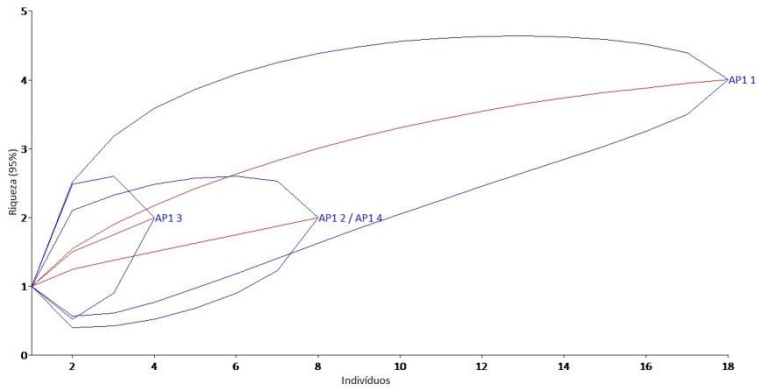
Durante as etapas de supressão vegetacional e enchimento do reservatório não houve diferenças significativas na riqueza de espécies – em APP1, APP2 e Linhão – que evidenciem a ocorrência direta de impactos sobre a reptiliofauna local, não desconsiderando sua existência, apenas que estes não foram detectados durante o estudo (**TABELA V.2.6; FIGURA V.2.2**). Em

UCO, por outro lado, as amostragens no Pós-impacto mostraram-se mais ricas do que nas demais etapas, fenômeno que pode estar associado a fatores ambientais locais na região.

TABELA V.2.6. Riqueza de espécies registrada nas áreas amostrais durante as fases do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Área Amostral	Pré-impacto	Supressão	Enchimento	Pós-impacto	Total
Frente	8	3	-	-	9
Área de Proteção Permanente 1	4	2	2	2	4
Área de Proteção Permanente 2	-	1	1	1	3
Linhão	5	1	3	5	8
Controle	3	3	2	9	11
Área de Influência Indireta	9	6	4	8	15





Continua

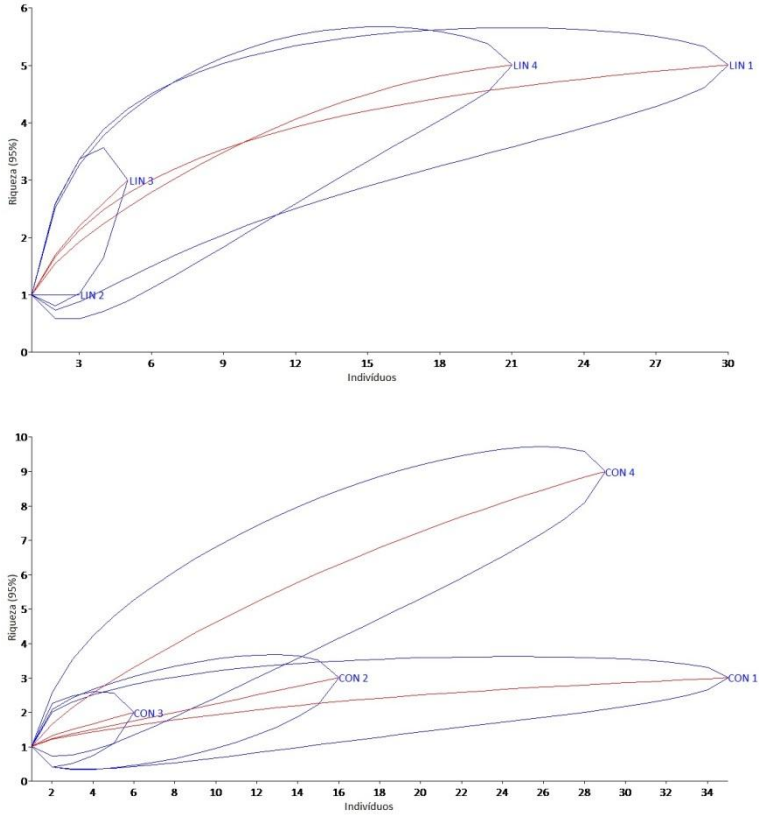


FIGURA V.2.2. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro etapas (1, Pré-Impacto; 2, Supressão; 3, Enchimento; 4, Pós-Impacto) em cada área amostral em função do número de indivíduos observados ao longo de cada etapa. As curvas superiores e inferiores de cada linha são intervalos de confiança de 95%.
LEGENDA: **FRE**, Frente; **AP1**, Área de Proteção Permanente 1; **LIN**, Linhão; **CON**, Controle.

V.2.2.3. Abundância

Ao todo nosso estudo compreendeu o encontro de 272 indivíduos de répteis e, embora as serpentes sejam mais numerosas em espécies na amostragem, os lagartos as excedem em número de indivíduos (**TABELA V.2.7, V.2.8**). Dentro desses grupos, o lagarto *Enyalius perditus* foi a espécie com maior número de registros (n = 141), e *Bothrops jararaca* foi a serpente com mais indivíduos observados (n = 31).

TABELA V.2.7. Abundância absoluta das espécies de répteis registradas nas unidades amostrais e na área de influência indireta da UHE Mauá.
LEGENDA: **FA**, unidade Frente/APP; **LI**, unidade Linhão; **CO**, unidade Controle; **AI**, Área de Influência Indireta; **Con**, consolidado para toda área de estudo; **Tl**, total.

Táxon	Pré-impacto				Supressão				Enchimento				Pós-impacto				Co	Tl
	FA	LI	CO	AI	FA	LI	CO	AI	FA	LI	CO	AI	FA	LI	CO	AI		
A. dorsivittatum												3			1	1	5	
C. schreibersii		7												2	3	2	14	
E. perditus	23	16	31	1	8	3	14		5	3	5		1	14	17		141	
H. mabouia				2													2	
N. frenata															2		2	
O. fragilis			1		1								1				3	
S. merianae	5	2		10			1	4				4				5	31	**198**
B. jararaca	4	4	3	2	4			1	1		1		7		2	2	31	
C. durissus				4								1			1	3	9	
E. cyanopleura	1							1									2	
E. aesculapii	1			1				1							1	1	5	
L. beui										1							1	
M. altirostris		1						1						2			4	
M. corallinus	1						1								1		3	
P. olfersii								1									1	
S. mikanii																1	1	
S. pullatus				1													1	
T. dorsatum					1					1				1	1		4	
T. striaticeps	1																1	
X. merremi				1													1	
X. neuwiedii	5			1								1		2		1	10	**74**
Total	**41**	**30**	**35**	**23**	**14**	**3**	**16**	**9**	**6**	**5**	**6**	**9**	**9**	**21**	**29**	**16**	**272**	

TABELA V.2.8. Abundância absoluta das espécies de répteis registradas nas subunidades Frente, Área de Proteção Permanente 1 e Área de Proteção Permanente 2 durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".
LEGENDA: **FREN**, subunidade Frente; **APP1**, subunidade Área de Proteção Permanente 1; **APP2**, subunidade Área de Proteção Permanente 2.

Táxon	Pré-impacto		Supressão			Enchimento		Pós-impacto	
	FREN	APP1	FREN	APP1	APP2	APP1	APP2	APP1	APP2
Enyalius perditus	12	12	1	7		3	2	1	
Ophiodes fragilis			1						1
Salvator merianae	3	2							
Bothrops jararaca	1	3	3	1		1		7	
Echinanthera cyanopleura	1								
Erythrolamprus aesculapii	1								
Micrurus corallinus	1								
Tomodon dorsatum					1				
Tropidodryas striaticeps	1								
Xenodon neuwiedii	4	1							
Total	**24**	**18**	**5**	**8**	**1**	**4**	**2**	**8**	**1**

As espécies mais abundantes foram *Enyalius perditus*, *Salvator merianae* e *Bothrops jararaca*, representando respectivamente 52%, 11,5% e 11,5% do total de indivíduos registrados. Assim como verificado para a riqueza, a abundância de espécies se distribuiu de forma bastante desigual entre os táxons e as unidades amostrais (**TABELA V.2.7, V.2.8**). Adicionalmente, não houve diferenças marcantes na abundância de indivíduos capturados entre as etapas que evidencie a ocorrência direta dos impactos.

V.2.2.4. Diversidade e equitabilidade

Avaliando-se os índices de diversidade e equitabilidade computados com os presentes dados, verifica-se que estes valores variaram bastante ao longo das etapas e entre as unidades amostrais (**TABELA V.2.9**), mas tal discrepância está ligada diretamente à diferença de esforço amostral e aos efeitos da sazonalidade sobre os registros. Nesse sentido, estas análises não se mostraram sensíveis para permitir diagnosticar os impactos diretos da perda de hábitat sobre a reptiliofauna nas áreas atingidas.

TABELA V.2.9. Diversidade e equitabilidade da reptiliofauna das unidades amostrais obtidas durante as etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".
LEGENDA: **UFA**, unidade Frente/APP; **ULI**, unidade Linhão; **UCO**, unidade Controle; **FRE**, subunidade Frente; **APP1**, subunidade Área de Proteção Permanente 1; **H'**, índice de diversidade de Shannon; ***e***, índice de equitabilidade de Pielou.

	Pré-impacto				Supressão			Enchimento			Pós-impacto		
Índice	UFA		ULI	UCO	UFA	Índice	UFA	ULI	UCO	UFA	Índice	UFA	ULI
	FRE	APP1			AAP1	FRE	APP1	APP1			FRE	APP1	
H'	1,64	1,01	1,28	0,31	H'	1,64	1,01	1,28	0,31	H'	1,64	1,01	1,28
e	0,79	0,73	0,79	0,28	*e*	0,79	0,73	0,79	0,28	*e*	0,79	0,73	0,79

V.2.2.5. Recapturas

Apenas cinco indivíduos, de duas espécies de lagartos, foram recapturados neste estudo (**TABELA V.2.10**), representando apenas 2% do total de espécimes capturados. Todas as recapturas ocorreram na fase Pré-impacto e foram obtidas somente através das armadilhas de inteceptação e queda.

Estes resultados nos permitem sugerir duas alternativas não mutuamente exclusivas a respeito do padrão de ocupação desses lagartos na área de estudo. A baixa proporção de recapturas pode ser indício da elevada densidade de indivíduos nas matas amostradas, onde a probabilidade de capturar um espécime não marcado é substancialmente maior do que a

captura de um exemplar já individualizado. Secundariamente, pode ser indicativo da alta vagilidade dessas espécies, utilizando áreas extensas durante seu ciclo diário de atividades.

Por outro lado, à exceção de um exemplar de *Enyalius perditus*, inicialmente capturado na subunidade APP1 e recapturado na subunidade Frente, as demais recapturas ocorreram próximas a seus locais de captura, com pequenos deslocamentos entre estações (linhas de baldes) ou recipientes (baldes individuais). Esta constatação é indicativo que estas espécies apresentam baixo potencial de deslocamento, ocupando pequenas áreas de vida, especiamente as formas de menor porte (*Cercosaura schreibersii*), ambas recapturada na mesma linha de baldes (**TABELA V.2.10**).

TABELA V.2.10. Recaptura de répteis durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".
LEGENDA: **UA**, unidade amostral; **SA**, sítio amostral; **L,** linha de baldes das armadilhas de interceptação e queda; **B**, balde.

Espécie	Captura					Recaptura				
	Data	UA	SA	L	B	Data	UA	SA	L	B
Cercosaura schreibersii	2010-06-23	Linhão	A	3	3	2010-07-27	Linhão	A	3	2
Cercosaura schreibersii	2010-08-25	Linhão	A	3	1	2010-08-31	Linhão	A	3	2
Enyalius perditus	2010-03-08	APP1	A	3	2	2010-11-19	Frente	A	2	2
Enyalius perditus	2010-03-05	Controle	C	1	3	2010-03-09	Controle	C	1	3
Enyalius perditus	2010-03-21	Controle	A	3	2	2010-11-16	Controle	A	2	2

O baixo índice de recapturas compromete a determinação da área de vida das espécies registradas, mas conforme dados das poucas recapturas, sugere-se que esses animais apresentam uma área de vida bastante restrita, indicando uma possível territorialidade e alta fidelidade à sua área de vida. De fato, a única informação disponível a esse respeito indica uma área de vida entre 10 e 517 m² para *Enyalius perditus* (Liou, 2008).

A ausência de recapturas nas áreas APP1 e APP2 de animais procedentes da Frente e APP1 durante o período de supressão vegetacional e enchimento do reservatório sugere não ter havido o afugentamento dos animais atingidos para estas áreas. No entanto, tal observação deve ser considerada com cautela, uma vez que as recapturas, de um modo geral, foram bastante raras. Assim, a chance de se recapturar um animal previamente marcado e, além disso, oriundo de outra subunidade é extremamente pequena.

V.2.2.6. Efeitos da sazonalidade

Por serem animais ectotérmicos, a temperatura corporal relaciona-se fortemente com a temperatura do ambiente, répteis de regiões de clima subtropical apresentam uma alteração no padrão de atividade e utilização de hábitat que é determinado pela oscilação da temperatura ambiental. Com isso, verifica-se que estes animais apresentam um padrão de atividade sazonal, sendo mais facilmente observáveis em épocas mais quentes do ano, quando estão mais ativos e, ao contrário, expondo-se com menos frequência em períodos mais frios (Pough *et al*., 2004).

Neste estudo, dentre outros fatores, o fator climático determinou uma grande descontinuidade no registro de espécies, bem como uma variação nas taxas de captura ao longo das campanhas. Observando-se um maior número de registros de espécies e capturas nos períodos mais quentes do ano e o contrário nas épocas mais frias (**FIGURA V.2.3**).

Este padrão na detectabilidade foi semelhante ao longo de todo o estudo, influenciando fortemente o diagnóstico de impactos nas etapas de supressão vegetacional, enchimento e pós-enchimento do reservatório.

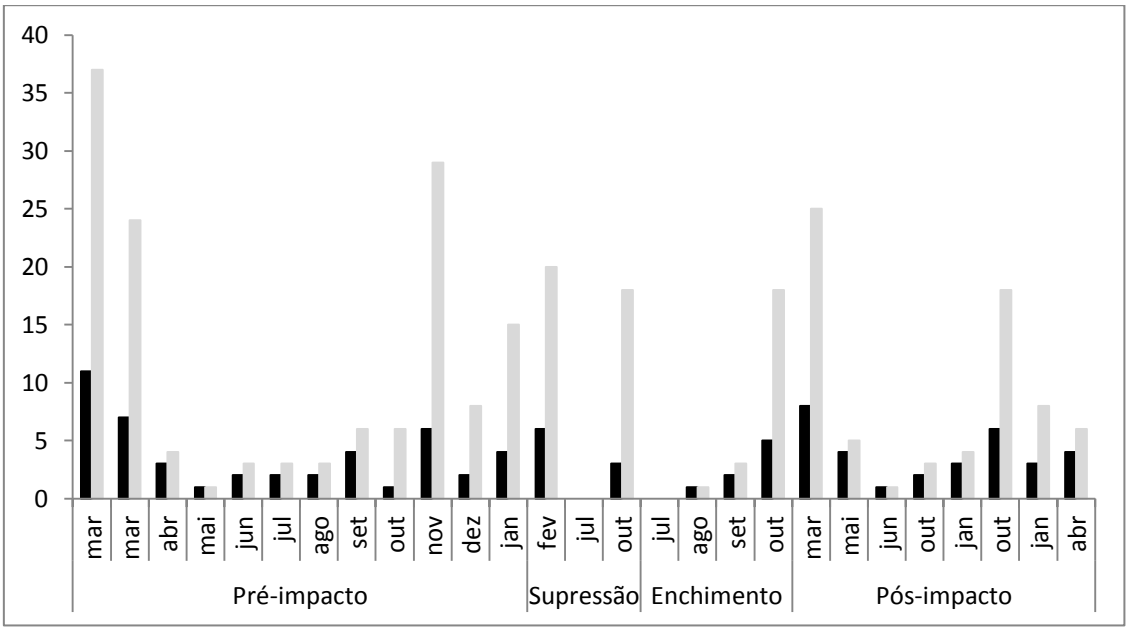


FIGURA V.2.3. Número de espécies (coluna de cor escura) e capturas (coluna de cor clara) de répteis encontrados ativos obtidas ao longo das campanhas, representadas pelos meses do ano (eixo horizontal), do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

V.2.2.7. Eficiência dos métodos de amostragem

Armadilhas de interceptação e queda

Ao todo este método contemplou a captura (excluindo-se as cinco recapturas) de 171 indivíduos de répteis, pertencentes a dez espécies (cinco serpentes e cinco lagartos), total que corresponde a 63% dos espécimes registrados durante o estudo (n = 272).

À exceção de *Notomabuya frenata*, registrada exclusivamente em armadilhas de interceptação e queda, todas as demais espécies capturadas por *pitfalls* foram também assinaladas por meio dos outros métodos de amostragem. No entanto, estas armadilhas constituiram o método mais eficiente para o registro dos lagartos *Enyalius perditus* e *Cercosaura schreibersii*, compreendendo 97% e 86% respectivamente do total de indivíduos registrados destas espécies. Ambas espécies apresentam padrões de coloração crípticos em relação ao ambiente florestal, a primeira camuflando-se com a vegetação arbórea, já a segunda com a serrapilheira da floresta. Neste sentido, este método de captura demonstrou-se muito eficaz para o registro destas espécies no ambiente de mata.

Devido à grande representatividade no número de registros, assim como pela padronização de seu esforço amostral, este método demonstrou-se o mais adequado neste estudo para a detecção de variações na abundância dos animais que evidenciassem a ocorrência de impactos. No entanto, analizando o número de capturas por campanha, especialmente nas áreas APP1, APP2 e Linhão, e considerando a forte influência da sazonalidade, verifica-se que este índice não teve alterações significativas ao longo das etapas, não desconsiderando a ocorrência de impactos, apenas que estes não foram detectados através das taxas de captura (**TABELA V.2.11; FIGURA V.2.4**).

TABELA V.2.11. Número de capturas de répteis (incluindo recapturas) por campanha em armadilhas de interceptação durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Etapa	Campanha	Frente	APP1	APP2	Linhão	Controle
Pré-impacto	1	3	4	-	9	10
	2	3	1	-	4	8
	3	1	1	-	0	0
	4	0	0	-	0	1
	5	0	0	-	2	1
	6	0	0	-	2	0
	7	0	1	-	3	2
	8	0	0	-	0	0
	9	0	0	-	0	0

Etapa	Campanha	Frente	APP1	APP2	Linhão	Controle
	10	5	5	-	3	3
	11	2	0	-	2	2
	12	1	1	-	2	5
Supressão	13	2	4	-	0	6
	14	-	0	-	0	0
	15	-	3	1	3	8
Enchimento	16	-	0	0	0	0
	17	-	1	0	0	0
	18	-	1	0	0	1
	19	-	2	2	4	4
Pós-impacto	20	-	1	0	8	10
	21	-	1	0	0	1
	22	-	0	0	0	1
	23	-	0	0	0	2
	24	-	0	0	0	2
	25	-	3	0	5	6
	26	-	0	0	3	2
	27	-	0	0	2	0

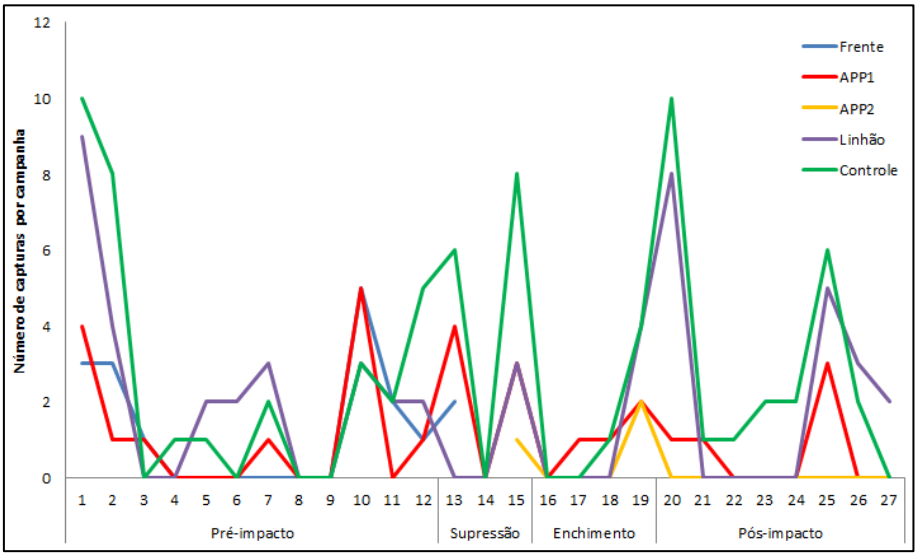


FIGURA V.2.4. Número de capturas de répteis (incluindo recapturas) por campanha em armadilhas de interceptação e queda ao longo das etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Busca ativa

Por este método foram registrados, incluindo as áreas de influência indireta (AII), 64 indivíduos pertencentes a 18 espécies (12 serpentes e 6 lagartos), compreendendo 23,5% do número total de registros obtidos durante todo o estudo. Seis espécies foram encontradas somente através deste método, demonstrando a importância da associação de diferentes técnicas de localização dos animais para um inventário mais completo da área.

O número de registros de espécies e indivíduos variou bastante ao longo do estudo (**TABELA V.2.12**), no entanto estes números foram superiores na primeira etapa (Pré-impacto). Este fato está certamente relacionado ao maior esforço amostral despendido nesta fase, assim como aos já mencionados efeitos da sazonalidade na taxa de detecção dos animais.

A serpente *Bothrops jararaca* foi a espécie com maior número de registros através da busca ativa, correspondendo a 26,5% do número total realizado por meio deste método. Da mesma forma, foi através da busca ativa que se acumulou o maior número de observações obtidas desta espécie (17 das 31).

TABELA V.2.12. Registros de répteis obtidos através do método da busca ativa durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Fase	Unidade amostral	Número de campanhas	Número de espécies	Número de indivíduos
Pré-impacto	Frente	12	6	9
	APP1	12	3	5
	Linhão	12	2	5
	Controle	12	4	6
	All	12	0	0
Supressão	Frente	1	2	3
	APP1	3	1	1
	APP2	3	0	0
	Linhão	3	0	0
	Controle	3	1	1
	All	3	1	1
Enchimento	APP1	4	0	0
	APP2	4	0	0
	Linhão	4	1	1
	Controle	4	1	1
	All	4	4	9
Pós- impacto	APP1	8	1	3
	APP2	8	1	1
	Linhão	8	3	3
	Controle	8	5	5
	All	8	5	8

Encontros ocasionais

Encontros ocasionais resultaram no registro de 37 indivíduos pertencentes a 10 espécies (oito serpentes e dois lagartos), correspondendo a 13,5% do total de indivíduos assinalados por todos os métodos. Duas espécies, *Spilotes pullatus* e *Xenodon merremi*, registradas através dos encontros ocasionais não haviam sido observadas por meio dos demais métodos.

O lagarto *Salvator merianae* foi a espécie mais observada através deste método (43% do total de registros), fato este devido ao comportamento comum destes animais de exporem-se ao sol em estradas durante as épocas mais quentes do ano, facilitando sua visualização.

Assim como o verificado para os demais métodos, as taxas de registro das espécies foram influenciadas pelo esforço amostral dispendido em cada etapa, bem como aos efeitos da sazonalidade, onde os animais foram mais frequentemente observados em atividade nas estradas da região nas fases que abrangiam os períodos quentes do ano (**TABELA V.2.13**).

TABELA V.2.13. Registros de répteis através do método de encontros ocasionais nas áreas de influência indireta durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres - UHE Mauá".

Fase	Número de campanhas	Número de espécies	Número de indivíduos
Pré-impacto	12	8	23
Supressão	3	5	6
Enchimento	4	0	0
Pós- impacto	8	5	8

V.2.2.7. Comparação dos resultados com outros programas

O resgate de fauna realizado durante as atividades de supressão vegetacional e enchimento do reservatório contemplou o registro de 42 espécies e 2.022 indivíduos de répteis nas áreas de influência da UHE Mauá (INTERCOOP, 2013). Assim como o verificado no presente monitoramento, os lagartos *Enyalius perditus* e *Salvator merianae*, e a serpente *Bothrops jararaca* foram as espécies com maior número de registros. Durante a supressão *B. jararaca* e *E. perditus* foram as espécies mais capturadas, correspondendo a 25% e 16% respectivamente do total de indivíduos registrados. Durante o enchimento do reservatório esta serpente e o lagarto *S. merianae* obtiveram as maiores taxas de registro, 21% cada em relação ao número total de indivíduos resgatados (INTERCOOP, 2013). A maior abundância de *S. merianae* nesta segunda etapa frente a *E. perditus* pode ser explicada pelo fato deste segundo tratar-se de uma forma estritamente florestal, e uma vez que a supressão reduziu consideravelmente as áreas de mata da bacia de acumulação, restando poucos remanescentes para serem submersos, *S. merianae*, espécie generalista, foi mais capturado no ambiente alagado.

Comparando-se os resultados obtidos durante o presente estudo com outro programa de monitoramento concomitante realizado nas áreas de realocação de animais oriundos do

resgate de fauna da usina (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014), verifica-se que este segundo estudo compartilha em quase sua totalidade (11 das 12) as espécies registradas neste trabalho. Observa-se padrão semelhante na abundância dos táxons, onde *Enyalius perditus*, *Salvator merianae* e *Bothrops jararaca* representam os animais com maior número de capturas, compreendendo 46,5%, 22,5% e 10% respectivamente do total de registros (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014).

Estes resultados sugerem que os lagartos *Enyalius perditus* e *Salvator merianae*, e a serpente *Bothrops jararaca* são as espécies de répteis mais frequentes na região. Do mesmo modo, a grande abundância observada de *E. perditus*, espécie estritamente silvícola e relacionada a ambientes melhor conservados, evidencia uma boa qualidade das matas locais.

V.2.3. Síntese dos resultados

Dentre as principais questões avaliadas neste estudo a fim de se diagnosticar a ocorrência de impactos sobre a fauna reptiliana local eram as variações na riqueza e abundância das espécies ao longo dos eventos de impacto, especialmente nas áreas diretamente afetadas e proximidades. Nossos resultados indicaram que as diferenças no esforço amostral despendido entre as fases, assim como o fator da sazonalidade, tiveram grande influência nas taxas de registro das espécies e indivíduos, entretanto não detectou-se mudanças na diversidade local que pudessem estar relacionadas à supressão vegetacional e enchimento do reservatório. Estas alterações não significativas das métricas acompanhadas sugerem que o impacto nos remanescentes foi de pequena magnitude, não sendo possível identificá-lo, ou que este não pôde ser detectado pelos métodos utilizados neste estudo.

De uma maneira geral, a composição faunística das áreas atingidas (Frente e APPs) foi semelhante às outras áreas amostradas (áreas-controle), assim como também não observou-se a dispersão dos animais atingidos para áreas adjacentes durante os eventos de impacto. Acredita-se que, devido à baixa vagilidade apresentada por este grupo animal, os impactos devem ter sido pontuais, localizados nas áreas de supressão e enchimento do reservatório, onde a maioria das espécies afetadas foi resgatada ou morreu durante os processos de desflorestamento e formação do reservatório. Também se supõe que o maior impacto sobre as espécies nas áreas atingidas ocorreu durante a fase de supressão florestal, visto que a maior parte das espécies registradas na região são estritamente florestais, não restando muitos animais no local alagado pelo reservatório. Este fato é corroborado pelos resultados obtidos

durantes as atividades de resgate de fauna, sendo que durante a supressão vegetacional, os répteis, apenas atrás dos anfíbios, foram o grupo com as maiores taxas de captura, ao passo que durante o enchimento do reservatório, contrariamente, estes animais apresentaram os menores números de resgate.

V.2.4. Considerações finais

Apesar da não detecção de impactos oriundos dos processos de instalação e operação do empreendimento sobre a reptiliofauna local, observaram-se algumas fragilidades na execução deste tipo de estudo. A primeira refere-se às diferenças no esforço amostral despendido entre as etapas, que variou bastante em função do tempo de realização de cada uma delas. No entanto, como há uma variação temporal inerente à execução de cada evento, tais diferenças no esforço invariavelmente deverão ocorrer. A segunda diz respeito aos efeitos da sazonalidade sobre este grupo animal, especialmente em regiões de clima subtropical, já que os resultados das amostragens são grandemente influenciados pela temperatura ambiente de quando se realizam os estudos. Neste caso, uma vez que a implantação de empreendimentos deste tipo não segue um cronograma orientado pela sazonalidade, não há como excluir sua influência sobre os resultados esperados de estudos desta natureza. O terceiro e principal problema observado refere-se à utilização de métodos mais adequados para a identificação de alterações nas comunidades locais, que não sofram interferências de fatores como esforço amostral e sazonalidade das espécies. Tais métodos ainda não são bem conhecidos e demandam investimentos em estudos sobre eles.

De um modo geral, os resultados obtidos ao longo deste estudo demonstraram-se bastante satisfatórios, resultando em um conhecimento mais acurado da composição e abundância reptiliana da região. A não detecção de impactos também evidencia que os mesmos podem ter sido locais e pontuais, representados principalmente pela perda de hábitat e morte de indivíduos durante as atividades impactantes. No entanto, salienta-se que ao contrário de outros grupos da fauna que possuem parâmetros ecológicos e de distribuição bem conhecidos, os répteis geralmente levam vidas secretas, silenciosas e solitárias. Não são gregários e/ou ostensivos como as aves e os anfíbios, e não deixam vestígios evidentes quanto os mamíferos. Ordinariamente, também não são vítimas fáceis de armadilhas, por se movimentarem e se alimentarem relativamente pouco, por períodos muitas vezes limitados e com dieta bastante específica. Dessa forma, traçar metas e definir formas de monitorar os répteis é um desafio difícil, que demanda tempo e métodos menos ortodoxos, assim como a inferência de padrões

a partir de dados muitas vezes incompletos. Estes fatores resultam na necessidade de estudos inovadores e de longo prazo para levantar informações tecnicamente mais embasadas acerca dos impactos que empreendimentos deste tipo causam à fauna reptiliana de uma região.

V.3. Mastozoofauna

Para o estudo dos mamíferos nas áreas de influência da usina serão apresentadas análises descritivas particulares realizadas com os dados colhidos até a última campanha, ou seja, um comparativo homogeneizado entre as campanhas relativas ao pré-impacto, supressão vegetacional, enchimento do reservatório e, finalmente, durante a etapa pós-impacto. Apresenta-se, nesse sentido, um comparativo de resultados disponíveis entre cada ciclo do empreendimento. Nesta linha expõem-se previsões hipotéticas dos efeitos adversos sobre a comunidade mastozoofaunística e sua dinâmica no estudo desenvolvido.

Ao final do texto destacamos uma síntese conclusiva, embasada nos resultados das diferentes técnicas de amostragem e análises da comunidade de mamíferos estudada no monitoramento. Espera-se que seja possível, com base nessas informações, refinar a elaboração de proposições de medidas de mitigação, bem como o entendimento sobre os efeitos dos impactos à mastozoofauna durante o processo de instalação da usina hidrelétrica Mauá, em particular, e de impactos similares de diversas magnitudes e abrangências. Adicionalmente, os dados aqui apresentados prestam-se como importantes subsídios aos trabalhos que estão em andamento no empreendimento, assim como a futuros estudos alusivos à dinâmica das espécies frente aos impactos analisados e à situação atual.

V.3.1. Métodos

Toda a rotina relacionada com o estudo da mastozoofauna foi iniciada sempre nas primeiras horas do dia, finalizando-se no período noturno aproximadamente às 00:00-03UTC. Com isso, o esforço amostral destinado ao estudo, incluindo todas as campanhas, foi de aproximadamente 1.435 horas dedicadas à investigação quali-quantitativa das unidades amostrais. Para um melhor comparativo entre as diferentes etapas do estudo, períodos individualizados e seu esforço, constam nas **TABELAS V.3.1 e V.3.2.**

TABELA V.3.1. Esforço amostral despendido no estudo dos pequenos mamíferos não-voadores por método do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Campanhas	Interceptação e queda	Captura viva (armadilhas.noite)	Amostragens	Riqueza	Abundância	Recapturas
Pré-Impacto	8.352	5.280	12	17	623	49
Supressão	1.980	1.440	3	11	138	17
Enchimento	2.400	1.920	4	13	362	60
Pós-Impacto	4.320	3.840	8	11	249	26

TABELA V.3.2. Esforço amostral despendido no estudo dos pequenos mamíferos voadores por etapa do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Campanhas	Detector de ultrassom (min)	Amostragens	Número de passagens
Pré-Impacto	3.200	5	489
Supressão	1.280	2	517
Enchimento	2.080	4	655
Pós-Impacto	1.280	8	226

Com o objetivo de se fazer uma caracterização da mastozoofauna das quatro unidades amostrais e, principalmente, avaliar as respostas das espécies frente às diferentes etapas de construção do empreendimento, aplicou-se um protocolo de inventário que permitisse ponderar a respeito dos impactos (temporais e locais) sobre o grupo, decorrentes da instalação e operação da Usina Hidrelétrica Mauá. Maiores detalhes das perguntas que norteiam o delineamento metodológico e da localização geográfica das unidades e sítios amostrais constam em outros tópicos deste relatório.

V.3.1.1. Métodos Qualitativos

O levantamento qualitativo reuniu informações colhidas por meio de amostragens livres de busca direta, durante deslocamentos pelas áreas de influências do empreendimento, principalmente para as espécies de mamíferos de médio e grande porte. Nessas buscas foram discriminados os registros colhidos nas áreas de influência direta e indireta, visando ao reconhecimento, ainda que subjetivo, de eventuais alterações de composição em decorrência do empreendimento.

V.3.1.2. Métodos Quantitativos

As amostragens quantitativas da mastozoofauna foram conduzidas fazendo-se uso de métodos tradicionais e amplamente utilizados em pesquisa com mamíferos terrestres, por meio de cinco técnicas: (i) captura com armadilhas de captura viva (*live-traps*), (ii) captura com armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*), (iii) avaliação da atividade de morcegos (iv) busca de evidências diretas e indiretas (rastros) e (v) flagrantes pelo uso de armadilhas fotográficas (Voss & Emmons, 1996; Wilson *et al.,* 1996; Pardini *et al.,* 2003).

Dentro dos sítios selecionados para amostragem foram instaladas as armadilhas de captura viva conforme descrito abaixo, sendo que o esforço amostral foi mensurado pela multiplicação do número de armadilhas pelo tempo total de dias de exposição. O mesmo raciocínio foi

utilizado para as armadilhas de queda, multiplicando-se o número total de recipientes (baldes) pela quantidade de dias em que estes permaneceram funcionais. No caso das armadilhas fotográficas, multiplicou-se o número de equipamentos instalados pelo período (em dias) em que estas permaneceram ativas. A seguir descrevem-se os métodos, mais detalhados, para amostrar cada um dos grupos de mamíferos presentes na área de estudo.

(i) *Capturas com armadilhas de captura-viva* (*live-traps*): foram utilizadas 120 armadilhas do modelo *Sherman* igualmente distribuídas nas três unidades amostrais, ou seja, 40 petrechos em cada unidade amostral. Para diagnosticar possíveis alterações na riqueza e abundância de marsupiais e roedores, bem como avaliações ecológicas diversas (p.ex.: preferência por hábitats, distância de deslocamento, área de uso, etc), optou-se pela disposição espacial das armadilhas por meio de uma grade (60 x 45 m) em cada unidade amostral (**TABELA V.3.3**), contendo 20 estações de coleta, distante uma da outra por 15 metros (**FIGURA V.3.1**). Cada estação compreende um conjunto de duas armadilhas: uma no solo e outra amarrada em árvore ou cipó lenhoso (respeitando um mínimo de 1 metro de altura). Como isca foi utilizado um preparado composto por sardinha em óleo, banana, pasta de amendoim e fubá, que era substituído diariamente. A amostragem por este método contemplaram quatro noites consecutivas por campanha, totalizando assim um esforço total de 11.040 armadilhas.noite.

TABELA V.3.3. Coordenadas dos vértices mais externos das três 'grades' de armadilhas instaladas nas unidades amostrais UCO, UFA e ULI para o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Unidade	Estações			
	A1	A4	E1	E4
UCO	0545412-7329424	0545458-7329434	0545434-7329353	0545469-7329374
UFA	0531074-7330594	0531109-7330572	0531037-7330560	0531057-7330517
ULI	0536053-7314022	0530020-7313997	0536025-7314068	0535985-7314050

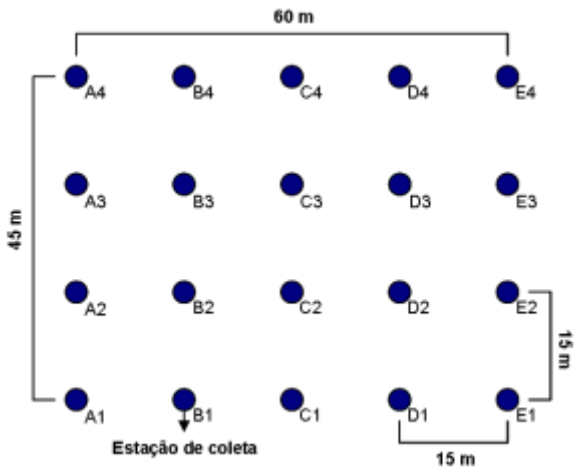


FIGURA V.3.1. Croqui esquemático de uma das três 'grades' de armadilhas *(*Modelo *Sherman*), contendo 20 estações de coleta (círculos azuis) distantes uma da outra em 15 metros, instaladas para o "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

(ii) *Captura com armadilhas de intercepção e queda* (*pitfall*): os recipientes permaneceram abertos por um período de quatro noites consecutivas em cada campanha, totalizando um esforço de 15.732 baldes.dia. Para fins comparativos, apenas a primeira e segunda campanha tiveram períodos amostrais maiores, contando com nove dias consecutivos cada de exposição; após estas campanhas, o protocolo foi seguido com quatro noites e cinco dias de baldes abertos.

(iii) *Avaliação da atividade de morcegos*: na avaliação da atividade de morcegos utilizou-se um equipamento de detecção de ultrassom (modelo Pettersson D100), que possui um sistema de microfones de alta sensibilidade capaz de detectar sons de alta frequência, abrangendo uma faixa entre 10 e 120 kHz. Para este estudo utilizou-se um intervalo de frequência de 20 a 80 kHz, o qual compreende a faixa de frequência utilizados pelos morcegos (Almeida *et al*., 2008), abrangindo os sons emitidos para ecolocalização desse grupo de animais. O número de registros efetuados em campo é aqui considerada uma medida de atividade de forrageamento e, portanto, de uso do hábitat pelos quirópteros. Selecionaram-se quatro locais para alocação de transecções de amostragem, dois alusivos a floresta submontana, e dois em floresta aluvial (**TABELA V.3.4**). A amostragem era iniciada após as 18:00-03 e

consistiu em percorrer a transecção lentamente, a cerca de 2,5 km/h, realizando uma varredura em toda faixa de frequência amostrada. Foi considerada uma passagem quando um pulso, ou sequência de pulsos, de ecolocalização era detectada. Sequências que foram irreconhecíveis no momento, devido à qualidade do sinal ou falta de características distintivas, não foram contabilizadas. Cada transecção seguiu a orientação Norte-Sul e possui 100 metros de extensão, subdividida em 10 segmentos com 10 m cada. Todo contato era anotado e assinalado em sua respectiva localização ao longo da transecção. Ao final de um período de 40 minutos de amostragem, no final da transecção, era conduzido um intervalo de 10 minutos e então se realizava uma nova repetição, no sentido inverso da transecção. Ao todo, cada transecção era amostrada quatro vezes por noite, totalizando 160 minutos em cada campanha. Desta forma acumulou-se um esforço ao longo de todo o estudo de 7.360 minutos.

TABELA V.3.4. Coordenadas dos transectos amostrais instalados durante a nona campanha de campo do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Parcelas amostrais	Localização geográfica
APP C Aluvial	0531079-7330609
APP B Submontana	0530805-7330008
Ilha Submontana A	0530551-7328272
Ilha Aluvial A	0530439-7327940

(iv) *Busca por evidências diretas e indiretas*: foram realizadas buscas nos intervalos das demais atividades e durante o deslocamento entre áreas e acessos às unidades e sítios amostrais. Essas informações foram colhidas do veículo de transporte ou por caminhada entre as áreas de influências do empreendimento, considerando-se registros visuais de animais, bem como observação de seus vestígios (rastros, tocas, fezes, pegadas, restos de alimento e carcaças). Durante todas as buscas foram discriminados os registros colhidos tomando-se nota da coordenada geográfica, hora, data e número de registro. O esforço contabilizado nas campanhas do estudo foi de pelo menos 910 horas de busca no período diurno e 250 horas no período noturno no cômputo total. Apenas na primeira e segunda

campanha o período amostral foi maior contando com 18 dias (nove por campanha).

(v) *Flagrantes por uso de armadilhas fotográficas*: optou-se em dispor os equipamentos em trilhas e acessos dentro de cada sítio amostral de forma a maximizar a probabilidade de capturas. Foram instaladas duas armadilhas fotográficas em cada sítio amostral, respeitando uma distância mínima de 100 metros entre elas (**TABELA V.3.5**). O esforço amostral acumulado, considerando 18 equipamentos ativos, foi de 13.212 armadilhas.dia, em uma média de 31,9 dias efetivos de funcionamento em cada campanha, período que corresponde a pouco mais de um mês de funcionamento contínuo, totalizando 734 dias de amostragem desde o início do estudo. Toda a avaliação foi feita em cima da data do primeiro e do último registro de cada armadilha fotográfica, intervalo considerado funcionalmente ativo. Em todas as campanhas, independente da carga das baterias dos equipamentos, as pilhas eram substituídas, tal como os filmes fotográficos (36 exposições). Desta forma, todos os equipamentos apresentavam as mesmas condições de funcionamento no campo.

TABELA V.3.5. Coordenadas das estações de instalação de armadilhas fotográficas durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Estação	Unidade	Sitio	Localização geográfica
1	UCO	A	0546690-7328656
2	UCO	A	0546783-7328715
3	UCO	B	0546019-7329107
4	UCO	B	0546039-7329162
5	UCO	C	0545378-7329437
6	UCO	C	0545301-7329382
1	UFA	A	0531282-7329453
2	UFA	A	0531302-7329381
3	UFA	B	0530722-7329912
4	UFA	B	0530706-7329797
5	UFA	C	0531159-7330503
6	UFA	C	0531079-7330609
1	ULI	A	0536031-7314023
2	ULI	A	0536068-7314110
3	ULI	B	0536198-7313440
4	ULI	B	0536137-7313467
5	ULI	C	0535907-7313439
6	ULI	C	0535923-7313391

V.3.1.3. Análises

As informações obtidas pelas técnicas padronizadas foram utilizadas para avaliar métricas mais gerais da mastozoofauna. Investigaram-se variações em métricas de riqueza e composição de espécies em função dos eventos de supressão vegetacional e enchimento do reservatório, assim como nos momentos anterior e após a ocorrência desses impactos.

Além de apresentar uma síntese geral dos dados e análises descritivas da composição das espécies e as possíveis respostas em cada etapa do empreendimento, confeccionaram-se curvas do coletor comparando o acúmulo de indivíduos registrados em função do número cumulativo de campanhas de campo.

As análises de abundância basearam-se nos registros acumulados ao longo de todo o estudo. A média do número de contatos obtidos em cada campanha foi avaliada para averiguar se houve alterações na variação da abundância dos mamíferos em decorrência dos impactos. Apresentamos e discutimos os resultados obtidos pelo cálculo dos índices de diversidade de Shannon (H'), ilustrado conjuntamente com a equitabilidade de Pielou (*e*) (Magurran, 2004; Melo, 2008). Todas as análises anteriormente descritas foram conduzidas no programa Past 3.00 (Hammer *et al*., 2001).

Para melhor apresentar as informações, as seções serão exploradas em subtópicos próprios, apresentando os resultados separadamente de acordo com a seguinte divisão: pequenos mamíferos não voadores, pequenos mamíferos voadores e, por fim, mamíferos de médio e grande porte.

V.3.1.4. Identificação do material, preparo e destino dos exemplares

Todos os espécimes capturados receberam numeração provisória de campo e aqueles que foram colecionados também tiveram suas identificações, sexo, biometria e condições reprodutivas registradas. Roedores e marsupiais foram marcados com brincos metálicos numerados (marcação semipermanente). Indivíduos com massa corporal menor que 10 g e/ou com orelhas diminutas foram identificados com tatuagens à base de tinta atóxica, por meio de combinações de cores, tratando-se de marcação temporária.

Buscando testemunhar e representar uma pequena coleção de espécimes da localidade, com o objetivo de uma avaliação taxonômica confiável e passível de revisão futura, alguns

exemplares de pequenos mamíferos foram preparados para o devido colecionamento, compondo assim a coleção de referência e material testemunho da região. Todos os procedimentos e condutas com a manipulação e eutanásia dos pequenos mamíferos seguiram as sugestões e recomendações da *American Society of Mammalogists*-ASM (Sikes & Gannon, 2011) e as diretrizes gerais para os procedimentos de captura, contenção, marcação, soltura e coleta de espécime animal (CFBIO, 2012). Os espécimes coletados serão futuramente incorporados à coleção mastozoológica do Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI), de acordo com as diretrizes dessa instituição.

Salienta-se que embora as armadilhas de interceptação e queda sejam bastante eficazes na amostragem de vertebrados terrestres, seu uso acarreta razoáveis níveis de mortalidade em pequenos mamíferos (Cáceres *et al*., 2012). Em geral, esses efeitos estão associados à inanição e falências metabólicas decorrentes de chuva, alterações bruscas de temperatura e estresse pela contenção no interior do recipiente, levando mesmo a situações extremas de predação. A conduta em campo sempre priorizou o bem estar animal na tentativa de evitar ao máximo a perda de exemplares (Sikes & Gannon, 2011). Para tanto os recipientes receberam abrigos artificiais confeccionados com isopor e a revisões foram conduzidas nas primeiras horas do dia.

V.3.2. Resultados

V.3.2.1. Avaliação da representatividade

Ao longo do estudo, registraram-se 50 espécies, o que representa cerca de 41% da riqueza macrorregional, proporção que pode ser ainda maior, já que alguns táxons permaneceram com identificação específica indeterminada (**TABELA V.3.6**). Como sugerido e esperado em florestas tropicais (Voss & Emmons, 1996; Eisenberg & Redford, 1999; Gardner, 2007), um percentual grande da riqueza é composto por indivíduos de pequeno porte (Didelphimorphia, Chiroptera e Rodentia), grupo funcional cujo esforço de monitoramento resultou no encontro de duas espécies à listagem regional: *Bibimys labiosus* e *Drymoreomys sp.* (Grazzini *et al*., 2015), este sujeito a avaliações mais detalhadas necessárias à sua correta identiicação específia (Percequillo *et al*., 2011). Adicionalmente, diversos indivíduos das tribos Akodontini e Oryzomyini não foram devidamente identificados devido à dificuldade de determinação baseada em características externas e cranianas. Estas situações poderiam ser melhor abordadas caso esses exemplares tivessem material biológico passível de ser submetido a análises citogenéticas em campo.

A elevada riqueza biótica atualmente presente fica aparente neste estudo pelo encontro do número elevado de espécies, conjuntamente com o alto índice de registros de táxons de médio e grande porte, dentre os quais inúmeros são considerados de interesse conservacionista e destacam a importância biológica do médio rio Tibagi.

Tabela V.3.6.. Lista das espécies de mamíferos registradas na Área de Abrangência Regional (AAR) do empreendimento "UHE Mauá", com destaque para os táxons registrados *in loco* nas diferentes etapas do estudo, o tipo de registro e o status de conservação. Legenda: Status de conservação das espécies segundo MMA (2014), Mikich & Bérnils (2004), IUCN (2014) e os Anexos I e II da CITES (2014).

LEGENDA: Tipo de Registro: Ca, captura; Bi, bibliografia; Ed, evidência direta (visualização, vocalização, foto em armadilha fotográfica); Ei, evidência indireta (fezes, rastros). *Status* de conservação: CR-Criticamente em perigo, VU- vulnerável, EM- Em Perigo; IUCN: VU-vulnerável, NT- quase ameaçada; DD- dados insuficientes; - ausente; * espécie não contabilizada para a riqueza geral.

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Didelphimorphia								
Didelphidae								
Caluromys lanatus	cuíca-lanosa		Bi					DD (PR)
Caluromys philander	cuíca-lanosa		Bi					DD (PR)
Chironectes minimus	cuíca-d'água		Bi					DD (PR)
Didelphis albiventris	gambá	X	Ed, Bi	X	X	X		
Didelphis aurita	gambá	X	Ed, Bi	X				
Gracilinanus microtarsus	cuíca	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Lutreolina crassicaudata	cuíca		Bi					DD (PR)
Marmosops incanus	cuíca		Bi					DD (PR)
Metachirus nudicaudatus	cuíca		Bi					DD (PR)
Micoureus paraguayanus	cuíca		Bi					
Monodelphis sp.*	catita	X	Ca	X		X		-
Monodelphis americana	catita	X	Ca, Bi	X	X	X		DD (BR)
Monodelphis dimidiata	catita		Bi					DD (BR)
Monodelphis iheringi	catita	X	Ca, Bi	X	X	X	X	DD (BR)/DD (IUCN)
Monodelphis cf. *sorex*	catita	X	Ca, Bi	X	X	X	X	DD (BR)
Monodelphis cf. *scallops*	catita	X	Ca,Bi	X	X			DD (BR)

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Philander frenatus	cuíca-quatro-olhos	X	Ed,Bi		X			
Cingulata								
Dasypodidae								
Cabassous tatouay	tatu-de-rabo-mole	X	Ed, Bi	X	X	X	X	DD (PR)/DD (BR)
Dasypus novemcinctus	tatu galinha	X	Ed, Bi	X	X	X	X	
Dasypus hybridus	tatu-mulita		Bi					
Dasypus septemcinctus	tatuí		Bi					DD (PR)
Euphractus sexcinctus	tatu-peba	X	Ed, Bi	X	X	X	X	
Pilosa								
Myrmecophagidae								
Tamandua tetradactyla	tamanduá-mirim	X	Ed, Bi	X	X	X	X	
Myrmecophaga tridactyla	tamanduá-bandeira	X	Ed, Bi			X	X	VU (BR)/CR (PR)/VU (IUCN)/CITES II
Primates								
Cebidae								
Sapajus nigritus	macaco-prego	X	Ed, Bi	X	X	X	X	
Atelidae								
Alouatta guariba	bugio	X	Ed, Bi	X	X			CR (BR)/VU (PR)/CITES II
Lagomorpha								
Leporidae								
Sylvilagus brasiliensis	tapiti, lebrinha	X	Ed, Bi	X	X		X	VU (PR)
Lepus europaeus	lebre, lebrão		Bi					
Chiroptera								

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Emballonuridae								
Peropteryx macrotis	morcego		Bi					
Noctilionidae								
Noctilio leporinus	morcego		Bi					
Phyllostomidae								
Chrotopterus auritus	morcego		Bi					VU (PR)
Micronycteris megalotis	morcego		Bi					
Mimon bennettii	morcego		Bi					
Tonatia bidens	morcego		Bi					DD (IUCN)
Desmodus rotundus	morcego vampiro		Bi					
Diphylla ecaudata	morcego vampiro		Bi					VU (PR)
Anoura caudifera	morcego		Bi					
Anoura geoffroyi	morcego		Bi					
Glossophaga soricina	morcego		Bi					
Carollia perspicillata	morcego	X	Ca, Bi	X				
Artibeus fimbriatus	morcego		Bi					
Artibeus lituratus	morcego		Bi					
Artibeus planirostris	morcego		Bi					
Artibeus obscurus	morcego		Bi					
Platyrrhinus lineatus	morcego		Bi					
Pygoderma bilabiatum	morcego		Bi					
Chiroderma doriae	morcego		Bi					
Sturnira lilium	morcego	X	Ca, Bi	X				

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Sturnira tildae	morcego		Bi					
Vampyressa pusilla	morcego		Bi					DD (IUCN)
Vespertilionidae								
Eptesicus brasiliensis	morcego		Bi					
Eptesicus diminutus	morcego		Bi					DD (IUCN)
Eptesicus furinalis	morcego		Bi					
Histiotus velatus	morcego		Bi					DD (IUCN)
Histiotus alienus	morcego		Bi					DD (IUCN)
Lasiurus cinereus	morcego		Bi					
Lasiurus blossevillii	morcego		Bi					
Lasiurus ega	morcego		Bi					DD (IUCN)
Myotis levis	morcego		Bi					
Myotis nigricans	morcego		Bi					
Myotis riparius	morcego		Bi					
Myotis ruber	morcego		Bi					DD (PR)
Molossidae								
Cynomops abrasus	morcego		Bi					DD (IUCN)
Eumops auripendulus	morcego		Bi					
Eumops hansae	morcego		Bi					VU (PR)
Molossus rufus	morcego		Bi					
Molossus molossus	morcego		Bi					
Nyctinomops aurispinosus	morcego		Bi					
Nyctinomops laticaudatus	morcego		Bi					

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Nyctinomops macrotis	morcego		Bi					
Promops nasutus	morcego		Bi					
Tadarida brasiliensis	morcego		Bi					
Carnivora								
Felidae								
Leopardus pardalis	jaguatirica	X	Ed, Ei, Bi	X	X		X	VU (BR)/VU (PR)/CITES I e II
Leopardus guttulus	gato-do-mato	X	Ed, Bi	X	X	X	X	VU (BR)/VU (PR)/VU (IUCN)/CITES I e II
Leopardus wiedii	gato-maracajá	X	Ed, Bi	X	X	X		VU (BR)/VU (PR)/CITES I e II
Puma concolor	onça-parda	X	Ed, Ei, Bi	X	X	X	X	VU (BR)/VU (PR)/CITES I e II
Puma yagouaroundi	gato-mourisco		Bi					BR (VU)/DD (PR)/CITES I e II
Panthera onca	onça-pintada		Bi					CR (PR)/VU (BR)/CITES I
Canidae								
Cerdocyon thous	cachorro-do-mato	X	Ed, Bi	X	X	X	X	CITES II
Chrysocyon brachyurus	lobo-guará	X	Ed, Bi	X	X	X	X	VU (BR)/EM (PR)/CITES II
Lycalopex vetulus	raposinha-do-campo		Bi					VU (BR)/DD (PR)
Mustelidae								
Lontra longicaudis	lontra	X	Bi, Ei	X				VU (PR)/DD (IUCN)/CITES I
Eira barbara	irara	X	Ed, Ei, Bi	X	X	X	X	
Galictis cuja	furão	X	Ed, Bi	X			X	
Procyonidae								
Nasua nasua	quati	X	Ed, Ei, Bi	X	X	X	X	
Procyon cancrivorus	mão-pelada	X	Ei, Bi	X	X		X	

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Perissodactyla								
Tapiridae								
Tapirus terrestris	anta		Bi					VU (BR)/VU (PR)/CITES II
Artiodactyla								
Tayassuidae								
Pecari tajacu	cateto	X	Ed, Ei, Bi	X	X	X	X	VU (PR)/CITES II
Tayassu pecari	queixada	X	Ed, Ei, Bi	X		X	X	VU (BR)/CR (PR)/CITES II
Cervidae								
Mazama nana	veado	X	Ed, Bi	X	X			VU (BR)/VU (PR)/DD (IUCN)
Mazama americana	veado-mateiro	X	Ed, Ei, Bi	X	X	X	X	DD (PR)/DD (IUCN)
Mazama gouazoubira	veado-catingueiro	X	Ed, Bi	X	X	X	X	DD (PR)
Ozotoceros bezoarticus	veado campeiro		Bi					VU (BR)/CR (PR)/CITES I
Rodentia								
Sciuridae								
Guerlinguetus ingrami	esquilo	X	Ed, Bi	X	X	X	X	DD (IUCN)
Cricetidae								
Sigmodontinae*	rato-do-mato	X	Ca	X	X	X		
Akodontini (sp.1)*	rato-do-mato	X	Ca	X	X	X	X	
Akodontini (sp.2)*	rato-do-mato	X	Ca	X				
Akodontini (sp.3)*	rato-do-mato	X	Ca	X				
Abrawayaomys ruschi	rato-do-mato		Bi					
Akodon cursor	rato-do-mato		Bi					
Akodon aff. *montensis*	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X				

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Akodon paranaensis	rato-do-mato		Bi					
Akodon serrensis	rato-do-mato		Bi					
Bibimys labiosus	rato-do-mato	X	Ca	X		X	X	
Brucepattersonius aff. *iheringi*	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Delomys dorsalis	rato-do-mato		Bi					
Delomys sublineatus	rato-do-mato		Bi					
Drymoreomys cf. *albimaculatus**	rato-do-mato	X	Ca				X	
Oryzomyini*	rato-do-mato	X	Ca	X	X	X		
Euryoryzomys russatus	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Hylaeamys laticeps	rato-do-mato		Bi					
Holochilus brasiliensis	rato-d'água		Bi					
Juliomys pictipes	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Necromys lasiurus	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X			X	
Nectomys squamipes	rato-d'água	X	Ca, Bi	X				
Oligoryzomys cf. *flavescens*	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Oligoryzomys nigripes	rato-do-mato	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Oxymycterus cf. *judex*	rato-porco	X	Ca, Bi	X		X		
Oxymycterus nasutus	rato-porco		Bi					
Sooretamys angouya	rato-do-mato		Bi					
Thaptomys nigrita	rato-pitoco	X	Ca, Bi	X	X	X	X	
Wilfredomys oenax	rato-do-mato		Bi					EM (IUCN)
Caviidae								

Táxon	Vernáculo técnico	*in loco*	Tipo de Registro	Campanhas				Status de Conservação
				Pré-Impacto	Supressão	Enchimento	Pós-Impacto	
Cavia aprea	preá		Bi					
Hydrochoerus hydrochaeris	capivara	X	Bi,Ei	X			X	
Cuniculidae								
Cuniculus paca	paca	X	Ed, Ei, Bi	X	X	X	X	EM (PR)
Dasyproctidae								
Dasyprocta azarae	cutia	X	Ed, Bi	X	X	X	X	DD (IUCN)
Erethizontidae								
Sphiggurus villosus	ouriço		Bi					
Echimyidae								
Kannabateomys amblyonyx	rato-da-taquara		Bi					
Euryzygomatomys spinosus	guirá-do-rio	X	Ed, Bi	X				
Myocastoridae								
Myocastor coypus	ratão-do-banhado		Bi					
Total		**50**	**122**					

V.3.2.2. Resultados Gerais

PEQUENOS MAMÍFEROS NÃO-VOADORES

No cômputo geral houve 1.372 capturas de 1.221 indivíduos durante todo o estudo, com mais de 59% desse total marcados e liberados. Trata-se de um número expressivo de capturas quando comparadas com outros estudos envolvendo estes grupos (Gheler-Costa, 2002; Pardini & Umetsu, 2006; Becker *et al*., 2007). As unidades amostrais com maior diversidade foram, respectivamente, ULI, UCO, APP e Frente (**TABELA V.3.7)**.

TABELA V.3.7. Síntese dos dados colhidos nas unidades amostrais durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Variável	Frente	APP	ULI	UCO
Riqueza	11	13	16	14
Abundância	144	493	247	304
Shannon (H')	1,90	1,64	2,28	2,00
Pielou (*e*)	0,79	0,64	0,82	0,75

Deste valor, 1.049 indivíduos foram capturados em armadilhas de intercepção e queda, e 323 em armadilhas de captura-viva, bem como dois indivíduos capturados sem o uso de petrechos, por captura manual. Do mesmo montante, 1.032 mamíferos foram marcados, 151 foram eventos de recaptura e 340 espécimes foram incorporados à coleção referência (**FIGURA V.3.2**).

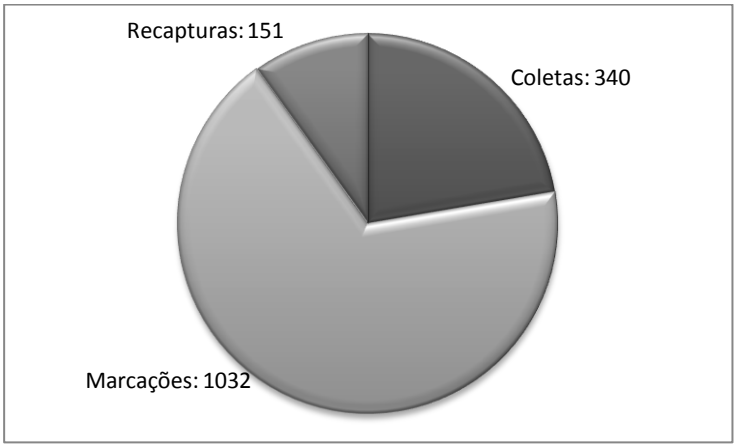


FIGURA V.3.2. Proporção de capturas, recapturas e coletas de mamíferos capturadas durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Comparando-se a riqueza específica entre as unidades é possível verificar que ULI e em seguida UCO parecem ter riqueza pontual maior, visível ao se visualizar as curvas de rarefação

e as respectavivas estimativas de erro (**FIGURA V.3.3**). As unidades Frente e APP por outro lado possuem a mesma riqueza, ou seja, estão dentro dos valores de confiança, com diferenças em sua abundância global. Essa diferença esta atrelada a desmobilização da unidade Frente antes das atividades de supressão na região.

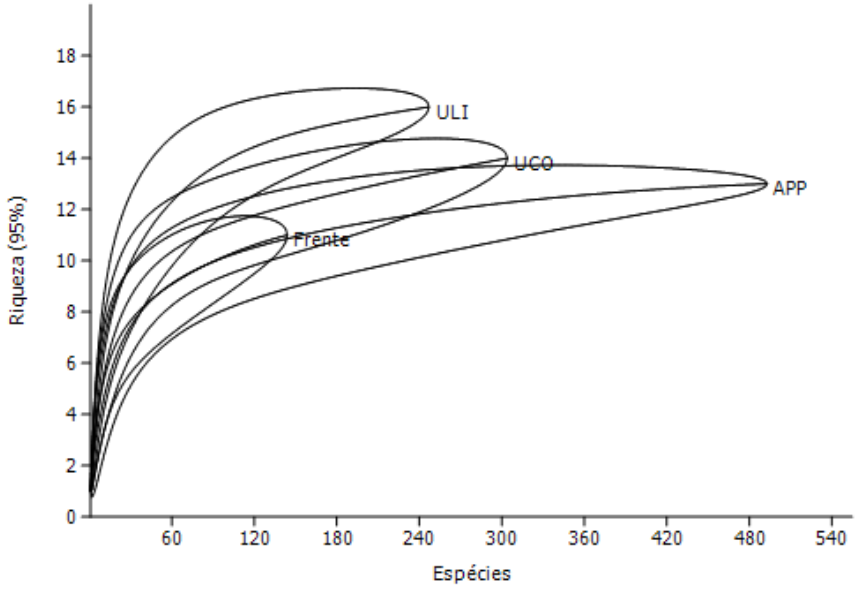


FIGURA V.3.3. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro unidades amostrais (APP Frente, ULI e UCO) em função do número de contatos, acumulando-se os dados de todo o estudo. As curvas superiores e inferiores ilustram intervalos de confiança de 95%.

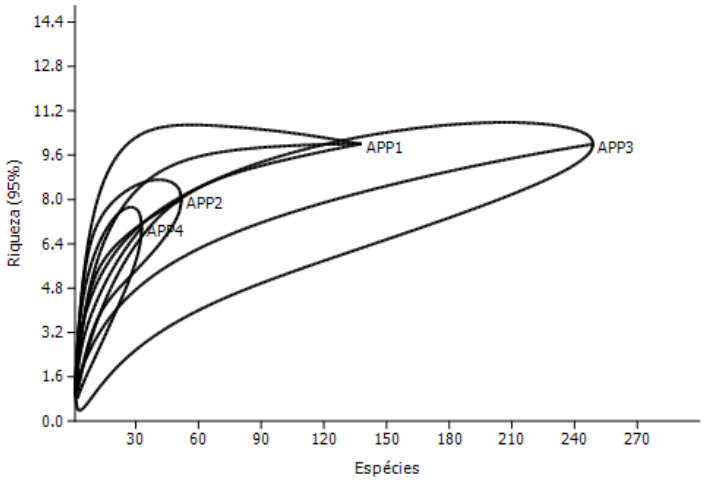
Observando-se separadamente as etapas, a maior riqueza específica foi obtida no pré-impacto e a maior abundância média foi durante o enchimento. Nessa etapa, os valores de abundância foram muito elevados na APP, o que não se observou durante a supressão vegetacional e tampouco no pós-impacto. Uma síntese numérica desses valores é apresentada na **TABELA V.3.8.** Os índices de diversidade, calculados com base nos resultados consolidados dos dois métodos de captura, também variaram substancialmente ao longo do estudo, em decorrência principalmente das diferenças no esforço amostral. Ao visualizar a flutuação do índice de Shannon (H') no monitoramento verifica-se que em ULI também houve tendência de diminuição dessa métrica na etapa de supressão e uma elevação durante as etapas subsequentes. Parte desta oscilação pode estar atrelada a questões sazonais operantes em toda a região, devido à grande proximidade desta unidade com a calha do rio Tibagi, bem como questões ligadas à biologia das espécies amostradas, uma vez que UCO também aparentou queda durante essa etapa e estava longe de todas as ações do impacto. Por outro

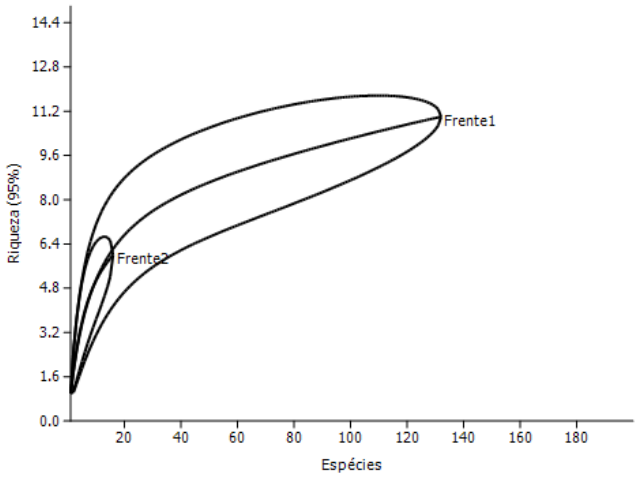
lado, a unidade APP passou por uma queda abrupta na diversidade e na equitabilidade durante o episódio de enchimento, situação indicadora que esse evento desencadeou efeitos fortes na comunidade de pequenos mamíferos não voadores, reflexo do aumento pontual da abundância de poucas espécies.

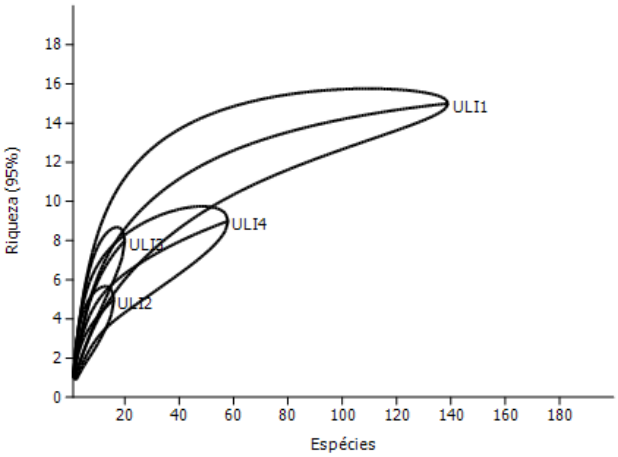
TABELA V.3.8. Síntese dos dados colhidos, médias de abundância, por petrechos nas etapas do monitoramento em cada unidade amostral.
LEGENDA: Pré. Pré-impacto; Sup. Durante a supressão vegetacional; Enc. Durante o enchimento do reservatório; Pós. Pós-impacto.*Sem valores, devido à técnica aplicada.

Unidade	Etapa	Abundância média (*Pit fall*)	Abundância média (*Live-trap*)	Riqueza geral	Shannon (H')	Pielou (*e*)
Frente	Pré	4,3	*	11	1,86	0,77
	Sup.	3,4	*	6	1,63	0,91
	Enc.	*	*	0	0	0
	Pós	*	*	0	0	0
APP	Pré	4,7	3,0	11	1,99	0,83
	Sup.	3,8	8,6	9	1,93	0,87
	Enc.	15,5	29,3	10	0,93	0,35
	Pós	3,3	1,1	7	1,42	0,73
ULI	Pré	4,6	2,8	15	2,26	0,83
	Sup.	2,6	4,0	5	1,34	0,83
	Enc.	1,6	2,5	8	1,9	0,91
	Pós	3,1	4,0	9	1,76	0,80
UCO	Pré	5,4	0,9	13	2,01	0,78
	Sup.	8,0	7,0	7	1,64	0,84
	Enc.	4,8	1,0	8	1,43	0,68
	Pós	3,6	2,5	11	2,03	0,85

As variações de riqueza, em virtude das diferenças de esforço amostral, foram avaliadas por meio de curvas de rarefação (**FIGURA V.3.4**), método que permite comparar diretamente a riqueza pontual entre diferentes situações. Durante o pós-impacto a riqueza foi menor em todas as unidades amostrais, fato que pode estar ligado ao esforço de campo e à sazonalidade, que sabidamente afetam os resultados de amostragens em comunidades de pequenos mamíferos não voadores (Lessa *et al*., 1999).


Riqueza (95%)
Espécies
APP1
APP2
APP3
APP4


Riqueza (95%)
Espécies
Frente1
Frente2


Riqueza (95%)
Espécies
ULI1
ULI2
ULI3
ULI4

Continua

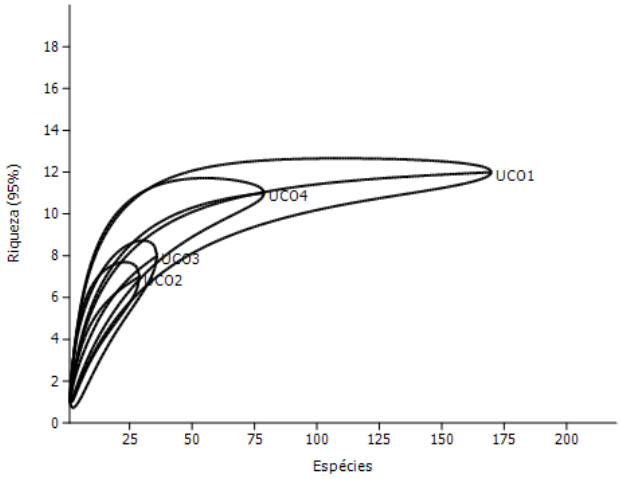


FIGURA V.3.4. Curvas de rarefação comparando a riqueza registrada nas quatro etapas (1: pré-impacto; 2: supressão; 3: enchimento; 4: pós-impacto) em cada unidade amostral (APP, ULI e UCO) em função do número de contatos. As curvas superiores e inferiores de cada linha são intervalos de confiança de 95%.

É notável a distinção verificada durante a etapa de enchimento na unidade APP, cujos valores globais de capturas, nas armadilhas de interceptação e queda, são maiores que a etapa pré-impacto, a qual naturalmente teve maior número de campanhas. Esses resultados reforçam o efeito causado pela perda de hábitat, notadamente devido ao alagamento contínuo do reservatório, sobre a comunidade de pequenos mamíferos não voadores **(FIGURA V.3.5)**.

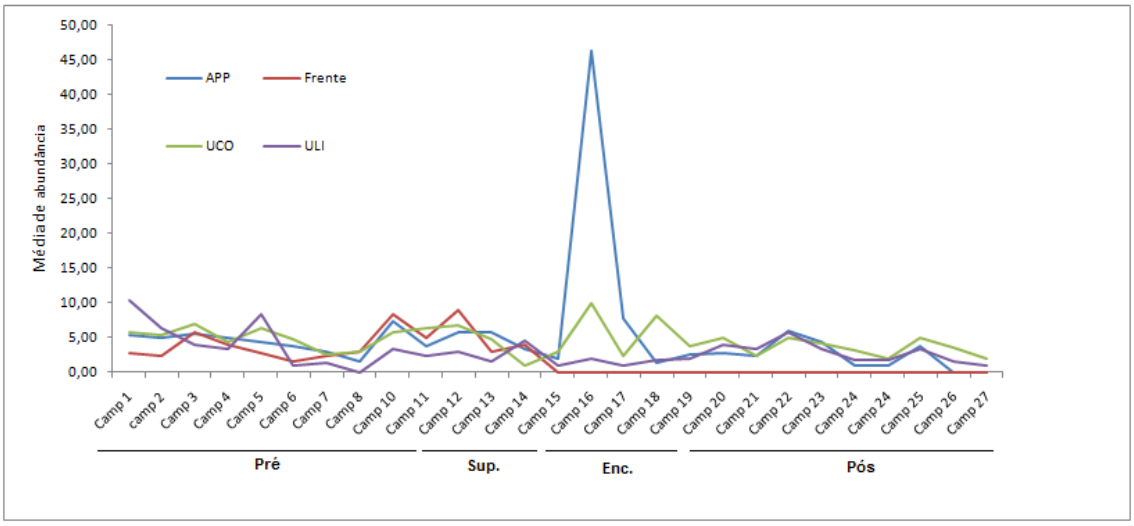


FIGURA V.3.5. Média de capturas nas quatro unidades amostrais, contemplando ambos os petrechos de capturas, durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Este fenômeno muito possivelmente está ligado ao adensamento pontual de indivíduos, nas áreas adjacentes à cota de alagamento, situação não verificada em ULI ou UCO. Ao se avaliar todo o decorrer do monitoramento nota-se a mudança brusca na quantidade de capturas coincidente apenas com o enchimento, mas não durante a supressão vegetacional, sendo que logo em seguida ocorre queda acentuada nas capturas e, finalmente no pós-impacto, retorno a taxas de capturas semelhantes às primeiras etapas, levando a crer que houve nova estabilização na comunidade de pequenos mamíferos nos remanescentes afetados pela densidade de indivíduos. As quedas de abundância após o enchimento, vistas na **FIGURA V.3.5**, podem ser reflexo do provável aumento na taxa de predação, aspecto apenas presumível, porém já notificado na literatura (Passamani & Cerboncini, 2013), ou mesmo ajustes globais da comunidade desalojada sob a residente. Estes resultados destacam a natureza complexa dos efeitos da perda de hábitat, não tendo sido encontrada mudança acentuada durante a etapa de supressão vegetacional, a qual se julgou ser a parte mais significativa do impacto para este grupo, uma vez que toda a vegetação foi retirada. Estes resultados são concordantes com outros estudos que buscou compreender a resposta de curto prazo da supressão vegetacional sobre pequenos roedores silvestres (Escobar *et al*., 2015). Nesse estudo evidenciou-se que mais de 50% dos indivíduos monitorados morreram diretamente pelas operações da extração e movimentação da madeira, sendo esmagados por veículos pesados. Essa inquietante constatação lança luz sobre o fato que certos grupos de animais não conseguem escapar aos impactos, principalmente os de pequeno porte, cuja história natural ainda não são conhecidas.

O adensamento ficou também evidente quando se verifica o número de capturas nas armadilhas de captura viva durante o enchimento (**FIGURA V.3.6**). Fica evidente também que o evento de maior número de capturas coincidiu, mesmo nas armadilhas de captura-viva, com a fase de enchimento do reservatório na unidade APP.

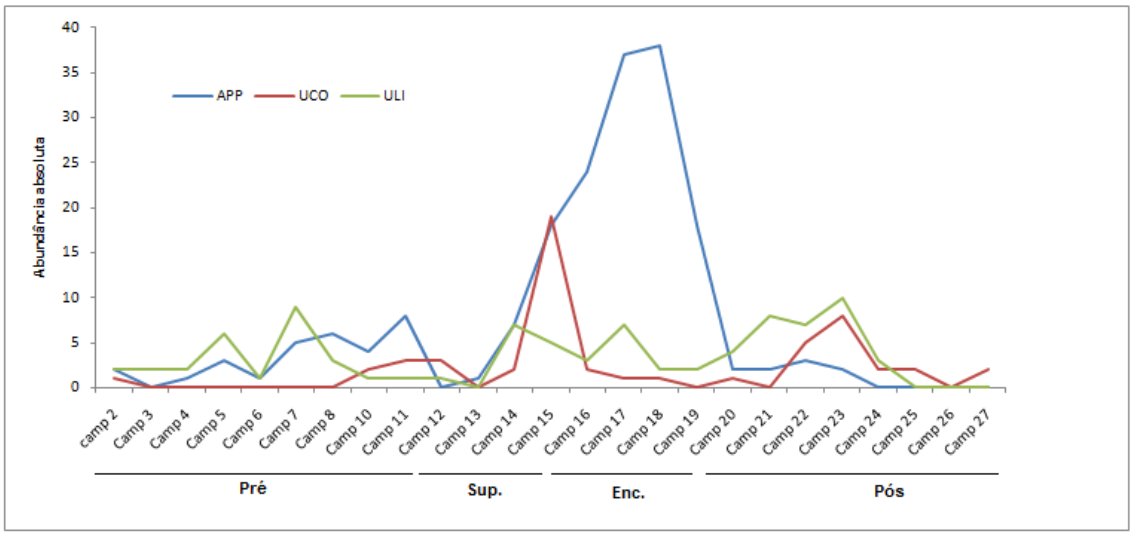


FIGURA V.3.6. Variação de capturas nas três unidades amostrais, contemplando apenas as armadilhas de captura-viva, durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". **LEGENDA**: APP, linha azul; ULI, linha vermelha; UCO, linha verde.

No decorrer de todo o estudo as espécies com maior número de capturas foram *Oligoryzomys nigripes* (n = 447), *Thaptomys nigrita* (n = 204), *Euryoryzomys russatus* (n = 129) e *Brucepattersonius* cf. *iheringi* (n = 100), resultado que indica a dominância dessas poucas espécies na área de estudo – considerando os petrechos e localidades contempladas – visto que estes quatro táxons juntos representam mais de 74% das capturas.

Em comunidades "estáveis" de pequenos mamíferos, assim como em outros grupos biológicos, é usualmente observada a dominância de poucas espécies, e vários táxons pouco abundantes, considerados raros na assembléia (Fleming, 1975). Esse padrão está geralmente ligado à alta flexibilidade adaptativa das espécies ditas dominantes (Lessa *et al*., 1999), as quais buscam padrões ecológicos variados para colonizar o ambiente, mas pode estar associado à heterogeneidade ambiental por meio do uso diferenciado de recursos entre as espécies.

As informações das recapturas (n = 151) nos permitem levantar algumas hipóteses sobre a dinâmica territorial e de deslocamentos das espécies nas unidades. Todas as recapturas em armadilhas de intercepção e queda se concentraram nas mesmas linhas em que os animais foram originalmente capturados, sugerindo áreas de vida restritas e deslocamentos de pequena amplitude, uma vez que dentre todas as recapturas, 43% dos indivíduos (n = 65) foram recapturados por esta técnica. Para as armadilhas de captura viva também se viu padrão semelhante, a pouca amplitude de deslocamentos. As recapturas aconteceram em distancias

usualmente menores que 45 metros, alcançando em poucos casos 60 metros, conforme as dimensões da grade estabelecida neste estudo.

Devido à pequena massa corpórea e sua territorialidade, marsupiais e roedores não são capazes de realizar grandes deslocamentos (Vieira & Marinho-Filho, 1998), principalmente depois do advento de perturbações, como as verificadas em instalações de grandes represas, visto que os novos ambientes – desmatados – são importantes barreiras à sua dispersão (Alho, 2011; Passamani & Cerboncini, 2013; Escobar *et al*., 2015).

Para os pequenos mamíferos não voadores foi possível verificar um aumento acentuado de capturas em curto intervalo de tempo, tanto em armadilhas de queda, quanto em armadilhas de captura viva, no período em que o represamento foi iniciado. Dessa forma constatou-se o incursionamento de indivíduos e adensamento para as partes secas, como resposta às transformações que estavam ocorrendo nos ambientes afetados. Tal situação contrasta com aquela encontrada durante a supressão, na qual não se verificaram alterações no montante de capturas deste grupo. Frente a essa perturbação os espécimes devem ter permanecido abrigados nas áreas onde ocorria o desmate, mesmo durante a retirada da vegetação e posterior movimentação de solo, levando à mortalidade direta desses espécimes (Escobar *et al*., 2015).

É indiscutível que a resposta de cada grupo frente às intervenções no ambiente florestal está essencialmente ligada à sua biologia: os pequenos roedores e alguns marsupiais, que correpondem hábitos cursoriais e/ou fossoriais, tendem a permanecer em seus refúgios mesmo durante o grande impacto do corte raso da vegetação, mas são forçados à fuga e incursionamento mediante o paulatino avanço da água nessas áreas antes secas.

PEQUENOS MAMÍFEROS VOADORES

O uso do dispositivo de detecção de ultrassom permitiu averiguar o nível de atividade de morcegos, mostrando-se uma técnica valiosa para análises ligadas à intensidade de forrageio e, por consequência, à investigação de uso do hábitat ao longo do tempo.

Durante o estudo foram realizadas 19 amostragens, somando 1.887 registros de passagens em um total de 49 períodos de amostragem. O sítio amostral Aluvial B foi aquele no qual se obteve o maior número médio de contatos (n = 13,52), seguido de Aluvial A (n = 13,18), Submontana A (n = 9,35) e Submontana B (n = 6,59) (**FIGURA V.3.7**).

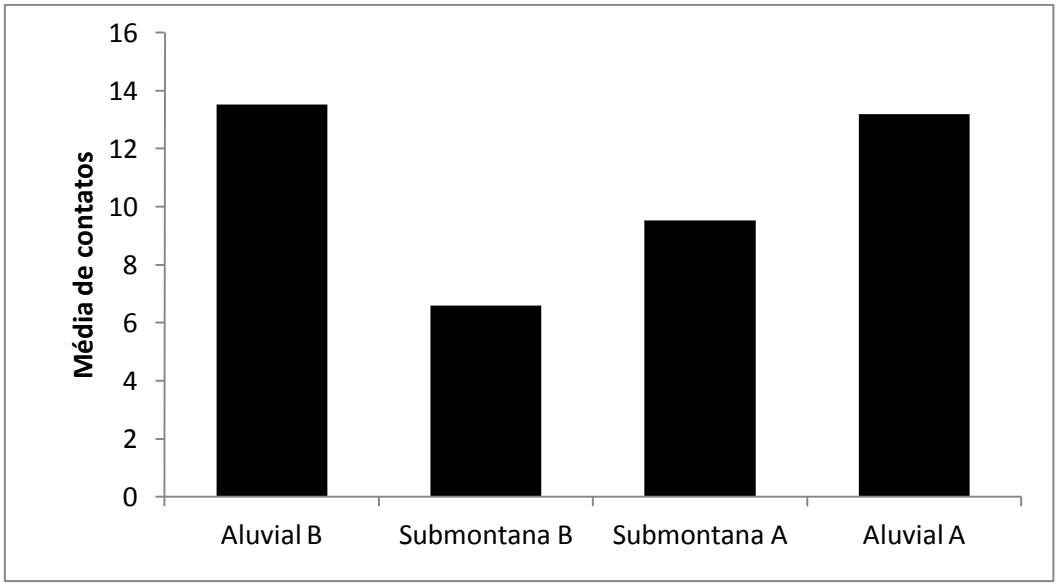


FIGURA V.3.7. Média de passagens de morcegos registrados com auxilio do detector de ultrassom durante as 16 campanhas em cada sítio amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Na etapa pré-impacto as variações no número de passagens devem-se, possivelmente, a efeitos sazonais ou pontuais da amostragem, porém durante a supressão vegetacional observa-se elevação abrupta no uso dos ambientes amostrados, seguida de decréscimo acentuado na primeira campanha do enchimento. A partir da segunda campanha dessa etapa, no entanto, a média de contatos volta a se elevar, mantendo-se assim até o início do pós-impacto. (**FIGURA V.3.8**). Nas demais amostragens no pós-impacto, somente no sítio Submontana B, a flutuação foi similar àquelas do pré-impacto, à exceção da ultima campanha **(FIGURA V.3.9)**.

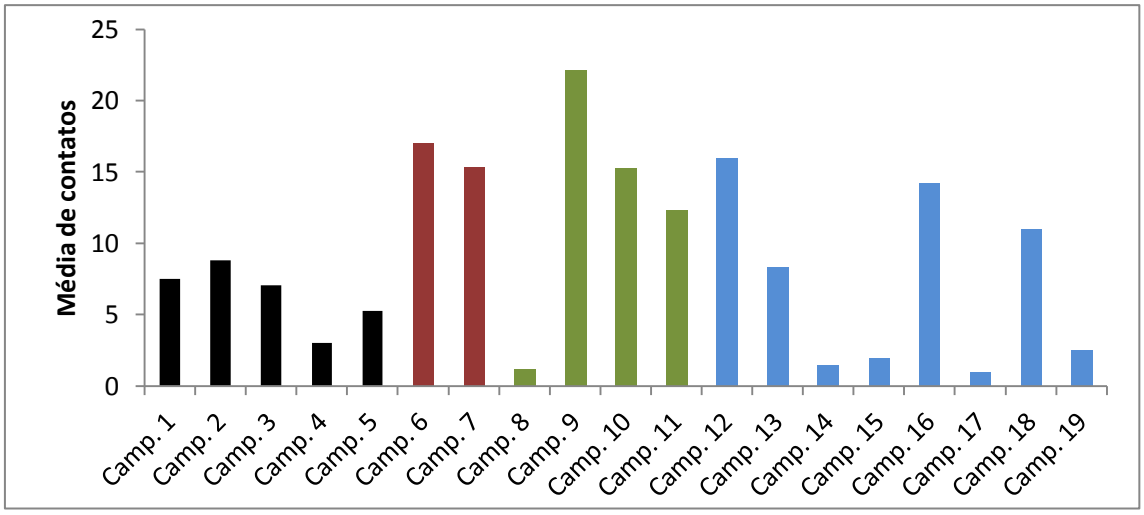


FIGURA V.3.8. Valor médio de passagens de morcegos registrados ao longo das campanhas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".
LEGENDA: barras pretas – pré-impacto; vermelhas – durante a supressão vegetacional; verdes – durante o enchimento do reservatório; azuis – pós-enchimento.

De uma forma geral houve pequenas variações no número de passagens dentro das etapas, mas quando confrontados os dados consolidados entre os períodos é possível observar variação mais abrangente: houve aumento no número de passagens na supressão, diminuindo posteriormente com o enchimento e durante o pós-impacto **(FIGURA V.3.9)**. No decorrer do estudo dois sítios amostrais tiveram sua vegetação suprimida (Aluvial A e Aluvial B), mas continuaram a ser amostrados até que o alagamento impediu o acesso às áreas, situação igualmente observada no sítio Submontana A, que não passou pela supressão, mas o acesso a ela foi impossibilitado pela elevação do nível da água.

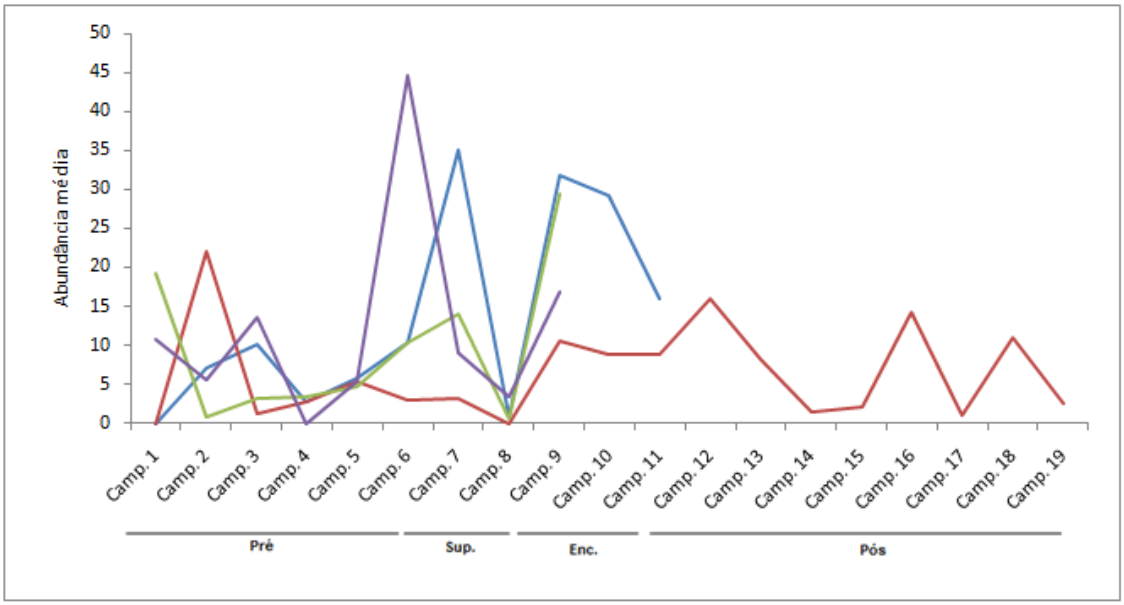


FIGURA V.3.9. Número de passagens de morcegos (média) registrados ao longo das campanhas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".
LEGENDA: Aluvial B, linha azul; Submontana B, linha vermelha; Submontana A, linha verde; Aluvial A, linha roxa.

Durante o processo de remoção da vegetação ocorreram picos de atividade, condizentes aos sítios Aluvial A e Aluvial B. Na sequência, durante o enchimento do reservatório, ocorreu decréscimo nos registros, e logo na sequência das etapas, uma nova elevação ocorreu em todos os sítios **(FIGURA V.3.9)**. Exemplos hipotéticos podem ter ocorrido em toda a área do reservatório como, por exemplo, logo a após a retirada da vegetação, muito locais descobertos tornaram-se novas rotas de voo, facilitando o deslocamento das espécies nas proximidades da atual cobertura vegetal (Patriquin & Barclay, 2003). Uma maior disponibilidade de alimento devido à facilidade para encontrar invertebrados em áreas abertas, com a subtração da vegetação pode ter desencadeado, momentaneamente, um desequilíbrio generalizado, expondo esses invertebrados e atraindo os morcegos para essa fonte de alimento (Schnitzler & Kalko, 2001; Fenton, 2003). Outra possível causa desses picos de atividade pode estar relacionada a um maior deslocamento ou o incursionamento de espécimes das áreas mais baixas, da floresta riparia do rio Tibagi que foram suprimidas, ou de indivíduos vindos de outros trechos em busca de alimento e abrigo nas áreas remanescentes. Desta forma, se adensaria toda a área próxima da atual Área de Preservação Permanente do reservatório, que ainda possuem características originais e condições de sobrevivência para a comunidade residente.

A amplitude de variação natural no número de registros, observada em todas as etapas e também entre os sítios, ainda são desconhecidas no âmbito nacional, visto serem ainda incipientes estudos que utilizem tal método de amostragem. Fenômenos atrelados a questões sazonais influenciam diretamente o comportamento dos quirópteros e, por consequência, no número de passagens. Diversos fatores ambientais também exercem influências nos resultados, tais como a estrutura vegetacional e proximidade de cursos de água, detalhes imporatntes no uso de hábitat de morcegos. Mesmo assim, quando comparados os períodos de supressão e enchimento com o pré-impacto e também com o pós-impacto, principalmente em Aluvial B, é possível detectar uma mudança brusca no número de passagens, indicativo de mudança temporal na atividade dos indivíduos.

Há também variações no padrão de atividade particulares de cada espécie (Erket, 1978). Além disso, a própria funcionalidade do detector também deve ser considerada, pois o seu alcance é alterado de acordo com a cobertura vegetal da área amostrada, que age como barreira acústica à ecolocalização. Muito similar ao que ocorreu com roedores e marsupiais durante o enchimento, também no caso dos morcegos o crescimento de vegetação secundária, e a permanência de pequenas ilhas florestadas, pode ter auxiliado na permanência de quirópteros em vários pontos da área suprimida. O posterior alagamento desses fragmentos foi lentamente suprimindo áreas de abrigo de algumas espécies de morcego, os quais podem ter sido forçados a forragear de forma mais adensada em pontos mais altos, tal como representado nos sítios amostrais que ainda estavam a poucos metros da água.

Pela própria natureza variável, inconstante e preliminar de estudos desta natureza, não é possível definir categoricamente padrões de ocupação, mas foram detectados indícios de mudança nos tipos comportamentais dos morcegos, conforme aferidos pelos registros de passagens ao longo do monitoramento. Dessa forma, tivemos a chance de avaliar essas duas situações ambientais contrastantes, antes e depois da supressão, e em um sítio (submontana B) que está fora da cota de alagamento, que manteve sua vegetação original e foi amostrada também no pós-impacto.

O uso de detectores de ultrassom para realização de estudos comparativos frente à implementação de empreendimentos, que produzem impactos rápidos e localizados, pode fornecer informações importantes como as aqui apresentadas sobre a dinâmica complexa deste grupo. Tais dados podem ser refinados a partir do conhecimento prévio das

ecolocalizações das espécies e a aplicação mais difundida e aprimorada do método em regiões Neotropicais e, particularmente, no tipo singular das análises ambientais.

MAMÍFEROS DE MÉDIO E GRANDE PORTE

Ao todo encontraram-se 27 espécies de mamíferos de médio e grande porte, valor muito próximo àquele sugerido em literatura para a macrorregião (n = 32; **TABELA V.3.6**). É interessante mencionar que a maioria das espécies de médio e grande porte também foi registrada de forma ocasional, durante a instalação e revisão das armadilhas, bem como durante o deslocamento entre as unidades amostrais. Esta fonte de registro foi substancial para o inventário de representantes das ordens Cingulata, Pilosa, Carnivora e Artiodactyla.

Através dos flagrantes em armadilhas fotográficas foi possível identificar 26 espécies nas áreas de influências da UHE Mauá, dos quais se desconsideram uma espécie doméstica, dois roedores e uma espécie de marsupial de pequeno porte. Obteve-se um total de 2.071 fotocapturas, em uma média consolidada de 2,5 registro.dia em toda a área de estudo, sendo UFA a unidade que alcançou o maior número de registros de mamíferos durante todo o estudo (**TABELA V.3.9**). Para o tratamento dos registros fotográficos consideraram-se todas as imagens de cada espécie, sendo que os equipamentos foram programados para fotografar em intervalos de três minutos, diminuindo a possibilidade de registros consecutivos do mesmo indivíduo. Não se computaram índices de diversidade com estes dados devido à impossibilidade de individualizar com segurança os espécimes fotografados.

TABELA V. 3.9. Registros de mamíferos obtidos por armadilhas fotográficas durante o "Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". * Espécie doméstica.

Espécies registradas	Unidade Linhão	Unidade APP	Unidade Controle	Consolidado
Didelphis albiventris	17	8	1	23
Didelphis aurita	3	0	0	3
Philander frenatus	1	0	0	1
Didelphis sp.	3	1	0	4
Myrmecophaga tridactyla	0	0	2	2
Tamandua tetradactyla	12	5	12	29
Cabassous tatouay	81	62	25	168
Dasypus novemcinctus	106	72	88	266
Dasypus sp.	7	19	2	28
Sapajus nigritus	0	1	0	1
Sylvilagus brasiliensis	1	0	0	1
Euphractus sexcinctus	2	3	2	7
Leopardus pardalis	8	15	4	27

Espécies registradas	Unidade Linhão	Unidade APP	Unidade Controle	Consolidado
Leopardus guttulus	10	9	25	44
Leopardus wiedii	2	6	9	17
Leopardus sp.	8	11	18	37
Puma concolor	6	13	14	33
Puma yagouaroundi	0	2	2	4
Cerdocyon thous	12	5	48	65
*Canis lupus familiaris**	28	0	0	28
Eira barbara	35	36	98	169
Galictis cuja	0	0	1	1
Nassua nassua	39	34	14	87
Procyon cancrivorus	19	3	1	23
Tayassu pecari	26	39	20	85
Pecari tajacu	1	43	35	79
Mazama americana	22	35	43	100
Mazama gouazoubira	57	23	55	135
Mazama nana	2	4	9	15
Mazama sp.	42	54	52	148
Guerlinguetus aestuans	2	12	2	16
Eurioryzomys russatus	5	24	4	33
Cuniculus paca	6	13	70	89
Dasyprocta azarae	1	296	3	300
Total de registros	564	848	659	2071
Frequência de captura	0,7	1	0,8	2,5
Sucesso de captura (%)	3,8	5,7	4,4	14
Total de espécies	22	23	23	26

Ao relacionar as diferentes campanhas do monitoramento, vê-se que no pré-impacto o número de registros se manteve razoavelmente constante. Com o início da supressão vegetacional houve um acentuado aumento de flagrantes (UFA), especialmente entre os meses de setembro e outubro de 2011, valores que se mantiveram elevados durante as campanhas da mesma etapa, quando as frentes de supressão encontravam-se mais próximas da unidade amostral (**FIGURA V.3.10**).

No período de enchimento percebe-se uma tendência à estabilização de registros obtidos em UFA, em consonância com o aumento do nível do reservatório, decaindo posteriormente durante a próxima etapa, quando o reservatório já estava em sua cota de geração de energia (**FIGURA V.3.10**). Houve maior número de disparos, reflexo da maior atividade de mamíferos, na UFA na etapa de supressão da vegetação, bem como durante o enchimento do reservatório. Os padrões de atividade registrados em ULI e UCO são distintos de UFA (levando em

consideração o somatório das etapas), mas relativamente similares entre si, indicativos de que não apenas houve grande influência dos impactos da perda de hábitat sobre a mastozoofauna local em UFA, como sugerindo o deslocamento dos animais em rotas de fuga diversas (**FIGURA V.3.10**).

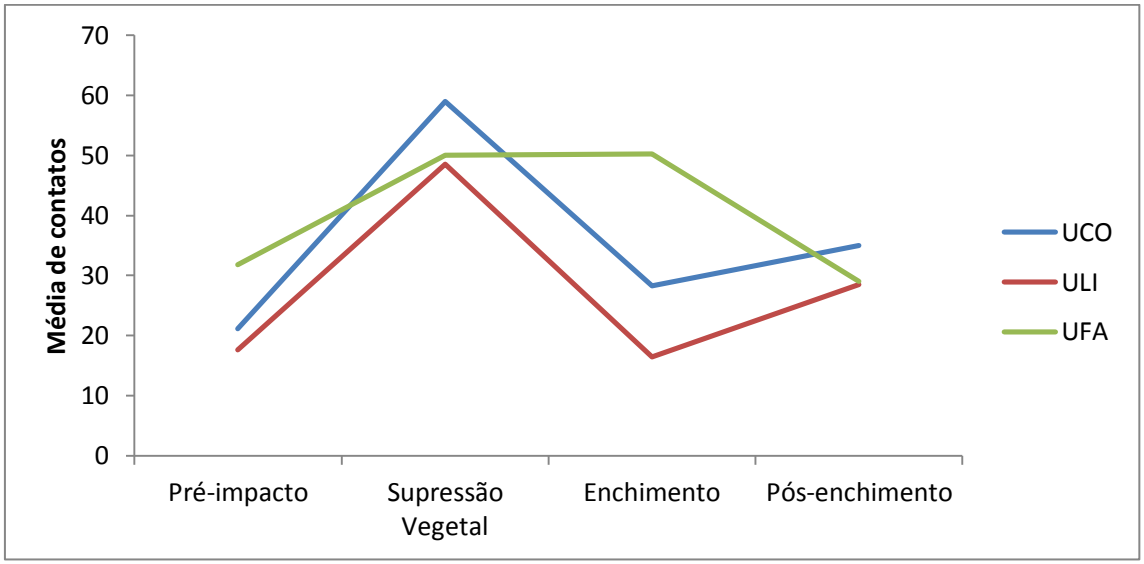
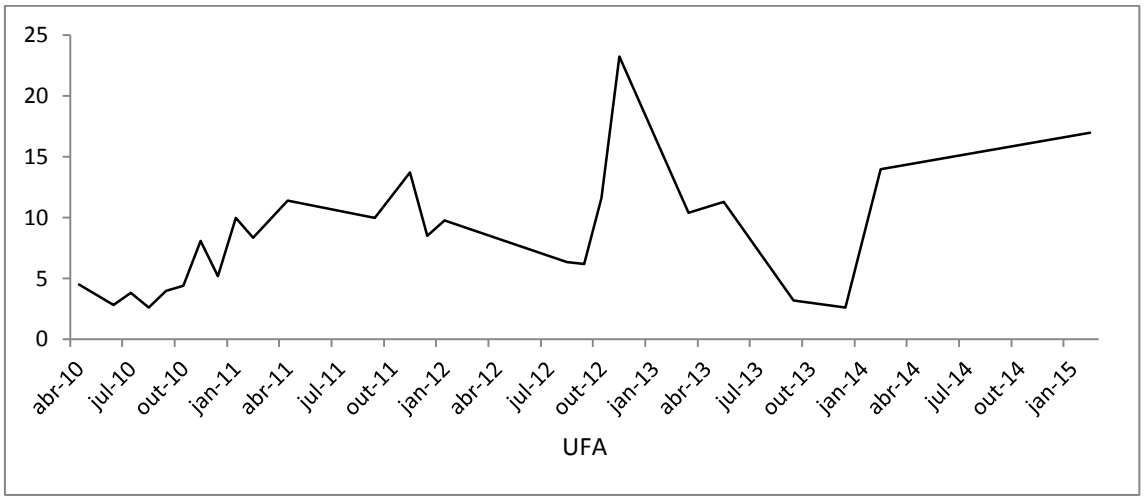


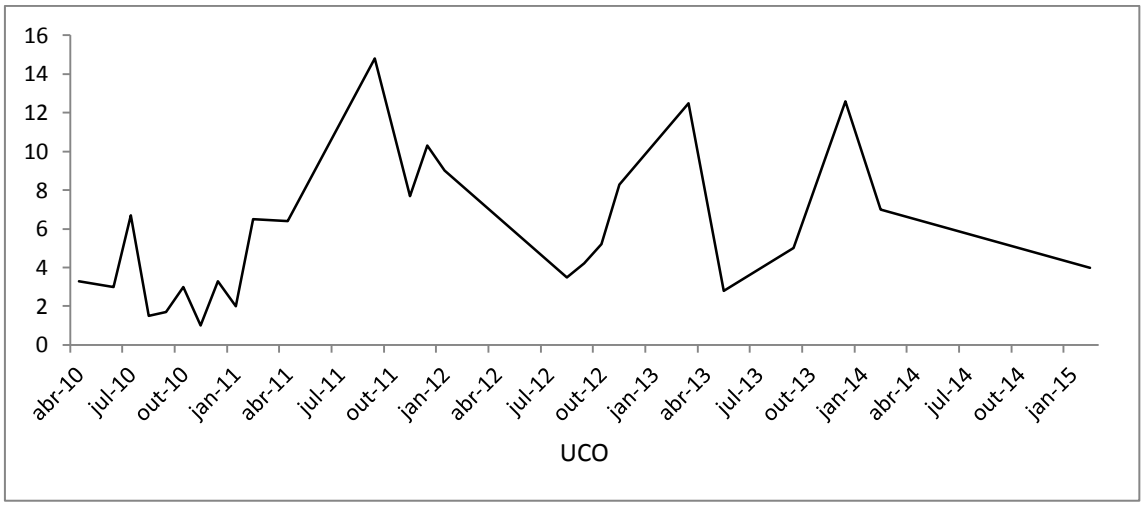
FIGURA V.3.10. Variação da média de registros fotográficos ao longo das quatro etapas do estudo do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".
LEGENDA: UFA, linha verde; ULI, linha vermelha; UCO, linha azul.

Durante os eventos de impacto fica visível uma maior concetração de registros em UFA, porém um ligeiro acrécimo nas médias por campanha também foram sentidos de forma mais sutil (dezembro de 2012 e fevereiro de 2014) em ULI e UCO, indicativo também de mudança local para os deslocamentos dos espécimes. É possível que tais variações não sejam atribuíveis única e exclusivamente aos impactos na região, mas sim a variações generalizadas ligada à época do ano nestas duas localidades (**FIGURA V.3.11**).

O enchimento também acometeu, em menor escala, a ULI, pois a unidade se localiza no final da bacia de acumulação da usina, onde os efeitos do represamento foram de pequena amplitude. Não obstante, uma parcela da ocilação nas métricas computadas pode ser em decorrência dessa pequena perturbação na região. É interessante mencionar que em ULI e proximidades não houve a supressão da vegetação, de modo que esse evento não deve ter tido efeito localmente contundente na atividade dos mamíferos de médio e grande porte.

Na etapa pós-impacto (a partir de junho de 2013) nota-se uma tendência à elevação no número médio de registros em ULI e UCO, não observada em UFA, que segue em decréscimo gradual, indicativo de menor movimentação da fauna nessa localidade (**FIGURA V.3.11**). Pode-se inferir que a região, que outrora recebeu um contingente adicional de indivíduos pelos impactos no reservatório, está passando por uma reorganização de sua mastofauna. Esta interpretação concorda com os resultados obtidos em fevereiro de 2014 e fevereiro de 2015 (ULI e UCO), a elevação no número médio de registros, evidencia uma possível retomada da movimentação de mamíferos nessas localidades.





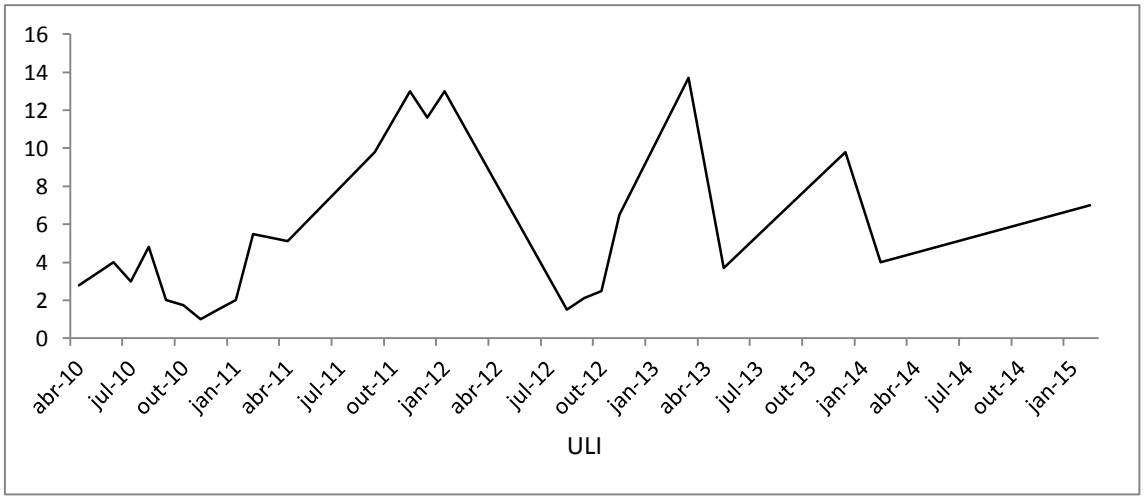


FIGURA V.3.11. Número de registros (médias) de mamíferos de médio e grande porte obtidos por meio das armadilhas fotográficas ao longo das campanhas nas UFA, ULI e UCO do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Não se pode deixar de mencionar que as características intrínsecas dos locais de instalação dos equipamentos podem influenciar na obtenção dos registros (Srbek-Araujo & Chiarell, 2007). As unidades estão equidistantes em torno de 15 quilômetros entre si, distância razoável a se considerar para muitos mamíferos (Brito & Duarte, 2007; Trovato & Brito, 2009). Devido a esse distanciamento, muitas espécies devem ter sua área de vida mais restritas a uma unidade, especialmente táxons de menor porte como *Dasyprocta azarae* e *Dasypus novemcinctus*, uma vez que o tamanho da área de vida está relacionado com a massa corpórea (Buskirk, & Lindstedt, 1989). Por outro lado, sabe-se que algumas espécies podem se deslocar consideravelmente na busca por alimento em uma noite (Lopes, *et al*., 2005; Barros, *et al*., 2011), principalmente os carnívoros. Outros fatores também devem ser levados em consideração para melhor compreender a variação no número de fotocapturas, tais como condições climáticas e a fenologia das espécies vegetais, não mensuradas pelo estudo. Estes efeitos também contribuem na atividade dos mamíferos, possivelmente afetando o número de registros.

É fundamental destacar que boa parcela das espécies observadas nas áreas do empreendimento são de grande importância conservacionista, a exemplo dos porcos-do-mato e os cervídeos, mas também os representantes das ordens Carnivora e Cingulata. Visto que as espécies respondem de forma diferencial aos impactos ambientais, foco do presente estudo,

essas espécies têm bom potencial na indicação de danos mais abrangentes aos ecossistemas afetados (Morrison *et al*., 2007).

Por fim, os resultados aqui mencionados, adicionados a outras informações apresentadas anteriormente, contribuem para melhor compreender os efeitos dos impactos referentes às etapas de supressão e enchimento, os quais atingiram de forma direta a comunidade de mamíferos de médio e grande porte. A composição de espécies residentes na área de estudo, principalmente da UFA, se alterou de forma considerável concomitante aos eventos localizados do impacto.

V.3.2.3. Comparação dos resultados com outros programas

Além do presente estudo, os Programas Ambientais da UHE Mauá também incluem outros dois programas que podem ser relacionados aos presentes dados, quais sejam, o resgate de fauna (INTERCOOP, 2013) e outros programas de monitoramento (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014).

Os presentes resultados, que indicam a ocorrência de fuga em massa da mastozooufauna em decorrência da perda de hábitat florestal, vai ao encontro com os dados acumulados durante o resgate de fauna na supressão e enchimento do reservatório (INTERCOOP, 2013). No total foram realizados 12.680 contatos com espécimes pelas equipes de resgate, das quais 2.515 compreenderam mamíferos, cerca de 19,8% do total de capturas, dados que confirmam a propensão de captura desse grupo faunístico, alcançando o segundo grupo com maior índice geral de registros e intervenções (INTERCOOP, 2013). As intervenções aconteceram principalmente para as espécies de pequeno porte, a saber, roedores, as quais naturalmente possuem baixa capacidade de fuga durante ambos os eventos. Deste total mencionado 1.555 espécimes foram soltos na região através de esforços singulares da área técnica durante todo o acompanhamento do resgate de fauna, inclusive incluindo medidas de acompanhamento localizados com equipamentos fotográficos e rádios transmissores em espécie de grande porte (INTERCOOP, 2013).

Durante a supressão vegetacional foram capturados 757 indivíduos de 42 espécies de mamíferos, sendo as mais capturadas *Thaptomys nigrita* (n = 165) e espécimes dos gêneros *Oligoryzomys* (n = 247) e *Akodon* (n = 114) (INTERCOOP, 2013). Aqui chama-se a atenção que grande parte, deste número de espécies compreendem roedores, e estes naturalmente apresentam dificuldades congênitas na identificação ao nível específico devido ao grande

polimorfismo e similaridade morfológica entre espécies. De fato, esses táxons também foram os mais comumente capturados durante o presente estudo, e essas informações, unidas, atestam que esse grupo é dominante na região.

Durante o período de enchimento foram capturados 1.121 indivíduos, a maior parcela dos quais representadas por *Oligoryzomys nigripes* (n = 116) e o gênero *Akodon* (n = 246), coincidindo também com o maior número de resgates e captura desses espécimes na fase de enchimento do reservatório (INTERCOOP, 2013). Semelhantemente, na etapa de enchimento, o monitoramento de fauna acumulou 385 capturas em apenas quatro campanhas, das quais *Oligoryzomys nigripes* também foi a espécie mais expressiva. Fica evidente, que neste estádio em especial do monitoramento e do resgate de fauna que uma parcela significativa de indivíduos de roedores e também marsupiais ainda estavam fazendo uso das áreas recém suprimidas, tornando pequenos aglomerados de vegetação isolados em locais ainda de uso para muitas espécies tolerantes a esta situação. Fato que foi abruptamente interrompido com aumento do nível da água, os indivíduos desalojados foram forçados a procurar áreas ainda não cobertas pela água (HORI, 2012).

Para os mamíferos de maior porte, em função de sua vagilidade e da dificuldade intrínseca de captura, foram menos contemplados pelo resgate, mas destacam-se as intervenções sobre *Dasypus novencinctus* (n = 102) e *Sphiggurus villosus* (n = 42), espécies que também figuraram em número expressivo no monitoramento por armadilhas fotográficas: *Dasypus novencinctus* (n = 229) e *Dasyprocta azarae* (n = 298). Exceção deve ser feita a *S. villosus*, que se trata de uma espécie arborícola não flagrada pelos equipamentos fotográficos do monitoramento.

Comparando-se de forma generalizada os resultados do presente estudo com aqueles sendo desenvolvidos na região (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014) verifica-se que os resultados compartilham informações semelhantes. Especialmente no caso dos pequenos mamíferos não voadores observam-se padrões semelhantes na abundância dos táxons, onde *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon* sp. e *Thaptomys nigrita* representam os espécimes mais registrados nas áreas de soltura. Espécies pouco frequentes no presente estudo também se repetiu naquele, como o caso de *Bibimys labiosus*, *Juliomys pictipes* e *Necromys lasiurus*, situação que atesta os padrões de distribuição dessas populações é operante em toda a região.

No monitoramento bioacustico daquele estudo observaram-se padrões de atividade dos morcegos similares às parcelas amostradas durante o pré-impacto, que compreendeu meses

consecutivos de amostragens e não houve acentuada variação sazonal. Essa característica foi igualmente observada em outros pontos da região, com flutuações parecidas durante as quatros estações do ano (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014).

Situações peculiares foram constatadas pontualmente, com picos de registros observados na fase de supressão e, em menor escala, durante o enchimento. Nas amostragens de supressão vegetacional houve valores elevados de passagens contabilizados nos pontos amostrais, indicativo de uso mais intenso pelos morcegos, principalmente em locais afetados pelo desmate. Nesse cenário alguns táxons possivelmente deixaram as áreas florestais e se aproximaram de áreas abertas de forma oportuna, forrageando em locais onde houve aumento pontual na disponibilidade de invertebrados, notadamente Vespertilionidae e Molosidae (Fenton, 1999), ou mesmo na busca por frutos em locais mais distanciados, especialmente filostomídeos (Bianconi *et al*., 2004), além da facilidade de deslocamentos por estes novos locais. Essa situação pode ser comparada, de certa forma, com amostragens realizadas em áreas abertas por SOCIEDADE DA ÁGUA (2014), onde houve maior movimentação de indivíduos em relação a amostragens no interior florestal.

Finalmente, dentre os mamíferos de médio e grande destaca-se – naquele estudo – o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) por ser a espécie com maior número de flagrantes em campo seja por evidências diretas e indiretas (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014). Números similares de contatos com essa espécie foram também percebidos no monitoramento pós-enchimento. Outros mamíferos, como macaco-prego (*Sapajus nigritus*), irara (*Eira barbara*), veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*), onça-parda (*Puma concolor*) e cutia (*Dasyprocta azarae*), também foram relativamente frequentes, tanto nas amostragens com armadilhas fotográficas, quanto por registros diretos e indiretos nos dois estudos.

Levando-se em consideração esses aspectos, ao se comparar quali e quantitativamente a composição de espécies torna-se evidente que as unidades sendo avaliadas no monitoramento pós-resgate mostram-se bastante similares das unidades do presente programa. Sob a perspectiva dos impactos ambientais, tudo indica um efeito generalizado de fuga dos mamíferos com respostas temporais e espaciais distintas, com especial destaque aos pequenos mamíferos não voadores em decorrência do enchimento do reservatório, resultado que vai de encontro com os dados nesse período pelas equipes responsáveis do resgate de fauna (INTERCOOP, 2013).

V.3.3. Estudo com rádio-telemetria de pequenos mamíferos

V.3.3.1. Local do estudo

A área utilizada para o acompanhamento por telemetria compreende o sítio C da unidade Frente-APP, um remanescente florestal que permaneceu intacto após a supressão vegetal e enchimento do reservatório da UHE Mauá (**FIGURA V.3.12**). Trata-se de um pequeno fragmento isolado meio à matriz dominada por monoculturas de espécies silvícolas (*Pinus* e *Eucalyptus*). O local de estudo é conectado a outras áreas florestais remanescentes por estreitas faixas vegetadas, atualmente a Área de Proteção Permanente (APP) do reservatório.

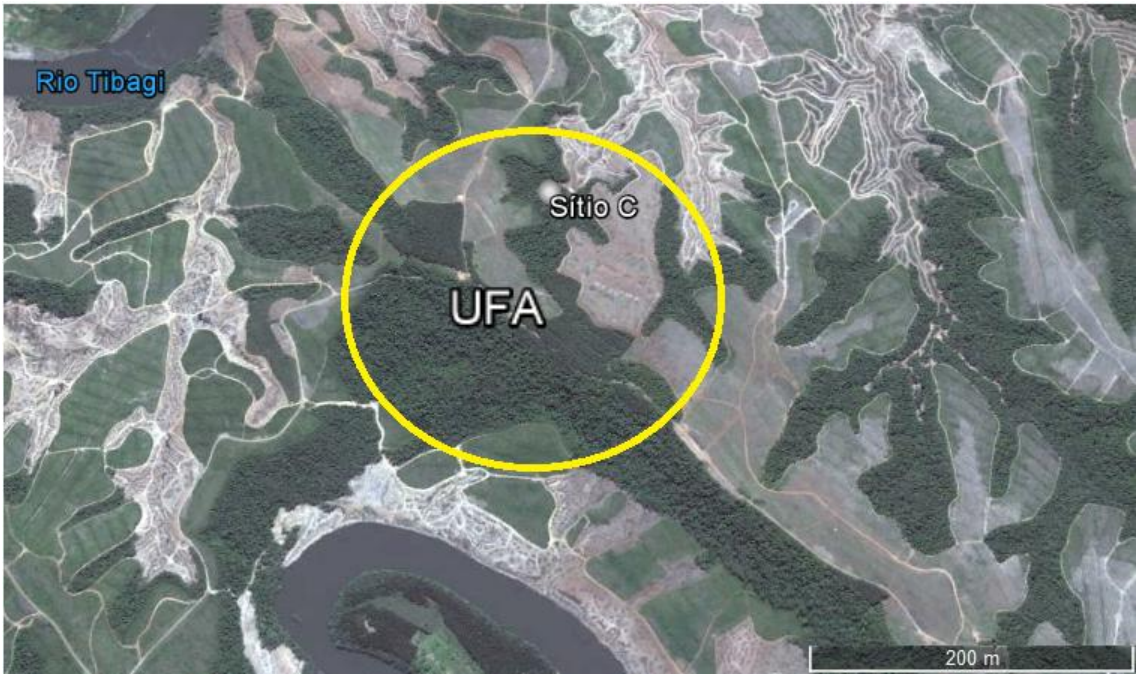


FIGURA V.3.12. Imagens de satélite ilustrando a localização da Unidade Frente/APP (UFA) e a disposição do sítio amostral C. Coordenadas geográficas centrais: UTM Fuso 22J; DATUM SAD 69: 531439/7330014 (UFA) e 531076/7330509 (Sítio C).

V.3.3.2. Técnicas de campo

O estudo com telemetria foi conduzido durante um mês, em outubro de 2011, que corresponde à primavera local. Dois espécimes de *Gracilinanus microtarsus* e um de *Euryoryzomys russatus* foram capturados por meio de armadilhas de captura viva (Hori, 2012), as quais foram retiradas durante o estudo para evitar sua influência sobre os padrões de movimento dos indivíduos monitorados. Os espécimes capturados, um macho (GM93) e uma fêmea (GM17) de *Gracilinanus microtarsus* e um fêmea (OR93) de *Euryoryzomys russatus*, foram manipulados sem a necessidade de anestésicos e equipados com rádios colares da

Biotrack Partners in Telemetry (modelo Ag 393 e Ag 317; **TABELA V.3.10**). O peso dos aparelhos correspondem a menos que 5% do peso adulto de ambas as espécies, não comprometendo o comportamento natural dos indivíduos (Gannon *et al*., 2007).

Os transmissores utilizados têm capacidade para enviar 60 pulsações por minuto, operando na frequência de 164 MHz. Para determinar a localização dos transmissores contou-se com um receptor VHF (*Communications Specialists*, INC. modelo R1000 com frequência entre 148 e 174 MHz), e uma antena direcional dobrável de três elementos Yagi (*Advanced Telemetry Systems* modelo F150-3FB). Posteriormente, foi utilizada antena omni direcional (*Antenex Centurion* modelo EXS164BN, 164-174MHz) em virtude de suas dimensões menores, o que facilitou sua operação em meio à densa vegetação, tendo apresentando maior capacidade de recepção do sinal.

TABELA V.3.10. Características técnicas dos dois modelos de transmissores empregados no estudo.

Modelo	Indivíduo	Comprimento (mm)	Largura (mm)	Peso (g)	Frequência (MHz)
Ag 393	GM93	1	6	2,28	164.480
Ag 317	GM17	1	5	1,16	164.183
Ag 393	OR93	1	6	2,28	164.480
Ag 393	GM93	1	6	2,28	164.480

Durante os primeiros dias do estudo realizaram-se testes piloto na tentativa de acompanhar os indivíduos pela técnica de triangulação, tradicionalmente usada em estudos desta natureza (White & Garrot, 1990). Porém, devido às condições de topografia acidentada e à densa cobertura vegetacional da área estudada, essas situações adversas impossibilitaram a continuidade desta conduta. Houve então a necessidade de se adaptar e alterar o estudo realizado em campo para melhor localização do sinal. O uso da antena receptora, que chega a medir 1,2 m quando aberta, sem fazer ruídos e em busca ativa pelo sinal tornou-se impraticável. Além disso, devido ao tamanho diminuto do emissor o sinal emitido é de pouca amplitude, sendo audível apenas muito próximo do animal, culminando em poucos resultados práticos. Finalmente, por se tratar de um táxon pequeno e arborícola, cuja movimentação se dá rapidamente em diferentes estratos florestais, seguir um indivíduo de perto demonstrou ser um grande desafio a ser executado (Delciellos *et al*., 2006; Prevedello *et al*., 2008). Como alternativa recorreu-se ao procedimento designado como "*homing in*", que consiste em procurar ativamente o indivíduo seguindo o aumento da intensidade do sinal acústico, até ser possível o contato visual com o espécime ou a uma distância mínima previamente conhecida

entre o aparelho receptor e emissor (White & Garrot, 1990). A área foi calculada utilizando 100% das localizações, para permitir futuras comparações com outros estudos utilizando este ou outros métodos convencionais. As distâncias percorridas de cada indivíduo foi calculada pela soma das distâncias em linha reta entre cada ponto de localização em metros, desde o primeiro até o último registro de cada noite. A área de distruição dos indivíduos foi calculado atraves dos pontos extremos de localização geográfica, somando a área de uso em metros quadrados.

O padrão de atividade de cada indivíduo foi obtido a partir de registros pontuais de atividade em diferentes horários. Para facilitar o deslocamento na área foram abertas trilhas estreitas em forma de grade, de modo a minimizar interferências do caminhamento dos observadores, uma vez que a emissão do sinal era de pouco alcance em meio à vegetação. Cada animal foi acompanhado por três dias por semana entre as 18:00 e as 06:00, portanto desde o início da noite ao início da manhã seguinte, e totalizando 12 pontos de busca em cada dia de monitoramento. As buscas por cada animal cessaram quanto ao término da vida útil da bateria ou perda definitiva do sinal. Durante os períodos de observação as posições dos indivíduos eram marcados a cada uma hora em equipamento de GPS com erro inferior a 4 m, quando este se encontrava dentro de um raio de 3 m do observador. Esta distância foi estabelecida a partir do padrão conhecido da intensidade do sinal captado pelo equipamento no interior de floresta. Sempre tomou-se o cuidado de não interferir no deslocamento e no hábito natural dos indivíduos acompanhados. As posições em GPS obtidas no monitoramento foram utilizadas para determinar a posição dos indivíduos nos programas *Track Maker* e *Google Earth*. Sempre que possível, os locais de dormitório foram procurados e marcados para o retorno da procura no período seguinte. Observações *ad libitum* de comportamento foram anotados, mesmo que em breves contatos sequenciais, para registrar interações e padrões de forrageamento.

V.3.3.3. Uso do espaço por *Gracilinanus microtarsus*

Um total de 183 localizações foram obtidos para ambos os animais monitorados. A fêmea (GM17) foi acompanhada durante cinco dias não necessariamente consecutivos entre 8 e 18 de outubro de 2011, somando 59 pontos de localização. O colar foi encontrado no solo, no dia 26 de outubro, ainda emitindo seu sinal, sendo criteriosamente inspecionado. Uma vez que se encontraram sinais visuais de arranhões e amassados, sugerindo que tenha sido arrancado à força, é razoável admitir que a perda do transmissor ocorreu devido à predação do animal.

O exemplar macho (espécime GM93) foi acompanhado durante 12 dias não necessariamente consecutivos entre os dias 8 e 31 de outubro de 2011, totalizando 124 pontos de localização. O sinal ficou perceptivelmente mais fraco no dia 30, sendo posteriormente perdido o contato com o transmissor no dia 31, quando se encerraram as buscas. Uma vez que o colar não foi encontrado, visto que o sinal diminui gradativamente, é possível que o transmissor ainda estava aderido ao animal quando sua bateria chegou ao fim da vida útil.

A área utilizada diariamente por *G. microtarsus* neste estudo, consolidando-se os dois indivíduos, apresentou uma média de 1.107 m² (variando de 174 a 6.628 m²). Os dois exemplares ocuparam áreas sobrepostas, possivelmente tratando-se de um casal em fase reprodutiva, mas GM17 ocupou uma área menor e inserida na área ocupada por GM93 (**FIGURA V.3.13)**.

FIGURA V.3.13. Área de uso, sobre posta, dos dois indivíduos de *Gracilinanus microtarsus* calculadas através do método "*homing in"* (sinal acústico ou contato visual). A área de GM93 é indicada por linha contínua azul e GM17 por linha contínua vermelha.

Houve grande variação na área ocupada entre macho e fêmea: a fêmea (GM17) apresentou menores valores (entre 174 e 1.942 m²; **FIGURA V.3.14**) em relação ao macho (GM93; entre 576 e 6.628 m²; **FIGURA V.3.15**). Nota-se que no caso de GM17 em apenas um dia de amostragem o animal utilizou área total superior a 1.000 m², diferentemente de GM93, cuja ocupação diária em área foi geralmente acima deste valor.

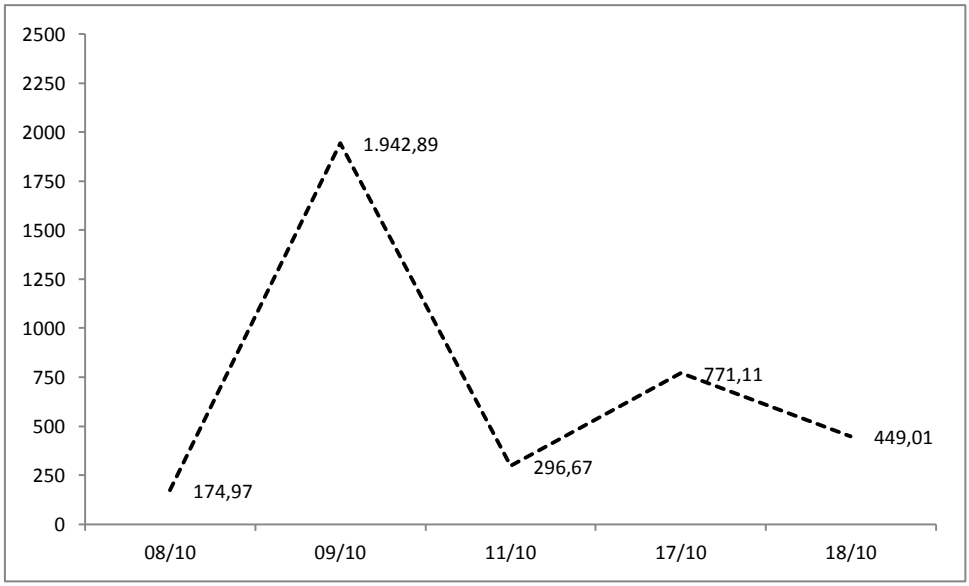


FIGURA V.3.14. Área quadrada total observada para GM93 durante intervalos de 12 horas de acompanhamento, no decorrer de cinco períodos de amostragens.

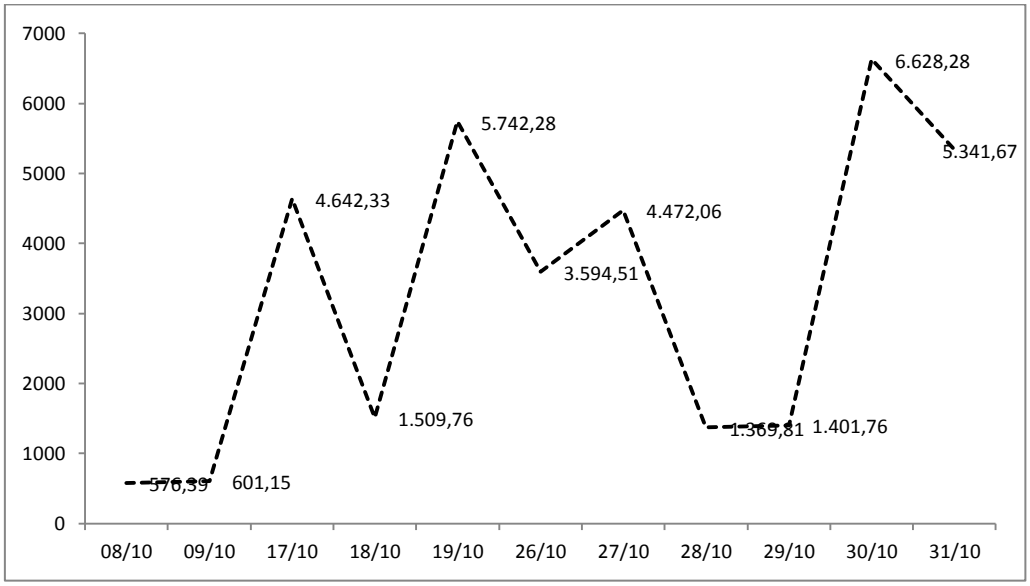


FIGURA V.3.15. Área quadrada total observada para GM17 durante intervalos de 12 horas de acompanhamento, no decorrer de 11 períodos de amostragens.

Com relação às distâncias lineares percorridas, GM93 alcançou deslocamentos superiores a 180 metros dos pontos mais extremos de todas as localizações, porém quando analisados em um único dia de amostragem a maior distância percorrida foi de 147 metros (**FIGURA V.3.16**), quase o dobro da distânia máxima percorrida em um dia por GM17, que teve deslocamento máximo de 86 metros (**FIGURA V.3.16**). Durante a amostragem era comum que os deslocamentos de GM17 não passasem de 30 metros de máxima e inferior a 6 metros, em intervalos de uma hora. No caso de GM93 essa amplitude foi maior, com deslocamentos

lineares acima de 50 metros de distância, sendo os menores deslocamentos em torno de 10 metros.

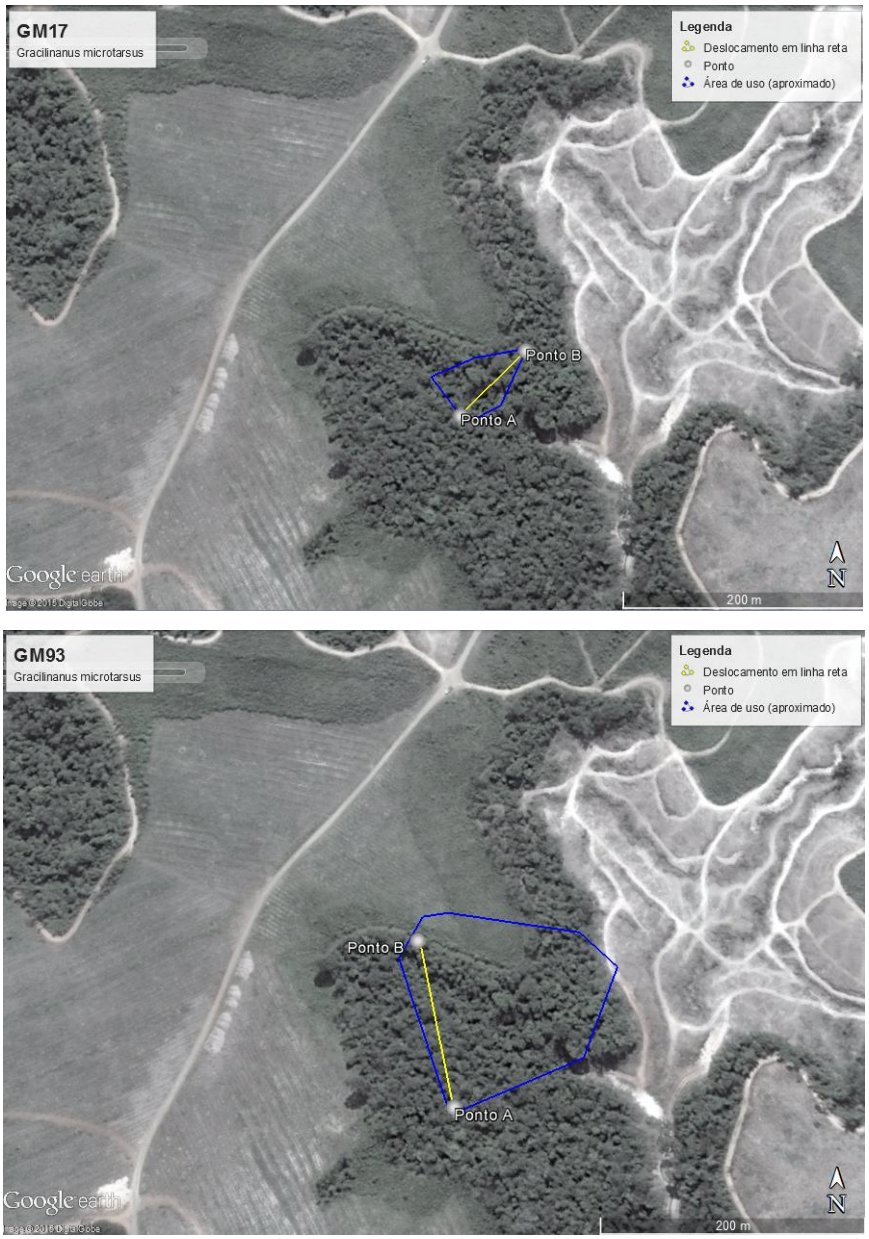


FIGURA V.3.16. Deslocamentos lineares (linhas amarelas) máximos em um único dia de GM17 (86 metros) e GM93 (147 metros) monitorado através do método "*homing in*" (sinal acústico ou contato visual). Legenda: perímetro de abrangência de GM93 (linha contínua azul) e de GM17 (linha contínua vermelha).

Utilizando a conduta de captura-marcação-recaptura para estudar as distâncias percorridas por pequenos mamíferos Püttker *et al*., (2006) observaram que *G. microtarsus* dificilmente foi recapturado no local onde foi anteriormente capturado, e todos os seus deslocamentos foram

superiores a 50 metros em linha reta. Nosso estudo trás informações semelhantes, onde em intervalos de uma hora um indivíduo acompanhado teve deslocamentos lineares superiores a 50 metros, no caso do GM93 (**FIGURA V.3.16**). Por outro lado, em vários momentos os indivíduos realizaram movimentos curtos, inferiores a 15 metros, principalmente no caso de GM17. Situações factíveis do tempo despendido para alimentação foi comprovada por GM17, observada à vista desarmada alimentando-se dos frutos da Piperaceae *Piper gaudichaudianum*, a qual manteve-se no local por cerca de uma hora (**FIGURA V.3.17**). Na ocasião, o animal se alimentava da infrutescência da piperácea, uma espécie subarbustiva de sub-bosque muito comum na localidade amostrada (**FIGURA V.3.17**). Explicando de certa forma o deslocamento mais recuado mediando ao tempo despendido para alimentação.

Cabe ressaltar que esta observação de frugivoria é desconhecida, principalmente em relação à espécie vegetal por ela consumida em literatura científica. *Gracilinanus microtarsus* é caracterizada como insentívo/onívoro por Paglia *et al*. (2012), tornando nosso relato importante do ponto de vista de sua história natural, no que se refere ao consumo deste item alimentar em particular. Os marsupiais, como não roem o alimento, indicam um papel de grande relevância na conduta das interações ecológicas, planta-animal na dispersão de sementes, em comparação com outros grupos que de certa forma podem inviabilizar a germinação das sementes (Casella & Cáceres, 2006; Cáceres & Monteiro-Filho, 2006). Muitas espécies de marsupiais podem ser importantes dispersores, especialmente de plantas consideradas pioneiras, mesmo que muitas espécies de marsupiais terem em sua dieta básica invertebrados (Lessa & Costa 2009). Em especial o gênero *Gracilinanus* compõe um grupo de marsupiais que se destacam por se alimentar de frutos (Camargo *et al*., 2011) e consequentemente desempenhar um importante papel de dispersor de propágulos.

A **B**

FIGURA V.3.17. A. Aspecto vegetacional no interior das trilhas da área do estudo nota-se a presença de *Piper gaudichaudianum* em primeiro plano e grande densidade de espécies arbustivas. B Flagrante de *Gracilinanus microtarsus* consumindo a infrutescência da piperácea (*Piper gaudichaudianum*).

O deslocamento mais pronunciado do macho (GM93) em relação à fêmea (GM17) detectado neste estudo, embora tenha sido observado por amostragens em curto prazo, assemelha-se ao observado na mesma espécie em São Paulo (Puttker *et al*., 2006). Este padrão também foi visto em outros pequenos marsupiais arborícolas (p.ex. *Micoureus demerarae*; Pires *et al*. 1999) e pode ser um padrão comportamental mais geral entre os marsupiais florestais da Mata Atlântica.

Porém, não fica evidente qual ou quais fatores preponderantes que podem estar influenciando um maior deslocamento de um sexo em relação ao outro, ou mesmo porque deste padrão espacial, machos cobrindo uma maior área, dentro do nosso universo amostral. Alguns estudos e suposições empíricas lançam luz a respeito das questões reprodutivas, onde os machos tendem a se deslocarem mais em sua área de vida em busca de parceiros reprodutivos, indicando um sistema de acasalamento promíscuo. Desta forma os machos asseguram uma maior faixa de deslocamentos o que incluem sobrepor os territórios de outras fêmeas. Por outro lado as fêmeas possuem uma distribuição mais localizada, talvez despendendo mais tempo a procura de alimento e mantendo relações mais próximas a determinados abrigos diurnos. As distâncias ou áreas de circulação também estão ligadas a sazonalidade temporal o que consequentemente influência a oferta de alimento e se relaciona as etapas reproduticas das espécies (Fonseca & Kierulff, 1989).

A frequência dos movimentos que encontramos (dois indivíduos) podem ter grande importância biológica, pelo menos na escala espacial e temporal estudadas. Um fato de grande relevância, é que durante toda a conduta amostral todo os arredores do fragmento passou por intervenção, alterando de forma drástica as taxas de dispersão e densidade, principalmente de roedores (Hori, 2012). Toda essa mudança poderia estar atuando mais intensamente no deslocamento por consequência das interações agonísticas em maior número, inclusive para outros grupos de pequenos mamíferos, no caso marsupiais.

Estes e outros fatores, não mensurados, são importantes no reflexo dos padrões demográficas e comportamentais da comunidade de pequenos mamíferos não voadores localmente, uma vez que o tamanho - área territorial - do fragmento estudado possa não influenciar diretamente o comportamento dos seus indivíduos (Püttker *et al*., 2006), mas assim o influxo de mais animais nestas localidades.

V.3.3.4. Uso do espaço por *Euryoryzomys russatus*

Ao todo foram 39 pontos de localização em uma área monitorada média diária de 1.410,94 m² (variando de 22,74 a 2.916,88 m²) (**FIGURA V.3.18**). O colar foi encontrado no solo, no dia 19 de outubro, ainda emitindo sinal, sendo criteriosamente inspecionado. Uma vez que se encontraram sinais visuais de arranhões e amassados, sugerindo que tenha sido arrancado à força, acompanhado de muitos pelos, sugere-se que o indivíduo tenha sido predado.

FIGURA V.3.18. Área de uso (linha contínua amarela) de *Euryoryzomys russatus* (OR93) calculadas através do método "*homing in"* (sinal acústico ou contato visual).

A distância média percorrida em uma noite foi de 17,31 metros, variando de 1,5 m a 78 m em uma única noite (**FIGURA V.3.19**). O espécime aparentou ser crepuscular-noturno, apresentando picos de deslocamentos mais amplos das 18:00 e 23:00 embora movimentações de menor amplitude tenham sido observadas durante todo o intervalo de monitoria (18:00 e 06:00).

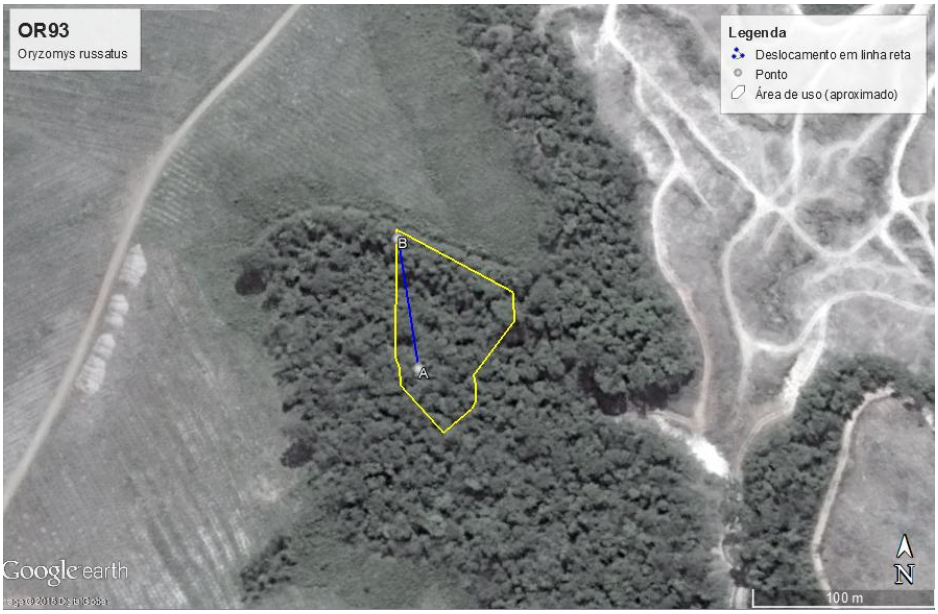


FIGURA V.3.19. Deslocamentos em linha reta, maior distância, em um único dia de OR93 (78 metros) monitorado através do método "*homing in*" (sinal acústico ou contato visual).

A área de uso e as distâncias percorridas não podem ser comparadas entre sexos em nosso estudo, porém na pesquisa desenvolvida por Bergallo & Magnusso (2004), na qual avaliaram os fatores que afetam o uso do espaço de *E. russatus* com um número considerável de indivíduos. Não houve diferença entre os machos e fêmeas em seus deslocamentos retilíneos diários, tratando-se do único estudo conhecido para a espécie. Os padrões apresentados por este táxon revelam um sistema reprodutivo provavelmente monogâmico (Bergallo, 1995).

Gentile & Cerqueira (1995) observaram um padrão de deslocamentos retraídos em roedores: em torno de 50% deslocamento diários foram menores de 30 metros para *Akodon cursor*. Em um segundo estudo conduzido em fragmentos florestais de Floresta Atlântica, o gênero *Akodon* apresentou grande maioria de deslocamentos inferiores a 20 metros diários (Pires *et al*., 2002). É importante salientar que outros gêneros de roedores apresentam deslocamentos maiores, podendo alcançar valores em torno de 100 metros (Pires *et al*., 2002), portanto

variável de acordo com aspectos ambientais locais e, principalmente, à biologia da espécie avaliada.

Nossas observações concordam com padrões já observados na ainda parca literatura de roedores Neotropicais, qual seja apresentarem amplitudes de deslocamentos relativamente menores em relação aos marsupiais, mesmo em espécies com massa corporal similares (Fonseca & Kierulff, 1989; Pires *et al*., 2002).

Em nosso estudo o espécime OR93 apresentou distribuição mais restrita no fragmento em média deslocamentos em linha reta de 17 metros, com movimentos de pouca amplitude, o que correspondeu mais de 46% das avaliações, e mantendo-se grande parte do tempo em uma mesma localidade do fragmento (**FIGURA V.3.20**). Por se tratar de uma fêmea esses padrões podem estar atrelados ao local de dormitório e à disponibilidade de alimento naquele momento, ambos importantes fatores que afetam o uso do espaço. Também devem-se considerar aspectos reprodutivos, uma vez que a fêmea poderia estar abrigando filhotes em seu ninho, levando à maior fidelidade a uma localidade específica ou até mesmo interações agonísticas intra-interespecíficas. Não obstante, durante sua captura não se observou nenhuma característica que indicasse lactação ou gestação deste indivíduo naquele momento.

FIGURA V.3.20. Movimentos de *Euryoryzomys russatus* (OR93) dentro de fragmentos monitorado através do método "*homing in*" (sinal acústico ou contato visual). Legenda: linha amarela, área de uso (aproximado); bolha cinza, pontos de localização do espécime em intervalos de uma hora.

Roedores de uma forma geral ocupam áreas de vida restritas, realizando deslocamentos de pouca amplitude quando comparados com marsupiais de tamanho corporal similar (Pires *et al*., 2002). Os resultados deste estudo são incipientes, em virtue de somente um espécime ter sido monitorado por poucos dias, mas podem nos ajudar a compreender a ecologia de *E. russatus*.

Um fato importante e que desperta a curiosidade foi seu rápido decesso durante a monitoria, fato que pode ter ocorrido por acaso. Uma vez que durante a fase de supressão vegetacional não foi possível observar incursionamento populacional de pequenos mamíferos não voadores nos locais amostrados (Hori 2012). Porém, toda a área poderia estar passando por visitas frequentes dos predadores naturais de pequenos mamíferos não voadores, no caso carnívoras de médio e grande porte e aves de rapina, proporcionando um repentino e transitório uso daqueles fragmentos florestais pela comunidade faunística de maior mobilidade. Situação que pode estar interligada devido ao maior número de foto-captura durante esta etapa do estudo para os mamíferos de médio e grande porte, notadamente os carnívoros (Hori, 2012).

V.3.3.5. Outras considerações

A precisão na localização de espécimes selvagens obtida por meio de técnicas como a rádio telemetria proporciona o levantamento de informações acuradas sobre áreas de uso, quando comparados com métodos tradicionais. A captura-marcação-repactura, por exemplo, geram valores estimados desses deslocamentos, limitados à área de cobertura desses petrechos, muitas vezes em escala incompatível à história natural dos pequenos mamíferos.

O acompanhamento indicou que *G. microtarsus*, um táxon predominantemente arborícola com uma massa corpórea inferior a 55 gramas, possui movimentos semelhantes em magnitude a outras espécies de marsupiais de maior tamanho. Os territórios de fêmeas e machos se sobrepõem, como no caso do presente monitoramento, sendo que este último tem maior abrangência territorial.

A distribuição espacial de *E. russatus* abrangeu uma área mais contida e localizada, mesmo considerando seu tamanho corporal avantajado em relação aos marsupiais supracitados, provavelmente decorrente de sua biologia comportamental (Bergallo, 1995).

No atual estudo não se levantaram evidências de que as transformações do ambiente lindeiro, a supressão vegetacional, influenciaram no comportamento dos espécimes em questão. Visto

que o estudo foi conduzido logo após o impacto de supressão vegetal nos arredores do remanescente, comparações com comportamentos anteriores à intervenção são difícieis, limitando-se a confrontos indiretos com dados literários de estudos semelhantes. Desta forma, algumas considerações podem ser traçadas em relação ao tamanho da área de uso dos indivíduos monitorados, as quais podem estar associadas a dois fatores principais: (i) ao período em que o monitoramento foi conduzido; (ii) variáveis não mensuradas (p.ex. disponibilidade de alimento, densidade de indivíduos na área, acesso à água, heterogeneidade espacial, pluviosidade local, entre outros). Esses fatores são cruciais e influenciam diretamente nas respostas frente ao ambiente das espécies e seus indivíduos (Jorge *et al*., 2001). Situação que pode ter contribuído para o comportamento de *G. microtarsus* e *E. russatus* frente a todas as mudanças que aconteceram na localidade (fragmentação), no que diz respeito à comunidade de pequenos mamíferos não voadores (Brito & Fernandez, 2002).

Pela observação dos aspectos analisados o compêndio – identificar os indivíduos e acompanhar seus deslocamentos diários – se mostrou importante do ponto de vista das novas tecnologias e resultados, fomentando informações básicas sobre a área de uso e seus desdobramentos relacionados à história natural da espécie, mesmo se tratando de um estudo de alto custo e de grande esforço despedido em campo.

V.3.4. Considerações finais

Todas as interpretações foram desenvolvidas buscando comparações com a literatura, mas observações de cunho empírico também fazem parte do contexto deste estudo. A tentativa de mensurar os efeitos de impacto das proporções pesquisadas, conferindo-lhes significado biológico por meio de interpretações coesas, porém, é um trabalho complexo. Exige uma avaliação contínua das interações do ambiente com as espécies-alvo, sendo necessário considerar inúmeras variáveis biológicas, o que resulta em uma imprecisão via de regra considerável.

A mastozoofauna das áreas estudadas encontra-se com informações sequenciais e importantes, tanto do ponto de vista qualitativo quanto quantitativo, para embasar futuras interpretações acerca de impactos semelhantes, bem como para subsidiar estudos específicos e medidas de mitigação desses impactos em empreendimentos de natureza similar. Todas as informações obtidas reforçam a idéia que há uma relação positiva entre a qualidade do ambiente e a mastozoofauna ali ocorrente, embora as análises não tenham sido sintetizadas

para culminar em índice único. A elevada biodiversidade atualmente presente na região fica aparente não somente pelo encontro do número elevado de espécies, mas também quando se consideram as riquezas de táxons de pequeno porte não voadores e de médio e grande porte, estes de grande valor de conservação.

Com relação à comparação entre as campanhas pré e durante os impactos é necessário fazer algumas considerações relevantes. A resposta dos pequenos mamíferos não voadores às alterações ambientais são provavelmente bem direcionadas e pontuais, devido à sua massa corporal e as limitações naturais de seus deslocamentos diários (Vieira & Cunha, 2008). Um dos efeitos não mensurados no estudo, e aqui deve-se enfatizar sua importância do ponto de vista do conhecimento, é o efeito dos fugitivos sobre a comunidade residente. Acredita-se que este efeito possa ser severo, especialmente devido a competições inter e intraespecíficas, que forçam a uma nova estabilização da comunidade. Outro fator importante que afeta essa dinâmica, do ponto de vista dos pequenos mamíferos, é a presença de barreiras naturais entre seus micro-hábitats, visto que alguns tipos de matrizes permitem que pequenos vertebrados se movimente, livremente entre as manchas de hábitat, enquanto outros atuam como barreiras, dificultando ou ate mesmo impedindo seu movimento (Stevens *et al*., 2004). Por outro lado, devido à sua característica biológica peculiar, principalmente os táxons fossoriais, esses indivíduos podem ter maior dificuldade de evasão, seja pelo seu comportamento noturno, seja pelo tipo de impacto que lhes acometeu. A supressão vegetacional ocorreu de forma gradual, avançando de forma heterogênea pela paisagem e somente pelo dia, tornando os diminutos vertebrados em alvos fáceis da mortalidade direta pela movimentação de máquinas pesadas e de solo (Escobar *et al*., 2015). De fato, durante esta fase do estudo não houve indícios de incursionamento deste grupo, ao menos pelos métodos (e escalas espacial e temporal) empregados. Durante o enchimento, por outro lado, houve sensível acréscimo de indivíduos capturados na área monitorada, tornando evidente a ocorrência do grande impacto local sobre os pequenos mamíferos não voadores (HORI, 2012), situação que pode ser extrapolada ao longo de todo o reservatório da UHE Mauá.

Os pequenos mamíferos voadores e as espécies de maior porte podem ter mais facilidade em seus deslocamentos durante os impactos, uma vez que conseguem transpor maiores extensões, incluindo a travessia de áreas abertas. A resposta desses dois grupos à influência dos impactos, no presente estudo, foi diferente.

No caso dos morcegos detectamos a ocorrência de picos de atividades, em particular durante o período de supressão, mas também no enchimento. Conforme a cobertura vegetal foi sendo retirada, houve maior movimentação e/ou uso nesta nova situação pelos morcegos. Neste monitoramento foi possível avaliar a atividade no mesmo local em momentos bem distintos, com presença de vegetação e após, com a área desbastada, tornando as discussões aqui presentes importantes e inéditas no contexto de impactos ambientais e o uso de hábitat pelos morcegos, contribuindo à premissa que esse grupo faunístico é uma ferramenta importante em avaliações ambientais (Russo & Jones, 2003)

As espécies de médio e grande porte por sua vez também responderam aos impactos, mas os resultados foram mais difusos, tanto pela natureza do método utilizando, quanto pelas limitações interpretativas ao se trabalhar com espécies de hábitos de vida tão diferentes. Mesmo assim houve maior número de registros fotográficos durante as etapas de supressão e enchimento, mesmo nas áreas controle, mais distantes dos acontecimentos, o que poderia sugerir ou se tratar de efeitos pequenos do impacto, ou que o raio de ação seja maior para este grupo, devido às suas características de mobilidade já mencionadas.

A mastozoofauna deve ser tratada como fonte fidedigna de informações biológicas a respeito dos ambientes estudados, especialmente aqueles associados à influência dos impactos ambientais, uma vez que a dinâmica faunística está intimamente relacionada à flora local, que também sofreu drasticamente com os impactos do represamento (Cunha & Ferreira, 2012; Ferreira *et al*., 2013). Tornou-se evidente que toda a região está passando por transformações profundas, ajustando-se à nova configuração ambiental de sua paisagem.

Ressalta-se que os resultados deste estudo devem ser compreendidos à luz da situação local, condizentes com as peculiaridades de nossa amostragem e das áreas investigadas, podendo servir, entretanto, como indicadores fiéis das alterações na qualidade ambiental, e balizar decisões em futuros desafios ambientais, de modo a melhor salvaguardar parcela importante da biodiversidade afetada por novos empreendimentos. Em vista dos argumentos apresentados, evidencia-se que alterações ambientais dessa magnitude geram influências drásticas e, por vezes, irreparáveis em toda a comunidade de mamíferos, mesmo àquelas que possuem grande capacidade dispersiva pelo ambiente.

V.4. Anfibiofauna

A riqueza de anfíbios do bioma Mata Atlântica representa 50% das espécies encontradas no Brasil (Haddad & Prado, 2005), que atualmente detém a maior diversidade de espécies do mundo (Segalla *et al*., 2012). Particularmente na bacia do rio Tibagi, no estado do Paraná, registraram-se 40 espécies de anfíbios (Machado & Bernarde, 2002), representando 8,8% das espécies encontradas na Mata Atlântica, sendo que apenas no município de Telêmaco Borba são registradas 39 espécies (Conte & Rossa-Feres, 2006). Este número não só representa 32,5% das espécies de anfíbios encontrados em todo o estado do Paraná (Mikich & Bérnils, 2004), mas demonstra a grande importância da região de Telêmaco Borba na conservação da diversidade de anfíbios para a bacia do Tibagi e o bioma Mata Atlântica.

Pesquisas de longo prazo conclusivas sobre os impactos de hidrelétricas à anfibiofauna são raras, senão inexistentes na literatura técnica. No estudo realizado por Pavan (2007), o autor diagnosticou alguns impactos da formação do reservatório na taxocenose de anfíbios e répteis em uma região de Cerrado. Observaram-se, além da perda de hábitats, alterações na abundância de algumas espécies, alterações na distribuição espacial e mudanças na riqueza da comunidade. Contudo, nenhum desses eventos pôde ser atribuído diretamente à formação do reservatório. Sabe-se que considerando a biologia do grupo, os anfíbios são altamente sensíveis a mudanças ambientais, principalmente àquelas referentes com a perda e descaracterização do hábitat (Gascon *et al.*, 1999; Cushman, 2006). Portanto, o presente monitoramento de fauna teve por objetivo levantar informações sobre os impactos do reservatório na taxocenose de anfíbios da região.

V.4.1. Métodos

V.4.1.1. Cronograma e esforço amostral

Todas as atividades relacionadas aos trabalhos de campo com a anurofauna foram cotidianamente iniciadas às 08:00 com a revisão de todas as armadilhas de interceptação e queda, atividade que se estendia até o meio-dia. O período da tarde foi usado para biometria e marcação dos animais capturados nas armadilhas, cuja duração foi dependente do número de animais apanhados. Posteriormente, realizou-se a soltura desses animais nos mesmos locais de captura.

O período noturno foi destinado à amostragem em sítios de reprodução, com início variável seguindo os horários do anoitecer e estendendo-se até cerca das 23:00. Cada unidade amostral (ULI, UCO, UFA-APP e UFA-Frente) foi visitada uma vez durante uma noite em cada campanha. A ordem em que as unidades foram selecionadas para amostragem em cada campanha ocorreu de forma aleatória.

O tempo total destinado às pesquisas de campo aproximou-se de 56 horas em cada campanha, das quais 20 horas para revisão das armadilhas, 20 horas no processamento dos exemplares e 16 horas de esforço por meio da amostragem em sítios de reprodução.

Figura V.4.1. Pesquisador realizando atividade de amostragem em sítio de reprodução e a gravação do canto de anúncio de um anfíbio encontrado no riacho da UCO.

V.4.1.2. Amostragem em sítios de reprodução

O método amostragem em sítio de reprodução ("*survey at breeding site*" *sensu* Scott Jr. & Woodward, 1994) se presta para avaliações quali-quantitativas da anurofauna e consiste na observação de anfíbios em atividade de vocalização, gerando dados sobre riqueza, abundância relativa, distribuição no ambiente, padrões de atividade e outras informações a respeito da biologia das espécies. Para tanto, são selecionados locais potencialmente utilizados pelos anuros como sítios de reprodução (p. ex. lagos, córregos, poças temporárias). Com o auxílio de lanternas os animais são visualizados, sendo anotadas todas as espécies e indivíduos (abundância relativa) encontrados em atividade de vocalização.

Para o método ASR foram selecionados diversos sítios reprodutivos nas unidades amostrais, sendo cinco córregos e dois açudes (**Tabela V.4.1**). Após a etapa pré-impacto do monitoramento foram escolhidos dois córregos na ULI e na UCO, dois açudes na UCO, dois brejos na UFA e na UCO, um trecho do rio Tibagi na ULI e quatro trechos (de aproximadamente 200 metros) às margens do reservatório na UFA-A, B e C, acompanhando o nível do reservatório (**Tabela V.4.2**). Esta reconfiguração de sítios em relação à primeira etapa do estudo se deve ao impacto da supressão vegetacional, que descaracterizou os dois córregos amostrados na UFA, e ao posterior enchimento do reservatório, que inundou os demais sítios da mesma unidade. Assim, com o intuito de dar continuidade à amostragem comparativa com as etapas anteriores, manteve-se o mesmo esforço amostral nessa unidade. Adicionalmente, foram acrescentados mais sítios na UCO com o intuito de aumentar o esforço de inventário e procurar novas populações de espécies já registradas ao longo do estudo.

TABELA V.4.1. Localidades selecionadas para amostragem em sítios de reprodução de anuros da UHE Mauá na etapa pré-impacto.

Área Amostral	Coordenadas Geográficas
Córrego UFA 1	0531095/7329554
Córrego UFA 2	0531068/7330557
Córrego ULI 1	0536200/7313427
Rio Tibagi ULI	535918/7313363
Córrego UCO	0545485/7329346
Açude UCO	0544290/7330334
Açude UFA 1	0531192/7329398
Açude UFA 2	0531162/ 7329381
Açude UFA 3	0530851/7329400
Açude UFA 4	0531227/ 7332659
Açude UFA 5	0531245/ 7332767

TABELA V.4.2. Localidades selecionadas para amostragem em sítios de reprodução de anuros da UHE Mauá nas etapas impactos supressão e enchimento, pós-impacto.

Área amostral	Coordenadas geográficas
Córrego ULI 1	0536200/7313427
Córrego UCO	0545485/7329346
Açude UCO 1	0544290/7330334
Açude UCO 2	0537171/7335547
Brejo UCO	0539948/7334766
Brejo UFA	0531163/7329579
Rio Tibagi ULI	0535918/7313363
Reservatório A	0531713/7329069
Reservatório B1	0530708/7329805
Reservatório B2	0530202/7329774
Reservatório C	0531124/7331660

V.4.1.3. Amostragem em transecções

Uma peculiaridade da amostragem de sítios de reprodução durante a etapa pré-impacto foi a marcação e recaptura dos anfíbios durante as amostragens nos córregos. Através da demarcação a cada 30 metros de uma transecção de 120 metros, foi possível observar a área de vida das espécies que utilizam os riachos para a reprodução. A marcação consistiu na mesma técnica utilizada para as armadilhas de interceptação e queda, descrita adiante.

Como os transectos em riacho da UFA foram descaracterizados, o que impossibilita a continuidade de um comparativo entre as etapas de monitoramento e o objetivo de verificar quais espécies possuem uma área de vida restrita já foi alcançado, as transecções se resumiram ao método de amostragem em sítio de reprodução nos dois córregos remanescente na ULI e na UCO.

V.4.1.4. Métodos de marcação

Cada indivíduo capturado nas armadilhas de intercepção e queda foi marcado na tentativa de reconhecê-lo quando recapturado e obter informações adicionais das populações estudadas. Os exemplares foram individualizados por meio da ablação de falanges, marcações que consistem em cortar os artelhos representando as unidades (1 ao 9) e as falanges as dezenas (10 ao 80) (Donnelly *et al*., 1994) (**Figura V.4.2**). Neste sistema, um mesmo animal pode perder até dois dedos, considerando-se a marcação de no máximo 89 indivíduos.

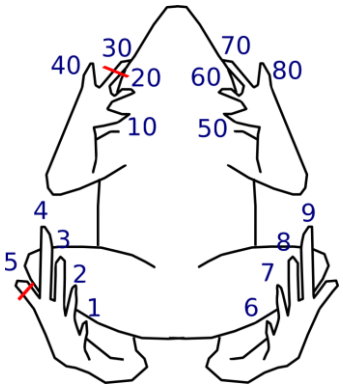


Figura V.4.2. Representação da marcação por ablação de falange e artelhos em anuros. Neste exemplo o animal é número 35.

O processamento dos anuros capturados inclui seu acondicionamento adequado e transporte até o laboratório, exceto nas transecções, onde os animais foram triados em campo. No laboratório, o espécime é averiguado quanto à presença de marcação, tem seus dados

biométricos tomados (medições e pesagem), e é devidamente marcado amputando-se os dedos com uso de bisturi de lâmina descartável após a aplicação de anestésico local (lidocaína 5%). Posteriormente o ferimento é tratado com antisséptico convencional. Os espécimes marcados são novamente acondicionados em sacos plásticos com substrato umedecido para transporte aos locais de captura, onde são soltos.

Algumas espécies (ex. *Rhinella abei*) alcançaram o número máximo de marcações que a ablação de falange poderia individualizá-los. Nesses casos, o método foi utilizado em combinação à marcação com uso do elastômero. Este tipo de marcação, denominada *Visible Implant Fluorescent Elastomer* (*VIE* - www.shrimpfeeder.com/elastomers.html), consiste na injeção subcutânea de um marcador colorido, com objetivo de criar séries de cores. Por exemplo, uma série de indivíduos incolor de 1 a 89, série vermelha de 1 a 89, série azul de 1 a 89, e assim por diante. Optou-se pela combinação de séries de cores e marcação por ablação devido às limitações numéricas de ambos os métodos individualmente. Embora a marca colorida não saia da pele do exemplar, ela não permanece no local onde foi injetada, tornando-se ineficiente utilizar unicamente este procedimento de marcação.

V.4.1.5. Métodos analíticos

Foram construídas curvas de rarefação baseadas por indivíduos (Magurran, 2004) para realizar uma comparação entre as etapas do monitoramento de fauna da Usina Hidrelétrica Mauá. Com esta comparação observa-se a diferença de diversidade da comunidade de anfíbios nas diferentes áreas amostradas durante este monitoramento. Esta análise foi realizada no programa EstimateS (Colwell, 2015). Foram geradas curvas de rarefação para cada etapa e método de amostragem. Utilizou-se do índice de diversidade beta de Whittaker para observar a mudança da composição de espécies ao longo das campanhas em cada unidade amostral. Considerou como valor de corte para demonstrar mudança da composição, um valor de beta maior que 0,5.

Para observar a mudança gradual entre as campanhas por unidade amostral, neste caso, utilizou-se da riqueza e abundância total por campanha, índices de diversidade de Shannon, que mostra a homogeneidade da comunidade, e de Simpson, que destaca a presença das espécies raras.

Para os dados obtidos nas transecções de 120 m, calculou-se a densidade mensal de anfíbios, obtido dividindo-se o número de indivíduos capturados e localizados dentro das transecções

amostradas pela área total (1200 m²). O cálculo da biomassa por hectare foi obtido a partir da densidade mensal multiplicada pelo peso médio de cada espécie (Andrade *et al*., 2008).

As informações sobre a biologia das espécies encontradas foram resgatadas em diversos estudos de comunidades de anfíbios realizados por todo o país; para determinação dos modos reprodutivos seguiu-se a classificação de Haddad & Prado (2005).

V.4.2. RESULTADOS

V.4.2.1. Resultados do monitoramento Pré-impacto e durante impacto

O monitoramento pré-impacto de anfíbios, ocorridos entre os meses de março de 2010 e janeiro de 2011, registrou 31 espécies de anfíbios ao longo de 12 campanhas, totalizando 1688 indivíduos registrados com ambos os métodos de estudo. Com a continuidade dos estudos durante o impacto da supressão vegetal entre os meses de fevereiro e outubro de 2011, em três campanhas de monitoramento,registrou-se mais uma espécie de anfíbio na macrorregião, totalizando 32 espécies e abundância total de 2193 indivíduos. Seguiram-se os estudos durante o impacto do enchimento entre os meses de julho a outubro de 2012 que incluiu quatro campanhas de monitoramento e acrescentaram mais quatro espécies na lista geral de anfíbios, culminando em 36 espécies e um acumulativo de 2928 indivíduos registrados durante o estudo (**TABELA V.4.3**).

TABELA V.4.3. Espécies de anfíbios registrados durante as três primeiras etapas do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". MR – método de registro; 1 – armadilhas de interceptação e queda; 2 – amostragem em sítios de reprodução; PeI – Pré impacto; IS – impacto supressão; IE – impacto enchimento; MRp – Modo Reprodutivo.

Táxon	MR	PeI	IS	IE	MRp	Uso de Hábitat
Brachycephalidae						
Ischnocnema henselii	1,2	X	X	X	23	Florestal
Bufonidae						
Rhinella abei	1,2	X	X	X	1,2	Florestal
Rhinella icterica	1,2	X	X	X	1,2	Generalista/Florestal
Melanophryniscus cf. tumifrons	1	X			1	Generalista
Craugastoridae						
Haddadus binotatus	1	X	X	X	23	Florestal
Hylidae						
Aplastodiscus albosignatus	2	X	X	X	5	Florestal
Aplastodiscus perviridis	2			X	5	Generalista
Bokermannohyla circumdata	2	X		X	2,4	Florestal
Dendropsophus microps	2	X	X	X	1	Área Aberta
Dendropsophus minutus	2	X	X	X	1	Área Aberta
Dendropsophus sanborni	2			X	1	Área Aberta

Táxon	MR	PeI	IS	IE	MRp	Uso de Hábitat
Hypsiboas albopunctatus	2			X	1	Área Aberta
Hypsiboas faber	2	X	X	X	1,4	Área Aberta
Hypsiboas prasinus	2	X	X	X	1,2	Área Aberta
Hypsiboas sp. (gr. pulchellus)	2	X	X	X	2	Florestal
Phyllomedusa tetraploidea	2	X	X	X	24	Área Aberta
Phasmahyla sp.	2	X			25	Florestal
Scinax aromothyella	2	X		X	1	Área Aberta
Scinax rizibilis	2	X			11	Área Aberta
Scinax aff. catharinae	2	X	X	X	1	Florestal
Scinax fuscovarius	2	X	X	X	1	Área Aberta
Scinax perereca	2	X	X	X	1	Área Aberta
Sphaenorhynchus caramaschii	2	X	X	X	1	Área Aberta
Trachycephalus dibernardoi	1		X			
Hylodidae						
Crossodactylus sp.	1,2	X	X	X	3	Florestal
Leptodactylidae						
Leptodactylus fuscus	1,2	X	X	X	30	Generalista
Leptodactylus notoaktites	1,2	X	X	X	30	Generalista
Leptodactylus mystacinus	1,2	X		X	30	Florestal
Leptodactylus latrans	2	X	X	X	30	Área Aberta
Physalaemus cuvieri	1,2	X	X	X	11	Área Aberta
Physalaemus aff. gracilis	1,2	X		X	11	Área Aberta
Microhylidae						
Elachistocleis bicolor	2	X			1	Generalista
Ranidae						
Lithobates catesbeianus	1	X			1	Generalista
Odontophrynidae						
Odontophrynus americanus	1,2	X		X	1	Florestal
Proceratophrys brauni	1	X			1	Florestal
Total		**29**	**21**	**28**		

V.4.2.2. Resultados do monitoramento Pós-Impacto

Até a última campanha do monitoramento de fauna pós-impacto, foram registradas 30 espécies de anfíbios, sendo 29 pelo método de amostragem em sítios de reprodução e dez por captura nas armadilhas de interceptação e queda (**TABELA V.4.4**).

TABELA V.4.4. Espécies de anfíbios registrados durante a etapa de pós-monitoramento do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá", com informações sobre a abundância registrada para cada método: ASR – amostragem em sítio de reprodução e PIT – armadilhas de interceptação e queda.

Família	Espécie	ASR	PIT
Brachycephalidae	*Ischnocnema henselii*	X	X
Bufonidae	*Rhinella abei*	X	X
	Rhinella icterica	X	X
Craugastoridae	*Haddadus binotatus*	X	X
Hylidae	*Aplastodiscus albosignatus*	X	
	Aplastodiscus perviridis	X	
	Bokermannohyla circumdata	X	
	Dendropsophus microps	X	
	Dendropsophus minutus	X	
	Dendropsophus sanborni	X	
	Hypsiboas albopunctatus	X	
	Hypsiboas faber	X	
	Hypsiboas prasinus	X	
	Hypsiboas sp.	X	
	Phyllomedusa tetraploidea	X	
	Scinax aromothyella	X	
	Scinax catharinae	X	
	Scinax fuscovarius	X	
	Scinax perereca	X	
	Scinax rizibilis	X	
	Scinax perereca	X	
	Sphaenorhynchus caramaschii	X	
Hylodidae	*Crossodactylus sp.*	X	X
Leptodactylidae	*Leptodactylus fuscus*	X	
	Leptodactylus latrans	X	X
	Leptodactylus mystacinus	X	
	Leptodactylus notoaktites	X	X
	Physalaemus cuvieri	X	X
	Physalaemus gracilis	X	X
Odontophrynidae	*Odontophrynus americanus*	X	X
	Riqueza	**29**	**10**

Não ocorreu mudança na diversidade alfa quando comparadas as curvas de rarefação entre as etapas de monitoramento pelo método de amostragem em sítio de reprodução (**Figura V.4.3**).

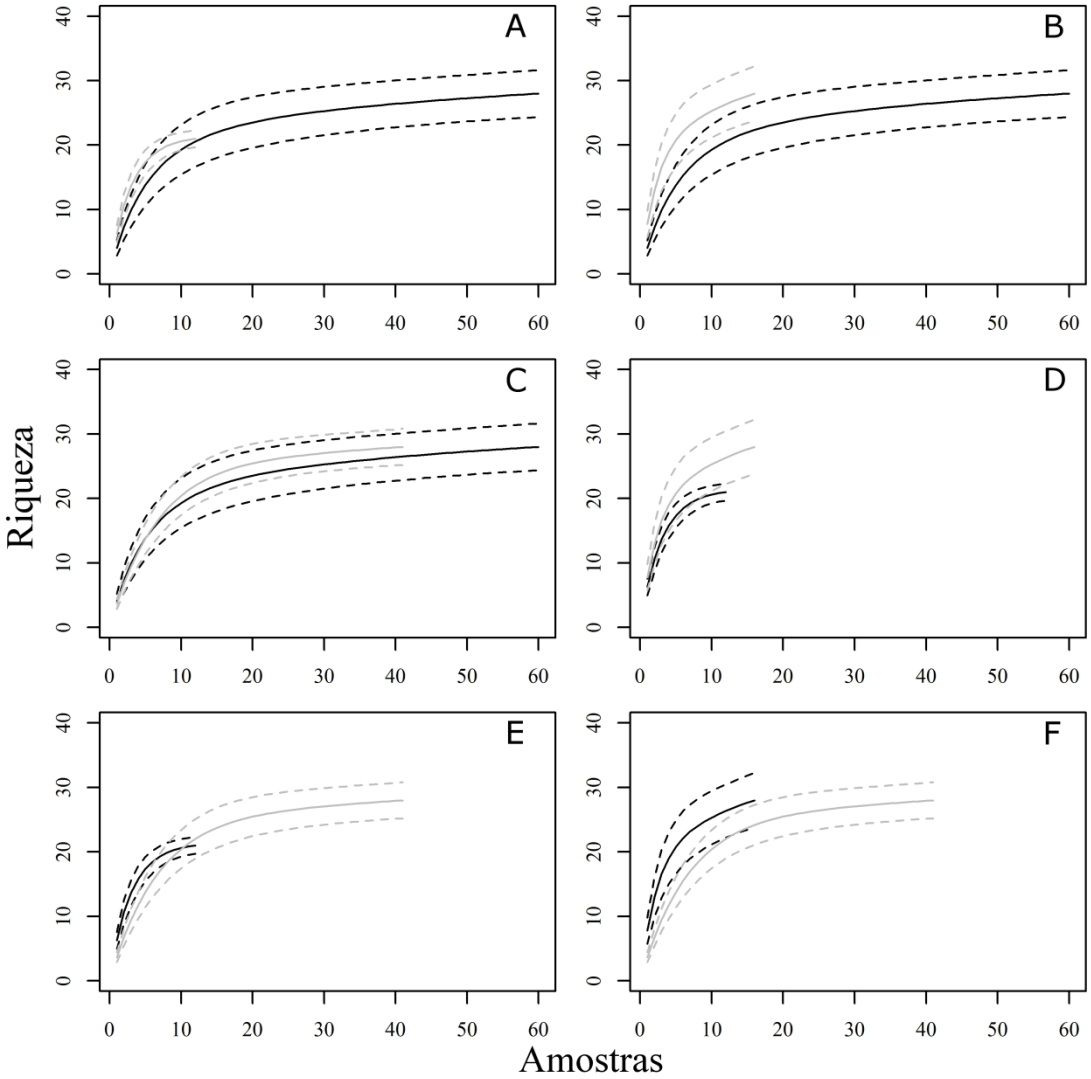


Figura V.4.3. Curvas de rarefeção geradas para cada etapa do monitoramento para o método de amostragem em sítios de reprodução. As comparações entre as etapas: A - pré-impacto (preto) e supressão (cinza); B - pré-impacto (preto) e enchimento (cinza); C - pré-impacto (preto) e pós-impacto (cinza); D - supressão (preto) e enchimento (cinza); E - supressão (preto) e pós-impacto (cinza); F - enchimento (preto) e pós-impacto (cinza).

Ocorreu, contudo, uma mudança da composição de espécies entre as etapas de monitoramento na unidade APP (**TABELA V.4.5**). Os valores de beta aumentam sequencialmente entre as etapas nesta unidade (0,29; 0,4; 0,78). Durante os impactos da supressão (0,56) e enchimento (0,53 e 0,78) ocorreu a mudança da composição de espécies quando comparada com o pré-impacto. Porém, aparentemente a comunidade voltou à composição original no pós-impacto (0,30). Nas outras unidades não ocorreram mudanças na composição de espécies.

TABELA V.4.5. Diversidade beta de Whittaker calculados para cada etapa (PreASR – pré-impacto; SupASR – Supressão; EncASR – enchimento; PosASR – pós-impacto) do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá", em cada unidade amostral pelo método de amostragem em sítio de reprodução.

UFA-APP	PreASR	SupASR	EncASR	PosASR
PreASR	0	0,29412	0,53846	0,30769
SupASR	0,29412	0	0,4	0,56522
EncASR	0,53846	0,4	0	0,78947
PosASR	0,30769	0,56522	0,78947	0
UCO	**PreASR**	**SupASR**	**EncASR**	**PosASR**
PreASR	0	0,4	0,3	0,2381
SupASR	0,4	0	0,42857	0,46667
EncASR	0,3	0,42857	0	0,1
PosASR	0,2381	0,46667	0,1	0
ULI	**PreASR**	**SupASR**	**EncASR**	**PosASR**
PreASR	0	0,375	0,26316	0,2
SupASR	0,375	0	0,23077	0,28571
EncASR	0,26316	0,23077	0	0,058824
PosASR	0,2	0,28571	0,058824	0

Pelo método de armadilhas de interceptação e queda, as curvas de rarefação geradas para as etapas supressão e enchimento foram pouco informativas devido aos poucos registros de anfíbios. Tais resultados podem ter sido influenciados pelo pequeno número de campanhas realizadas nestas etapas ou por impactos locais não mensurados no estudo (ex. manejo dos talhões de eucalipto na UCO). Os resultados também mostraram que não ocorreram diferenças na diversidade alfa entre as etapas de monitoramento (**Figura V.4.4**).

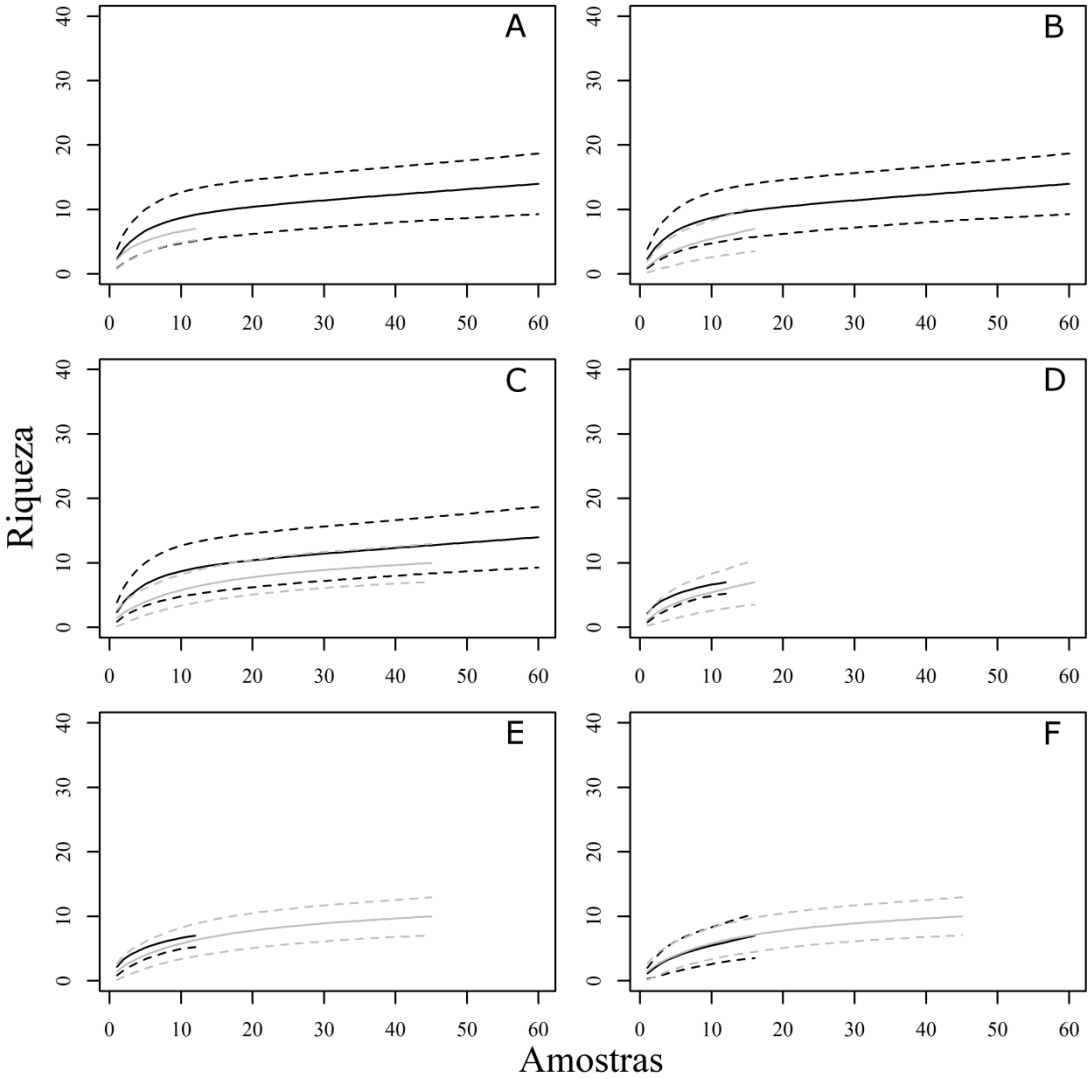


Figura V.4.4. Curvas de rarefeção geradas para cada etapa do monitoramento para o método de armadilhas de interceptação e queda. As comparações entre as etapas: A - pré-impacto (preto) e supressão (cinza); B - pré-impacto (preto) e enchimento (cinza); C - pré-impacto (preto) e pós-impacto (cinza); D - supressão (preto) e enchimento (cinza); E - supressão (preto) e pós-impacto (cinza); F - enchimento (preto) e pós-impacto (cinza).

Nas unidades APP e UCO ocorreram mudanças na composição de espécies ao longo das etapas de monitoramento (**TABELA V.4.6**). Na ULI ocorreu mudança apenas entre as etapas pré-impacto e supressão (0,63), o que pode ter sido consequência de diversos fatores, visto que esta unidade não sofreu com o impacto da supressão. Contudo, em todas as unidades a comunidade na etapa pós-impacto voltou apresentar a composição que inicialmente foi detectada na etapa pré-impacto (APP: 0,28; UCO: 0,12; ULI: 0,28).

TABELA V.4.6. Diversidade beta de Whittaker calculados para cada etapa (PrePIT – pré-monitoramento; SupPIT – Supressão; EncPIT – enchimento; PosPIT – pós-monitoramento) do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá", para cada unidade amostral pelo método de armadilhas de interceptação e queda.

UFA-APP	PrePIT	SupPIT	EncPIT	PosPIT
PrePIT	0	0,23077	0,5	0,28571
SupPIT	0,23077	0	0,63636	0,38462
EncPIT	0,5	0,63636	0	0,5
PosPIT	0,28571	0,38462	0,5	0
UCO	**PrePIT**	**SupPIT**	**EncPIT**	**PosPIT**
PrePIT	0	0,5	0,63636	0,125
SupPIT	0,5	0	0,6	0,6
EncPIT	0,63636	0,6	0	0,55556
PosPIT	0,125	0,6	0,55556	0
ULI	**PrePIT**	**SupPIT**	**EncPIT**	**PosPIT**
PrePIT	0	0,63636	0,63636	0,28571
SupPIT	0,63636	0	0	0,42857
EncPIT	0,63636	0	0	0,42857
PosPIT	0,28571	0,42857	0,42857	0

V.4.2.3. Avaliação da representatividade

Durante todo o estudo do monitoramento foram registradas 35 espécies de anfíbios, pertencentes a nove famílias. Das 40 espécies registradas no município de Telêmaco Borba (Conte & Rossa-Feres, 2006; Conte *et al.*, 2010), apenas cinco espécies não foram encontradas no presente estudo:

Vitreorana uranoscopa está normalmente associada a matas de galeria da floresta ombrófila mista e sua ausência nas amostragens pode estar associada ao fato de que as matas da região encontram-se em uma transição de fisionomias, entre esta e a floresta estacional semidecidual, onde a espécie parece não ocorrer.

Dendropsophus anceps foi registrada em um único taboal, próximo da entrada da barragem da hidrelétrica, mas essa localidade não foi contemplada por este monitoramento. Procurou-se amostrar outros ambientes semelhantes com o intuito de registrar populações desta espécie, mas nenhuma foi encontrada. Aparentemente aquela é de fato a única população de *D. anceps* na região e esse local precisa ser conservado e monitorado, uma vez que sofre influência direta da estrada de acesso à usina.

Dendropsophus nanus e *Scinax squalirostris* são espécies mais associadas a áreas abertas com vegetação de campos, ambientes pouco representados na macrorregião, cuja fisionomia dominante é a florestal, sendo esse o provável motivo da ausência de registros desses táxons. Finalmente, desconhecem-se informações sobre *Scinax* gr. *x-signatus*, citada na região unicamente pelo registro constante em Conte & Rossa-Feres (2006).

V.4.2.4. Alterações da diversidade entre as campanhas

Observa-se uma flutuação tanto da riqueza, quanto da abundância, assim como da diversidade de Shannon na unidade Controle, com maiores valores nas campanhas quentes e chuvosas (**FIGURA V.4.5**). O índice de Simpson registra um maior número de espécies raras também nas campanhas ocorridas nas estações quentes e chuvosas, ilustrado por maiores valores desta métrica. O índice de Shannon se manteve entre as etapas quando comparado as campanhas de verão, sofrendo um ligeiro aumento nas campanhas pós-impacto. Por se tratar da unidade Controle, espera-se que as flutuações dessas variáveis reflitam as flutuações naturais das comunidades de anfíbios.

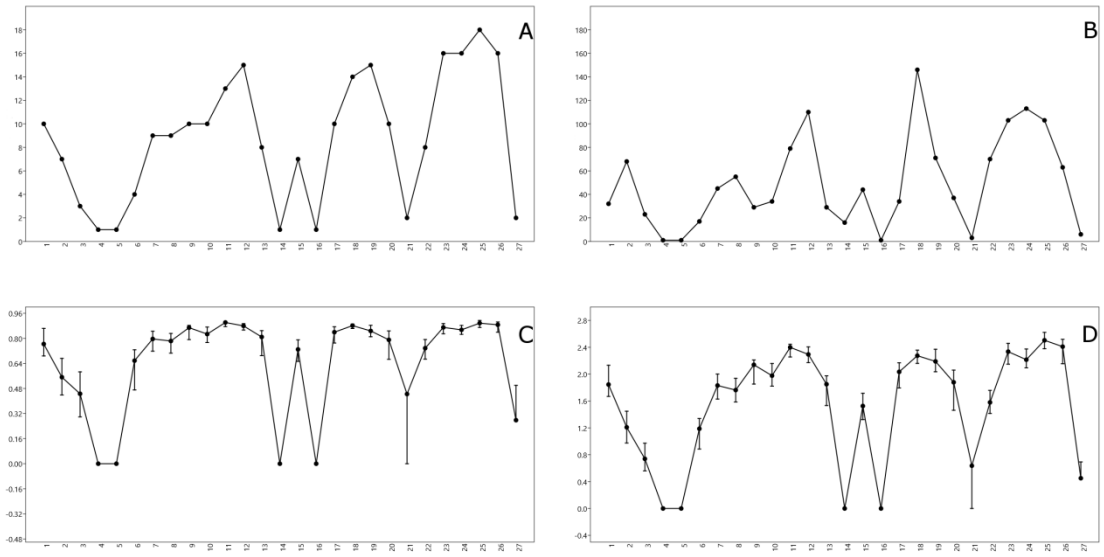


FIGURA V.4.5. Riqueza (A), abundância (B), índice de Simpson (C) e índice de Shannon (D) da comunidade de anfíbios da unidade Controle. No eixo horizontal ilustram-se as campanhas do monitoramento.

Na unidade Linhão a riqueza obtém seus maiores valores também nas campanhas quentes e chuvosas (**FIGURA V.4.6**). No entanto, a abundância atingiu seu maior valor apenas nas últimas campanhas da etapa pré-impacto. O índice de Simpson obteve baixos valores nas campanhas de inverno, exceto na etapa de supressão, mantendo-se constante nas demais campanhas.

Observa-se também uma tendência de redução do índice de Shannon entre a primeira campanha e a última.

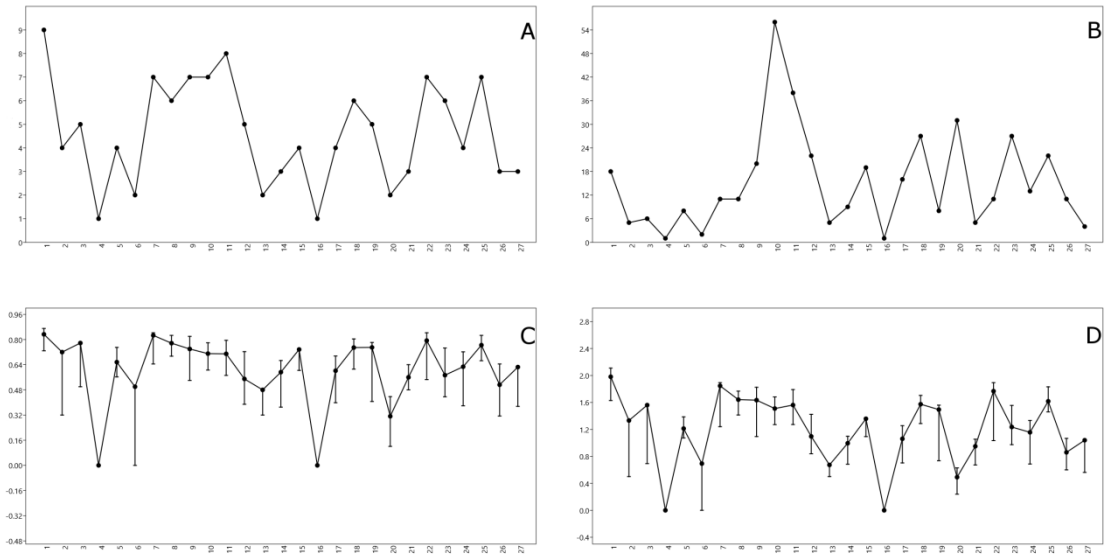


FIGURA V.4.6. Riqueza (A), Abundância (B), índice de Simpson (C) e índice de Shannon (D) da comunidade de anfíbios da unidade Linhão. No eixo X campanhas do monitoramento de fauna da "UHE Mauá".

A unidade APP teve um comportamento mais atípico, o que era esperado por ser diretamente afetada pelos impactos. Tanto a riqueza quanto o índice de Shannon atingiram os maiores valores nas campanhas durante a supressão e nas últimas campanhas da etapa pós-impacto. O índice de Simpson se manteve constante, com baixos valores nas campanhas de inverno (**FIGURA V.4.7**).

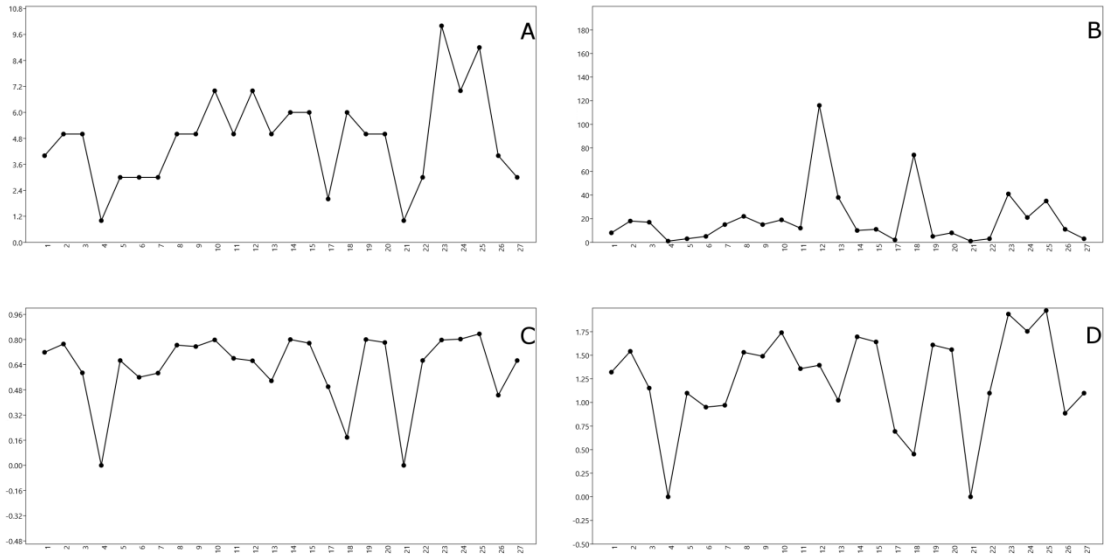


FIGURA V.4.7. Riqueza (A), Abundância (B), índice de Simpson (C) e índice de Shannon (D) da comunidade de anfíbios da unidade UFA-APP. No eixo X campanhas do monitoramento de fauna da "UHE Mauá".

Na unidade Frente também se obtiveram os maiores valores de riqueza, abundância e de Shannon entre o final da etapa de pré-impacto até o final da etapa de enchimento. O índice de Simpson manteve-se constante ao longo das campanhas, registrando menores valores nas campanhas de inverno (**FIGURA V.4.8**).

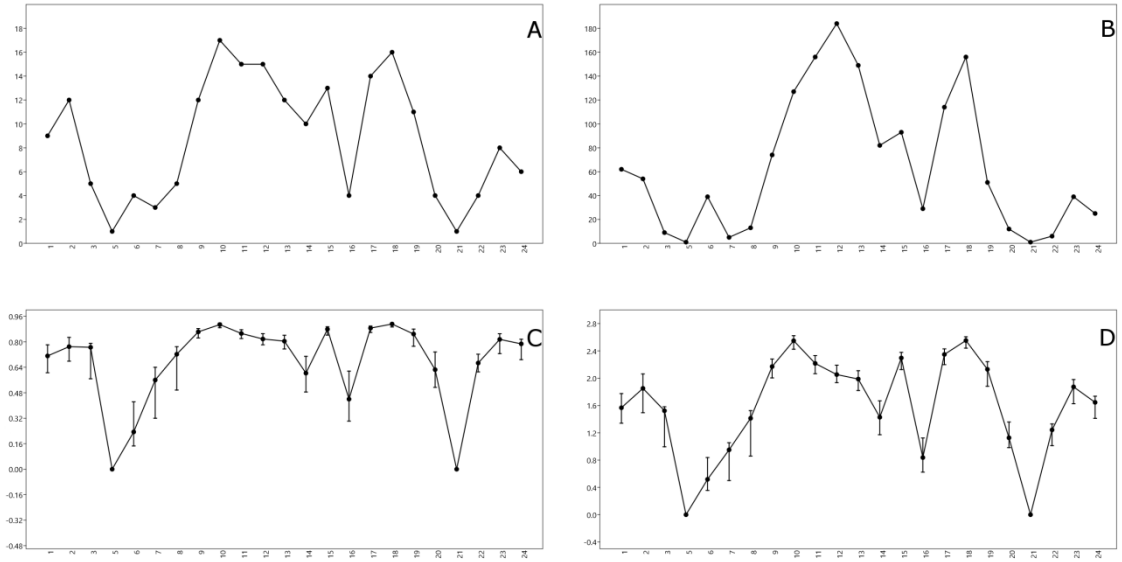


FIGURA V.4.8. Riqueza (A), Abundância (B), índice de Simpson (C) e índice de Shannon (D) da comunidade de anfíbios da unidade UFA-Frente. No eixo X campanhas do monitoramento de fauna da "UHE Mauá".

Ao se compararem as quatro unidades de estudo observa-se forte relação entre a flutuação destas variáveis com as estações do ano. O índice de Simpson mostrou-se bem conservador nesse aspecto, ao passo que as outras variáveis mostraram flutuações diferenciadas entre as unidades. Ocorreu diminuição do índice de Shannon na ULI quando comparamos a primeira e a última campanhas; houve aumento da abundância de anfíbios na APP na primeira campanha da etapa de supressão e na etapa de enchimento, seguido de aumentos em duas campanhas durante a etapa pós-impacto. Tais resultados são indicativos da ocorrência de adensamento de anfíbios nas áreas de APP, refletindo-se também na riqueza e no índice de Shannon no pós-impacto. Ocorreu um forte aumento da riqueza, abundância e da diversidade durante as etapas supressão e enchimento, com seguida queda na etapa pós-impacto, ocorrendo perda de espécies (riqueza).

V.4.2.5. Área de vida e deslocamento das espécies

Durante a etapa pré-impacto, nas transecções de 120 metros nos córregos de cada unidade, foram capturados e marcados 76 indivíduos de oito espécies. Ressalva-se que este método considera somente as espécies encontradas nos ambientes lóticos. A unidade onde se

registrou maior riqueza foi ULI (n = 6), seguida por UCO (n = 3) e em seguida as duas subunidades de UFA (n = 2 em cada uma). As espécies mais abundantes foram *A. albosignatus*, *Crossodactylus* sp. e *Scinax aff. catharinae* (**FIGURA V.4.9**), das quais foi possível obter mais recapturas e informações sobre suas populações, as quais são discutidas em subtópicos próprios.

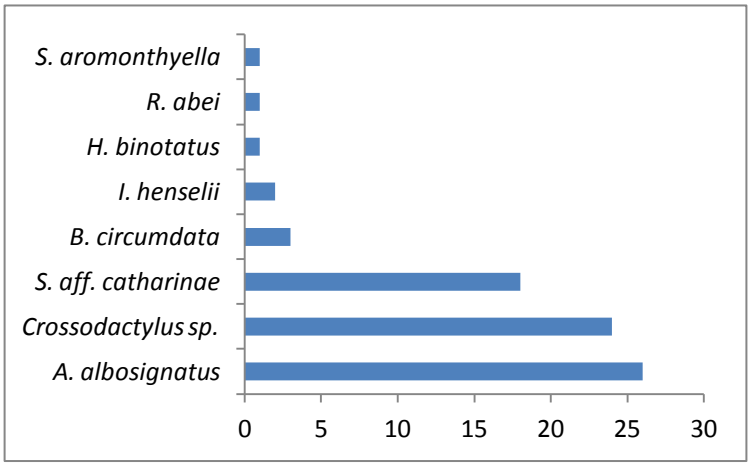


FIGURA V.4.9. Abundância consolidada de anfíbios encontrados nas transecções de 120 metros durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Aplastodiscus albosignatus

Para *A. albosignatus* tanto a densidade mensal, quanto a biomassa aumentou no decorrer das amostras nas unidades Controle, Linhão e Frente-C (**FIGURA V.4.10**), embora não se tenha encontrado nenhum indivíduo em UFA-Frente-C durante a 4ª amostragem. Os valores acumulados mostram que em ULI há maior densidade e biomassa dentre as unidades. A **FIGURA V.4.11** mostra que os indivíduos desta espécie não estão distribuídos homogeneamente ao longo do rio, mas eles se agregam em alguns pontos.

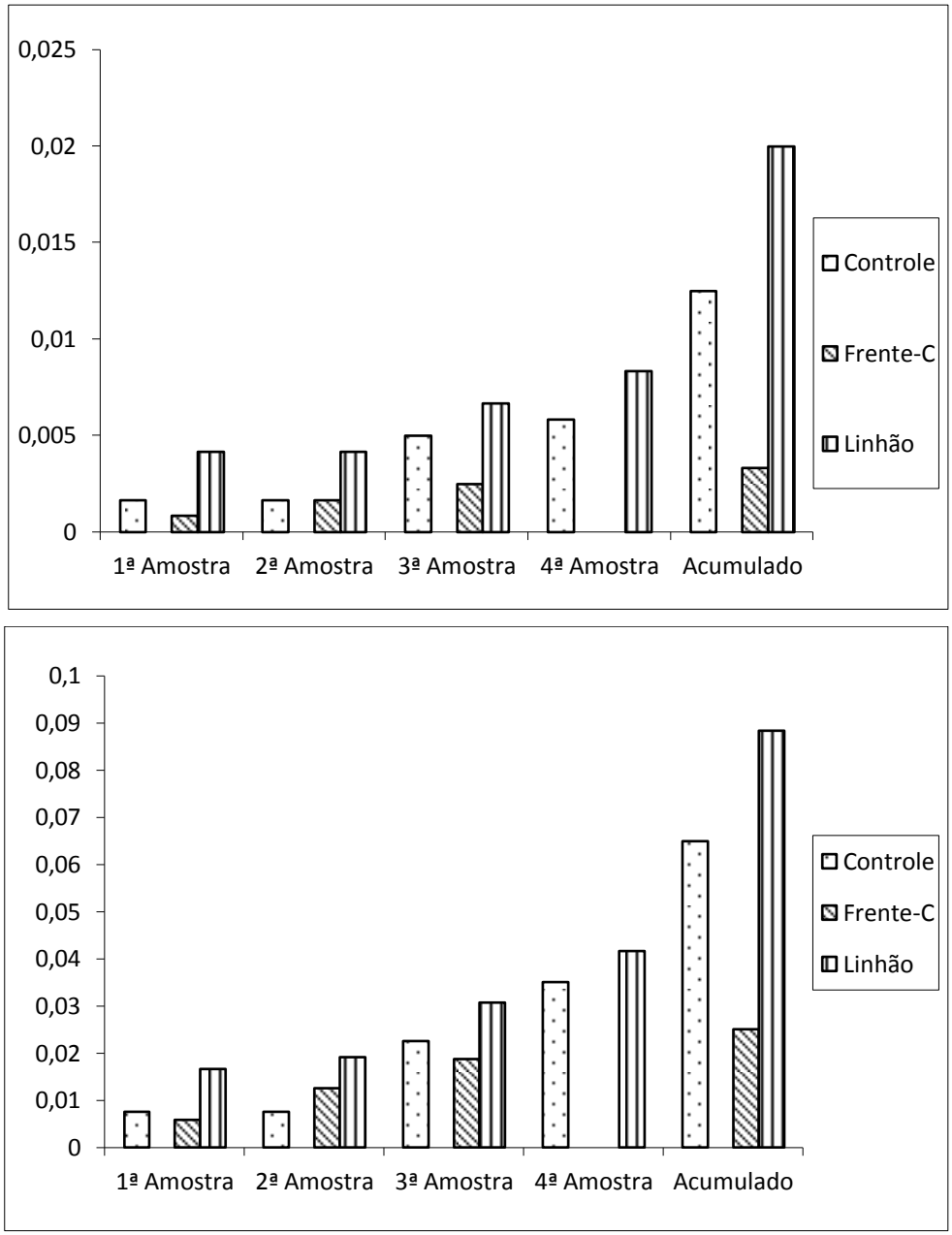


FIGURA V.4.10. Densidade (esquerda, ind./m²) e biomassa (direita, g/m²) mensal de *A. albosignatus* computada durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

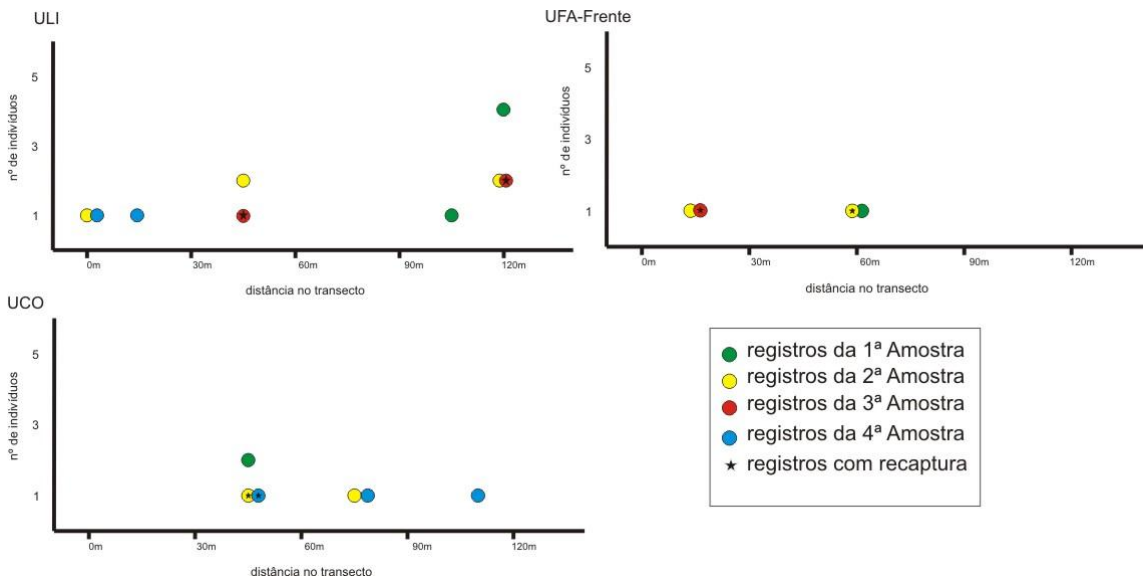


FIGURA V.4.11. Distribuição espacial de *A. albosignatus* em cada transecção de 120 metros de cada unidade amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

O elevado número de recapturas desta espécie, associado ao fato dos indivíduos serem sempre encontrados na mesma posição da transecção, alternando-se somente o lado direito ou esquerdo do rio e seu local na vegetação; sugere que os machos disputam territórios e possui área de vida restrita a esses microambientes. Não foram observadas diferenças substanciais na estrutura da vegetação, nem do corpo d'água destes locais, porém os indivíduos encontrados foram encontrados ocupando desde o solo até no alto de árvores e bromélias, bem como ambientes encachoeirados até locais mais lênticos.

Scinax aff. catharinae

Para a espécie *S. aff. catharinae* a unidade que apresentou maior densidade e biomassa foi APP-A, seguida de ULI (**FIGURA V.4.12**). A presença da espécie entre as amostras não possui explicação aparente, no entanto, é observada uma distribuição espacial aglutinada aleatória no ambiente (**FIGURA V.4.13**), o que sugere que a espécie também apresenta área de vida restrita. Esta perereca foi observada somente sobre a vegetação arbustiva e arbórea em todas as localidades, e uma das possíveis causas para a baixa frequência de registros pode estar associada ao uso diferencial dos estratos florestais, o que nos permite supor que em algumas amostras esta espécie poderia estar ocupando o dossel florestal.

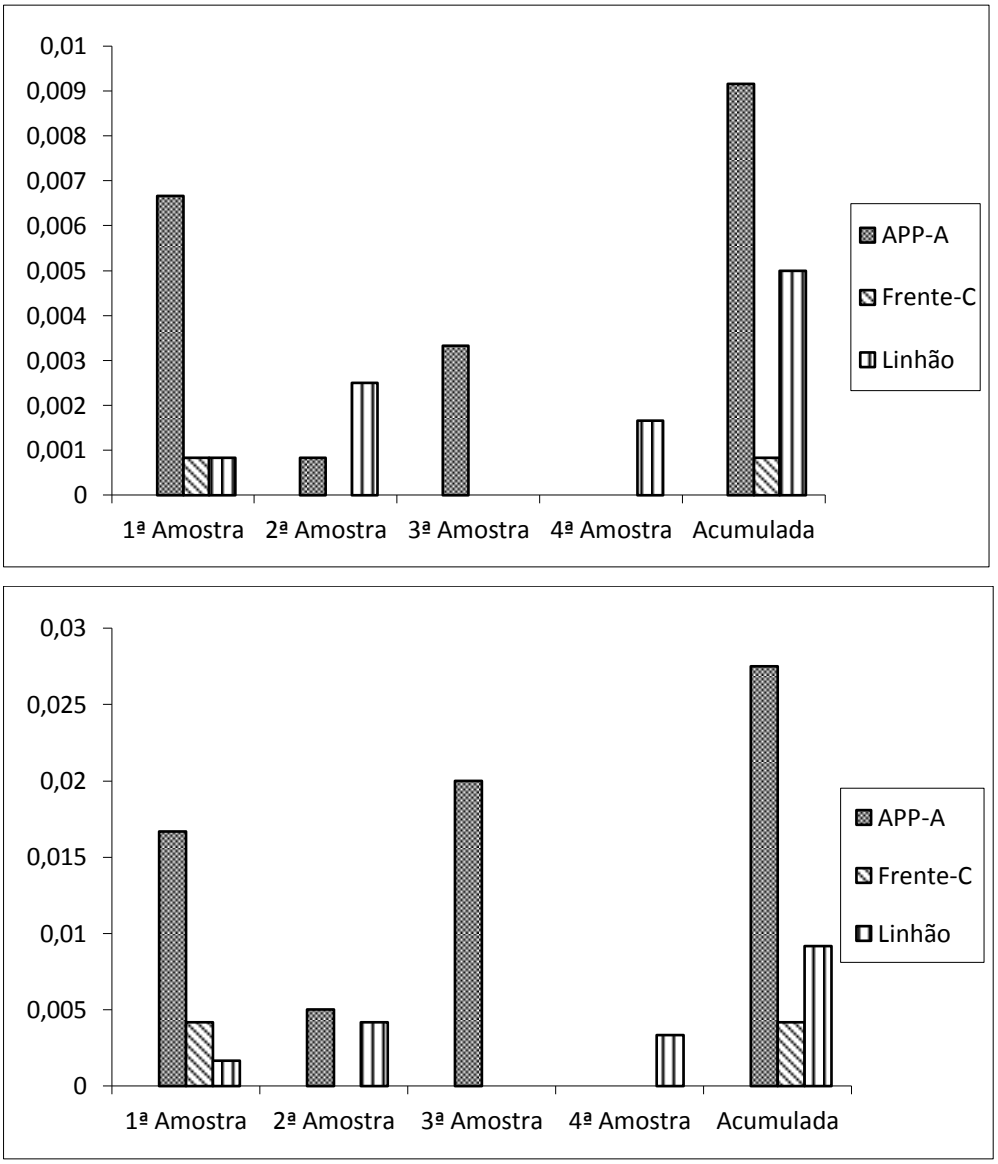


FIGURA V.4.12. Densidade (esquerda, ind./m²) e biomassa (direita, g/m²) mensal de *S. aff. catharinae* computada durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

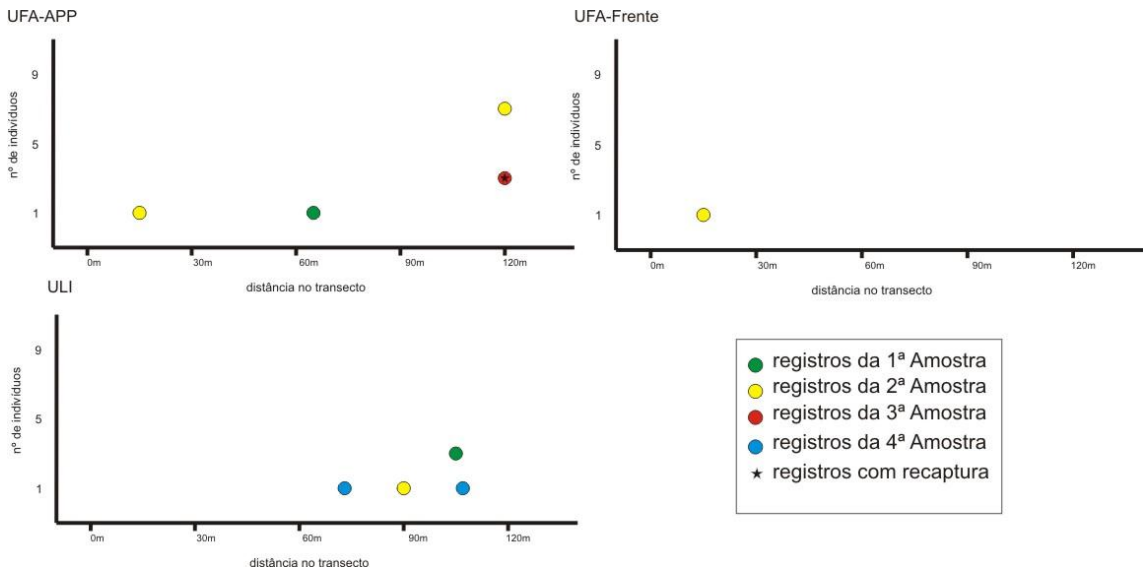


FIGURA V.4.13. Distribuição espacial da espécie *S. aff. catharinae* em cada transecção de 120 metros de cada unidade amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

Crossodactylus sp.

A espécie *Crossodactylus* sp. apresentou registros somente em UCO e UFA-APP-A, apresentando maior densidade e biomassa nesta última (**FIGURA V.4.14**). A densidade e a biomassa diminuíram no decorrer das amostras e três hipóteses podem explicar esse padrão: (i) menor congregação de espécimes devido ao término do período reprodutivo da espécie, levando à diminuição no número de machos disputando sítios reprodutivos, e no influxo de indivíduos de outras partes da mata; (ii) aumento das chuvas e do volume de água dos córregos, potencial responsável por carrear alguns indivíduos para outros locais a jusante; (iii) aumento das taxas de predação, ou fuga de predadores, uma vez que se aproxima o período de maior abundância de jovens serpentes, como sugerido pelo encontro de *Bothrops jararaca* juvenis forrageando nesses ambientes durante a última campanha de amostragem.

Quanto à distribuição espacial, esta espécie parecedispersar-se de forma aleatória e mais homogênea na UCO e aglutinada na UFA-APP-A (**FIGURA V.4.15**). Mesmo aparentando, na UCO, maior área de vida, em ambas as unidades observou-se o uso de refúgios entre as pedras e em tocas escavadas em barrancos próximos ao rio pelos mesmos indivíduos.

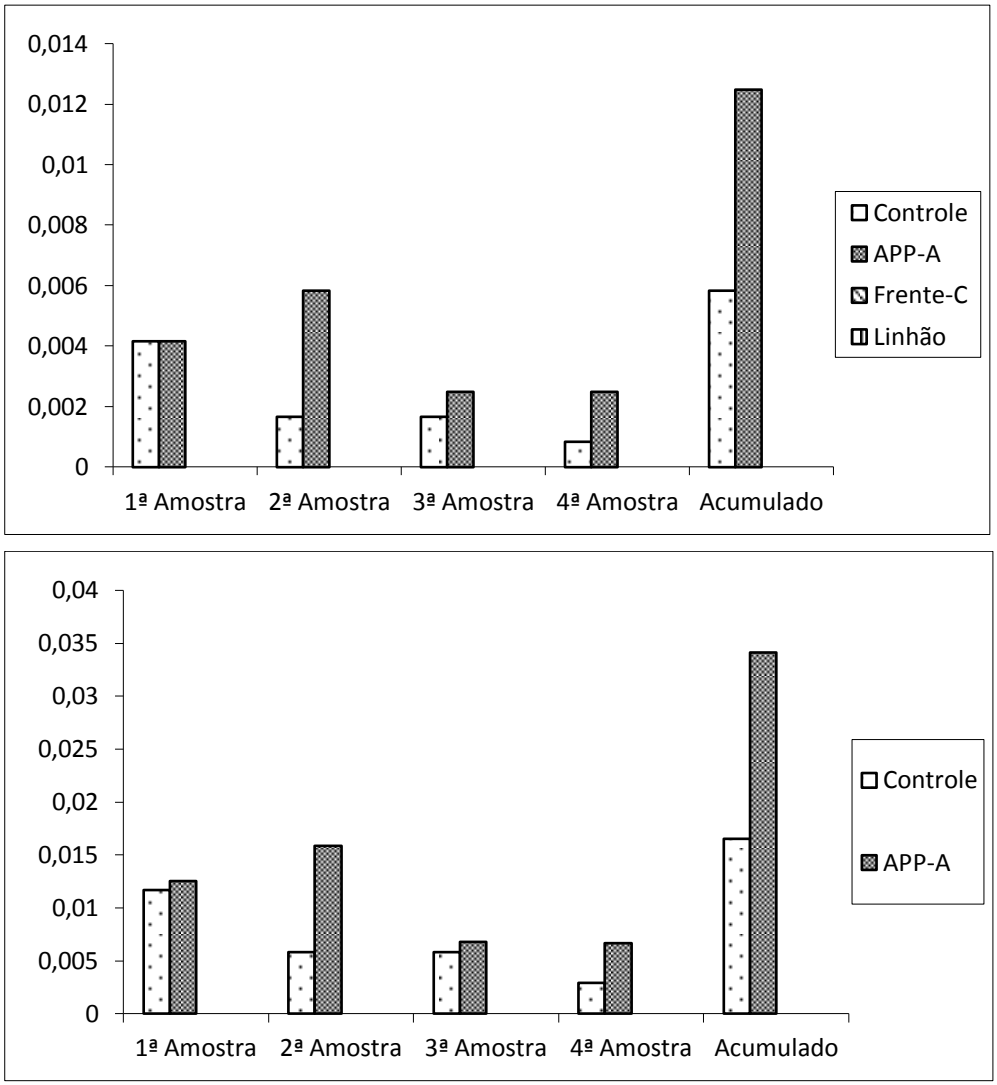


FIGURA V.4.14. Densidade (esquerda, ind./m²) e biomassa (direita, g/m²) mensal de *Crossodactylus* sp. computada durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

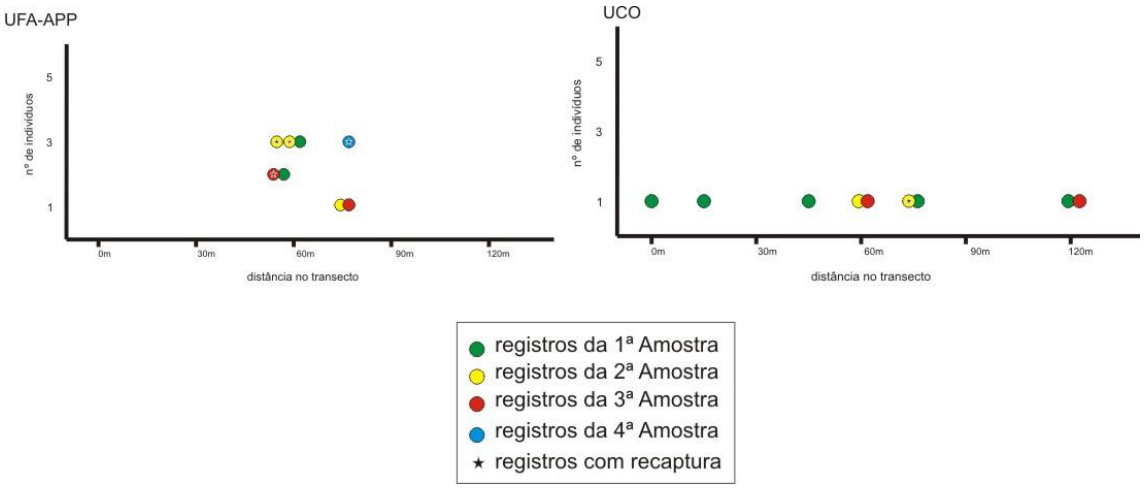


FIGURA V.4.15. Distribuição espacial da espécie *Crossodactylus* sp. para cada transecção de 120 metros de cada unidade amostral do "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

V.4.2.6. Comparação dos resultados com com outros programas

Informações do programa de resgate de fauna complementam e corroboram os dados do presente monitoramento (INTERCOOP, 2013). Durante a supressão vegetacional, o maior número de capturas de anfíbios foi entre os meses de dezembro de 2011 e fevereiro de 2012, sendo as espécies mais abundantes *Rhinella abei* e *R. icterica*. Pelas capturas nas armadilhas de interceptação e queda neste estudo também se registrou maior abundância de anfíbios e ambas as espécies também contaram com maior abundância nas amostras. Os picos de abundância nesses meses coincidem com o período de recrutamento das populações. Nesse sentido, o período é inadequado para a realização de supressão vegetacional, pois a derrubada da floresta afeta diretamente essas populações, em especial devido à grande presença de jovens e acarretando uma grande mortandade de indivíduos.

Durante o enchimento foi observado um número ainda maior de anfíbios durante o resgate, principalmente da espécie *Scinax fuscovarius* (INTERCOOP, 2013). Esta e outras espécies com modo reprodutivo semelhante – em ambientes lênticos e com desovas diretamente na água – são potencialmente atraídas pelo reservatório em formação, utlizando-o para se reproduzir. Assim, o resgate destes indivíduos pode ser deletério às populações, quando os mesmos se encontram nas margens do reservatóio e em atividade de vocalização, indicativo de que estão ativamente se reproduzindo. Outra evidência anedótica que corrobora a ideia de que a formação do reservatório induziu muitas espécies a se reproduzir foi o registro único de reprodução de *Odontophrynus americanus* na região, ao longo dos quatro anos de monitoramento, unicamente durante a etapa de enchimento.

Os registros inusitados de *Dendropsophus anceps* e *Vitreorana uranoscopa* durante o resgate sugerem que outras populações destas espécies deveriam ocorrer na região, além dos locais onde já se registraram esses táxons, respectivamente: um taboal próximo à entra da usina e no interior do Parque Ecológico Samuel Klabin. É altamente recomendável que monitoramentos específicos dessas espécies sejam levados a efeito para buscar novas populações, ambas constantes da lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção do estado do Paraná.

Pelo método de amostragem em sítios de reprodução observou que as espécies *Aplastodiscus albosignatus*, *Scinax aff. catharinae* e *Crossodactylus* sp. possuem uma área de vida pequena, e normalmente, os indivíduos se concentram em locais específicos do hábitat lótico para

realizar a corte. Com a remoção da vegetação e total descaracterização dos riachos da UFA-APP A e C, nenhum indivíduo foi novamente encontrado nas etapas posteriores do monitoramento, evidenciando a extinção local destas populações. Alguns indivíduos marcados nos córregos da ULI e UCO permaneceram utilizando o hábitat, mas com o avanço das campanhas, foram gradativamente desaparecendo. Como nenhum impacto ocorreu nestes ambientes, a situação pode estar atrelada a deslocamentos ou à morte de indivíduos.

Pelo método de armadilhas de interceptação e queda pôde-se observar o deslocamento de algumas espécies durante as etapas de supressão e enchimento, com aumentos pontuais na abundância destas populações registradas pelas capturas nas armadilhas, a exemplo de *Rhinella icterica* e *R. abei*.

Contudo, é difícil afirmar quais espécies realmente têm o potencial de fugir diante dos impactos e quais populações se extinguem. A simples ausência de registros, principalmente das espécies arbóreas, pode se dever a limitações dos métodos de amostragem, assim como por oscilações naturais dos contingentes populacionais.

Observou-se uma redução das espécies que utilizam o reservatório para reprodução, evento observado durante o enchimento. No decorrer do monitoramento pós-impacto, menos espécies foram observadas utilizando este ambiente, muitas das quais são as mesmas verificadas nos ambientes lênticos da unidade Frente. Estas populações, no entanto, tendem a ser reduzidas, principalmente pela pressão de predação de girinos por peixes e a ausência de vegetação nas margens do reservatório, devido à oscilação do nível de água. A vegetação é um importante fator ambiental que afeta a diversidade de anfíbios, que a utilizam como abrigo durante o dia e contra predadores (Vasconcellos *et al*., 2009; Silva *et al*., 2012).

V.4.3. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos durante o monitoramento demonstram que ocorreu um impacto detectado nas análises quanto à variação na diversidade beta sobre a comunidade de anfíbios devido à supressão da vegetação e enchimento do reservatório da UHE Mauá.

O aumento da diversidade alfa na etapa pós-impacto da unidade APP, quando comparado ao pré-impacto, pode ser decorrente da formação do reservatório e de novos sítios reprodutivos nas estradas que margeiam o reservatório, atraindo anfíbios para essa região. Isso ficou

evidente com a alteração da diversidade beta pelo incremento de espécies se refugiando nas áreas de APP. Contudo, espera-se que o uso do reservatório como sítio de reprodução seja temporário, pois a ausência de vegetação marginal devido à oscilação do nível de água, assim como à forte pressão predatória por peixes e aves, pode inviabilizar o uso deste ambiente por grandes contingentes populacionais.

Nas etapas anteriores foi possível observar o desaparecimento de algumas populações de anfíbios, coincidindo principalmente com a supressão da vegetação e o enchimento do reservatório. As transecções em riachos monitorados nas áreas da UFA-Frente demonstrou bem esse evento, pois não se encontrou nenhum indivíduo marcado nas áreas adjacentes, onde hoje está a APP. Pelo método de amostragem em sítios de reprodução observou que as espécies *Aplastodiscus albosignatus*, *Scinax aff. catharinae* e *Crossodactylus* sp. possuem uma área de vida pequena e normalmente os indivíduos se concentram em locais específicos do hábitat lótico para realizar a corte. Com a remoção da vegetação e total descaracterização dos riachos da UFA-APP A e C, nenhum indivíduo foi novamente encontrado nas etapas posteriores do monitoramento, evidenciando a extinção local destas populações. Alguns indivíduos marcados nos córregos da ULI e UCO permaneceram utilizando o hábitat, mas com o avanço das campanhas estes indivíduos foram desaparecendo. Como nenhum impacto ocorreu nestes ambientes, esta situação pode estar atrelada à morte natural desses indivíduos.

A porcentagem de recapturas pelo método de armadilhas de interceptação e queda foi pouco expressiva, abaixo de 10% e a migração dos indivíduos pode ter contribuído com essa cifra, em virtude de seu desaparecimento. Um registro notável foi de um indivíduo de *Rhinella icterica* na etapa pós-impacto (2015), capturado pela primeira vez cinco anos atrás (2010) durante o pré-impacto, na mesma unidade amostral e parcela (ULI – C). Isso mostra que um aparente desaparecimento não necessariamente significa que ocorreu mortalidade, aspecto que pode ser descartado em estudos de longo prazo que considerem a aleatoriedade do deslocamento. Alguns anuros se utilizam de marcos no ambiente (*landmarks*) para se localizar em sua área de vida (Long & Prepas, 2012). Assim, modificações nos ambientes, especialmente intensas devido à supressão vegetacional, podem fazer com que anfíbios mudem sua área de vida devido à reconfiguração espacial desses marcos. É situação distinta o desaparecimento daquelas três espécies de anfíbios dos riachos, pois ficou demonstrado que estas espécies possuem uma área de vida pequena e bem delimitadas, de forma que sua extinção local é confirmada.

A perda de hábitats é ainda o principal impacto do reservatório na comunidade de anfíbios (Pavan, 2007), porém em outros setores da macrorregião do médio Tibagi verificou-se a existência de populações de todas as espécies de anfíbios detectados ao longo do estudo ocupando as áreas não afetadas pela represa. A viabilidade ambiental deste empreendimento está atrelada à conservação desses remanescentes florestais, principalmente das áreas de APP do reservatório, para manutenção destas populações.

VI

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um dos resultados mais importantes dos estudos da fauna conduzidos durante o programa foi a determinação de que as áreas de influências da UHE Mauá se mostraram muito heterogêneas. As unidades amostrais abrigam assembléias de vertebrados terrestres claramente distintas umas das outras, ou seja, há notável diferenciação da composição entre as áreas avaliadas, assim como com aquelas de estudo paralelo (SOCIEDADE DA ÁGUA, 2014), destacando a elevada diversidade beta em escala regional. Em função dessa heterogeneidade é lícito supor que os remanescentes não afetados pelo empreendimento resguardem parecela, mas não necessariamente a totalidade, da biodiversidade anteriormente existente na região. Partindo desse pressuposto, passa a ser da maior relevância conhecer com maior profundidade a fauna que ocorre em outros setores de responsabilidade do empreendimento, notadamente na área destinada à compensação ambiental da usina; nas áreas de proteção permanente em recuperação; e nas recentemente formadas ilhas fluviais. Tais esforços devem visar a averiguação da proporção e representatividade da biodiversidade protegida por essas áreas, e que podem ou tem o potencial de recolonizar as futuras florestas secundárias. É provável que nessas localidades habitem assembléias distintas das que ocorrem nas áreas estudadas neste programa, e a comparação direta e quantitativa com os resultados aqui obtidos podem fornecer dados precisos sobre a eficácia dessas medidas de proteção à fauna macrorregional. Dessa forma, ao término do presente programa ambiental, sugere-se a realização de novos estudos na região, especialmente para avaliar alguns aspectos da biodiversidade e da recomposição da fauna local:

- **Biodiversidade contemplada na área de compensação ambiental**. Tendo em vista o supracitado, fundamentado na grande heterogeneidade ambiental e diversidade beta da região, espera-se que as áreas destinadas à compensação ambiental da UHE Mauá não contemplem a totalidade da biodiversidade original das áreas afetadas, mas uma parcela distinta. Dessa forma, é fundamental conduzir o levantamento de métricas ecológicas dessa região com o intuito de verificar a eficácia desse plano de compensação. É possível que algumas espécies-chave afetadas pelo empreendimento não detenham populações numerosas, ou nem mesmo ocorram, na região de

compensação, sendo por isso fundamental obter informações diretas e atuais para fomentar ações ambientais para a manutenção da fauna autóctone.

- **Dinâmica de recolonização de vertebrados terrestres em ilhas fluviais e APPs**. Grandes extensões de áreas às margens da represa, assim como as diversas ilhas isoladas com a formação do reservatório, passaram a ser áreas em recuperação florestal natural. Pequenos remanescentes florestais nativos que se mantiveram nas imediações da atual APP e nas ilhas são certamente as principais fontes de indivíduos para recolonização dessas áreas, e portanto essa fauna deve ser formada por um sub-conjunto das espécies que outrora ocorriam ali. Além disso, muitas espécies podem não conseguir recolonizar as ilhas a partir das margens do reservatório, outra fonte importante de recolonização em escala mais abrangente. Assim, o estudo dessas localidades, em escalas espaciais e temporais grandes, é fundamental para avaliar o papel dos remanescentes florestais nas margens, das novas áreas de recuperação e das ilhas fluviais na manutenção e conexão das populações faunísticas na paisagem.
- **Estudos taxonômicos de anfíbios da região**. Ao longo do programa foram encontrados anfíbios identificados como novas espécies, ainda a serem descritas, como *Crossodactylus* sp. e *Hypsiboas* sp. Estas espécies foram encontradas em vários pontos da região, mas nenhum pesquisador até o momento iniciou trabalhos com o intuito de avaliar a taxonomia dessas populações.

VII

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS E LITERATURA CONSULTADA

Alho, C. J. R. 2011. Environmental effects of hydropower reservoirs on wild mammals and freshwater turtles in Amazonia: a review**. Oecologia Australis**, 15(3): 593-604.

Almeida, M. H.; Ditchifield A. D. & Tokumaru, R. S. 2008. Atividade de morcegos e preferência por habitat na zona urbana da Grande Vitória, ES, Brasil. Revista Brasileira de Zoociências 9 (1): 13-18.

Andrade, F. A. G., et al. 2007. Parâmetros demográficos de *Micoureus demerarae* (Didelphidae, Marsupialia) em áreas contíguas de manguezal e terra firme, Bragança, Pará, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia 24**: 271-276.

Anjos, L. dos & Schuchmann, K.L. 1997. Biogeographical affinities of the avifauna of the Tibagi river basin, Paraná drainage system, southern Brazil. **Ecotropica 3**(1):43-66.

Anjos, L. dos; Schuchmann, K.L. & Berndt, R.A. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi River Basin, Parana State, southern Brazil. **Ornitologia Neotropical 8**(2):**145-173.**

Anjos, L., Volpato, G.H. & Boçon, R. 2013. On the abundance-occupancy patterns of bird species in southern Brazil: response to Vallegos (sic) and Morimoto. **Biological Conservation, 157**: 439–440.

Anjos, L.; Volpato, G.H.; Mendonca, L.B.; Serafini, P.; Lopes, E.V.; Bóçon, R.; Silva, E.S. & Bisheimer, M.V. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: um análise comparativa baseada em dados empíricos. p. 63-76. *In*: Von Matter, S.; F.C. Straube; I.Accordi; V.Q. Piacentini & J.F. Cândido-Jr.. (Org.). **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books.

Barros, J. B.G.; Paula, T.A.R.; Melo, F.R.; Matta, S.L.P.; Souza, T.D.; Araujo, G.R.; Csermak-Jr., A.C.; Ávila, E.C. &Garay, R.M. 2011. Monitoramento por radiotelemetria da área de uso de onça parda reintroduzida no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – MG, Brasil. **Ciência Rural**, 41(7): 1229-1232.

Becker, M. & Dalponte, J.C. 2013. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. 3ª ed. Technical Books: Rio de Janeiro, 166p.

Becker, R.G.; Paise, G.; Baumgarten L.C. & Vieira, E.M. 2007. Estrutura de Comunidades de Pequenos Mamíferos e Densidade de *Necromys lasiurus* (Rodentia, Sigmodontinae) em Áreas Abertas de Cerrado no Brasil Central. **Mastozoología Neotropical**, 14(2):157-168.

Bengtson, B. 1988. Open nomenclature. **Paleontology 31**(1): 223-227.

Bergallo, H.G. 1995. **Os Efeitos da disponibilidade de alimentos e dos fatores climáticos na reprodução, condição, crescimento e uso do espaço por quatro espécies de roedores do sudeste do Brasil**. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 130p.

Bernarde, P.S. & Kokubum, M.N.d.C. 1999. Anurofauna do município de Guararapes, estado de São Paulo, Brasil (Amphibia: Anura). **Acta Biologica Leopoldensia 21**, 89-97.

Bérnils, R.S. 2009. **Composição e padrões de distribuição de Caenophidia (Squamata, Serpentes) das serras atlânticas e planaltos do sudeste da América do Sul.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da UFRJ/MN. 832 p.

Bérnils, R.S.; Moura-Leite, J.C. de & Morato, S.A.A. 2004. Répteis. *In* [p.497-535]: Mikich, S.B. & Bérnils, R.S. (Eds.). **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. 2ª ed. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná.

Bianconi, G. V.; Mikich, S. B & Pedro, W. A. 2004. **Diversidade de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em remanescentes florestais do município de Fênix, noroeste do Paraná, Brasil**. Revista Brasileira de Zoologia, 21(4): 943-954.

Bibby, C.; Jones, M. & Marsden, S. 2000. **Expedition field techniques: bird surveys**. Cambridge: BirdLife International. 134 p.

Bierregaard, R.O. & Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. **Acta Amazonica 19**: 215-241.

Bonvicino, C.R.; Lindbergh, S.M.; Maroja, L.S. 2002. Small non-flying mammal from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. **Brazilian Journal of Biology**, 62(4):765-774.

Borgella, R. & Gavin, T.A. 2005. Avian community dynamics in a fragmented tropical landscape. **Ecological Applications 15**(3): 1062-1073.

Borges, S.H.; Henriques, L.M. & Carvalhães, A. 2004. Density and habitat use by owls in two Amazonian Forest types. **J. Field Ornithol., 75**: 176-182.

Borges-Martins, M. 1998. **Revisão taxonômica e sistemática filogenética do gênero *Ophiodes* Wagler, 1828 (Sauria, Anguidae, Diploglossinae).** Tese de doutorado. Faculdade de Biociências da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 239 p.

Bortolus, A. (2008) Error Cascades in the Biological Sciences: The Unwanted Consequences of Using Bad Taxonomy in Ecology. **Ambio, 37**(2), 114-118.

Boscolo, D.; Metzger, J.P.; Vielliard, J.M.E. 2006. Efficiency of playback for assessing the ocurrence of five bird species in Brazilian Atlantic Forest fragments. **Anais da Academia Brasileira de Ciências, 78**(4): 628-644.

Bowman, J.; Jaeger, J. A. G. & Fahrig, L. 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. **Ecology**, 83(7): 2049-2055.

Braga, A.C.R. & Motta-Junior, J.C. 2009. Weather conditions and moon phase influence on Tropical Screech Owl and Burrowing Owl detection by playback in southeast Brazil. **Ardea, 97**(4): 395-401.

Brandão, R. A. and Araújo, A. F. B. 2008. Changes in Anuran Species Richness and Abundance Resulting from Hydroelectric Dam Flooding in Central Brazil. **Biotropica 40**: 263-266.

Brito, B.A. & Duarte J.M.B. 2007. Área de uso e utilização de hábitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. **Mastozoología Neotropical Neotropical**, 14(1):61-68.

Brito, D.& Fernandez, F.A.S. 2002. Patch relative importance to metapopulation viability: the neotropical marsupial *Micoureus demerarae* as a case study. **Animal Conservation** 5 (1): 45-51.

Brown, J.S. & Kotler, B.P. 2004. Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. **Ecology Letters, 7**: 999-1014.

Brown, W.S. & Parker, W.S. 1976. A ventral scale clipping system for permanently marking snakes (Reptilia, Serpentes). **Journal of Herpetology 10**: 247-249.

Buckland, S.T.; Magurran, A.E.; Green, R.E. & Fewster, R.M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. **Phil. Trans. R. Soc. B., 360**: 243-254.

Buskirk, S.W. & Lindstedt, S.L. 1989. Sex biases in trapped samples of Mustelidae. **Journal of Mammalogy**, 70(1): 88–97.

Buss, I.M. & Calleffo, M.E.V. 2004. Levantamento da ofiofauna no Parque Samuel Klabin e arredores, Fazenda Monte Alegre, Telêmaco Borba, Paraná, Brasil. *In:* **Resumos 1° Congresso Brasileiro de Herpetologia**, Curitiba, Sociedade Brasileira de Herpetologia, formato digital.

Cáceres N.C. & Monteiro-Filho E.L.A. 1999. Tamanho corporal em populações naturais de *Didelphis* (Mammalia: Marsupialia) do Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 59: 461-469.

Cáceres, N.C.; Monteiro-Filho. E.L.A. **Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução**. Campo Grande: Ed. UFMS, 2006. 364p.

Camargo, N.F.; Cruz, R.M.S.; Ribeiro, J.F. & Vieira, E.M. 2011. Frugivoria e potencial dispersão de sementes pelo marsupial *Gracilinanus agilis* (Didelphidae: Didelphimorphia) em áreas de Cerrado no Brasil central. **Acta Botanica Brasilica**, 25 (3): 646-656.

Casella, J. & Cáceres, N.C. 2006. Diet of four small mammal species from Atlantic forest patches in south Brazilian. **Neotropical Biology Conservation**, 1: 5-11.

Cechin, S.Z. & Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 17**(3): 729-740.

CEMAVE. 1994. **Manual de anilhamento de aves silvetres**. 2ª Ed. Intituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília. 146 p.

CITES. 2014. **The CITES Appendices**. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Disponível em: http://www.cites.org, (acesso em: 15 de abril de 2015).

Colwell, R. K. 2015. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8. Disponível em http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates. Acesso em 20 de abril de 2015.

Conte, C. E. and Rossa-Feres, D. C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 23**: 162-175.

Conte, C. E., et al. 2010. Novos registros na distribuição geográfica de anuros na Floresta com Araucária e considerações sobre suas vocalizações. **Biota Neotropica 10**: 201-224.

Conte, C.E. & Machado, R.A. 2005. Riqueza de espécies e distribuição espacial e temporal em comunidade de anuros (Amphibia, Anura) em uma localidade de Tijucas do Sul, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 4**, 940-948.

Conte, C.E. & Rossa-Feres, D.C. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia 24:**1025-1037.

Conway, C.J. & Simon, J.C. 2003. Comparison of detection probability associated with Burrowing Owl survey methods. **Journal of Wildlife Management, 67**(3): 501-511.

Corn, P. S. 1994. Straight-Line Drift Fences and Pitfall Traps. - In: W. R. Heyer, et al. (eds), **Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Amphibians**. Smithsonian Institution Press, pp. 109-118.

Cunha, D.A. & Ferreira, L.V. 2012. Impacts of the Belo Monte hydroelectric dam construction on pioneer vegetation formations along the Xingu River, Pará State, Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, 35(2):159-167.

Cushman, S. A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. **Biological Conservation 128**: 231-240.

Delciellos, A.C.; Loretto, D. & Vieira, M.V. 2006. Novos métodos o estudo da estratificação vertical de marsupiais neotropicais. **Oecologia Brasiliensis**, 10(2): 135-153.

Donnelly, M. A., et al. 1994. Techniques fo Marking Amphibians. - In: W. R. Heyer, et al. (eds), **Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Amphibians**. Smithsonian Institution Press, pp. 277-284.

Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1999. **Mammals of Neotropics, the central neotropics**: Equador, Peru, Bolivia, Brazil. v. 3. The University of Chicago Press, Chicago and London. 609p.

Erket, H. G. 1978. Sunset-related timing of flight activity in neotropical bats. **Oecologica**, 37: 59-67.

Escobar, M.A.; Uribe, S.V.; Chiappe, R.; Estades, C.F. 2015. Effect of clearcutting operations on the survival rate of a small mammal. **PloS One** 10 (3): 1-17.

Esteves, F.A.D.; Paetzhold, E.R.; Koproski, L.; Amancio, F.H.; Camargo, P.C.; Jarduli, L.R.; Abreu, K.C.; Bonaldi, R.; Azevedo-Filho, D.P.; Bastos, L.P. & Santos, J.A. 2011. Lista preliminar de répteis (Reptilia, Lepidosauria), da área de influência da Usina Hidrelétrica Mauá, Paraná, Brasil. *In:* **Resumos IX Congresso Latinoamericano de Herpetologia e V Congresso Brasileiro de Herpetologia**, Curitiba, Sociedade Brasileira de Herpetologia, formato digital.

Fenton, M.B. 2003. Eavesdropping on the echolocation and social calls of bats. **Mammals Review**, 33: 193-204.

Fenton, M.B.; Whitaker jr., Vonhof, O. M. J; Waterman, J. M.; Pedro, W. A; Aguiar, I. M.; Baungarten, J. E. Bouchard, S.; Faria, D. M.; Portfors, C. V.; Rautenbach, N. I. L.; Scully, W. & Zortéa, W. 1999.

The diet of bats from Southeastern Brazil: the relation to echolocation and foraging behaviour. Revista Brasileira de Zoologia, 16 (4): 1081-1085.

Ferreira, L.V.; Cunha, D.A.; Chaves, P.P.; Matos, D.C.L.M. & Parolin, P. 2013. Impacts of hydroelectric dams on alluvial riparian plant communities in eastern Brazilian Amazonian. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 85 (3): 1013-1023.

Fleming, T.H. 1975. The role of small mammals in tropical ecosystems. In: Golley, K.P.; Ryszkowski. **Small mammals: their productivity and population dynamics**: Cambridge Univesity Press.

Fonseca, G.A.B., & M.C.M. Kierulff. 1989. Biology and natural history of Brazilian Atlantic forest small mammals. **Bulletin of the Florida State Museum Biological Sciences**, 34: 99–152.

Foote, J.R.; Fitzsimmons, L.P.; Mennill, D.J. & Ratcliffe, L.M. 2011. Male black-capped chickadees begin dawn chorusing earlier in response to simulated territorial insertions. **Animal Behaviour 81**: 871-877.

Forero-Medina, G. & Vieira, M.V. 2009. Perception of a fragmented landscape by neotropical marsupials: effects of body mass and mass and environmental variables**. Journal of Tropical. Ecology,** 25: 53-62.

Franco, F.L.; Salomão, M.G. & Auricchio, P. 2002. Répteis. P. 75-115. *In*: P. Auricchio & M.G. Salomão (eds). **Técnicas de coleta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos.** São Paulo, Arujá. Instituto Pau Brasil de História Natural.

Gannon, W.L.; Sikes, R.S. & The Animal Care Aan Use Committee Of The American Society Of Mammalogists. 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**, 88:809-823.

Gardner, A.L. 2007. **Mammals of South America**, Vol. 1: marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. The University of Chicago Press, Chicago and London. 669 p.

Gascon, C., et al. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation 91**: 223-229.

Gentile, R. & Cerqueira, R. 1995. Movement patterns of five species of Small mammals in a Brazilian resting. **Journal of Tropical Ecology**, 11:671-677.

Gheler-Costa, C.; Verdade, L.M. & Almeida, A.F. 2002. Mamíferos não-voadores do campus "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia,** 19(2): 203-214.

Grazzini G.; Rezini,J. A.; Santos, B. S. B.; Venâncio F. J.; Gatto-Almeida, F.; Sbalqueiro, I. J.; Hass, I & Tiepolo, L. M. 2015. ***Bibimys labiosus* Winge, 1887 (Mammalia: Rodentia: Sigmodontinae): new records in Paraná state, southern Brazil, and update of the known geographic distribution**. Check List, 11 (3): 1632.

Haddad, C. F. B. and Prado, C. P. A. 2005. Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience 55**: 207-217.

Hagan, J.M.; Haegen, W.M.V. & McKinley, P. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. **Conservation Biology 10**(1): 188-202.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T & Ryan, P.D. 2001. **PAST: Paleontological Statistic Software package for education and data analysis (reference manual)**. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo.

Heyer, W. R., et al. 1988. Decimations, Extinctions, and Colonizations of Frog Populations in Southeast Brazil and Their Evolutionary Implications. **Biotropica 20**: 230-235.

HORI. 2011. **Monitoramento da Fauna de Vertebrados Terrestres na UHE Mauá: Monitoramento na Terra Indígena Mococa – Relatório parcial 15** (setembro de 2011). Curitiba, Hori Consultoria Ambiental e Copel Geração e Distribuição. Relatório técnico de distribuição restrita. 82 pp.

HORI. 2012. **Monitoramento da Fauna de Vertebrados Terrestres na UHE Mauá: Monitoramento Fase-enchimento, 19º relatório** (outubro de 2012). Curitiba, Hori Consultoria Ambiental e Copel Geração e Distribuição. Relatório técnico de distribuição restrita. 135 pp.

Hutto, R.L.; Pletschet, M. & Hendricks, P. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. **Auk, 103**: 593-602.

INTERCOOP. 2013. **Programas ambientais de resgate de fauna e flora da UHE Mauá, no rio Tibagi, entre os municípios de Telêmaco Borba e Ortigueira, no estado do Paraná. Relatório Técnico Final - Volume 1, Núcleo de Resgate de Fauna**. Curitiba, Cooperativa Interdisciplinar de Serviços Técnicos. Relatório técnico de distribuição restrita. 603 p.

IUCN (International Union for the Conservation of Nature). 2014. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3.** URL: http://www.iucnredlist.org/ (acessado em 16 de abril de 2015).

Johannsen, E.; Aars, J.; Andreassen, H.P. & Ims, R.A. 2003. A demographic analysis of vole population responses to fragmentation and destruction of habitat. **Population Ecology 45**: 47-58.

Johnson, R.R.; Brown, B.T.; Haight, L.T. & Simpson, J.M. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. *In*: C.J. Ralph & J.M. Scott (eds.). **Estimating Numbers of Terrestrial Birds. Studies in Avian Biology, 6**. pp. 68-75. Lawrence: Cooper Ornithological Society.

Jorge, M.C L.; Pivello, V.R.; Meirelles, S.T.; Vivo, M. 2001. Riqueza e abundância de pequenos mamíferos em ambientes de Cerrado e Floresta, na Reserva Cerrado do Pé-de-gigante, Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). **Naturalia**, 6: 287.

Karraker, N.E. 2001. String theory: reducing mortality of mammals in pitfall traps. **Wildlife Society Bulletin**, 29: 1158-1162.

LACTEC. 2009. **Resgate de fauna e flora, UHE Mauá: Parte I: Desmate para instalação do canteiro de obras**. Curitiba, Instituto de Tecnologia para o Meio Ambiente-Lactec. Relatório Técnico. n.p.

Legendre, P., & Legendre, L. 1998. **Numerical ecology**. 2ª ed. Amsterdam: Elsevier.

Lentino, M.; E. Bonaccorso; M.A. García; E.A. Fernández; R. Rivero & C. Portas. 2003. Longevity records of wild birds in the Henri Pittier National Park, Venezuela. **Ornitologia Neotropical 14**: 545-548.

Lessa, G.; Gonçalves, P.R.; Morais-Jr., M.M.; Costa, F.M.; Pereira, R. & Paglia, A.P. 1999. Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de um fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. **BIOS**, 7: 41-49.

Lessa, L.G. & Costa, F.N. 2009. Diet and seed dispersal by fi ve marsupials (Didelphimorphia: Didelphidae) in a Brazilian cerrado reserve. **Mammal Biology**, 75: 10-16.

Lessa,G.; Gonçalves, P.R.; MoraisJúnior, M.M.; Costa, F.M.; Pereira, R.F. e Paglia, A.P. 1999. Caracterização e monitoramento da fauna de pequenos mamíferos terrestres de uma fragmento de mata secundária em Viçosa, Minas Gerais. **Cadernos do Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas**, 7(7): 41-49.

Lima Borges, P.A. & Tomás, W.M. 2004. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Corumbá: EMBRAPA Pantanal. 139p.

Lima, A.M.X. & Roper, J.J. 2009. The use of playbacks can influence encounters with birds: and experiment. **Revista Brasileira de Ornitologia, 17**(1): 37-40.

Liou, N.S. 2008. **História natural de duas espécies simpátricas de *Enyalius* (Squamata, Leiosauridae) na Mata Atlântica do sudeste paulista**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 107 p.

Long, Z.L. & Prepas, E.E. 2012. Scale and landscape perception: the case of refuge use by Boreal Toads (*Anaxyrus boreas boreas*). **Canadian Journal of Zoology 90**, 1015-1022.

Lopes, A.L. & Mantovani, J.E. 2005. **Determinação da área de vida e do uso de hábitats pela jaguatirica (*Felis pardalis*) na região nordeste do Estado de São Paulo**. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 3129-3135.

Lopes, L.E. & L.P. Gonzaga. 2014. Taxonomy, distribution, natural history and conservation of the Russet-mantled Foliage-gleaner *Syndactyla dimidiata* (Pelzeln, 1859) (Aves: Furnariidae). **Zootaxa 3754**(4): 435-449.

Lopes, O.S.; L.A. Schetta & E. Dente. 1980. Longevity of wild birds obtained during a banding program in São Paulo, Brasil. **Journal of Field Ornithology 51**(2): 144-148.

Luther, D.A. 2008. Signaller: receiver coordination and the timing of communication in Amazonian birds. **Biology Letters 4**: 651-654.

Machado, R. A. and Bernarde, P. S. 2002. Anurofauna da bacia do rio Tibagi. - In: M. E. Medri, et al. (eds), **A Bacia do Rio Tibagi**. UEL/ Copati/ Klabin, pp. 297-306.

Magurran, A.E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Science. 256 p.

Melo, A.S. & Hepp, L.U. 2008. Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecol. Bras., 12**(3): 463-486.

Melo, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo'riqueza de espécie e equabilidade num índice de diversidade? **Biota Neotropica, 8**(3): 21-27.

Metcalf, C.J.E.; Hampson, K. & Koons, D.N. 2007. What happens if density increases? Conservation implications of population influx into refuges. **Animal Conservation 10**: 478-486.

Mikich, S. B. and Bérnils, R. S. 2004. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. MATER NATURA – Instituto de Estudos Ambientais.

MMA, 2014. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção.** Diário Oficial da União. Portaria Nº 444, de 17 de dezembro de 2014.

Morrison, J.C., Sechrest, W., Dinerstein, E.; Wilcove, D. S. & Lamoreux, J.F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. **Journal of Mammalogy 88**(6):1363–1380.

Newell, G.R. 1999. Responses of Lumholtz's tree-kangaroo (*Dendrolagus lumholtzi*) to loss of habitat within a tropical rainforest fragment. **Biological Conservation 91**: 181-189.

Nowak, R. M. 1991. **Walker's Mammals of the World**. Fifth Edition, Volume II. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, 1629 pp.

O`Farrel, M.J. & Miller, B.W. 1997. A new examination of echolocation calls of some Neotropical Bats (Emballonuridae and Mormoopidae) using Anabat. **Journal of Mammalogy 78**: 954-963.

Odum, E.P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.

Paglia, A.P.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A.B.; Herrmann, G.; Aguiar, L.M.S.; Chiarello, A.G.; Leite, Y.L.R.; Costa, L.P.; Siciliano, S.; Kierulff, M.C.M.; Mendes, S.L.; Tavares, V.C.; Mittermeier, R.A. & Patton J. L. 2012. **Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil**. 2ª Edição. Occasional Papers in Conservation Biology, No 6, 76p.

Pardini, R. & Umetsu. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, 6(2): 3-20.

Parker III, T.A.; Stotz, D.F. & Fitzpatrick, J.W. 1996. Ecological and distributional databases. P. 113-436. *In*: Stotz, D.F.; Fitzpatrick, J.W.; Parker III, T.A. & Moskovits, D.K. (eds.) **Neotropical birds: ecology and conservation**. Chicago, University of Chicago Press.

Passamani, M. & Cerboncini, R.A.S. 2013. The effects of the creation of a hydroelectric dam on small mammals communities in central Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 8 (1): 9-16.

Patriquin, K. J. & Barclay R. M. R. 2003. Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. **Journal of Applied Ecology**, 40 (4): 646-657.

Pavan, D. 2007. **Assembléias de répteis e anfíbios do Cerrado ao longo da bacia do rio Tocantins e o impacto do aproveitamento hidrelétrico da região na sua conservação**. In: Universidade de São Paulo (USP).

Percequillo, A.R.; Weksler, M. & Costa, L.P. 2011. A new genus and species of rodent from the Brazilian Atlantic Forest (Rodentia: Cricetidae: Sigmodontinae: Oryzomyini), with comments on oryzomyine biogeography. **Zoological Journal of the Linnean Society** 161(2): 357-390.

Pinto, I.S.; Loss, A.C.C.;Falqueto, A. & Leite, Y.L.R. 2009. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. **Biota Neotropica**, 9(3): 355-360.

Piratelli, A. 2003. Mesh size and bird capture rates in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazi. J. Biol., 63**(1): 105-111.

Pires, A.S., Fernandez, F.A.S., & D. de Freitas. 1999. Patterns of space use by *Micoureus demerarae* (Marsupialia: Didelphidae) in a fragment of Atlantic forest in Brazil. **Mastozoologia Neotropical**, 6: 39–45.

Pires, A.S.; Lira, P.K.; Fernandez, F.A.S.; Schittini, G.M. & Oliveira, L.C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, 108:229-237.

Pough, F.H., Janis, C.M. & Heiser, J.B. 2008. **A vida dos vertebrados**. 4ª ed. São Paulo: Atheneu, 684 pp.

Pough, F.H.; Andrews, R.M.; Cadle, J.E.; Crump, M.L.; Savitzky, A.H. & Wells, K.D. 2004. **Herpetology**. 3ª ed. Upper Saddle River, Pearson Prentice Hall.

Prevedello, J. A.; Mendonça, A. F. & Vieira, M. V. 2008. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, 12:610-625.

Püttker, T.; Meyer-Lucht, Y. & Sommer, S. 2006. Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal Atlantic rainforest, Brazil. **Ecotropica**, 12:131-139.

Raiter, K.G., Pissingham, H.P., Prober, S.M. & Hobbs, R.J. 2014. Under the radar: mitigating enigmatic ecological impacts. **Trends in Ecology & Evolution**, 29(11): 635-644.

Reis, N.R.; Peracchi, A.R.; Pedro, W.A. e Lima, I.P. 2007. **Morcegos do Brasil**. Universidade Estadual de Londrina, 253p.

Ribas, E.R. & Monteiro Filho, E.L.A. 2002. Distribuição e habitat das tartarugas de água-doce (Testudines, Chelidae) do Estado do Paraná, Brasil. **Biociências 10**(2): 15- 32.

Roberts, D.A.; J.R. Parrish & F.P. Howe. 2005. Repeats, Returns, and Estimated Flight Ranges of Neotropical Migratory Birds in Utah Riparian Habitat. **USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191:** 690-697.

Rocha, V. J., Machado, R.A., Filipaki, S.A., Fier, I.S.N. & Pucci, J.A.L. 2003. A biodiversidade da Fazenda Monte Alegre da Klabin S.A. no Estado do Paraná. *In:* **VIII Congresso Florestal Brasileiro**, São Paulo.

Rodrigues, M. 2006. Hidrelétricas, ecologia comportamental, resgate de fauna: uma falácia. Natureza & Conservação 4(1): 29-38

Rodrigues, M.T.; Bertolotto, C.E.V.; Amaro, R.C.; Yonenaga-Yassuda, Y.; Freire, E.M.X. & Pellegrino, K.C.M. 2014. Molecular phylogeny, species limits, and biogeography of the Brazilian endemic lizard genus *Enyalius* (Squamata: Leiosauridae): An example of the historical relationship between Atlantic Forests and Amazonia. **Molecular Phylogenetics and Evolution 81**(2014): 137-146.

Russo, D. & Jones, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. **Ecography** 26 (2): 197-209.

Sawaya, R.J.; Marques, O.A.V. & Martins, M. 2008. Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, São Paulo state, southeastern Brazil. **Biota Neotropica 8**(2): 129-151.

Sberze, M.; Cohn-Haft, M. & Ferraz, G. 2010. Old growth and secondary forest site occupancy by nocturnal birds in a neotropical landscape. **Animal Conservation, 13**: 3-11.

Scherer-Neto, P. & Girardi, F. 2013. Anilhamento de aves no Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, Paraná. **Atualidades Ornitológicas 165**: 33-40.

Schnitzler, H. U. & Kalko, E. K. V. 2001. Echolocation by Insect-Eating Bats: We define four distinct functional groups of bats and find differences in signal structure that correlate with the typical echolocation tasks faced by each group. **Bioscience**, 51(7): 557-569.

Scott Jr, N. J. and Woodward, B. D. 1994. Surveys at Breeding Sites. - In: W. R. Heyer, et al. (eds), **Measuring and Monitoring Biological Diversity Standard Methods for Amphibians**. Smithsonian Institution Press, pp. 118-125.

Segalla, M. V., *et al*. 2012. **Brazilian amphibians – List of species**. - In: Sociedade Brasileira de Herpetologia.

Sekercioglu, C.H. 2010. The mystery of nocturnal birds in tropical secondary forests. **Animal Conservation, 13**: 12-13.

Sick, H. 1997. **Ornitologia brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro, Nova Fronteira.

Sikes, R. S.; Gannon, W. L.; The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. **Journal of Mammalogy**, 92: 235–253.

Silva, M.J.D. & Yonenaga-Yassuda, Y. 1998. Karyotype and chromosomal polymorphism of an undescribed Akodon from Central Brazil, a species with the lowest known diploid chromosome number in rodents. **Cytogenetics and Cell Genetics** 81: 46-50.

Slabbekoorn, H. 2004. Singing in the wild: the ecology of birdsong. P. 178-205. *In*: Marler, P. & Slabbekoorn, H. (eds.) **Nature's music: the science of birdsong**. San Diego, Academic Press/Elsevier.

Slud, P. 1976. Geographic and climatic relationships of avifaunas with special reference to comparative distribuition in the neotropics. **Smithsonian Contributions in Zoology 212**,1-150.

SOCIEDADE DA ÁGUA. 2014. **Relatório da 8ª campanha de campo para execução de seis programas de monitoramento de fauna na região da Usina Hidrelétrica Mauá.** Curitiba, Sociedade da Água Serviços Ambientais e Engenharia. Relatório técnico de distribuição restrita. 255 p.

Souza-Filho, G.A. de. 2011. *Urostrophus vautieri* Duméril and Bibron, 1837 (Reptilia: Squamata: Sauria: Leiosauridae): Distribution extension, Paraná, Brazil. **Check List 7**(6): 876-877.

Srbek-Araujo, A.C. & Chiarello A. G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24(3): 647-656.

Stevens, V.M., Polus, E., Wesselingh, R.A., Schtickzelle, N. & Baguette, M. 2004. Quantifying functional connectivity: experimental evidence for patchspecific resistance in the natterjack toad (*Bufo calamita*). **Landscape Ecology**, 19: 829-842.

Straube, F.C. & Bianconi, G.V. 2002. Sobre a grandeza e a unidade utilizada para estimar esforço de captura com utilização de redes-de-neblina. **Chiroptera Neotropical**, 8(1-2):150-152.

Straube, F.C.; Urben-Filho, A. & Kajiwara, D. 2004. Aves. *In*: S.B.Mikich & R.S.Bérnils eds. **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná. pp.143-496. (disponível online em http://www.gb2.com.br/livro/ acessado em 24 de julho de 2004).

Sutherland W.J.; Newton, I. & Green, R.E. 2004. **Bird ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford, Oxford University Press, UK

Sutherland, W.J. 2000. **The conservation handbook: research, management and policy**. Malden: Blackwell Science. 278 p.

Tocher, M. D., et al. 1997. Fragmentation effects on a Central Amazonian frog community: a ten-year study. - In: W. F. Laurence and R. O. Bierregaard (eds), **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. The University of Chicago press, pp. 124-127.

Tomasevic, J.A. & Estades, C.F. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their "softness" as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. **Forest Ecology and Management 255**: 810-816.

Trovati, R.G. & Brito, B.A. 2009. Nota sobre deslocamento e área de uso de tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) translocado no Cerrado brasileiro. **Neotropical Biology and Conservation**, 4(3):144-149.

Uetz, P. & Hosek, J.. 2015. **The Reptile Database.** URL: http://www.reptile-database.org/ (acessado em 16 de abril de 2015).

Vallejos, M.A.V. & Morimoto, D. 2013. The importance of data verification: Unchecked errors in basic natural history sampling may greatly impair conservation research. **Biological Conservation, 157**: 437-438.

Vallejos, M.A.V.; Deconto, L.R.; Straube, F.C. & Urben-Filho, A. 2011. Comportamientos incidentales de pájaros delante acciones de deforestación. *In*: **Anales del IX Congreso de Ornitología Neotropical**. Cusco.

Vieira, E.M.; Marinho-Filho, J. 1998. Pre and post-fire habitat utilization by rodents of Cerrado from central Brazil. **Biotropica**, 30(3): 491-496.

Vieira, M.V. & Cunha, A.A. 2008. Scaling body mass and use of space in three species of marsupials in the Atlantic Forest of Brazil. **Austral Ecology**, 33: 872-879.

Volpato, G.H.; Anjos, L. dos; Mendonça, L.B.; Lopes, E.V. & Berndt, R.A. 2009. **Aves da Fazenda Monte Alegre: um estudo da biodiversidade**. Londrina, Editora da Universidade de Londrina. 129 p.

Voss R.S.; Lunde D.P.; Jansa S.A. 2005. On the contents of *Gracilinanus* Gardner and Creighton, 1989, with the description of a previously unrecognized clade of small didelphid marsupials. **American Museum Novitates**, 3482: 1-34.

Voss, R.S. & Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assesment. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, 230: 1-115.

Voss, R.S., Lunde, D.P. & Simmons, N.B. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna, part 2. Nonvolant species. **Bulletin of the American Museum of Natural History,** 263: 1-236.

Weygoldt, P. 1989. Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic mountains of Brazil: Frogs as indicators of environmental deteriorations? **Stud. Neotrop. Fauna Environ. 24**: 249-255.

White, G. C. & R. A. Garrot. 1990. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. Academic Press, San Diego, 383p.

Whittaker, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs 30**: 279-338.

Wiens, J.A.; Rotenberry, J.T. & van Horne, B. 1986. A lesson in the limitations of field experiments: shrubsteppe birds and habitat alteration. **Ecology 67**(2): 365-376.

Wilkinson, F. 2009. Observations on the breeding biology of the Silky-Tailed Nightjar (*Caprimulgus sericocaudatus mengeli*). **The Wilson Journal of Ornithology, 121**(3): 498-505.

Willis, E. 0. 1988. *Drymophila rubricollis* (Bertoni, 190 1) is a valid species (Aves, Formicariidae). **Revista Brasileira de Biologia 48**:431-438.

Willis, E.O. & Oniki, Y. 1988. Aves observadas em Balbina, Amazonas e os prováveis efeitos da barragem. **Ciência e Cultura**, 40(3):280-284.

Wilson, E.O. 1997. **A situação atual da diversidade biológica**. Biodiversidade. Ed. Nova Fronteira. p. 3-24.

Wolff, J.O.; Schauber, E.M. & Edge, W.D. 1997. Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of Gray-tailed Voles. **Conservation Biology 11**(4): 945-956.

Woltmann, S. 2005. Patterns of daily temporal variation in detectability of forest birds in Bolivia. **Ornitologia Neotropical 16**: 337-346.

VIII

APÊNDICES

APÊNDICE 1. Avifauna do médio rio Tibagi, com as espécies registradas nas áreas de influências da UHE Mauá.

Legenda: Localidades de registro e fontes: **FMA**: Fazenda Monte Alegre (**FMA1**: Pinto, 1938, 1944; MZUSP; MHNCl; **FMA2**: Rodrigues et al., 1981; **FMA3**: Anjos & Schuchmann, 1997; **FMA4**: Volpato *et al*., 2009; **FMA5**: Resgate de Fauna e Flora do Canteiro de Obras da UHE-Mauá: Hori Consultoria Ambiental; registros inéditos entre julho de 2008 e fevereiro de 2009); **Va**: Varanal (Anjos *et al*., 1997; Anjos & Schuchmann, 1997); **Im**: Imbauzinho (Anjos & Schuchmann, 1997); **UM**: Área de Influência UHE-Mauá (CNEC, 2004: sem localidade indicada); **KO**: Floresta Klabin-Ortigueira (A.Urben-Filho e L.R.Deconto, registros inéditos em junho de 2007); **FA**: foz do Rio das Antas (F.C.Straube, registros inéditos em fevereiro de 2007); **SA**: Salto Aparado - Rio Tibagi (F.C.Straube, registros inéditos em fevereiro de 2007); **TIM**: Terra Indígena de Mococa (F.C.Straube, A.Urben-Filho, L.R.Deconto e S.de Jesus, registros inéditos entre julho-agosto de 2007); **TIQ**: Terra Indígena de Queimadas (F.C.Straube, A.Urben-Filho, L.R.Deconto e S.de Jesus, registros inéditos entre julho-agosto de 2007). **AID**, área de influência direta: espaço geográfico que será inundado pelo reservatório da UHE Mauá; **AII**, área de influência indireta, espaços adjacentes à AID inseridos em An+Ap.

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Tinamiformes			
Tinamidae			
Tinamus solitarius	Va, FMA45		
Crypturellus obsoletus	Im, Va, FA, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Crypturellus parvirostris	FA, KO, TIQ, TIM, FMA45		x
Crypturellus tataupa	Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Rhynchotus rufescens	Va, TIQ, UM, FMA45		x
Nothura maculosa	Va, TIQ, UM, FMA4		x
Anseriformes			
Anatidae			
Cairina moschata	Va, FMA4		x
Amazonetta brasiliensis	Va, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Oxyura dominica	FMA4		
Galliformes			
Cracidae			
Penelope superciliaris	TIQ, TIM	x	
Penelope obscura	FMA345, Im, Va, SA, UM	x	x
Odontophoridae			
Odontophorus capueira	Im, Va, TIQ, UM, FMA45	x	x
Podicipediformes			
Podicipedidae			

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Tachybaptus dominicus	FMA4		x
Podilymbus podiceps	Va, FMA4		x
Pelecaniformes			
Phalacrocoracidae			
Phalacrocorax brasilianus	Va, FA, SA, UM, FMA45	x	
Anhingidae			
Anhinga anhinga	FMA5		
Ciconiiformes			
Ardeidae			
Tigrisoma lineatum	Va, FMA45		x
Tigrisoma fasciatum	FMA45		
Nycticorax nycticorax	Va, FMA45	x	
Butorides striata	Va, FA, FMA45	x	
Bubulcus ibis	FA, UM, FMA4		x
Ardea cocoi	FMA4	x	
Ardea alba	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Syrigma sibilatrix	FMA1, Va, FA, TIQ, TIM, FMA4	x	x
Egretta thula	Va, TIM, UM, FMA45		x
Threskiornithidae			
Mesembrinibis cayennensis	Va, FMA45	x	
Theristicus caudatus	Va, FA, TIQ, TIM, FMA45		x
Platalea ajaja		x	
Ciconiidae			
Ciconia maguari			x
Cathartiformes			
Cathartidae			
Cathartes aura	Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Coragyps atratus	Va, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Sarcoramphus papa	Va, TIQ, FMA45	x	x
Falconiformes			
Accipitridae			
Leptodon cayanensis	Im, Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Elanoides forficatus	Im, Va, SA, UM, FMA45	x	x
Elanus leucurus	Va, FA, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Harpagus diodon	FMA45	x	
Ictinia plumbea	FMA345, Im, Va, FA, SA, TIM	x	x
Accipiter poliogaster	FMA4	x	

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Accipiter striatus	Im, TIM, FMA45		x
Accipiter bicolor			x
Geranospiza caerulescens	TIQ, FMA4		
Leucopternis polionotus	FMA4	x	
Buteogallus urubitinga		x	
Harpyhaliaetus coronatus	FMA1		x
Parabuteo unicinctus	FMA5		
Heterospizias meridionalis	Va, UM, FMA4	x	
Percnohierax leucorrhous	FMA4		x
Rupornis magnirostris	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Buteo albicaudatus	FMA5		x
Buteo melanoleucus	Va, FMA4		
Buteo swainsoni	Im, FMA4		
Buteo brachyurus	TIQ, FMA45	x	x
Spizaetus melanoleucus	Va, KO, FMA4	x	
Falconidae			
Caracara plancus	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Milvago chimachima	Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Milvago chimango			x
Herpetotheres cachinnans	Im, Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Micrastur ruficollis	FMA345, Im, Va, TIM, UM	x	x
Micrastur semitorquatus	Va, TIQ, FMA45	x	x
Falco sparverius	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Falco femoralis	TIM, FMA4	x	
Falco peregrinus	TIQ		x
Gruiformes			
Rallidae			
Aramides cajanea	Va, FMA45		
Aramides saracura	Im, Va, FA, TIQ, TIM, FMA4	x	x
Laterallus melanophaius	FMA4		x
Porzana albicollis	Va, TIQ, FMA4		
Pardirallus maculatus	FMA4		
Pardirallus nigricans	Va, FA, TIQ, TIM, FMA5	x	x
Pardirallus sanguinolentus	FMA4		
Gallinula chloropus	TIQ, TIM, FMA4		x
Porphyrio martinica	Va, FMA4		
Cariamidae			
Cariama cristata	Va, FMA45		
Charadriiformes			
Charadriidae			

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Vanellus chilensis	Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Scolopacidae			
Gallinago paraguaiae	FMA4		
Actitis macularius	FMA4		
Tringa solitaria	Va, FMA4		x
Tringa flavipes	FMA4	x	
Calidris melanotos	Va, FMA4		
Jacanidae			
Jacana jacana	Va, TIQ, TIM, UM, FMA4		x
Rynchopidae			
Rynchops niger			x
Columbiformes			
Columbidae			
Columbina talpacoti	Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Columbina squammata	Va, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Columbina picui	Va, TIQ, TIM, FMA4		x
Claravis pretiosa	Va, TIM, FMA45		x
Claravis godefrida	FMA4		
Columba livia	TIQ, TIM		x
Patagioenas speciosa	Im, FMA4		
Patagioenas picazuro	Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Patagioenas cayennensis	FMA345, Im, Va, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Patagioenas plumbea	FMA345, Im, Va	x	
Zenaida auriculata	Va, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Geotrygon montana	FMA2345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Leptotila verreauxi	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Leptotila rufaxilla	FMA345, Im, Va, TIQ, UM	x	x
Psittaciformes			
Psittacidae			
Primolius maracana	FMA1	x	
Aratinga leucophthalma	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Aratinga auricapillus	FMA45	x	x
Pyrrhura frontalis	FMA345, Im, Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Forpus xanthopterygius	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Brotogeris tirica	FMA345, Va, TIQ, UM	x	x
Pionopsitta pileata	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Pionus maximiliani	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Amazona vinacea	Im, Va, SA, UM, FMA4		x
Amazona aestiva	FMA4		

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Cuculiformes			
Cuculidae			
Piaya cayana	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Coccyzus melacoryphus	Va, FMA45		x
Coccyzus americanus	Va, FMA4		
Crotophaga major	Im, FMA4	x	
Crotophaga ani	Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Guira guira	Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Tapera naevia	Im, Va, FA, TIQ, UM, FMA45	x	x
Dromococcyx pavoninus	Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Strigiformes			
Tytonidae			
Tyto alba	Va, TIM, FMA45	x	x
Strigidae			
Megascops choliba	Va, TIQ, FMA45	x	x
Megascops atricapilla	Va, FMA4		
Megascops sanctaecatarinae	FMA4		x
Pulsatrix koeniswaldiana	Va, FMA45	x	x
Strix hylophila	Va, TIQ, FMA4	x	x
Strix virgata		x	x
Glaucidium brasilianum	FMA345, Va, TIQ	x	
Athene cunicularia	Va, TIQ, TIM, UM, FMA4		x
Asio clamator	Va, FMA4		
Asio stygius	Va, FMA4		
Asio flammeus	TIM		x
Caprimulgiformes			
Nyctibiidae			
Nyctibius griseus	Im, Va, UM, FMA45	x	x
Caprimulgidae			
Lurocalis semitorquatus	Im, Va, FMA45	x	x
Chordeiles acutipennis	FMA4		
Podager nacunda	FMA45		
Nyctidromus albicollis	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Nyctiphrynus ocellatus		x	x
Caprimulgus sericocaudatus	TIQ, FMA5	x	x
Caprimulgus parvulus	FMA5		
Hydropsalis torquata	FMA4		
Macropsalis forcipata	Va, TIQ, UM, FMA45	x	x

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Apodiformes			
Apodidae			
Cypseloides fumigatus	FMA4		
Cypseloides senex	Va, FMA4		
Streptoprocne biscutata	FMA1		
Streptoprocne zonaris	Va, TIQ, FMA45	x	
Chaetura cinereiventris	Va, FMA45	x	x
Chaetura meridionalis	Va, UM, FMA45	x	x
Trochilidae			
Phaethornis pretrei	Im, Va, UM, FMA4		
Phaethornis eurynome	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Eupetomena macroura	Va, FMA4	x	x
Florisuga fusca	Va, TIM, FMA45	x	x
Colibri serrirostris	FMA4		
Anthracothorax nigricollis	FMA45		
Stephanoxis lalandi	Va, TIQ, TIM, FMA4		x
Lophornis magnificus	FMA1		
Chlorostilbon lucidus	Va, FA, TIM, UM, FMA45	x	x
Thalurania glaucopis	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Hylocharis sapphirina	Va, FMA4		
Hylocharis chrysura	FMA4		
Leucochloris albicollis	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Amazilia fimbriata	FMA5		
Amazilia lactea	UM, FMA5		x
Calliphlox amethystina	Va, FMA4		
Trogoniformes			
Trogonidae			
Trogon surrucura	FMA345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM	x	x
Trogon rufus	Va, FA, UM, FMA45	x	x
Coraciiformes			
Alcedinidae			
Megaceryle torquata	Va, TIM, UM, FMA45	x	x
Chloroceryle amazona	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45		
Chloroceryle aenea	Va, FMA4		
Chloroceryle americana	Va, FA, TIM, FMA4	x	
Momotidae			
Baryphthengus ruficapillus	Im, Va, TIQ, FMA45	x	x
Galbuliformes			
Bucconidae			

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Notharchus swainsoni	FMA4	x	
Nystalus chacuru	Va, TIM, FMA45		x
Malacoptila striata	TIQ, UM, FMA45	x	x
Nonnula rubecula	FMA345, Im, Va, TIQ, UM	x	x
Piciformes			
Ramphastidae			
Ramphastos dicolorus	FMA345, Im, Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Selenidera maculirostris	FMA4		
Pteroglossus castanotis			x
Pteroglossus bailloni	FMA345, Im, Va, SA, TIQ	x	x
Picidae			
Picumnus cirratus	TIM, FMA4		
Picumnus temminckii	FMA2345, Im, Va, FA, SA, KO, TIQ, UM	x	x
Picumnus nebulosus	FMA4		
Melanerpes candidus	FMA45, Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Melanerpes flavifrons	FMA345, Im, Va, SC	x	x
Veniliornis spilogaster	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Piculus aurulentus	FMA345, Im, Va, FA, TIQ, TIM	x	x
Colaptes melanochloros	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Colaptes campestris	Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Celeus flavescens	FMA34, Im, SA, TIQ, TIM, UM		x
Dryocopus galeatus	FMA5	x	x
Dryocopus lineatus	FMA345, Im, Va, FA, TIQ, TIM, UM	x	x
Campephilus robustus	FMA345, Im, Va, TIM	x	x
Campephilus melanoleucos	FMA34, Va		
Passeriformes			
Thamnophilidae			
Hypoedaleus guttatus	UM		
Batara cinerea	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM	x	x
Mackenziaena leachii	Im, Va, FA, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Mackenziaena severa	FMA45, Im, Va, KO, TIQ, TIM	x	x
Biatas nigropectus	TIQ		
Thamnophilus ruficapillus	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Thamnophilus caerulescens	FMA2345, Im, Va, FA, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Herpsilochmus rufimarginatus		x	x
Dysithamnus mentalis	FMA2345, Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Dysithamnus xanthopterus	Va, FMA4		
Drymophila rubricollis	FA, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Drymophila ochropyga	FMA5	x	x
Drymophila malura	FMA2345, Im, Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Terenura maculata	FMA5		

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Pyriglena leucoptera	FMA2345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Conopophagidae			
Conopophaga lineata	FMA2345, Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Grallariidae			
Grallaria varia	FMA345, Im, Va, TIQ	x	x
Hylopezus nattereri	Im, Va, TIQ, FMA45		
Rhinocryptidae			
Psilorhamphus guttatus	Im, Va, FA, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Eleoscytalopus indigoticus	FMA345, Va, TIQ, TIM	x	x
Scytalopus speluncae	KO		
Formicariidae			
Formicarius colma	FMA4		
Chamaeza campanisona	FMA345, Im, Va, UM	x	x
Chamaeza meruloides	FMA45	x	x
Chamaeza ruficauda	Im, Va, TIQ, FMA4		
Scleruridae			
Sclerurus scansor	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Dendrocolaptidae			
Dendrocincla turdina	Va, FMA4		
Sittasomus griseicapillus	FMA2345, Im, Va, FA, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Xiphocolaptes albicollis	Va, FMA45	x	x
Dendrocolaptes platyrostris	FMA2345, Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Xiphorhynchus fuscus	FMA2345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Lepidocolaptes angustirostris	Im, Va, FMA45		x
Lepidocolaptes falcinellus	FMA24, Im, Va, FA, SA		x
Campylorhamphus trochilirostris	FMA345, Va, TIQ		
Campylorhamphus falcularius	FMA4	x	x
Furnariidae			
Furnarius rufus	Va, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Leptasthenura striolata	Va, FMA4		
Leptasthenura setaria	FMA12345, Va, FA, KO, TIQ		x
Synallaxis ruficapilla	FMA2345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Synallaxis cinerascens	FMA345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM	x	x
Synallaxis frontalis	FMA2345, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Synallaxis spixi	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Cranioleuca obsoleta	Im, Va, KO, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Cranioleuca pallida	FMA45		

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Certhiaxis cinnamomea	FMA24, FA, TIQ, UM		x
Clibanornis dendrocolaptoides	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM		x
Anumbius annumbi	Va, TIQ, FMA4		
Anabacerthia amaurotis	Im, Va, FMA4		
Syndactyla rufosuperciliata	FMA2345, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Philydor lichtensteini	KO, TIQ, FMA45	x	x
Philydor rufum	FMA345, Im, Va, FA, TIQ, TIM, UM	x	x
Automolus leucophthalmus	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Lochmias nematura	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Heliobletus contaminatus	FMA345, Im, Va		
Xenops minutus	Im, Va, UM, FMA4		x
Xenops rutilans	FMA2345, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Tyrannidae			
Mionectes rufiventris	FMA2345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Leptopogon amaurocephalus	FMA2345, Im, Va, FA, SA, TIQ, TIM	x	x
Corythopis delalandi	FMA345, Va, TIM		x
Hemitriccus diops	FMA2345, Va, TIQ	x	x
Hemitriccus obsoletus	Im, Va, FMA4	x	
Hemitriccus nidipendulus	FMA24, Im, Va		
Myiornis auricularis	FMA2345, Va, TIQ	x	x
Poecilotriccus plumbeiceps	FMA345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Todirostrum poliocephalum	FMA45	x	x
Todirostrum cinereum	Va, FMA45		
Phyllomyias burmeisteri	FMA45	x	
Phyllomyias virescens	FMA14, Im, TIQ		x
Phyllomyias fasciatus	FMA2345, Im, Va, KO, TIQ, UM	x	
Phyllomyias griseocapilla	Va, FMA4		
Myiopagis caniceps	FMA45, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Myiopagis viridicata	TIQ, FMA45	x	x
Elaenia flavogaster	Va, FA, TIQ, FMA45	x	x
Elaenia spectabilis	FMA5		x
Elaenia parvirostris	FMA34, Va		x
Elaenia mesoleuca	Va, FMA45		x
Elaenia chiriquensis	Va, FMA4		
Elaenia obscura	Va, FMA4		
Camptostoma obsoletum	Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Serpophaga nigricans	TIM, FMA4		
Serpophaga subcristata	FMA145, Va, TIQ	x	x
Capsiempis flaveola	Im, Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Euscarthmus meloryphus	TIQ, FMA4		
Phylloscartes eximius	Im, Va, FMA4		x
Phylloscartes ventralis	FMA345, Im, Va, KO, TIQ, TIM	x	x
Phylloscartes paulista	FMA4		

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Phylloscartes oustaleti	Va, FMA4		
Phylloscartes sylviolus		x	
Culicivora caudacuta	FMA4		
Tolmomyias sulphurescens	FMA345, Im, Va, SA, KO, TIQ, UM	x	x
Platyrinchus mystaceus	FMA2345, Im, Va, SA, TIM, UM	x	x
Onychorhynchus swainsoni	FMA2345, TIQ	x	x
Myiophobus fasciatus	FMA245, Va, TIQ, TIM, UM		x
Myiobius barbatus		x	
Hirundinea ferruginea	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Lathrotriccus euleri	FMA2345, Im, Va, KO, TIQ, TIM	x	x
Cnemotriccus fuscatus	FMA245, Va, TIQ	x	
Contopus cinereus	FMA345, Va, TIQ, TIM	x	x
Pyrocephalus rubinus	Va, UM, FMA45	x	x
Fluvicola nengeta			x
Knipolegus cyanirostris	Va, TIQ, UM, FMA4		
Knipolegus lophotes	FMA4		
Knipolegus nigerrimus	FMA4		
Satrapa icterophrys	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Xolmis cinereus	Va, TIQ, UM, FMA4		x
Xolmis velatus	FMA4		
Xolmis dominicanus	FMA4		
Muscipipra vetula	Va, TIQ, TIM, FMA45		x
Gubernetes yetapa	FMA4		
Arundinicola leucocephala	Va, FMA4		
Colonia colonus	Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Machetornis rixosa	Va, SA, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Legatus leucophaius	FMA345, Im, Va, SA, UM		x
Myiozetetes similis	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Pitangus sulphuratus	FMA345, Im, Va, FA, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Conopias trivirgata	FMA34		
Myiodynastes maculatus	FMA345, Im, Va, UM	x	x
Megarynchus pitangua	FMA345, Im, Va, FA, SA, UM	x	x
Empidonomus varius	Im, Va, TIQ, FMA45	x	x
Tyrannus melancholicus	FMA245, Im, Va, TIQ, UM	x	x
Tyrannus savana	Va, UM, FMA45	x	x
Tyrannus tyrannus	FMA4		
Sirystes sibilator	FMA145, Va, TIQ	x	x
Myiarchus swainsoni	Im, Va, FMA45	x	x
Myiarchus ferox	FMA345, Va, KO, TIQ, TIM		x
Ramphotrigon megacephalum	FMA4		
Attila rufus	Va, FMA4		
Cotingidae			
Phibalura flavirostris	KO, Va, FMA45		x

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Procnias nudicollis	FMA345, Va, TIM, UM	x	x
Pyroderus scutatus	FMA345, Va, UM		x
Pipridae			
Piprites chloris	FMA5		
Piprites pileata	FMA1		
Chiroxiphia caudata	FMA2345, Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Ilicura militaris		x	
Tityridae			
Oxyruncus cristatus	Va, UM, FMA4		
Schiffornis virescens	FMA2345, Im, Va, FA, TIQ, TIM, UM	x	x
Tityra inquisitor	UM, FMA45	x	x
Tityra cayana	FMA345, Im, Va, SA, TIQ, UM	x	x
Pachyramphus viridis	FMA345, Va, TIQ, TIM	x	x
Pachyramphus castaneus	FMA345, Im, Va, KO, TIQ, TIM	x	x
Pachyramphus polychopterus	FMA345, Im, Va	x	x
Pachyramphus validus	FMA345Im, Va, SA, KO, TIQ, UM	x	x
Vireonidae			
Cyclarhis gujanensis	FMA2345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Vireo olivaceus	FMA2345, Im, Va, UM	x	x
Hylophilus poicilotis	FMA345, Im, Va, TIM	x	
Corvidae			
Cyanocorax caeruleus	FMA14, Va		
Cyanocorax cristatellus	FMA4		
Cyanocorax chrysops	FMA1345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Hirundinidae			
Pygochelidon cyanoleuca	Im, Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Alopochelidon fucata	Va, FMA45		x
Stelgidopteryx ruficollis	Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Progne tapera	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Progne chalybea	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Tachycineta albiventer	Im, Va, TIM, UM, FMA45	x	x
Tachycineta leucorrhoa	Va, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Petrochelidon pyrrhonota	FMA4	x	
Troglodytidae			
Troglodytes musculus	FMA345, Im, Va, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Cistothorus platensis	FMA4		
Donacobiidae			

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Donacobius atricapilla	TIM, FMA4		
Sylviidae			
Polioptila lactea		x	
Turdidae			
Turdus flavipes	Va, FMA45		
Turdus subalaris	FMA345, Va	x	x
Turdus rufiventris	FMA2345, Im, Va, FA, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Turdus leucomelas	FMA345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Turdus amaurochalinus	FMA345, Im, Va, KO, TIQ, TIM, UM		x
Turdus albicollis	FMA2345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Mimidae			
Mimus saturninus	Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Motacillidae			
Anthus lutescens	TIQ		
Anthus correndera	FMA4		
Anthus nattereri	FMA14		
Anthus hellmayri	FMA14		
Coerebidae			
Coereba flaveola	FMA345, Va, TIQ, TIM, UM		x
Thraupidae			
Saltator fuliginosus	Im, Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Saltator similis	FMA2345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Saltator maxillosus	FMA4	x	x
Orchesticus abeillei	Va, FMA4		x
Schistochlamys ruficapillus	Va, FMA4		
Cissopis leverianus	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM, FMA45	x	x
Neothraupis fasciata	FMA4		
Nemosia pileata	FMA4		
Orthogonys chloricterus	Va, FMA45		
Thlypopsis sordida	TIQ, TIM, FMA5		x
Pyrrhocoma ruficeps	FMA2345, Im, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Trichothraupis melanops	FMA2345, Im, FA, SA, TIQ, TIM	x	x
Tachyphonus coronatus	FMA12345, Im, Va, FA, SA, SA, KO, TIQ, TIM	x	x
Thraupis sayaca	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Thraupis palmarum	FMA4		
Thraupis bonariensis	Va, KO, FMA45		x
Stephanophorus diadematus	Va, TIQ, TIM, FMA45		
Pipraeidea melanonota	FMA345, Va, TIQ, UM		x

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Tangara seledon	FMA4		
Tangara cayana	FMA4		
Tangara peruviana	FMA134		
Tangara preciosa	FMA45		x
Tersina viridis	Im, Va, SA, TIM, FMA45	x	x
Dacnis nigripes	Im, FMA4		
Dacnis cayana	FMA345, Va, TIQ, TIM, UM	x	x
Hemithraupis guira	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM	x	x
Hemithraupis ruficapilla	FMA4	x	x
Conirostrum speciosum	FMA345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM	x	x
Emberizidae			
Zonotrichia capensis	FMA2345, Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Ammodramus humeralis	Va, FA, TIQ, UM, FMA4		
Haplospiza unicolor	FMA2345, Va, TIQ	x	x
Donacospiza albifrons	Va, TIQ, FMA4		
Poospiza cabanisi	FMA2345, Va, TIQ		x
Sicalis citrina	FMA4		
Sicalis flaveola	Va, FA, KO, TIQ, FMA45		x
Sicalis luteola	TIQ, FMA4		
Emberizoides herbicola	FMA14		
Emberizoides ypiranganus	FMA4		
Embernagra platensis	TIQ, FMA4		
Volatinia jacarina	Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Sporophila frontalis		x	
Sporophila falcirostris	FMA34		
Sporophila plumbea	FMA345	x	
Sporophila lineola			x
Sporophila caerulescens	Im, Va, FA, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Sporophila angolensis	Va, FMA45	x	x
Tiaris fuliginosus	FMA25		
Arremon semitorquatus	FMA5	x	x
Arremon flavirostris	FMA34, Va		
Coryphospingus cucullatus	TIQ, TIM, FMA45		x
Cardinalidae			
Piranga flava	FMA1345, Im, Va		x
Habia rubica	FMA2345, Im, Va, FA, TIQ, TIM, UM	x	x
Cyanoloxia moesta	FMA345, Im, Va, TIQ, TIM	x	x
Cyanoloxia brissonii	FMA345, Im, Va, TIQ	x	x
Cyanoloxia glaucocaerulea	FMA4	x	x
Parulidae			
Parula pitiayumi	Im, Va, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x

Táxon	Localidades de registro	AID	AII
Geothlypis aequinoctialis	Va, FA, SA, TIQ, TIM, UM, FMA45	x	x
Basileuterus culicivorus	FMA2345, Im, Va, FA, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Basileuterus leucoblepharus	FMA2345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Phaeothlypis rivularis	UM, FMA4		
Icteridae			
Pasarocolius decumanus	FMA4		
Cacicus chrysopterus	FMA2345, Im, Va, SA, KO, TIQ, TIM, UM	x	x
Cacicus haemorrhous	FMA345, Im, Va, SA, TIQ, TIM, UM	x	x
Icterus cayanensis	Va, FMA45		
Gnorimopsar chopi	Va, FA, KO, FMA45		x
Agelasticus cyanopus	Va, FMA4		
Agelasticus thilius	Va, FMA4		
Chrysomus ruficapillus	Va, FMA4		
Pseudoleistes guirahuro	TIQ, TIM, UM, FMA4		x
Molothrus rufoaxillaris	Va, FMA4		
Molothrus oryzivorus	Va, FMA4		x
Molothrus bonariensis	Im, Va, FA, KO, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Sturnella superciliaris	Va, TIQ, FMA4		x
Dolichonyx oryzivorus	Va, FMA4		
Fringillidae			
Sporagra magellanica	Va, FA, TIQ, TIM, UM, FMA45		x
Euphonia chlorotica	TIQ, TIM, FMA45	x	x
Euphonia violacea	Va, SA, UM, FMA45		x
Euphonia chalybea	Im, Va, FMA45	x	x
Euphonia cyanocephala	FMA4		x
Euphonia pectoralis	FMA45		
Chlorophonia cyanea	FMA345, Va, TIQ	x	x
Estrildidae			
Estrilda astrild	FMA4	x	
Passeridae			
Passer domesticus	KO, TIQ, TIM, UM, FMA45		x

APÊNDICE 2. Espécimes da fauna colecionados durante o "Programa de monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá". O número tombo, do Museu de História Natural Capão da Imbuia, é incluído somente quando o espécime já foi processado e incorporado ao respectivo acervo.

ESPÉCIE	DATA	LOCALIDADE	NÚMERO TOMBO
AVES			
Onychorhynchus swainsoni	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6466
Chiroxiphia caudata	28/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Pyriglena leucoptera	30/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6464
Picumnus temmimckii	17/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6469
Drymophila ochropyga	18/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6470
Grallaria varia	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6467
Arremon semitorquatus	27/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6598
Hemitriccus diops	27/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6599
Pyrrhocoma ruficeps	27/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6602
Poecilotriccus plumbeiceps	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6596
Cyanoloxia moesta	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6597
Pyrrhocoma ruficeps	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6600
Pyrrhocoma ruficeps	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6601
Nonnula rubecula	04/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6621
Chiroxiphia caudata	04/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6622
Drymophila ochropyga	04/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6619
Drymophila ochropyga	04/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6623
Lathrotriccus euleri	05/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6624
Saltator fuliginosus	05/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6625
Glaucidium brasilianun	05/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6626
Tapera naevia	05/10/2011	Centro, Telêmaco Borba, PR	6627
Haplospiza unicolor	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	ML 4361
Thalurania glaucopis	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	ML 4362
Pyriglena leucoptera	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6726
Chamaeza meruloides	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6727
Myiopagis viridicata	16/10/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	6728
Chamaeza campanisona	15/01/2014	Vila Lagoa, Telêmaco Borba, PR	
Synallaxis ruficapilla	14/10/2014	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Saltator fuliginosus	14/10/2014	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Amazilia lactea	16/10/2014	Vila Lagoa, Telêmaco Borba, PR	
RÉPTEIS			
Ophiodes fragilis	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13779
Cercosaura schreibersii	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13776
Echinanthera cyanopleura	23/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13773
Erythrolamprus aeculapii	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13775
Xenodon merremii	29/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13778
Xenodon neuwiedii	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13777
Crotalus durissus	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	13774
MAMÍFEROS			
Thaptomys nigrita	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Oligoryzomys nigripes	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis (sp.1)	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	03/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	03/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	22/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	22/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis (sp.1)	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	03/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oryzomyini	26/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	04/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (em processo)	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	28/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Necromys lasiurus	28/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (em processo)	28/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	28/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	04/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	29/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	29/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	29/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	29/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	29/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oxymycterus judex	29/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (em processo)	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	20/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.2)	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Juliomys pictipes	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.2)	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis americana(cf.)	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	21/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.2)	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (em processo)	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.2)	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	22/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (em processo)	23/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	23/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	23/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oxymycterus judex	23/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	23/06/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	06/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	27/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	28/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	28/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	28/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	28/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	29/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	29/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphi sorex (cf.)	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	06/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphi sorex (cf.)	25/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Gracilinanus agilis (cf.)	26/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Juliomys pictipes	28/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	29/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	29/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	30/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	06/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	06/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis americana(cf.)	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	07/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.2)	17/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	17/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Necromys lasiurus	17/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	18/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	18/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	15/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	15/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.3)	15/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	15/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis sorex (cf.)	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	17/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Thaptomys nigrita	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis sorex (cf.)	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	23/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	23/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	23/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	24/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	24/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	24/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	25/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	23/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	23/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	22/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	24/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	24/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	10/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis sorex (cf.)	24/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	25/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	24/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	23/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	26/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	26/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius ihering	26/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	26/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	26/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	26/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	27/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	28/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	27/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	29/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys flavescens (cf.)	20/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	20/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (em processo)	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	20/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Euryoryzomys russatus	07/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Juliomys pictipes	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	22/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis scalops (cf.)	04/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	04/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodontini (sp.1)	07/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Bibimys labiosus	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Bibimys labiosus	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	15/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	18/07/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius iheringi	13/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	14/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oxymycterus judex	15/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Oligoryzomys nigripes	15/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	16/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Gracilinanus microtarsus	17/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys nigripes	17/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon montensis (aff.)	17/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	17/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon sp.	05/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon sp.	05/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon sp.	05/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys negripes	06/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	06/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	07/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Euryoryzomys russatus	30/04/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys negripes	01/05/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis sp.	02/05/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys sp.	27/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon sp.	28/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon sp.	28/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Brucepattersonius (aff.) *iheringi*	28/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Monodelphis iheringi	29/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	30/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Thaptomys nigrita	30/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Akodon sp.	30/06/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys negripes	01/10/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys negripes	01/10/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys negripes	02/10/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Oligoryzomys negripes	02/10/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Calomys sp.	04/10/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Julyomys pictipes	14/01/2014	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sigmodontinae (Identificação)	16/01/2014	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Anfíbios			
Scinax aromothyella	28/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Odontophrynus americanus	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Physalemus cuvieri	04/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7187
Physalemus cuvieri	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7189
Physalemus cuvieri	26/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7210
Physalemus cuvieri	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7193
Rhinella icterica	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7196
Crossodactylus sp.	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7202
Crossodactylus sp.	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7200
Crossodactylus sp.	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7190
Crossodactylus sp.	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7194
Crossodactylus sp.	28/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7192
Crossodactylus sp.	28/07/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7191

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Crossodactylus sp.	28/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7188
Crossodactylus sp.	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7199
Crossodactylus sp.	23/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7198
Crossodactylus sp.	21/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7201
Crossodactylus sp.	23/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7203
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7204
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7205
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7206
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7207
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7208
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7211
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7210
Crossodactylus sp.	25/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7209
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7213
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7212
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7214
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7215
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7216
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7227
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	7195
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	06/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	16/10/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	02/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Rhinella abei	03/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Bokermannohyla circumdata	04/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Scniax catharinae	04/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	04/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Hypsiboas sp.	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	05/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Aplastodiscus albosignatus	06/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Physalemus cuvieri	07/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sphaenorhynchus caramaschii	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sphaenorhynchus caramaschii	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

Espécie	Data	Localidade	Número tombo
Sphaenorhynchus caramaschii	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Sphaenorhynchus caramaschii	08/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	10/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	20/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	20/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	20/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus notoaktites	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Lithobates catesbeianus	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	27/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Scniax catharinae	28/04/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	13/05/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Hypsiboas sp.	09/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	21/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	16/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	24/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	23/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	22/01/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	05/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	05/10/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Crossodactylus sp.	12/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Scinax aromothyella	15/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Scinax aromothyella	11/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Scinax aromothyella	11/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Scinax aromothyella	11/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Odontophrynus americanus	14/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Physalemus cuvieri	14/12/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Physalemus cuvieri	10/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	10/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Leptodactylus mystacinus	10/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	16/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	22/03/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Haddadus binotatus	07/03/2013	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	21/11/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	27/07/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	24/02/2011	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	17/08/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

ESPÉCIE	DATA	LOCALIDADE	NÚMERO TOMBO
Ischnocnema henselii	28/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	27/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	12/09/2012	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	
Ischnocnema henselii	24/08/2010	UHE Mauá, Telêmaco Borba, PR	

IX

ANEXOS

ANEXO 1. Certificado de Regularidade Urben-Filho & Straube Consultores (pessoa jurídica) junto ao Cadastro Técnico Federal – IBAMA.

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renovaváveis
CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
2027269	29/04/2015	29/04/2015	29/07/2015

Dados básicos:

CNPJ : 08.201.421/0001-92
Razão Social : URBEN-FILHO E STRAUBE CONSULTORES S/S LTDA
Nome fantasia : HORI CONSULTORIA AMBIENTAL
Data de abertura : 21/07/2006

Endereço:

logradouro: RUA CEL. TEMÍSTOCLES DE SOUZA BRASIL
N.º: 311 Complemento:
Bairro: JARDIM SOCIAL Município: CURITIBA
CEP: 82520-210 UF: PR

Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA

Código	Atividade
0003-00	Consultoria técnica

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa jurídica está em conformidade com as obrigações cadastrais do CTF/AIDA.

A inscrição no Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA constitui declaração, pela pessoa jurídica, de observância dos padrões técnicos normativos estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia – INMETRO e pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF/AIDA não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarás e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades, especialmente os documentos de responsabilidade técnica, qualquer o tipo e conforme regulamentação do respectivo Conselho de Fiscalização Profissional, quando exigíveis.

O Certificado de Regularidade no CTF/AIDA não produz qualquer efeito quanto à qualificação e à habilitação técnica da pessoa jurídica inscrita.

Chave de autenticação	WGEDRQSJPMSG7WVI

IBAMA - CTF/AIDA 29/04/2015 - 09:17:55

ANEXO 2. Autorização para captura, coleta e transporte de material biológico IAP – n° 41728 (quatro páginas).

Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos	Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais	**Autorização Ambiental** **Nº** 41728 **Validade** 14/01/2017 **Protocolo** 134423005

01 CONTROLE

Autorização nº	Validade	Protocolo SPI de origem
41728	24 Meses	134423005

Autorização Ambiental para Atividade de:
Solicitação de autorização ambiental na fase de monitoramento de fauna, sob a área de influência da UHE MAUA, localizada no município de

O Instituto Ambiental do Paraná - IAP, com base na legislação ambiental e demais normas pertinentes, e tendo em vista o contido no expediente protocolado sob o número anteriormente citado, expede a presente Autorização a:

02 IDENTIFICAÇÃO DO AUTORIZADO

Razão Social - Pessoa Jurídica / Nome - Pessoa Física
CONSORCIO ENERGETICO CRUZEIRO DO SUL

C.G.C. - Pessoa Jurídica / C.P.F. - Pessoa Física	Inscrição Estadual - Pessoa Jurídica / R.G. - Pessoa Física
08587195000120	9045142920

Ramo de Atividade - P. J. / Profissão - P. F.
ENERGIA

Endereço	Bairro
RUA COMENDADOR ARAUJO, 143 - 19 ANDAR	CENTRO

Município	UF	Cep	Telefone
CURITIBA	PR	80420000	(41) 30284300

03 IDENTIFICAÇÃO DO EMPREENDIMENTO

Empreendimento
****

Endereço	Bairro
**********	**********

Município	UF	Cep
**********	**********	**********

04 DETALHAMENTO DA AUTORIZAÇÃO AMBIENTAL

Corpo Hídrico do Entorno	Bacia Hidrográfica
**********	**********
Destino do Esgoto Sanitário	**Destino do Efluente Líquido**
**********	**********

Detalhar o teor da autorização, premissas e condicionantes de sua concessão

Trata-se de solicitação de Autorização Ambiental para estudos da fauna silvestre na fase de monitoramento e manejo de fauna, com captura, coleta e transporte de AVIFAUNA, MASTOFAUNA E HERPETOFAUNA, necessários para a continuidade no processo de monitoramento de fauna silvestre na área de influencia da UHE MAUÁ, localizada no município de Telemaco Borba e Ortigueira - PR.

- FICA ACONDICIONADO AS SEGUINTES ATIVIDADES:

- O acompanhamento e execução dos programas de monitoramentos propostos no trabalho protocolado no IAP sob no. 13.442.300-5, na região de influência da UHE MAUÁ, localizada no município de Telemaco Borba e Ortigueira - PR.

- Que seja executado o programa de monitoramento para o grupo de AVIFAUNA, MASTOFAUNA E HERPETOFAUNA conforme os objetivos supracitados no plano de trabalho e seguindo as metodologias apresentadas e aprovadas.

- Que haja um foco detalhado nas espécies endêmicas e geração de relatórios, que especifiquem os padrões de distribuição, abundância, diversidade, riqueza e equitabilidade das espécies a jusante e montante da área do empreendimento.

- Todos os indivíduos capturados e translocados deverão ser marcados e apresentados da seguinte forma: data; local do registro; localidade; espécie (nome científico e vulgar); sexo; tipo de registro; dados de biometria.

- Em caso de captura de animais considerados ameaçados de extinção comunicar o IAP, para que junto do IBAMA e

Impressa: 14/01/2015 15:42:52 Página: 1 de 4

Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos	Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais	**Autorização Ambiental** **Nº** 41728 **Validade** 14/01/2017 **Protocolo** 134423005

ICMBIO seja determinado o destino correto da espécime.

- Quando da destinação de animais. à instituição de material biológico. está deverá emitir um documento de recebimento. com as seguintes informações: data; local do registro; localidade; espécie (nome científico e vulgar); sexo; tipo de registro; dados de biometria e marcação; dados da destinação; quantidade. para que o empreendedor o encaminhe para o IAP.

- Realizar tratamento veterinário nos animais quando necessário;

- Deverá ser definida, localização, tamanho e justificativa de áreas controle para monitoramento intensivo da fauna silvestre. Nestas áreas não deverá ocorrer soltura de animais. O tamanho total de áreas controle a serem monitoradas deverá ser representativo, contemplando todas as fitofisionomias distribuídas ao longo de toda a área de influência, como também identificação das condições limnológicas hidrológicas;

- Caso haja captura de espécies exóticas invasoras ou alóctones. fica proibida a soltura dos espécimes em ambiente natural, os quais deverão ser mantidos no centro de triagem provisório até a sua destinação ambientalmente correta.

- Deverá ser realizado, NO MINÍMO, campanhas trimestrais de amostragem efetiva de monitoramento em cada área.

2. Apresentar os resultados de Monitoramento de fauna, da seguinte forma:

- Descrição detalhada dos procedimentos metodológicos, incluindo áreas de abrangência das atividades e a descrição das análises dos dados obtidos. Essas análises. além de prever a descrição qualitativa e quantitativa dos dados obtidos deverá, preferencialmente, apresentar análises comparativas entre a fauna resgatada e a fauna ocorrente no local (com base nos resultados do levantamento e dos monitoramentos de fauna realizados);

- Apresentação dos indicadores do Monitoramento de fauna.

- Tabela digital de dados brutos (em Excel), levantados em campo contendo: data; local do registro (UTM ou coordenada geográfica). localidade; espécie (nome científico e vulgar); tipo de registro; dados de biometria e marcação; dados da destinação.

- Avaliação final e crítica dos reais impactos causados pelo empreendimento, conforme observações de campo. E como tem interferido na vida dos grupos da fauna a serem monitorados.

- O material coletado deverá ser encaminhado ao Museu de História Natural Capão da Imbuia, Rua Professora Benedito Conceição. 407, Curitiba - PR.

3- Equipe Técnica

Responsável Técnico: Alberto Urben Filho CRBIO: 25255/07-D

Equipe :

Marcelo Alejandro Villegas Vallejos	CRBIO: 50725/07-D	Avifauna
Gilberto Alves de Souza Filho	CRBIO: 30568/07-D	Reptiliofauna
Fernando José Venancio	CBRIO: 53827/RS	Mastofauna
Lucas Ribeiro Mariotto	CRBIO: 63847/RS	Anfibiofauna

4. Não é permitido:

A) CAPTURA, COLETA E TRANSPORTE E SOLTURA DE ESPÉCIES EM ÁREA PARTICULAR SEM O CONSENTIMENTO DO PROPRIETÁRIO;

B) CAPTURA, COLETA E TRANSPORTE E SOLTURA DE ESPÉCIES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO FEDERAIS. ESTADUAIS. DISTRITAIS OU MUNICIPAIS SALVO QUANDO ACOMPANHADAS DA ANUÊNCIA DO ÓRGÃO ADMINISTRADOR COMPETENTE;

Impressa: 14/01/2015 15:42:52 Página:2 de 4

Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos	Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais	**Autorização Ambiental** **Nº** 41728 **Validade** 14/01/2017 **Protocolo** 134423005

C) COLETA E TRANSPORTE DE ESPECIES LISTADAS NA INSTRUÇÃO NORMATIVA MMA Nº 3/2003 E ANEXOS CITES;

D) COLETA DE MATERIAL BIOLÓGICO POR TÉCNICOS NÃO LISTADOS NESTA AUTORIZAÇÃO;

E) EXPORTAÇÃO DE MATERIAL BIÓLÓGICO.

F) PROCEDIMENTOS METODOLOGICOS QUE NÃO CONSTEM NO PLANO DE TRABALHO APROVADO PELO IAP.

O Pedido de renovação, caso necessário, deverá ser protocolado 30 (Trinta) dias antes de expirar o prazo de validade desta autorização; válida somente sem emendas ou rasuras;

O descumprimento das condicionantes estabelecidas nesta autorização sujeita os responsáveis à aplicação de sanções previstas na legislação pertinente.

Impressa: 14/01/2015 15:42:52 Página: 3 de 4

Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos	Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais	**Autorização Ambiental** **Nº** 41728 **Validade** 14/01/2017 **Protocolo** 134423005

05 AUTENTICAÇÃO PELO INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ

Local e data

CURITIBA, 14 de janeiro de 2015

O proprietário requerente acima qualificado não consta nesta data, como devedor no cadastro de autuações ambientais do Instituto Ambiental do Paraná.	Carimbo e assinatura do representante do IAP LUIZ TARCÍSIO MOSSATO PINTO Diretor Presidente do Instituto Ambiental do Paraná

Impressa: 14/01/2015 15:42:52 Página: 4 de 4

ANEXO 3. Carta de intenção de recebimento de material biológico proveniente dos estudos de monitoramento da fauna nas áreas de influências da UHE Mauá emitido pelo Museu de História Natural Capão da Imbuia.

Prefeitura Municipal de Curitiba
Secretaria Municipal do Meio Ambiente
Departamento de Zoológico
Divisão do Museu de História Natural
Rua Prof. Benedito Conceição,407 Curitiba PR
Tel 41 3313-5480 / fax 3267-2176
e.mail: mhnci@smma.curitiba.pr.gov.br

Curitiba, 18 de maio de 2010.

Prezado Senhor

Vimos pelo presente, manifestar a Vossas Senhorias o interesse deste Museu de História Natural Capão da Imbuia em receber o material zoológico proveniente dos estudos de monitoramento da fauna das áreas de influência da Usina Hidrelétrica de Mauá, Estado do Paraná.

O Museu de História Natural Capão da Imbuia é uma Divisão do Departamento de Zoológico, da Secretaria Municipal do Meio Ambiente, da Prefeitura Municipal de Curitiba. Todo o acervo existente encontra-se tombado como Patrimônio Histórico e Artístico do Paraná (Lei Estadual 1211, de 16/09/1953), e a sede constitui em uma Unidade de Conservação Municipal (Decreto Municipal 252, de 10/05/1994). Está credenciado no Ministério do Meio Ambiente/IBAMA como Instituição Pública Nacional de Pesquisa e Desevolvimento e Fiel Depositária de Amostras de Componentes do Patrimônio Genético – DOU de 08/03/2005.

Atenciosamente,

Dra. Márcia Arzua
Chefe de Divisão

Ao
IBAMA/DF

ANEXO 4. Anotações de Responsabilidade Técnica da equipe envolvida.

ALBERTO URBEN FILHO, N°: 07-0979/12

MARCELO ALEJANDRO VILLEGAS VALLEJOS, N°: 07-0918/12

GILBERTO ALVES DE SOUZA FILHO, N°: 07-0899/12

FERNANDO JOSÉ VENÂNCIO, N°: 07-0135/10

LUCAS RIBEIRO MARIOTTO, N°: 07-0088/10

ANEXO 5. Certificados de Regularidade da equipe técnica envolvida (pessoas físicas) junto ao Cadastro Técnico Federal – IBAMA.

ALBERTO URBEN FILHO

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renovaváveis
CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
96670	27/04/2015	27/04/2015	27/07/2015

Dados básicos:

CPF: 836.292.209-59
Nome: ALBERTO URBEN FILHO

Endereço:

logradouro: RUA JOÃO MOTTER
N.º: 355 Complemento: CASA 2
Bairro: MOSSUNGUÊ Município: CURITIBA
CEP: 81210-260 UF: PR

Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA

Código CBO	Ocupação
2211-05	Biólogo
2211-05	Biólogo
2211-05	Biólogo

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa física está em conformidade com as obrigações cadastrais do CTF/AIDA.

A inscrição no Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA constitui declaração, pela pessoa física, do cumprimento de exigências específicas de qualificação ou de limites de atuação que porventura sejam determinados pelo respectivo Conselho de Fiscalização Profissional.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF/AIDA não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarás e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades, especialmente os documentos de responsabilidade técnica, qualquer o tipo e conforme regulamentação do respectivo Conselho de Fiscalização Profissional, quando exigíveis.

O Certificado de Regularidade no CTF/AIDA não produz qualquer efeito quanto à qualificação e à habilitação técnica da pessoa física inscrita.

Chave de autenticação	2BHTSQ3WA2VIF1M7

IBAMA - CTF/AIDA 27/04/2015 - 14:51:38

MARCELO ALEJANDRO VILLEGAS VALLEJOS

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renovaváveis
CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
1039117	27/04/2015	27/04/2015	27/07/2015

Dados básicos:

CPF: 050.280.749-09
Nome: MARCELO ALEJANDRO VILLEGAS VALLEJOS

Endereço:

logradouro: RUA SILVEIRA PEIXOTO
N.º: 552 Complemento: AP 42
Bairro: AGUA VERDE Município: CURITIBA
CEP: 80240-120 UF: PR

Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA

Código CBO	Ocupação
2211-05	Biólogo
2211-05	Biólogo
2211-05	Biólogo

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa física está em conformidade com as obrigações cadastrais do CTF/AIDA.

A inscrição no Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA constitui declaração, pela pessoa física, do cumprimento de exigências específicas de qualificação ou de limites de atuação que porventura sejam determinados pelo respectivo Conselho de Fiscalização Profissional.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF/AIDA não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarás e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades, especialmente os documentos de responsabilidade técnica, qualquer o tipo e conforme regulamentação do respectivo Conselho de Fiscalização Profissional, quando exigíveis.

O Certificado de Regularidade no CTF/AIDA não produz qualquer efeito quanto à qualificação e à habilitação técnica da pessoa física inscrita.

Chave de autenticação	K1WWQSX2LX3VE3NL

IBAMA - CTF/AIDA **27/04/2015 - 10:18:36**

GILBERTO ALVES DE SOUZA FILHO

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da Consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
2825958	10/02/2015	10/02/2015	10/05/2015

Dados Básicos:

CPF: 937.289.990-91

Nome: GILBERTO ALVES DE SOUZA FILHO

Endereço:

Logradouro: AVENIDA PRESIDENTE GETÚLIO VARGAS

N.º: 881 Complemento: BLOCO D, APTO 504

Bairro: REBOUÇAS Município: CURITIBA

CEP: 80230-030 UF: PR

Atividates desenvolvidas:

Categoria	Atividade
23 - Gerenciamento de Projetos sujeitos a licenciamento ambiental federal	5 - Linha de Transmissão
23 - Gerenciamento de Projetos sujeitos a licenciamento ambiental federal	25 - Parque Eólico
23 - Gerenciamento de Projetos sujeitos a licenciamento ambiental federal	2 - Pequena Central Hidroelétrica
23 - Gerenciamento de Projetos sujeitos a licenciamento ambiental federal	1 - usina hidroelétrica
23 - Gerenciamento de Projetos sujeitos a licenciamento ambiental federal	3 - Usina Termoelétrica

Atividades de Defesa Ambiental:

Categoria:

Código	Descrição
1	5001 - Consultor Técnico Ambiental - Classe 5.0

Atividade:

Código	Descrição
1	12 - Ecossistemas Terrestres e Aquaticos

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa física está em conformidade com as obrigações cadastrais e de prestação de informações ambientais sobre as atividades desenvolvidas sob controle e fiscalização do Ibama.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações,

IBAMA - CTF/APP 10/02/2015

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

permissões, concessões, alvarar e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades.

O Certificado de Regularidade não habilita o transporte e produtos e subprodutos floretais e faunísticos.

O Certificado de Regularidade tem validade de três meses, a contar da data de sua emissão.

Chave de autenticação	*mhv9.plnm.ab3g.j25e*

IBAMA - CTF/APP 10/02/2015

FERNANDO JOSÉ VENÂNCIO

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
1821013	27/04/2015	27/04/2015	27/07/2015

Dados básicos:
CPF: 034.591.029-00
Nome: FERNANDO JOSÉ VENÂNCIO
Endereço:

logradouro:	JOÃO BATISTA TRENTIN		
N.º:	749	Complemento:	APTO 203
Bairro:	TINGUI	Município:	CURITIBA
CEP:	82620-045	UF:	PR

Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA

Código CBO	Ocupação
2211-05	Biólogo

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa física está em conformidade com as obrigações cadastrais do CTF/AIDA.

A inscrição no Cadastro Técnico Federal de Atividades e Instrumentos de Defesa Ambiental – CTF/AIDA constitui declaração, pela pessoa física, do cumprimento de exigências específicas de qualificação ou de limites de atuação que porventura sejam determinados pelo respectivo Conselho de Fiscalização Profissional.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF/AIDA não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarás e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades, especialmente os documentos de responsabilidade técnica, qualquer o tipo e conforme regulamentação do respectivo Conselho de Fiscalização Profissional, quando exigíveis.

O Certificado de Regularidade no CTF/AIDA não produz qualquer efeito quanto à qualificação e à habilitação técnica da pessoa física inscrita.

Chave de autenticação	CNZB6HPXVNTFYYQB

LUCAS RIBEIRO MARIOTTO

Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da Consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
1844434	18/02/2014	18/02/2014	18/05/2014

Dados Básicos:

CPF: 057.714.539-86

Nome: Lucas Ribeiro Mariotto

Endereço:

Logradouro: Rua Guia Lopes, 1369, ap 13

N.º: Complemento:

Bairro: Monte Alegre Município: RIBEIRAO PRETO

CEP: 14051-160 UF: SP

Atividades de Defesa Ambiental:

Categoria:

Código	Descrição
1	5001 - Consultor Técnico Ambiental - Classe 5.0

Atividade:

Código	Descrição
1	12 - Ecossistemas Terrestres e Aquaticos

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa jurídica está em conformidade com as obrigações cadastrais e de prestação de informações ambientais sobre as atividades desenvolvidas sob controle e fiscalização do Ibama.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarar e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades.

O Certificado de Regularidade não habilita o transporte e produtos e subprodutos floretais e faunísticos.

O Certificado de Regularidade tem validade de três meses, a contar da data de sua emissão.

Chave de autenticação	*7r1n.fcyv.j8ed.z87j*

IBAMA - CTF/APP **18/02/2014**

ANEXO 6. Análise Preliminar de Riscos referente à 27ª campanha do "Programa de Monitoramento da fauna de vertebrados terrestres – UHE Mauá".

(1) COPEL | (2) ANÁLISE PRELIMINAR DE RISCOS - APR | (3) – EQUIPE:

4) N.º DAS ORDENS DE SERVIÇO:

(5) DATA INÍCIO 6 / 4 / 15 (5) DATA DO TÉRMINO PREVISTO 10 / 4 / 15

(6) DESCRIÇÃO DO SERVIÇO EM ANÁLISE: Monitoramento de fauna UHE Mauá

(7) NOME	(8) REGISTRO / RG / CIC	(9) ASSINATURAS
Responsável: Marcelo A. Villegas Vallejos	11.112.921-5	
Fernando José Verúcio	039 591 029 00	
Beatriz S. B. dos Santos	051.110.359-07	Beatriz S.B dos Santos
Gilberto Olmo de Souza Filho	6 226 733-0	Gilberto Filho
Daniel Son	5916099	Daniel Son
Tamara Molin	059.871.229-10	

(10) OBS.: Em caso de mais participantes, utilizar o verso da

(11) - DADOS DA ANÁLISE POR NATUREZA DE RISCOS

(12) - INDIVÍDUO / FATORES PESSOAIS

RISCOS	BLOQUEIOS

(13) - FERRAMENTAL / EQUIPAMENTOS / INSTRUMENTOS / MATERIAIS

RISCOS	BLOQUEIOS

(14) - MEIO AMBIENTE / LOCAL DA ATIVIDADE

RISCOS	BLOQUEIOS
Quedas	Trilhas
Animais peçonhentos	Perneiras
Ferimentos por animais	Luvas e repelente
Exposição ao sol	Protetor solar

(15) - TAREFA / MÉTODO DE TRABALHO

RISCOS	BLOQUEIOS

(16) REVISÃO DA APR

(17) DIA	(18) - VISTO DO RESPONSÁVEL
01	
02	
03	
04	
05	
06	
07	
08	
09	
10	
11	
12	
13	
14	
15	
16	
17	
18	
19	
20	
21	
22	
23	
24	
25	
26	
27	
28	
29	
30	
31	

(19) EQUIPAMENTOS DE PROTEÇÃO INDIVIDUAL – EPIs NECESSÁRIOS

	Avental de raspa		Luva AT – alta tensão		Mascara anti pó	X	Perneira	X	Repelente
	Capacete		Luva de algodão		Mascara para vapores		Protetor auricular		
	Casaco de raspa		Luva de PVC		Meia bota		Protetor facial		
	Cinto de segurança	X	Luva de raspa	X	Óculos de proteção	X	Protetor solar		

(20) - PARECER DA EQUIPE: A ATIVIDADE PODE SER REALIZADA ? SIM X NÃO ( )

(21) - (*) PARECER PRA O NÃO - A decisão de cancelamento / adiamento da atividade deve ser tomadas em conjunto com o coordenador da equipe / individuo e registrar o motivo no campo 22 OBSERVAÇÕES

(22) - OBSERVAÇÕES: