



Programa de pós-graduação
Ecologia Aquática
e Pesca



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA**

TESE DE DOUTORADO

JÚLIO CÉSAR SÁ DE OLIVEIRA

**ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA E ANÁLISE ECOSISTÊMICA DAS ÁREAS
DE INFLUÊNCIA DIRETA DA UHE COARACY NUNES, FERREIRA
GOMES – AP**

Belém-PA
2012

JÚLIO CÉSAR SÁ DE OLIVEIRA

ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA E ANÁLISE ECOSISTÊMICA DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA DA UHE COARACY NUNES, FERREIRA GOMES – AP

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Victoria J. Isaac Nahum

Belém-PA
2012

JÚLIO CÉSAR SÁ DE OLIVEIRA

ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA E ANÁLISE ECOSISTÊMICA DAS ÁREAS DE INFLUÊNCIA DIRETA DA UHE COARACY NUNES, FERREIRA GOMES – AP

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia Aquática e Pesca.

Orientadora: Profa. Dra. Victoria J. Isaac Nahum

Data: ____/____/____

Banca Examinadora:

Dra. Victoria J. Isaac Nahum _____
Orientadora
Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca
Universidade Federal do Pará- UFPA

Dra. Flávia Lucena Frédou _____
Membro
Departamento de Oceanografia
Universidade Federal Rural de Pernambuco- UFRPE

Dr. Keid Nolan Silva Sousa _____
Membro
Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas-ICTA
Universidade Federal do Oeste do Pará- UFOPA

Dra. Sathyabama Chellappa _____
Membro
Departamento de Oceanografia e Limnologia/Centro de Biociências
Universidade Federal do Rio Grande do Norte- UFRN

Dr Eduardo Tavares Paes _____
Membro
Universidade Federal Rural da Amazônia-UFRA

Dr. James Tony Lee _____
Suplente
Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca
Universidade Federal do Pará-UFPA

AGRADECIMENTOS

Em primeira instância agradeço à Professora Dra. Victoria J. Isaac Nahum pela confiança a mim concedida ao admitir-me como orientando de doutorado, conduzindo-me no entendimento de conhecimentos ainda por mim não compreendidos e/ou ignorados, bem como no direcionando dos estudos que culminaram na confecção da presente tese. A ela devo minha estima, respeito, amizade e gratidão.

Aos Pesquisadores Prof. Dr. Ronaldo Angelini e Profa. Dra Sathyabama Chellappa pelo auxílio e ensinamentos imprescindíveis na análise ecossistêmica usando o modelo e software Ecopath e nos estudos tróficos de peixes, respectivamente.

Ao Dr. Michel Jegu pela confirmação na identificação das espécies de peixes presentes nas coletas do presente estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará e a todos os professores do seu corpo docente, que proporcionaram informações importantes na minha formação doutoral.

Ao conselho Nacional de Ciência e Tecnologia (CNPq) pela bolsa e auxílio de bancada.

A ELETRONORTE-ELETROBRAS pelo financiamento do projeto que permitiu o desenvolvimento desta tese.

Ao Senhor Alfredo Félix Távora Gonsalves pelo apoio logístico necessário para realização das coletas e processamento do material coletado, concedendo-nos estrutura adequada em sua propriedade, além da sua amizade, estímulo e respeito.

Agradeço também ao Eng. Benedito Rodrigues (ELETRONORTE/AP) e ao Eng. Antônio Bechara Pardauil (ELETRONORTE/PA), assim como ao Eng. Lourival Freitas (ELETROBRAS) que foram os principais interlocutores para a viabilização do convênio entre UNIFAP/ELETRONORTE que financiou parte desta tese. A eles devo meus agradecimentos, respeito, consideração e amizade.

A toda equipe do Departamento Ambiental da ELETRONORTE: Walcemir Cunha, Flavio, Emano, Carlinhos, Felipe, Miriam, Max, os quais foram pessoas importantes na viabilização e acompanhamento dos trabalhos de campo, assim como na aprovação dos relatórios que possibilitaram as liberações dos recursos necessários para os trabalhos de campo.

Ao Diretor da UHE Coaracy Nunes Eng. Jorge Pelaes, pelo sempre pronto atendimento em viabilizar condições para a realização de todos os trabalhos de campo por nós efetuados no âmbito da UHE.

Agradeço ao Biólogo Huann Carillo Gentil Vasconcelos, técnico do LABILIMNO-UNIFAP e amigo, que não mediu esforços em me auxiliar em todas as atividades de campo, análises em laboratório, confecção de planilhas e relatórios. Meu muitíssimo obrigado.

Ao Eng. de Pesca e amigo Seloniel Barroso Reis, por todo auxílio e apoio administrativo no âmbito da UNIFAP, bem como no assessoramento nas coletas.

Aos técnicos e amigos da UNIFAP Antônio Rodrigues (Toninho saracura), Alfredo (Pipo), Élson Guedes (Brutus), Joaquim Santos Filho (Juca), José Nazaré (seu Naza) e João Batista (seu Batista) por todo apoio no deslocamento da equipe e material de coleta, assim como nos seus ensinamentos em navegação de barcos, auxílio nas coletas, companhia e descontração geral.

A toda equipe do LABILIMNO e de outros Laboratórios da UNIFAP que, de uma forma ou de outra, estiveram, de forma competente, participando das coletas e análise dos peixes que foram objeto desta tese: Raimundo Nonato G. Mendes Jr., Paulo Arthur T. Abreu, Anaytatiana Goés, Abimael Miranda, Daniel Silva, Diego Ferreira, Benedita, Luis Carvalho, Lucas, Thays Sanches, Thafnis, Fabiano Augustin, Graciele Abreu, Êndria, Auridan, Igor, Moacir, Edivan, Diego Morais, Erineide, Maiara e outras pessoas que no momento não recordo.

Ao amigo James T. Lee pela hospedagem em Belém e amizade.

Ao amigo Álvaro de Souza pelos ensinamentos em logística e dinâmica de campo, assim como em viabilizar o acesso à Dra Victoria nos seus momentos de indisponibilidade.

Ao Professores Flávia Lucena Frédou, José Souto Filho, James Tony Lee, Thyerri Frédou, Keid Nolan, Tomazo Giarizzo, Valeri Sapendor, Jussara Moreto e Eduardo Paes pelas sugestões de análises na tese.

Aos colegas Roberto Espírito Santo, Ana Paula Roman, Bárbara Schallemberger, Bianca Bentes, Morgana Almeida, Keila Mourão, Walter Pinaya, Milton Silva, Alfredo Andrade, Renata Crespim, Gil Meireles, Marcelo Andrade, Danielle Brito, Leiliane Silva, Andrea Nevis, Alany Gonçalves, Manoela Wariss, Sarita Loureiro, Édipo Araújo, Paulo Arthur, Dalila e outros que no momento a memória me falha.

Ao amigo Ivan (Leocyvan) do MADAM.

Às amigas Thays Costa, Natália e Sibila.

À secretaria da Coordenação do PPGEAP: Cléo Batista e Orino Raiol.

Ao Departamento de Pós-graduação da UNIFAP, especialmente à Neura e à Graça pelo auxílio nos encaminhamentos de documentos, compreensão nas cobranças dos relatórios, estímulo e amizade. Muito obrigado às duas.

Aos pescadores Ronaldo “Peca” e Roberto “Xelexéu” que muito contribuíram na condução das coletas dos peixes.

A todas as pessoas que, de certa forma e em diferentes níveis de auxílio, participaram da elaboração desta Tese. MUITÍSSIMO OBRIGADO.

Veni, vidi, vici
Julius Caesar (47 a.C)
Imperador Romano

“A gratidão é pré-requisito de todas as virtudes”
Dr. Eduardo Costa
(cardiologista)

“Se vi mais longe foi porque subi em ombros de gigantes”
Sir Isaac Newton
(Gênio)

“A verdade é filha do tempo, não da autoridade”
Galileu Galileu
(Gênio)

“A humildade exprime uma das raras certezas de que estou certo: a de que ninguém é superior a ninguém”
Paulo Freire
(Educador)

SUMÁRIO

RESUMO	14
ABSTRACT	16
CAPÍTULO GERAL	
Introdução	19
Hipóteses	27
Objetivo Geral	28
Objetivos específicos	28
Metodologia Geral	29
Delineamento Amostral	33
Bibliografia	35
CAPÍTULO I	
Padrões de distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá), Brasil	
RESUMO	44
ABSTRACT	45
Introdução	45
Material e Métodos	47
Resultados	51
Discussão	61
Conclusão	67
Agradecimentos	68
Bibliografia	68
CAPÍTULO II	
A ictiofauna como indicador do estado ecológico das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá)	
RESUMO	79
ABSTRACT	79
Introdução	80
Material e Métodos	82
Resultados	87
Discussão	98
Conclusão	103
Bibliografia	104
CAPÍTULO III	
Guildas tróficas das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes-Ferreira Gomes-Amapá)	
RESUMO	111
ABSTRACT	111
Introdução	111
Material e Métodos	113
Resultados	116
Discussão	133
Conclusão	138
Bibliografia	139

CAPÍTULO IV

Dieta, amplitude de nicho e sobreposição alimentar das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Ferreira Gomes- Amapá- Brasil)

RESUMO	143
ABSTRACT	143
Introdução	144
Material e Métodos.....	145
Resultados	149
Discussão.....	158
Conclusão	165
Bibliografia	166
Anexos	171

CAPÍTULO V

Análise ecossistêmica e padrões de resiliência das áreas de influência de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá-Brasil)

RESUMO	175
ABSTRACT	176
Introdução	176
Material e Métodos.....	178
Resultados	189
Discussão.....	208
Conclusão	217
Bibliografia	218
Anexos	226

CONSIDERAÇÕES GERAIS	230
Bibliografia	233

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO GERAL

- Figura 1. Área de estudo: Rio Araguari UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá. 30
- Figura 2. Área Montante (a) e Reservatório (b) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá..... 32
- Figura 3. Área Lacustre (a) e Montante (b) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá. 32
- Figura 4. Desenho amostral da ictiofauna e variáveis ambientais do reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá. 33

CAPÍTULO I

Padrões de distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá), Brasil

- Figura 1. Variação da cota do rio Araguari (média e desvio padrão) (cm) de 1952 a 2010, na estação de Porto Platon. Fonte: Agência Nacional das Águas- ANA..... 47
- Figura 2. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante). 48
- Figura 3. Curva de acumulação de espécies, rarefação e estimador Jackknife-1 das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes –AP. 52
- Figura 4. Variação espacial dos índices ecológicos Riqueza (S), Diversidade (H), equitabilidade (J') e Dominância das assembléias de peixes das áreas da UHE Coaracy Nunes, AP. (letras iguais: diferenças não significativa; letras diferentes: diferenças significativas)..... 55
- Figura 5. Variação espacial da abundância e biomassa total e das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes. (letras iguais: diferenças não significativas; letras diferentes: diferenças significativas). 56
- Figura 6. Análise de agrupamento (CLUSTER) e de ordenamento (MDS) das assembléias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes considerando o período total de amostras. 57
- Figura 7. Análise de agrupamento das assembléias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes por período sazonal 58
- Figura 8. Análise de agrupamento das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes por período sazonal..... 58
- Figura 9. Análise de ordenação (MDS) das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes considerando os períodos sazonais..... 58

CAPÍTULO II

A ictiofauna como indicador do estado ecológico das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá).

- Figura 1. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante). 83
- Figura 2. Variação espacial da abundância total das assembléias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes. (letras iguais: diferenças não significativas; letras diferentes: diferenças significativas)..... 88
- Figura 3. Variação espacial da biomassa (g) total das assembléias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes. (letras iguais: diferenças não significativas; letras diferentes: diferenças significativas)..... 89
- Figura 5. Curvas espécie - abundância das assembléias de peixes nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá..... 92
- Figura 6. Curvas K-dominância das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. 93

Figura 7. Curvas de abundância e biomassa da assembléia de peixes capturados nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.....	94
Figura 8. Comparação entre os valores observados das distribuições da abundância e os valores estimados pelos modelos de distribuição de abundância (logserie, lognormal e broken stick) das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.	96
Figura 9. Comparação entre os valores observados das distribuições da abundância e os valores estimados pelo modelo de distribuição de abundância série geométrica das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.....	96
Figura 10. Análise comparativa da relação entre os parâmetros a (intercepto) e b (declividade) do modelo de espectro de tamanho de espécies das assembléias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.....	98

CAPÍTULO III

Estrutura trófica das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes-Ferreira Gomes-Amapá)

Figura 1. Área de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá e subdivisão em setores (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).	114
Figura 2. Percentual total em abundância e biomassa das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.	117
Figura 3. Percentual da abundância das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.	117
Figura 4. Percentual da biomassa das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.	118
Figura 5. Variação da Abundância relativa (CPUEn) das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP. (letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes=diferenças significativas).	121
Figura 6. Variação da Abundância relativa (CPUEn) de guildas entre as áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.(letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes=diferenças significativas).	123
Figura 7. Variação da Biomassa de espécies das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.(letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes= diferenças significativas).	125
Figura 8. Variação da Biomassa relativa (CPUEp) de guildas entre as áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.(letras iguais=diferenças não significativas;letras diferentes=diferenças significativas).	126
Figura 9. Variação da Riqueza (S) de espécies das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.	130
Figura 10. Variação da diversidade de Shannon (H') das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.	131
Figura 11. Variação da diversidade da Equitabilidade (J') das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.	131
Figura 12. Variação da diversidade da Dominância (D) das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.	132

CAPÍTULO IV

Dieta, amplitude de nicho e sobreposição alimentar das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Ferreira Gomes- Amapá- Brasil)

Figura 1. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).	146
---	-----

Figura 2. Média e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.....	150
Figura 3. Média e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.....	150
Figura 4. Média e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.....	150
Figura 5. Média e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.....	151
Figura 6. Média e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.....	155
Figura 7. Distribuição de frequência sazonal da amplitude de nicho trófico de espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.....	155
Figura 8. Média e desvio padrão sazonal da sobreposição alimentar (índice de Pianka-Oi) entre pares de espécies de peixes nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.....	156

CAPÍTULO V

Análise ecossistêmica e padrões de resiliência das áreas de influência de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá-Brasil)

Figura 1. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).	179
Figura 2. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.....	192
Figura 3. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.....	192
Figura 4. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.....	193
Figura 5. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.....	193
Figura 6. Fluxograma trófico de Lindeman modificado para os modelos ECOPATH das áreas de influência (Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP. P=produtores, na cadeia de pastoreio; D=detrítos, na cadeia de detritos. Números Romanos=nível trófico (NT).....	197
Figura 7. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y pode resultar num impacto positivo (barra em negrito para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.	199
Figura 8. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y pode resultar num impacto positivo (barra em negrito para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.	200
Figura 9. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y pode resultar num impacto positivo (barra em negrito para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.	201
Figura 10. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Montante da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y resultará num impacto positivo (barra em negrito para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.	202
Figura 11. Correlação entre o Índice de ciclagem de Finn e Overhead das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.....	207

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO GERAL

Tabela 1. Localização e características morfométricas do reservatório da UHE Coaracy Nunes-Amapá	30
--	----

CAPÍTULO I

Padrões de distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá), Brasil

Tabela 1. Espécies ocorrentes nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP.....	52
Tabela 2. Análise de similaridade – ANOSIM das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, considerando todo período amostral e os períodos sazonais (seca e cheia).....	59
Tabela 3. Resultados da análise de dissimilaridade entre os grupos A e B das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes. (Ab=abundância;Diss.:dissimilaridade; Contrib.: contribuição; Cum.=Cumulativo).....	60
Tabela 4. Resultados da análise de dissimilaridade entre os grupos A e C das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes. (Ab=abundância;Diss.:dissimilaridade; Contrib.: contribuição; Cum.=Cumulativo).....	60
Tabela 5. Resultados da análise de dissimilaridade entre os grupos B e C das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes. (Ab=abundância;Diss.:dissimilaridade; Contrib.: contribuição; Cum.=Cumulativo).....	60

Anexos

Tabela 01. Composição de espécies por artes de pesca, frequência total e relativa e constância nas áreas Jusante (JUS), Reservatório (RES), Lacustre (LAC) e Montante (MON) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes – Amapá. Anzol=ANZ;Malhadeiras=MAL;Tarrafa=TAR;Arrasto=ARR;Arpão=ARP;Redinha=RED;Zagaia =ZAG).(CONS=constante;ACE=acessória;ACID=acidental).....	74
---	----

CAPÍTULO II

A ictiofauna como indicador do estado ecológico das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá)

Tabela 1. Ajuste do modelo Série Geométrica aos valores observados das distribuições de abundância nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.	95
Tabela 2. Média, desvio padrão e valores de mínimo e máximo de comprimento total (cm) das assembléias de peixes das áreas Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas).....	97
Tabela 3. Valores dos parâmetros b (declividade) e a (interseção) e seus correspondentes erros padrão da relação entre o logaritmo natural do número de indivíduos e o logaritmo dos comprimento totais em classes de 10 cm, para as áreas de influência da UHE Coaracy Nunes.....	98

CAPÍTULO IV

Dieta, amplitude de nicho e sobreposição alimentar das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Ferreira Gomes- Amapá- Brasil)

Tabela 1. Percentual da Abundância e Biomassa totais das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.	120
Tabela 2. Percentual da abundância (CPUEn) e biomassa (CPUEp) relativas das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.	122

Tabela 3. Riqueza (S), Dominância (D), Shannon (H'), Equitabilidade (J) das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.	128
Tabela 4. Comparação dos índices ecológicos entre as guildas de cada área de influencia da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP, através de análise de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis). (letras iguais: iguais; letras diferentes: diferentes; K-W: Kruskal-Wallis; S: riqueza; H':diversidade; E: equitabilidade; D: dominância).	132

Anexos

Tabela 1. Matriz de dieta (IAi) das espécies analisadas das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.....	153
Tabela 2. Matriz de Amplitude de nicho (Bi) das espécies analisadas das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP. (NC=não coletado).....	154
Tabela 3. Resultados dos testes de probabilidade dos modelos nulos (RA3) entre as médias observadas e esperadas de sobreposição de nicho trófico para as assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP. (pobs= p-valor das médias observadas; pesp=p-valor das médias esperadas).....	157
Tabela 4. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.	171
Tabela 2. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.	171
Tabela 3. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.....	172
Tabela 4. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.....	172
Tabela 5. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.	172
Tabela 6. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.	173
Tabela 7. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.	173
Tabela 8. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.	173

CAPÍTULO V

Análise ecossistêmica e padrões de resiliência das áreas de influência de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá-Brasil)

Tabela 1. Média, desvio padrão, mínimo e máximo das razões Respiração-Assimilação (R/A), Produção-Respiração (P/R), Respiração/Biomassa (R/B) para os compartimentos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.....	189
Tabela 2. Parâmetros ecossistêmicos de entrada e estimados pelo ECOPATH (grifado em cinza) das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. TL: Nível Trófico(TL),B:Biomassa (t.km ⁻²); PB: Produção/ Biomassa (ano ⁻¹); QB: Consumo/ Biomassa (ano ⁻¹); EE: Eficiência Ecotrófica, Pesca (captura pesqueira t.km ⁻²);	191
Tabela 3. Índice de Onivoria (IO) e número de caminhos (NC) dos grupos funcionais dos modelos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP. Jus=jusante; Re=reservatório; Lac=lacustre; Mon=montante.	194
Tabela 4. Distribuição da Biomassa Total (em %) entre os níveis tróficos estimados nos modelos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.	195
Tabela 5. Transferência de energia/biomassa do nível trófico I para o II estimados nos modelos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.	196
Tabela 6. Rank dos grupos funcionais com os cinco maiores Índices de espécies-chave das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. Valor do índice entre parênteses.	203

RESUMO

O reservatório da UHE Coaracy Nunes no rio Araguari está localizado entre os municípios de Ferreira Gomes e Porto Grande no estado do Amapá-Brasil, distando 200 km do Oceano Atlântico. A usina Coaracy Nunes foi a primeira hidrelétrica a ser construída na Amazônia brasileira, tendo suas obras iniciadas em 1967. O rio Araguari é o principal rio do estado do Amapá e representa fonte de geração de renda através da pesca, atividades agropecuárias em sua várzea, navegação, mineração, geração de energia e lazer. O presente estudo teve por objetivo avaliar as alterações impostas pela construção do reservatório da UHE Coaracy Nunes, através das assembléias de peixes de quatro áreas de influência direta desta usina. Para isso, no período de maio de 2009 a julho de 2010, foram realizadas coletas bimensais, de peixes, com redes de malhas padronizadas variando de 1,0 a 10,0 cm entre nós adjacentes e outras técnicas auxiliares. A partir destas coletas, no capítulo 1 foi verificado a composição, abundância (CPUEn) e biomassa (CPUEp) relativas da ictiofauna, eficiência amostral (curva do coletor, curva de rarefação e Jackknife) e descritores ecológicos de comunidades (riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância) das assembléias das quatro áreas. Foram efetuadas análises de variância (ANOVA: bifatorial), Kruskal-Wallis, teste-T e Mann-Whitney para verificar se havia diferenças significativas dos descritores entre as áreas e períodos sazonais. Estas análises foram corroboradas por análises multivariadas de agrupamento (cluster), ordenamento (MDS), Anosim e Simper. No capítulo 2, os estados ecológicos das quatro áreas foram verificados utilizando como indicadores: curvas espécie abundância, curvas K-dominância e curvas ABC, assim como modelos espécie-abundância serie geométrica, log serie, log normal e broken stick, e modelo de regressão linear de espectros de tamanho. No capítulo 3, a estrutura trófica foi estimada a partir da categorização das espécies de cada área em 5 guildas: piscívora, onívora, detritívora, carnívora e herbívora. A abundância, biomassa e índices ecológicos destas guildas foram estimados e verificados suas variações espaço-temporais, por análises de variância (ANOVA: bifatorial e Kruskal-Wallis) e teste t. No capítulo 4, a dieta das espécies mais abundantes das assembléias de cada área foi verificada e suas variações espaço-temporais detectadas por análise de variância (ANOVA: bifatorial e Kruskal-Wallis). Também foram estimados a amplitude e sobreposição de nicho das espécies mais abundantes, assim como a existência de competição entre as espécies através de modelagem nula. No capítulo 5 foi realizada a avaliação ecossistêmica das quatro áreas através de modelos de fluxo de biomassa na rede trófica do ecossistema, usando como instrumento de modelação o software Ecopath. Essas análises tinham por objetivo descrever as variações dos atributos ecológicos que quantificam as propriedades de maturidade, estabilidade e resiliência ecossistêmica que pudessem refletir os estados ecológicos dessas áreas. O modelo incluiu compartimentos funcionais desde produtores primários até predadores de topo. No geral, todas as análises indicaram sensíveis alterações na ictiofauna atribuídas à implantação da UHE Coaracy Nunes, que se refletem nos três níveis de organização: ecossistema, comunidade (assembléia) e guilda. Os resultados indicaram a captura de 1.977 peixes distribuídos em 2 classes, 9 ordens, 23 famílias, 73 gêneros e 108 espécies. As curvas de acumulação de espécies e curvas de rarefação individualizadas demonstraram que houve suficiência amostral nas áreas Reservatório e Lacustre. Os resultados mostraram que a área Jusante foi mais rica, diversa e equitativa em relação às demais e que a sazonalidade não influenciou na variação destes índices. A abundância relativa (CPUEn) foi superior nas áreas Reservatório e Lacustre e a biomassa relativa (CPUEb) foi superior na área Jusante, não havendo diferenças sazonais para esses descritores em todas as áreas. As análises de agrupamento (cluster) e ordenamento (MDS) da ictiofauna permitiram identificar a formação de três assembléias distintas: Jusante, Montante e uma assembléia que compreende as áreas Reservatório e Lacustre, ratificando a similaridade dessas duas áreas. Os resultados das curvas whitakeplot, ABC e K-dominância, assim como o ajuste satisfatório do modelo *broken stick* e os padrões das curvas de espectro de tamanho para a assembléia da área à jusante indicam

que esta área foi a mais equilibrada em termos ecológicos. Nas áreas Lacustre e Reservatório, os resultados tanto do ajuste ao modelo série geométrica, quanto os resultados das curvas whitake-plot, ABC e K-dominância e o espectro de tamanho, assim como os resultados das curvas e ajustes ao modelo logserie e menor espectro de tamanho para a assembléia da área Reservatório, refletem que os peixes destas áreas, em sua maioria, são indivíduos pequenos com elevada dominância e baixa equitabilidade, caracterizando comunidades típicas de áreas impactadas. A estrutura trófica das assembléias de peixes das áreas represadas (Reservatório e Lacustre) foram formatadas em função do barramento do rio, que isolou e fragmentou o ambiente, determinando sua modificação física, impondo o estabelecimento de uma ictiofauna de espécies pré-adaptadas às condições ambientais de represamento, diferente, em parte, da estrutura da ictiofauna fluvial pré-barramento, destacando as piscívoras, onívoras e detritívoras, que foram as mais ricas e abundantes em função da disponibilidade, nas duas áreas, dos recursos alimentares de sua preferência. Os resultados demonstraram que as dietas das assembléias de todas as áreas foram similares quanto ao predomínio do consumo de peixes e detritos, seguidos de alimento vegetal alóctone, revelando um padrão com poucos nichos amplos e uma concentração maior de espécies com nichos mais estreitos. Contudo, o padrão de baixa amplitude trófica foi evidenciado pelo predomínio da guilda piscívora, somada às guildas detritívora e herbívora. A sazonalidade pouco influenciou na alimentação da maioria das espécies em todas as áreas. Os padrões comparativos da dieta entre as áreas Montante e Jusante com as áreas Reservatório e Lacustre indicam que a maioria das espécies das áreas represadas pertenciam às guildas piscívora, onívora e detritívora antes do barramento do rio, que colonizaram estes ambientes, influenciadas, principalmente, pela abundância dos recursos alimentares de suas preferências e das condições físicas ambientais favoráveis. Interações competitivas foram evidenciadas pelos modelos nulos, sugerindo que a competição também foi um fator importante na estruturação das assembléias. Ecosistemicamente, os quatro modelos de fluxo de biomassa representam ecossistemas com elevada produção primária oriunda da floresta ripária e algas filamentosas, que são utilizadas parcialmente. A cadeia trófica baseada em detrito apresentou ser mais importante que a que tem como base a produção primária nas áreas Reservatório e Lacustre. A maioria dos fluxos ocorre nos compartimentos de níveis tróficos baixos. As propriedades ecossistêmicas da área Jusante indicam que este ambiente se encontra mais desenvolvido e maduro em relação aos outros, caracterizado por resiliência e entropia altas. As áreas represadas (Reservatório e Lacustre) apresentaram atributos ecossistêmicos que lhe conferiram características de menos resiliente e menos maduro que as áreas de rio. A área Montante apresentou um padrão intermediário de resiliência, estabilidade e maturidade. Esses resultados evidenciam que após quarenta anos da construção da barragem do reservatório de Coaracy Nunes, a fragmentação do ambiente proporcionou alterações ecossistêmicas negativas, refletidas nas assembléias de peixes das áreas acima do barramento e na análise ecossistêmica, evidenciando que a área jusante apresenta características de ambiente em bom estado ecológico, com baixa alteração de origem antrópica e capaz de suportar distúrbios.

ABSTRACT

The reservoir of UHE Coaracy Nunes in Araguari is located between the cities of Porto Grande and Ferreira Gomes in the state of Amapá, Brazil, lying 200 km from the Atlantic Ocean. The Coaracy Nunes was the first dam to be built in the Brazilian Amazon, with its works started in 1967. The Araguari river is the main of the state of Amapá and represents a source of income generation through fishing, farming activities in their floodplain, navigation, mining, power generation and recreation. The present study aimed to assess the changes imposed by the construction of the reservoir of UHE Coaracy Nunes, through the fish assemblages of four areas of direct influence of this plant. For this, from May 2009 to July 2010, fish collections were made bimonthly, with standardized mesh networks ranging from 1.0 to 10.0 cm between knots and other technical aids. From these collections, in the Chapter 1 was investigated the composition, abundance (CPUEn) and biomass (CPUEp) on the fish fauna, sampling efficiency (collector curve, rarefaction curves and Jackknife) and descriptors of ecological communities (richness, diversity, evenness and dominance) of the assemblages of the four areas. We conducted analyzes of variance (ANOVA: factorial), Kruskal-Wallis, t-test and Mann-Whitney test to see if there were significant differences between the descriptors of the areas and seasons. These analyzes were corroborated by multivariate analysis of grouping (cluster), spatial (MDS) and ANOSIM Simper. In chapter 2, the ecological status of the four areas were verified using as indicators: species abundance curves, curves and K-dominance curves ABC, as well as species-abundance models geometric series, log series, log normal and broken stick, and regression model linear size spectra. In chapter 3, the trophic structure was estimated from the categorization of species in each area five guilds: piscivorous, omnivorous, detritivorous, carnivorous and herbivorous. The abundance, biomass and ecological indexes of these guilds were estimated and verified their spatial and temporal variations, by analysis of variance (ANOVA: factorial and Kruskal-Wallis) and Student t test. In chapter 4, the diet of most abundant species assemblage of each area was checked and their spatial and temporal variations detected by analysis of variance (ANOVA: factorial and Kruskal-Wallis). Also estimated the breadth and niche overlap of the most abundant species, as well as the existence of competition between species through modeling zero. In chapter 5 was evaluated four areas of the ecosystem through flow models of biomass in the ecosystem food web, using as a tool for modeling software Ecopath. These analyzes were designed to describe the changes in ecological attributes that quantify the properties of maturity, stability and resilience ecosystem that could reflect the ecological status of these areas. The model included functional compartments from primary producers to top predators. In general, all analyzes indicated significant changes in fish fauna attributed to the implementation of UHE Coaracy Nunes, reflected in the three organizational levels: ecosystem, community (assembly) and guild. The results indicated the capture of 1977 fish divided into two classes, 9 orders, 23 families, 73 genera and 108 species. The species accumulation curves and rarefaction curves showed that samples areas were sufficient to Reservoir and Lacustrine areas. The results showed that the area downstream was more rich, diverse and equitable in relation to other areas and did not influence the seasonal variation in these rates. The relative abundance (CPUEn) was higher in areas Reservoir and Lacustrine and relative biomass (CPUEb) was higher in the downstream, with no seasonal differences for these descriptors in all areas. The cluster analysis (cluster) and spatial (MDS) of the fish fauna permitted to identify the formation of three distinct assemblies: Downstream, Upstream and an assembly comprising Reservoir and Lacustrine areas, confirming the similarity of these two areas. The results of the curves whitake-plot, ABC and K-dominance, as well as the satisfactory adjustment of the broken stick model and the patterns of curvas spectrum size to the assembly area downstream indicate that this area was the most balanced in terms of ecology. Reservoir and Lacustrine areas, the results of both the model adjust geometric series, as the results of the curves whitake-plot, ABC and K-spectrum dominance and size as well as the results of the curves and adjustments to the model spectrum and lower logserie size for the assembly of the reservoir area, reflect

that fish these areas, most of them are little guys with high dominance and low evenness, featuring typical of communities impacted areas. The trophic structure of fish assemblages in areas dammed (Reservoir and Lacustrine) formatted according to the bus of the river, which was isolated and fragmented environment, determining their physical modification, requiring the establishment of a fish fauna species pre-adapted to environmental conditions impoundment, different, in part, the structure of the pre-river ichthyofauna bus, highlighting the piscivores, omnivores and detritivores that were the richest and most abundant in the availability in the two areas of food resources of your choice. The results showed that the diets of the assemblies of all areas were similar to the prevalence of consumption of fish and debris, followed by allochthonous plant food, revealing a pattern with a few large clusters and a higher concentration of species with narrower niches. However, the pattern of low amplitude was evidenced by trophic guild dominance of piscivores, added to the detritivore and herbivore guilds. Seasonality little influence on the supply of most species in all areas. The comparative patterns of diet among the areas upstream and downstream to the Reservoir and Lacustrine areas indicate that most species of impoundment areas belonged to guilds piscivorous, omnivorous and detritivorous bus before the river, which colonized these environments, influenced mainly by abundance of food resources on their preferences and physical conditions are favorable. Competitive interactions were evidenced by the null model, suggesting that competition was also an important factor in structuring assemblages. Ecosystemicamente, the four flow models represent ecosystems with high biomass production primária coming from the riparian forest and filamentous algae, which are partially used. The detritus-based food chain had to be more important than that is based on primary produção Reservoir and Lacustrine areas. Most flow occurs in compartments lower trophic levels. The properties area downstream ecosystem indicate that this environment is further developed and couple, characterized by a high resilience and entropy. The area presented Reservoir ecosystem attribute features that conferred less resilient and more stable, but less than the couple areas of the river. The Lacustrine area presented attributes characterizing an environment of intermediate resilience, stable immature and at the same time. The Upstream area showed a pattern intermediate amount of resilience, stability and maturity

CAPÍTULO GERAL

Neste capítulo foram seguidas as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 2011, disponíveis para consulta no endereço eletrônico:

http://www.ufpa.br/bc/site/index.php?option=com_content&view=article&id=94:disponibilizacao-de-normas-da-abnt&catid=4:paginas-dinamicas&Itemid=24

Introdução

Estudos demonstram que qualquer alteração na natureza que tenha uma conexão biótica-abiótica induz a reconstrução de todo o sistema alterado. Em termos de cursos de água, várias atividades humanas têm afetado seriamente esta conexão, comprometendo negativamente a homeostasia destes ambientes. Entre essas atividades estão a poluição, o desmatamento, a exploração desordenada dos recursos naturais, o uso inadequado dos solos e o barramento dos rios (NIKOLSKI, 1963; STRASKRABA e TUNDISI, 2000).

Geralmente, os barramentos de rios são empreendimentos que tem como finalidade a formação de represas. As represas, também denominadas reservatórios, são lagos artificiais construídos para atender a finalidades específicas. Inicialmente, os reservatórios foram construídos para facilitarem atividades de irrigação e reserva de água. Posteriormente, os reservatórios foram planejados para servirem como atenuadores na prevenção de cheias e, posteriormente, para outros usos, incluindo-se a navegação, o abastecimento de água potável, o aumento da pesca, o abastecimento hídrico urbano e industrial, e, por último, a geração de energia e recreação (STRASKRABA e TUNDISI, 2000. MATSUMURA-TUNDISI e TUNDISI, 2008).

No Brasil, o represamento de rios para implantação de usinas hidrelétricas (UHE) representa a principal forma de produção de energia. Quase a totalidade da energia consumida no país é produzida a partir de usinas hidrelétricas (AGOSTINHO, 2007). Existe, atualmente, mais de 700 reservatórios distribuídos em todo o território brasileiro, com o planejamento de implantação de muitos outros até o ano 2020 (AGOSTINHO, 2008).

Na Região Norte do país, a construção de represas com objetivos de obtenção de energia elétrica vem se intensificando ao longo do tempo. Nesta categoria se contabilizam Balbina, Tucuruí, Coaracy Nunes, Samuel, Serra da Mesa, Eduardo Magalhães e as mais atuais Santo Antônio, Jirau e Belo Monte, além de um número significativo de pequenas centrais hidrelétricas (PCH) em vários rios da Amazônia (VIEIRA, 1982; MERONA, 1985; PETRERE JR., 1991; LEITE, 1993; SANTOS, 1995, ELETRONORTE, 2012).

É consenso que as obras necessárias para viabilização de implantação de UHEs modificam drasticamente o ambiente e as características ecológicas originais dos ecossistemas onde esses empreendimentos estão inseridos, afetando de forma negativa todas as populações existentes na sua área de influência, incluindo-se a humana (AGOSTINHO e FERREIRA, 1999).

Ecologicamente, os reservatórios artificiais comportam uma rede interativa complexa entre os organismos e o seu ambiente físico-químico. Esta rede tem sua dinâmica resultante do permanente processo de resposta às funções de forças climatológicas e aos efeitos produzidos pela manipulação da barragem (TUNDISI, 1999). Esses ecossistemas, dependendo do tempo de residência da água, são considerados como um estágio intermediário entre um ambiente lótico e um lântico, onde há uma grande variação do nível da água que pode ocorrer em pouco tempo, em função da natureza e da intensidade de seu uso (ESTEVES, 1998).

As ações das forças meteorológicas (vento, precipitação, temperatura e radiação solar) que controlam os mecanismos de circulação horizontal e vertical da água e, as ações antropogênicas que regulam os níveis de água da represa, são fatores que, devido às suas imprevisibilidades, impõem às comunidades bióticas do reservatório uma contínua reorganização, demonstrando que sua evolução e abundância não dependem tanto da disponibilidade dos recursos, mas da sua própria biologia (GRANADO-LORENCIO, 1991).

Os reservatórios também apresentam respostas específicas à circulação horizontal e vertical da água, como os efeitos de “pulsos” gerados pelo sistema de operação da barragem, que pode ou não estar acoplado ao seu ciclo hidrológico natural. Isto os torna diferentes dos sistemas naturais de águas interiores (rios e lagos), resultando em vários subsistemas ecológicos altamente complexos e integrados (NOGUEIRA, 1996).

No Brasil, a obrigatoriedade de elaboração de Estudo de Impacto Ambiental - EIA e do Relatório de Impacto Ambiental-RIMA, que se tornou indispensável para a obtenção de Licença Prévia concedida para implantação e funcionamento de usinas hidrelétricas, só foi possível a partir da edição da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que estabeleceu os critérios para a Política Nacional do Meio Ambiente- PNMA e a criação do Conselho Nacional de Meio Ambiente- CONAMA, encarregado de implantar a política ambiental no país (BRASIL, 1981).

Os estudos específicos necessários no licenciamento ambiental para a construção de reservatórios em todo território nacional são, hoje em dia, bastante extensos e multidisciplinares. Na Amazônia, a maioria dos dados levantados nos estudos de impacto ambiental de reservatórios encontra-se em numerosos relatórios técnicos setoriais, elaborados através de convênios da ELETRONORTE com instituições de pesquisa e, em algumas publicações científicas que tratam dos problemas ambientais decorrentes da implantação de hidrelétricas, sobretudo sobre a ictiofauna e a pesca (JUNK et al., 1981;

HOLANDA, 1982; VIEIRA, 1982; FERREIRA, 1984; SANTOS, 1981; MERONA, 1985, 1986/87; CARVALHO e DE MERONA, 1986; LEITE e BITTENCOURT, 1991; LEITE, 1993; LOWE-MACCONNELL, 1994; SANTOS *et al.*, 2004; PACHECO, *et al.*, 2008; SILVA *et al.*, 2008).

Dentre as UHEs da Amazônia, a UHE Coaracy Nunes foi a primeira a ser construída, com início das obras na década de sessenta (1960) e conclusão em 1975 (ELETRONORTE, 1987; SANTOS, 1991). Nesta época, ainda não havia exigência legal para estudos de impactos ambientais que pudessem balizar ecologicamente a implantação e funcionamento do reservatório e da Usina Hidrelétrica Coaracy Nunes. Essa falta de conhecimento pretérito dificulta a comparação ecológica do sistema de antes e após o represamento do rio e, interfere nas inferências do nível de impacto que a represa causou ao sistema natural. Esta condição justifica duplamente a realização de estudos nesta área, tanto para inferir sobre alterações passadas quanto para propor medidas de conservação localizadas no corpo do reservatório, à sua montante e à sua jusante.

Reservatórios e Ictiofauna

A construção de reservatórios afeta a fauna de peixes, tanto na área represada, quanto à jusante e à montante da mesma. Esses represamentos promovem a fragmentação dos ambientes aquáticos (rios principais e tributários), obstrução do rio e limitação de deslocamentos dos peixes, causando a fragmentação de suas populações e interrupção do fluxo gênico, podendo levar as populações remanescentes a um aumento de endocruzamentos, o que causa, necessariamente, perda de variabilidade gênica e redução da capacidade adaptativa, além de outras características degenerativas como a diminuição de tamanho corporal (KUBECKA, 1993; STRASKRABA e TUNDISI, 2000).

A mudança do regime do rio represado, de lóxico para lântico, tem alterado significativamente a qualidade e a riqueza da ictiofauna das áreas naturais. A dificuldade da realização de migrações de caráter reprodutivo e alimentar, ocasionadas pela construção de barragens, quando associadas à crescente poluição doméstica e industrial, bem como ao assoreamento das margens e encostas dos rios, têm sido apontadas como a principal causa do desaparecimento de espécies de grande valor comercial. Espécies de menor valor, oportunistas e em geral carnívoras, tendem a ocupar o nicho das espécies perdidas (AGOSTINHO, 1994).

Embora a obstrução do acesso aos habitats de desova e de desenvolvimento inicial de espécies de peixes migradores promovida pela barragem seja a causa primária da redução

populacional destas espécies, os efeitos cumulativos de outros fatores físicos e químicos (hidrológicos, geomorfológicos e de qualidade de água) também estão envolvidos. (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Mesmo que as alterações na ictiofauna se mostrem extremamente deletérias na região lacustre dos reservatórios, os impactos atingem toda a área de entorno do empreendimento, especialmente os trechos a jusante. O conhecimento dos padrões de zonação da ictiofauna de reservatórios é fundamental para o entendimento da diversidade e estrutura da comunidade, visto que as espécies migradoras, típicas da fauna de rios, são as mais afetadas pelo represamento, e sua presença nos trechos superiores dos reservatórios depende dos ambientes remanescentes localizados a montante (AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Os diferentes mosaicos formados pelos ecótonos no perímetro do reservatório estabelecem mudanças nos padrões espaciais e temporais das comunidades de peixes, como a composição taxonômica, a estrutura trófica, guildas de reprodução e diversidade, dentre outros, que anteriormente existiam em decorrência dos ciclos sazonais naturais do sistema (PIANKA, 1974; WINEMILLER, *et al.*, 1992). Essa instabilidade do novo ambiente é fruto não apenas do impacto inicial do represamento, mas também de perturbações não cíclicas produzidas pela operação da barragem ou por outras ações antropogênicas, que tornam as comunidades instáveis, gradativamente mais simples e carentes de manejo (AGOSTINHO, 1994).

Fernando e Holcik (1991) relatam que a fauna recrutada em reservatórios a partir das espécies ribeirinhas, apresenta pré-adaptações a condições lacustres. A depleção populacional que ocorre após o represamento, afeta, principalmente, as espécies de maior porte, geralmente de hábito migratório, grande longevidade e baixo potencial reprodutivo (k-estrategistas). Agostinho (1995) confirma que o contrário da situação é fato, ou seja, as espécies de pequeno porte, sedentárias, com alto potencial reprodutivo e baixa longevidade (r-estrategistas) e para as quais a disponibilidade alimentar é elevada, tornam-se dominantes. Por isso, os impactos sobre a ictiofauna produzidos pelos represamentos devem ser analisados em suas dimensões espaciais (jusante, montante e corpo do reservatório) e temporais (KEAST, 1978; TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A fauna de peixes de reservatórios, que é poucas vezes corretamente descrita e avaliada antes do barramento, está sujeita a outras ações antropogênicas impactantes, em escala local e regional, como por exemplo: pecuária extensiva, agricultura com emprego de produtos químicos, precariedade das práticas de conservação do solo (ocasionando o

assoreamento), desmatamentos, introdução de espécies exóticas e ainda a pesca desordenada. As dimensões desses impactos e seus graus de importância não são conhecidos e, somados ao processo de envelhecimento dos reservatórios, devem influenciar sobremaneira na estrutura das assembléias de peixes (LUIZ *et al.*, 2003).

Levantamentos faunísticos são o passo inicial indispensável para o estudo biológico e manejo de uma área, pois fornecem informações básicas sobre o estado de conservação da mesma. Nesse contexto, os peixes, podem ser considerados verdadeiros indicadores ambientais e a interpretação das características da comunidade (em termos de riqueza, abundância, estrutura trófica e reprodutiva) permitem avaliar as condições do ambiente no qual vivem (KARR, 1981; FAUSCH *et al.*, 1990; JENNINGS *et al.*, 1995).

Considerando que na represa de Coaracy Nunes nunca houve antes este tipo de levantamento, fica evidente que o estudo da biodiversidade e o monitoramento da ictiofauna dessa represa são de fundamental importância para elucidar as possíveis alterações causadas pelos impactos ambientais e ações antrópicas.

Ecologia de Comunidades

O estudo de comunidades ictiofaunísticas envolve uma síntese dos fatores ambientais e das interações bióticas. A estrutura de uma comunidade pode ser analisada utilizando-se parâmetros como diversidade, riqueza e equitabilidade. Dentre os padrões mais abordados em ecologia de comunidades estão àqueles relacionados com a diversidade de espécies (número, identidade e as características das mesmas), bem como aqueles relativos às variações temporais de suas abundâncias (WOOTTON, 1995; MAcGILL *et al.*, 2007).

PIANKA (1994) define a estrutura da comunidade como as diversas maneiras em que se relacionam as espécies que a compõem. A medida mais simples da estrutura da comunidade é o número de espécies, que está relacionado à riqueza, diversidade e regularidade de sua distribuição. Os estudos sobre as comunidades de peixes em reservatórios têm aumentado desde a década de 1980, em grande parte pelo interesse em avaliar os impactos causados pelos reservatórios e pelo aumento populacional que afetam a qualidade ambiental (ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995).

A integridade de uma comunidade de peixes é um indicador sensível do estresse direto e indireto do ecossistema aquático inteiro, tendo grande aplicação em monitoramento biológico para avaliar a degradação ambiental (FAUSCH *et al.*, 1990). Em represamentos, as

modificações na água e no habitat podem alterar a comunidade de peixes e romper suas estruturas (WOOTON, 1990).

Ecologia trófica de peixes

O conhecimento dos aspectos concernentes à nutrição, à reprodução, ao crescimento e à estruturação das populações é um elemento fundamental da biologia e da auto-ecologia das espécies (BARBIERI *et al.*, 1981). Alguns autores têm também reconhecido a importância de interações bióticas na estrutura das comunidades de peixes (ROSS, 1986; GILLIAM *et al.*, 1993; TAYLOR, 1996), enquanto outros sugerem que eventos estocásticos podem determinar mais amplamente a composição da ictiofauna (GROSSMAN *et al.*, 1982; GROSSMAN *et al.*, 1985).

Abordagens não-taxonômicas para o agrupamento de espécies, como o uso de guildas, podem ser aplicadas para simplificar a estrutura e analisar as características tróficas e reprodutivas de comunidades (AUSTEN, BAYLEY e MENZEL, 1994). A utilização de guildas considera a classificação de um conjunto de espécies que apresentam necessidades bio-ecológicas semelhante, que exploram os mesmos recursos (ROOT, 1967), sendo esperado que os membros de uma guilda reajam de maneira semelhante às mudanças ambientais e, as abundâncias combinadas de todas as espécies de uma guilda podem refletir de forma mais precisa as mudanças no recurso utilizado ou um fator limitante (AUSTEN *et al.*, 1994).

A transformação do rio em represa também altera a disponibilidade alimentar, que serve como um dos principais fatores na colonização no reservatório. Os peixes de rios que exploram a fauna e a flora bentônicas ficam com acesso restrito a tais fontes de alimento no novo ambiente. Além disso, a ocorrência do hipolímnio anóxico durante períodos restringe a ictiofauna à zona litorânea. A acumulação de substâncias orgânicas determina o aumento da produção de plâncton, que pode favorecer espécies com tais dietas (CASTRO e ARCIFA, 1987; PETRERE, 1996).

A maioria dos estudos tróficos em ambientes represados, realizados em rios tropicais, foi conduzida somente após o ambiente ter sido alterado, tornando assim, difícil e limitada às informações sobre os impactos gerados (FIÉVET *et al.*, 2001). No Brasil, as publicações relativas a esses impactos, sobre a dieta e estrutura trófica da ictiofauna, considerando os períodos anteriores e posteriores aos alagamentos são ainda escassos, destacando-se os de Hann *et al.* (1998), Albrecht (2000; 2005), Gaspar da Luz (2001), Loureiro (2000), Gama e Caramaschi (2001), Mérona *et al.* (2001), Delariva (2002), Ferreira *et al.* (2002) e Vono

(2002), Fugi *et al.* (2005), Loureiro-Cripa e Hann (2006), que mostraram relevantes alterações na dieta e estrutura trófica da comunidade.

Nesse sentido, o estudo da alimentação de peixes é de vital importância não somente para o conhecimento das características biológicas das espécies em particular, mas também para gerar informações adicionais para propostas de manejo, visando a recomposição e manutenção da diversidade, bem como a utilização da ictiofauna na pesca e aquicultura.

Ecologia de ecossistemas

Ecossistemas são sistemas ordenados pelas leis da termodinâmica (entropia e entalpia) onde há fluxos de matéria e energia entre seus compartimentos. Esses fluxos podem ser quantificáveis através da biomassa, do consumo e da respiração dos organismos que compõem cada compartimento. A informação quantificada destes fluxos permite a estimação de métricas que inferem sobre a maturidade e estabilidade do ecossistema (ULANOWICZ, 1996). Estas análises quantitativas requerem a interação entre pesquisadores de diversas áreas que trabalham com distintas metodologias (CHRISTENSEN e PAULY, 1993), o que dificulta este tipo de abordagem, devido à necessidade da identificação das forças atuantes na dinâmica de seus componentes que, de maneira geral, compreendem aqueles de natureza abiótica (vento, luminosidade, aporte de nutrientes, vazão, temperatura, etc.) e biótica (produção primária, competição e predação) (ANGELINI e GOMES, 2008).

A maioria dos modelos matemáticos que utilizam as teias alimentares (LINDEMAN, 1942) para avaliação de ecossistemas focaliza a análise na sucessão ecológica e na troca energética entre os níveis tróficos. Odum (1969) descreveu 24 atributos que podem determinar o estágio de amadurecimento dos ecossistemas e demonstrou como esses atributos se desenvolvem até a maturidade, que é o estágio ecológico em que os ecossistemas têm maior capacidade de suportar distúrbios e/ou voltar ao equilíbrio, se perturbados (resiliência). Mais recentemente, outras interpretações sobre ecossistemas e redes tróficas têm surgido (JØRGENSEN e FATH, 2004; ULANOWICZ *et al.*, 2009), permitindo que a “saúde” de um ecossistema também seja avaliada.

O estado de desenvolvimento ou amadurecimento de um ecossistema pode ser também avaliado através de propriedades emergentes, que aparecem quando os componentes do sistema estão interligados (ANGELINI, 2002). Nessas análises, duas propriedades emergentes são avaliadas, a ascendência e o “overhead”. Estas propriedades podem ser usadas como índices de saúde e integridade dos ecossistemas, pois podem quantificar os efeitos de perturbações (ULANOWICZ, 1997, ANGELINI *et al.*, 2005).

No contexto dos estudos de modelagem de ecossistemas, o modelo Ecopath vem se destacando, sendo utilizado por pesquisadores de vários países. Este modelo, proposto por Pauly et al. (1987), combina os trabalhos de Polovina (1984) e Ulanowics (1986) que estima a biomassa, o consumo e os fluxos entre os compartimentos do ecossistema, permitindo a construção de modelos em estado de equilíbrio. Assim, através da integração dos compartimentos do ecossistema, é possível analisar sua estrutura, bem como avaliar o seu grau de desenvolvimento e seu estado de integridade. Neste sentido, o Ecopath tem se mostrando como uma importante ferramenta na compreensão dos ecossistemas, na quantificação de impactos e na validação de planos de manejo que minimizem efeitos negativos sobre os ambientes (ANGELINI *et al.*, 2005).

Atualmente, os estudos sobre ecologia de reservatórios, com o enfoque nas suas ictiofaunas, são de fundamental importância, devido ao grande número de ecossistemas represados que estão sendo formados por motivos de construção de empreendimentos hidroelétricos, bem como às modificações causadas nos sistemas originais dos rios e nos ambientes de entorno das UHEs, e aos impactos causados por estes empreendimentos sobre as ictiofaunas. Essas considerações, aliadas à falta de estudos sobre a ictiofauna das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, bem como, sobre a dinâmica ecossistêmica dessas áreas e sobre os impactos gerados pela implantação da hidrelétrica Coaracy Nunes, ao longo de sua existência, são, por si sós, suficientes para justificar a realização do presente estudo.

Hipóteses

- 1) Os padrões de organização espaço-temporal das assembleias peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes são diferentes em relação à composição e aos descritores ecológicos de comunidade.
- 2) As assembleias de peixes das áreas represadas da UHE Coaracy Nunes apresentam características ecológicas que refletem estados ecológicos impactados.
- 3) A estrutura trófica das assembleias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes apresentam diferentes padrões de variação espacial-temporal.
- 4) As assembleias das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes apresentam distinção quanto a dieta, amplitude e sobreposição de nicho.
- 5) Os atributos ecossistêmicos de maturidade, resiliência e entropia das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes apresentam diferenças entre esses ambientes

Objetivo Geral

Avaliar as características estruturais ecológicas (composição, abundância, biomassa e descritores ecológicos de comunidades) da ictiofauna de quatro áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes visando detectar impactos decorrentes da implantação deste empreendimento.

Objetivos específicos

- 1- Analisar os padrões espaciais e temporais da composição e distribuição das assembleias de peixes das quatro áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes.
- 2- Avaliar os padrões ecológicos de distribuição da abundância das espécies das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes que reflitam seus estados ecológicos, possibilitando a percepção de impactos decorrentes da implantação desta UHE.
- 3- Verificar o padrão de organização trófica das assembleias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes.
- 4- Analisar a dieta, amplitude e sobreposição de nicho das assembleias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes.
- 5- Realizar uma análise ecossistêmica das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, focalizando os atributos ecossistêmicos que reflitam os estados de maturidade, resiliência e entropia de cada ambiente.

Metodologia Geral

Área de Estudo

A área de estudo está inserida no trecho médio da bacia do rio Araguari no estado do Amapá. O rio Araguari é o maior e mais importante curso fluvial do Estado Amapá, com aproximadamente 498 km de extensão, da nascente na Serra do Tumucumaque, até a foz no Oceano Atlântico. A bacia hidrográfica do Araguari ocupa cerca de um terço da área total do estado, com uma área de drenagem aproximada de 42.710,00 km². Ao longo de sua extensão, seu curso apresenta características diversificadas, o que permite dividi-lo em trechos: Curso superior ou alto Araguari (132 km); Curso médio ou médio Araguari (161 km); e Curso inferior ou baixo Araguari (205 km), que é a região do rio onde ocorre a menor declividade (PROVAM, 1990; ELETRONORTE, 2010; IBGE, 2010).

Ao longo do curso do rio Araguari estão situadas as cidades de Porto Grande, Ferreira Gomes e Cutias do Araguari representando os municípios de mesmo nome. Algumas unidades de conservação estão situadas neste rio, como a FLONA-AP à montante, RPPN Seringal Triunfo (no reservatório da UHE Coaracy Nunes) e Reserva Biológica Piratuba- AP (à jusante). As atividades desenvolvidas ao longo deste rio são: mineração em seu trecho superior; produção de energia elétrica no seu trecho médio; agropecuária no seu trecho inferior; e pesca em toda a sua extensão (IBGE, 2010). Assim, este rio transcende-se em relevante importância sócio-econômica para o estado do Amapá

Devido a sua declividade, localização, presença de muitas quedas e corredeiras, o rio Araguari apresenta-se como um importante recurso no desenvolvimento hidroelétrico do Estado do Amapá. É neste rio onde está implantada a UHE Coaracy Nunes e seu reservatório (ELETRONORTE, 2010). Estudos para a construção da UHE Coaracy Nunes datam desde a década de 1940, sob a coordenação de concessionária local de energia, a Companhia de Eletricidade do Amapá – CEA, entretanto, sua implantação só teve início na década de 1960, com sua conclusão na década de 1970.

O reservatório da UHE Coaracy Nunes localiza-se entre os municípios de Porto Grande à montante e Ferreira Gomes à jusante. Esta usina e seu reservatório foram os primeiros empreendimentos instalados na Amazônia com finalidade de produção de energia elétrica. Na época de sua implantação, os estudos de impacto ambiental não eram exigidos, o que determinou o desconhecimento da sua ictiofauna até o início do presente trabalho.

As características morfométricas e hidrodinâmicas do reservatório estão sumarizadas na Tabela 1(ELETRONORTE, 2010).

Tabela 1. Localização e características morfométricas do reservatório da UHE Coaracy Nunes-Amapá

UHE Coaracy Nunes	Características
Localização	Rio Aragarí-AP
Coordenadas	00° 54'118" Latitude N e 051° 15' 35,5" Longitude W
Perímetro	33,00 km
Dados Hidrológicos	
Área de drenagem	23,50 km ²
Vazão máxima registrada	4.064,00 m ³ /s
Vazão mínima registrada	41,00 m ³ /s
Vazão média	976,00 m ³ /s
Volume total	138,00 Hm ³
NA. máximo normal	120,00 m
NA. mínimo operacional	113,00 m
Área inundada no NA máx. normal	23,10 km ²

De forma geral, a área total de estudo constitui a área do reservatório da UHE Coaracy Nunes e suas áreas de influência direta, ou seja, à sua jusante e à sua montante. Para este estudo, a área total foi dividida em quatro setores, a saber: a) Área Montante; b) Área Reservatório; c) Área Lacustre (ao lado do reservatório) e d) Área Jusante (Fig.1).

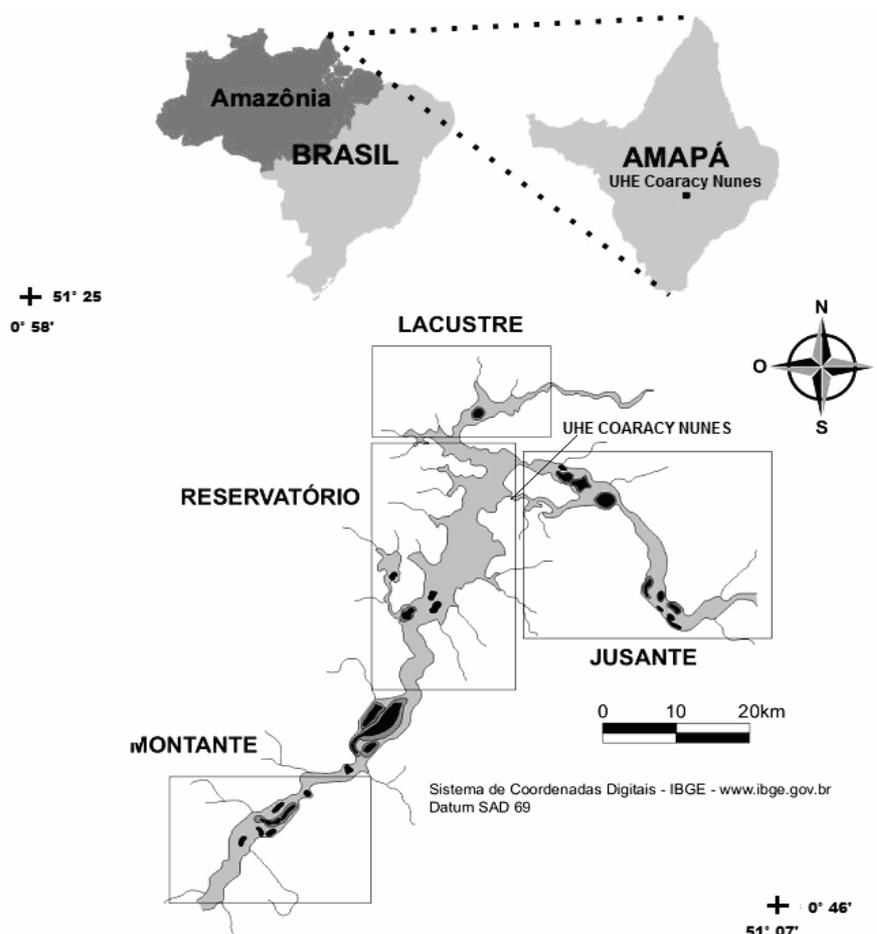


Figura 1. Área de estudo: Rio Araguari UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

As características físicas de cada área estão descritas a seguir:

Montante - área com largura média de 300 m, profundidade média de 5 m; vegetação ripária de floresta preservada; fundo composto por pedra, seixo fino e grosso e areia; corrente da água média com locais de remanso com macrófitas ocupando parcialmente a região litorânea. Atividades de extração de areia e seixo são observadas nessa área (Figura 2).

Reservatório – área lântica com o ambiente amplo de largura média em torno 1.500 m e mais profundo, em média, que a montante (10 m) com profundidade máxima de 30 metros; macrófitas emersas e flutuantes são visíveis na região litorânea; presença de vegetação submersa formando área de paliteiro; fundo é composto, em sua maior parte, por seixo fino e médio, areia, pedra e argila; ilhas são observadas na região e a vegetação ripária está em menor parte degradada pelo desmatamento e atividades agro-pecuárias (Figura 2).

Lacustre - área com largura em torno de 500 m, profundidade média de 5 m; apresenta a maior parte da mata ripária preservada; árvores submersas com formação de paliteiros; água bastante transparente, baixa corrente da água, com fundo laterítico, pedregoso e lamítico (Figura 3).

Jusante – área fluvial com largura em torno de 500 m, profundidade média de 5 m; apresenta mata ripária bem preservada com algumas manchas de desmatamento; fundo pedregoso com seixo fino e médio; alta correnteza d'água com macrófitas evidentes nas áreas de remanso (Figura 3).

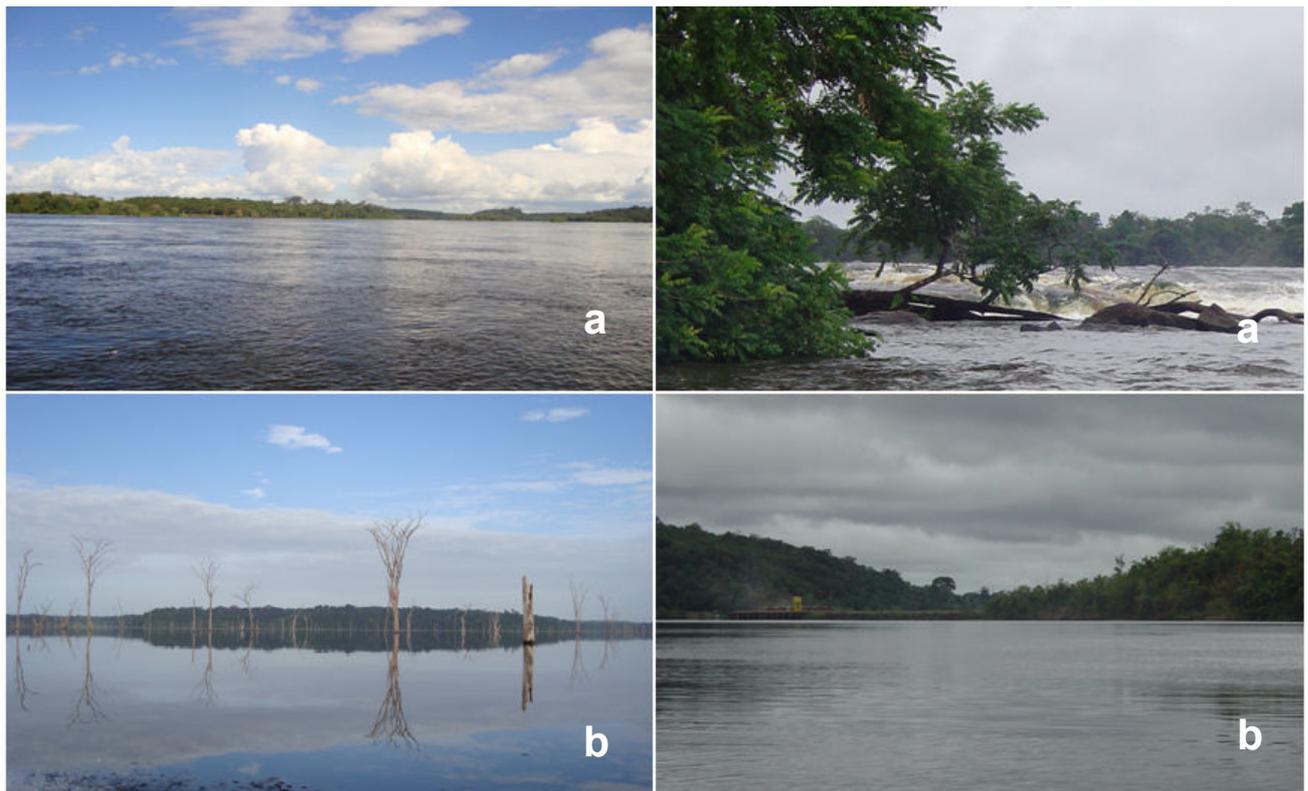


Figura 2. Área Montante (a) e Reservatório (b) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.



Figura 3. Área Lacustre (a) e Montante (b) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

Delineamento Amostral

Em cada área, previamente delimitada, foram realizadas campanhas de amostragens, bimestralmente, de maio de 2009 a julho de 2010, sendo quatro (4) no período de cheia e quatro no período de seca. Para cada área foram demarcados sete (7) pontos de coleta com características de remanso (Figura 4).

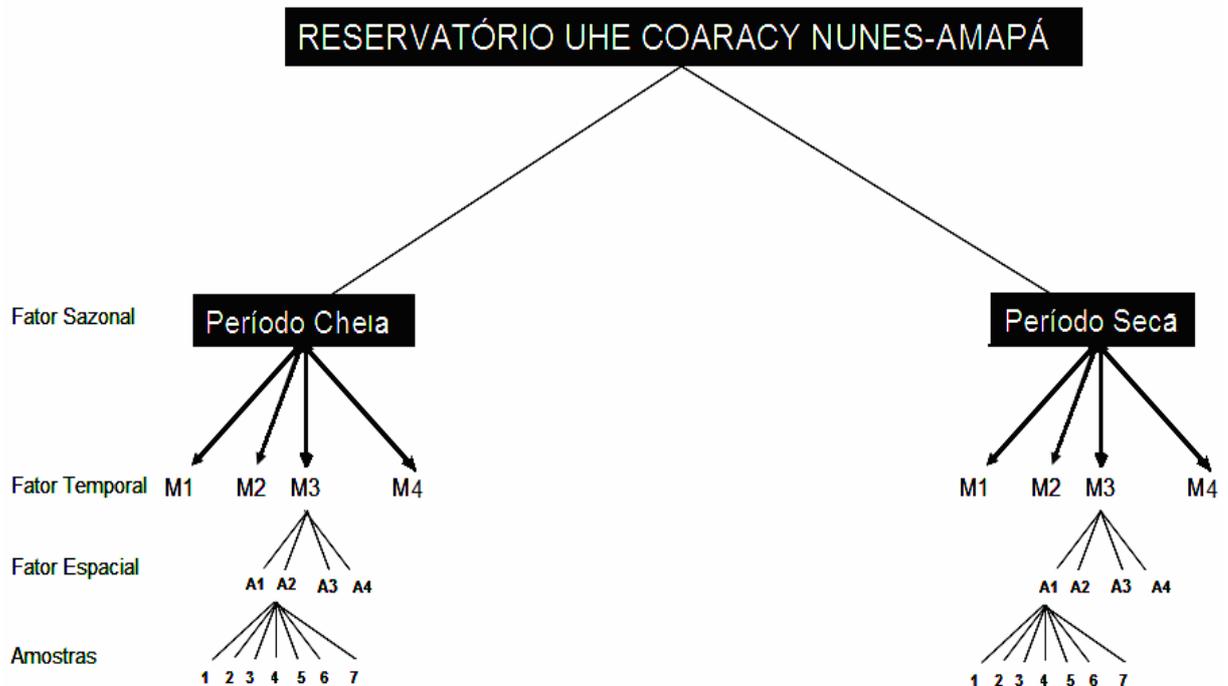


Figura 4. Desenho amostral da ictiofauna e variáveis ambientais do reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

Ictiofauna

Para comparação da ictiofauna entre as áreas e períodos sazonais, realizaram-se amostras padronizadas, com sete baterias de oito redes cada, com malhas variando de 1,5 a 10,0 cm entre nós adjacentes. Em cada bateria, os tamanhos das redes foram mantidos constantes, sendo de 10 a 40 m de comprimento e 1,5 a 5,0 m de altura, totalizando 525 m² de redes, expostas por 17 horas (das 16:00 as 9:00 horas do dia seguinte). As despescas foram realizadas de 4 em 4 horas. Coletas adicionais, utilizando diferentes artes de pesca (tarrafas, espinhéis, redes de arrasto, arpão, zagaia e redinha) foram realizadas, de acordo com a disponibilidade das condições ambientais de coleta, para analisar a composição de espécies.

Após cada revista, os peixes foram acondicionados em sacos plásticos, contendo etiquetas com anotações sobre a hora da coleta, o tipo de aparelho de pesca, malha da rede, ponto de amostragem e data de captura. O material amostrado foi mantido resfriado em gelo

e posteriormente fixado em formalina 10% e transportado para identificação e análise na base de operações de coleta e no laboratório da Universidade Federal do Amapá.

Para as análises da dieta, sobreposição nicho, amplitude de nicho e análise dos parâmetros populacionais das espécies de peixes mais abundantes de cada área para a análise ecossistêmica Ecopath, as coletas foram realizadas utilizando diferentes artes de pesca, como tarrafas, espinhéis, redes de arrasto, arpão, zagaia e redinha, além das amostras padronizadas com sete baterias de oito redes cada descritas anteriormente, respeitando o delineamento amostral de 8 meses de coleta em sete pontos amostrais nas quatro áreas, conforme descrito anteriormente.

Durante a coleta foram retirados os tratos digestivos e gônadas femininas de, no mínimo, 10 indivíduos e, no máximo, 50 indivíduos de cada espécie por campanha de coleta e por área, quando foi possível atingir esses valores. Os tratos digestivos foram retirados, pesados, fixados com solução de formol a 4 % e conservados em álcool 70% para análise. As gônadas foram identificadas, verificadas suas características macroscópicas e conservadas em gelo e congeladas. Cada exemplar foi preliminarmente identificado, numerado e etiquetado.

De cada exemplar capturado foram registradas as seguintes informações:

1. Data, e estação de amostragem;
2. Aparelho de pesca e período de captura;
3. Número do exemplar;
4. Espécie;
5. Comprimento total (cm);
6. Comprimento padrão (cm);
7. Peso total (g);
8. Peso do estômago (0,01 g.);
9. Grau de repleção gástrica (0-3);

O comprimento total (mm) (da ponta do focinho até a parte posterior da nadadeira caudal) e o comprimento padrão (mm) (da ponta do focinho até o final da coluna vertebral) foram registrados com auxílio de um paquímetro milimetrado. O peso total e o peso eviscerado foram registrados com balança digital em gramas com 0,01(g) de precisão. O peso do estômago foi registrado com auxílio de balanças de precisão 0,01(g). Os dados biométricos foram obtidos em até no máximo 50 indivíduos por espécie, campanha de coleta e região de amostra, sendo o excedente contabilizado para biomassa e abundância.

Exemplares de cada espécie capturada foram conservados em álcool 70% para referência, tombados na coleção do Laboratório de Ictiologia da UNIFAP. Os peixes foram identificados em nível específico de acordo com Britski *et al.* (1999); Sato & Rosa (1984); Ferreira, Zuanon e Santos (1998); Santos *et al.* (2004) e Soares (2005). A confirmação das identificações foram posteriormente confirmadas por especialistas.

Bibliografia

AGOSTINHO, A. A. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In: Agostinho, A. A. & E. Benedito-Cecílio, Eds. Situação atual e perspectivas da ictiologia no Brasil. **Documentos do IX encontro brasileiro de ictiologia**. Maringá: Editora UEM, p. 106-121. 1992.

AGOSTINHO, A. A. Considerações sobre a atuação do setor elétrico na preservação da fauna aquática e dos recursos pesqueiros. In: **Seminário sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro**, 4, Rio de Janeiro. Comase/Eletronbras, p. 8-19. 1995.

AGOSTINHO, A. A. Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidroelétricos. In: **Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro**, 1, 1994, Rio de Janeiro. Comase/Eletronbras, p. 38-59. 1994.

AGOSTINHO, A. A.; JÚLIO JR., H. F.; BORGHETTI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, 14:89-107. 1992.

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S.M & SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognoses on aging. In: J. G. Tundisi & M. Straskraba (Eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos, 265p. 1999.

AGOSTINHO, A. A.; FERREIRA, H. J. J. Peixes da Bacia do Alto Paraná. In: LOWE McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP. 1999.

AGOSTINHO, A. A. e ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. **Hydrobiologia**, 303:141-148. 1995.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. e BINI, L. M. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. Pp 97-111. In: A. A. Agostinho & L. C. Gomes, (eds.), **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. EDUEM, Maringá. 387p. 1997.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. e GOMES, L. C. Dams and fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, 68: 4. P. 1119-1132. 2008.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: EDUEM. 501 p. 2007.

ALBRECHT, M. P. **Ecologia alimentar de duas espécies de Leporinus (Tilintei; Anstomidae) no alto rio Tocantins antes e durante a formação do reservatório do AHE Serra da Mesa, GO.** 18p. Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2000.

ALBRECHT, M. P. **Estrutura trófica do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica Serra da Mesa, Brasil Central.** Tese de doutorado, Universidade de Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 193 p. 2005.

ANGELINI, R. Bases para a aplicação da teoria da informação em ecossistemas com ênfase à ascendência. *Acta Scientiarum. Biological Science*. Maringá 24(2): 275-283. 2002.

ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; COSTA, R. S.; LATINI, J. D. Análise ecossistêmica de reservatórios. In: Rodriguez L, Thomaz S M, Agostinho A A, Gomes L C (Org.). *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RiMa 25: 311-321.2005.

ANGELINI, R. e GOMES, L. C. *O artesão de ecossistemas: construindo modelos com dados*. Editora Eduem, Maringá. 2008.

ANGERMEIER, P. L. e KARR, J. R. Fish communities along enviromental gradients in a system of tropical streams. *Environ. Biol. Fishes*, 9: 117-135. 1983.

ANGERMEIER, P. L. e KARR, J. R. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warm water stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113, 716-726. 1984.

ANDRADE, P.M. **Distribuição, dieta e ecomorfologia das espécies de peixes no sistema do ribeirão Grande, no município de Pindamonhangaba, SP.** Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 171p. 2004.

ANDRADE, P.M. e BRAGA, F.M.S. Diet and feeding of fish from Grande river, located below the Volta Grande reservoir, MG-SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 65, n. 3, p. 377-385, 2005.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A. e FABRÉ, N. Trophic aspects of fish communities. In: *Brazilian rivers and reservoir*. **Mem. Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**, 48: 301-326. 1995.

AUSTEN, D. J.; BAYLEY P. B. e MENZEL B. W. Importance of the guild concept to fisheries research and management. *Fisheries*, 19, 12-20. 1994.

BARBIERI, G.; J. R VERANI e M. C. BARBIERI. Dinâmica quantitativa da nutrição de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974), na represa do Lobo (Brotas-Itirapina/SP) (Pisces, Erythrinidae). **Revista Brasileira de Biologia**, 42(2) 295-302. 1982.

BENEDITO-CECILIO, E.; A. A. AGOSTINHO e R. C. C. M. Velho. 1997. Length-weight relationship of fishes caught in the Itaipu Reservoir, Parana, Brazil. **Naga ICLARM**, 20(3/4): 57-61.

BEMVENUTI, M. A. Abundância, distribuição e reprodução de peixe-rei (Atherinidae) na Represa Estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, 9(1): 5-32. 1987.

- BENSON, B. J. e MAGNUSON, J. J. Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages in lakes: relation to species diversity in habitat structure. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, p. 49. 1992.
- BEGON, M.; TOWNSEND C. R. e J. L. HARPER. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas. 4ª Edição.** Artmed Editora S/A. Porto Alegre. 740p. 2007.
- BRASIL, Leis e Decretos. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm >. Acessado em 29/09/2009.
- CARVALHO, J. L. e MERONA, B. de. Estudos sobre dois peixes migratórios do baixo Tocantins, antes do fechamento da barragem de Tucuruí. **Amazônia**, IX (4): 595-607. 1986
- CASTRO, R. M. C. e ARCIFA, M. F. Comunidades de peixes de reservatórios do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** 4, 493-500. 1987.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Flow characteristics of aquatic ecosystems. In *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. Ed. by V. Christensen, and D. Pauly. ICLARM Conference Proceedings 26: 339–355. 1993.
- DELARIVA, R. L. **Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Iguazu, PR, e efeitos decorrentes do represamento de Salto Caxias.** Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá. 65 p. 2002.
- ELETRONORTE, 1987. <http://www.eln.gov.br>
- ELETRONORTE, C.E.N. Manual do Sistema da Gestão Ambiental-ISSO 14.001.Regional de Produção do Amapá-CAP. EIncapsrv08/ISO14.001-2001/4.4.4.Documentos/MSG-SGA 1.0023. 2010.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Interciência. Rio de Janeiro, 602p. 1998
- FAUSCH, K. D.; LYONS, J.; KARR, JR. e ANGERMEIER, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. **Amer. Fish. Soc. Symposium.**, 8:123-144. 1990.
- FIEVET, E.; MORAIS, L. T.; MORAIS, A. T.; MONTI, D. e TACHET, H. Impacts of an irrigation and hydroelectric scheme in a stream with a high rate of diadromy (Guadeloupe, Lesser Antilles): Can downstream alterations affect upstream faunal assemblages? *Arch. Hydrobiology*, 3, p. 405-425. 2001:
- FERNANDO, C. H. e HOLCIK, J. Fish in reservoir. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, n. 76, p. 149-167. 1991.
- FERREIRA, E. J. G. A ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Uma, Santarém, Pará. I Lista e distribuição das espécies, **Amazoniana**, VIII (3): 351-363. 1984.
- FERREIRA, E. J. G. Ictiofauna da represa da hidrelétrica Curuá-Uma, Santarém, Pará. II – Alimentação e hábitos alimentares das principais espécies. **Amazoniana**, 9 (1): 1-16. 1984.
- FERREIRA, A.; HAHN, N. S. e DELARIVA, R. L. 2002. Ecologia alimentar de *Piabina argentea* (Teleostei, Tetragonopterinae) nas fases de pré e pós represamento do rio Corumbá, GO. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v.14, n.1.

GAMA, C. S. e CARAMASCHI, E. P. Alimentação de *Triportheus albus* (Cope, 1971) (OSTEICHTHYES, CHARACIFORMES) face à implantação do AHE Serra da Mesa no rio Tocantins. **Revista Brasileira de Zociências**, Juiz de Fora, v. 3, n. 2. 2001.

GASPAR DA LUZ, K. ; BINI, L. M.; JÚNIOR, H. F. J.; FUGI, R. e AGOSTINHO, A. A. Espectro Alimentar e estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Corumbá In: VAZZOLER, A. E., AGOSTINHO, FUGI, R., VERÍSSIMO, S., e LATINI, J. D. (Ed.). **Biologia e Ecologia de manejo do reservatório de Corumbá Maringá**: EDUEM, p.245 – 272. 2001.

GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região nordeste do estado de São Paulo, Bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 483, n. 4, p. 747-759. 1988.

GRANADO-LORENCIO, C. Fish communities of Spanish reservoir system: a nondeterministic approach. **Verh.Internat. Verein. Limnol.**, n. 24, p.2428-2431. 1991.

GROSSMAN, G. D.; MOYLE, P. B. e WHITAKER JR., J. O. 1982. Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. **Am. Nat.**, 120(4): 423-454.

GROSSMAN, G. D.; FREEMAN, M. C.; MOYLE P. B. e WHITAKER JR., J.O. Stochasticity and assemblage organization in an Indiana stream fish assemblage. **Am. Nat.**, 126: 275-285. 1985.

HAHN, N. S.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. e BINI, L. M., Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná, Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, v. 23, p.299-305, 1998.

HAHN, N. S. E DELARIVA, L. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? **Interciencia** 28: 100-104. 2003.

HAHN, N. S.; ANDRIAN, I.; FUGI, R. e ALMEIDA, V. L. Ecologia trófica. In: VAZZOLER, A. E., AGOSTINHO, A. A., HAHN, N. S. (Eds.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá. 1997.

HAHN, N. S. e R. FUGI. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, 11(4): 469-480. 2007.

HENRY, R. e NOGUEIRA, M. G. A. Represa de Jurumirim (São Paulo): Primeira síntese sobre o conhecimento limnológico e uma proposta preliminar de manejo ambiental. In: Henry, R. (ed). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fapesp/Fundibio, pp. 651-685. 1999.

HOLANDA, O. M. **Captura, distribuição, alimentação e aspectos reprodutivos de *Hemiodus unimaculatus* (Bloch, 1794) e *Hemiodus* sp. (Osteichthyes, Characoidei, emiodidae), na represa hidrelétrica de Curuá-Una, Pará**. Dissertação, INPA/FUA, Manaus, 99p. 1982.

HORWITZ, R. J. 1978. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. **Ecol. Monogr.**, 48: 307-321.

- HUET, M. Profiles and biology of western european streams as related to fish management. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 88(3): 155-163. 1959.
- JENNINGS, M. J.; FORE, L. S. e KARR, J. R. Biological monitoring of fish assemblages in Tennessee Valley reservoirs. **Regulated rivers: Research and Management**, n. 11, p. 263-274. 1995.
- JORGENSEN, S.E., FATH, B.D., 2004. Application of thermodynamic principles in ecology. *Ecol. Complex.* 1, 267–280.
- JUNK, W. J.; ROBERTSON, B. A.; DARWICH, A. J. e VIEIRA, L. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curuá-Una, a primeira represa da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, 11 (4): 689-716. 1981.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n.6, p. 21-27. 1981.
- KEAST, A. Trophic and spatial interrelationship in the fish species of an Ontario temperate lake. **Env. Biol. Fish.**, 3: 7-31. 1978.
- KUBECKA, J. Succession of fish communities in reservoir of Central Eastern Europe. In: M. Straskraba; J. G Tundisi, & A. Duncan (Eds). *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*. **Kluwer Academic Publishers**, Dordrecht: 153-168. 1993.
- LEITE, R. A. N. e M. M. BITTENCOURT. Impacto das hidrelétricas sobre a ictiofauna da Amazônia: O exemplo de Tucuruí. In: A. L Val; R. Figliuolo e E. Feldberg (Eds.). **Bases científicas para estratégias de prevenção e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas**. Vol. 1. INPA Manaus-AM. 85-100p. 1991.
- LEITE, R. A. N. 1993. **Efeitos da usina hidrelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo rio Tocantins (Pará)**. Dissertação, INPA/FUA, Manaus.
- LINDEMAN, R. The trophic–dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23: 399–418. 1942.
- LOUREIRO-CRIPPA, V. E e HANN, N. S. Use of foode resources by the fish fauna of a small resevoir (Rio Jordão, Brazil) before and shortly after filling. **Neotrop. Ichthyol.** v.4, 3:357-362. 2006.
- LOUREIRO, V. E. **Dieta da ictiofauna nos períodos de pré e pós-barramento do rio Jordão-PR-Brasil**. Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2000.
- LOWE-McCONNELL, R. H. Threats to and conservation of tropical freshwater fishes. **Mitt. Internat.Verein. Limnol.**, 2447-52. 1994.
- LUIZ, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A e BULLA, C. K. Influência de processos locais e regionais nas assembléias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences Maringá**, v. 25, n. 1, p. 107-114. 2003.
- MCGILL, B; J. ETIENNE, R. S.; GRAY, J; S.; ALONSO, D.; ANDERSON, M. J.; BENECHA, H. K.; DORNELAS, M.; ENQUIST, B. J.; GREEN, J. L.; HE, F.; HURLBERT, A. H.; MAGURRAN, A. E.; MARQUET, P. A.; MAURER, B. A.; OSTLING, A.; SOYKAN, C. U.; UGLAND, K. I.;

- WHITE, E. P. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. **Ecology Letters**, 10: 995–1015. 2007
- McLACHLAN, A. J. Development of some lake ecosystems in tropical Africa, with reference to the invertebrates. **Biol. Rev.**, 49:365-369. 1974.
- MEFFE, G. K. e SHELDON, A. L. The influence of habitat structure on fish assemblage composition in southeastern blackwater streams. **Am. Midl. Nat.**, 120 (2): 225-240. 1988.
- MERONA, B. de. Les peuplements de poissons et la pêche dans le bas Tocantins (Amazonia Brésilienne) avant la fermeture du barrage de Tucuruí. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 22: 2698-2703. 1985.
- MERONA, B. Aspectos ecológicos da ictiofauna no Baixo Tocantins. **Acta Amazônica**, 16/17: 109-124. 1986/1987.
- MERONA B.; SANTOS, G. M. e ALMEIDA, R. G. Short term of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Env. Biol. Fish.**, 60:375-392. 2001.
- MÉRONA, B.; VIGOUROUX, R. e TEJERINA-GARRO, F. L. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: implication of ecological strategies of fish species. **Hydrobiologia**, 551: 33-47. 2005.
- NIKOLSKY, G.V. 1963. The ecology of fishes. London, Academic Press, 1+351p.
- NOGUEIRA, M. G. **Composição, abundância e distribuição espaço-temporal das populações planctônicas e variáveis físico-químicas na represa de Jurumirim, Rio Paranapanema, SP.** Tese de doutorado, EESC-USP, São Carlos, Brasil, 439p. 1996.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262– 270.1969.
- PACHECO, A. C. G.; ALBRECHT, M. P. e CARAMASCHI, E. P. Ecologia de duas espécies de *Pachyurus* (Perciformes, Sciaenidae) do rio Tocantins, na região represada pela UHE Serra da Mesa, Goiás. **Iheringia, Sér. Zool.** [online]. vol. 98, n.2, pp. 270-277. 2008.
- PAULY, D.; SORIANO, M.; PALOMARES, M. L. On improving the construction, parametrization and interpretation of “steady-state” multispecies models. In: **SHRIMP AND FINFISH FISHERIES MANAGEMENT, 9th, 1987. Workshop Kuwait: International Center for Living Aquatic Resources Management. ICLARM Contribution**, n. 627.1987.
- PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers.** Chichester: J. Wiley & Sons. 1996
- PETREIRE Jr., M. As comunidades Humanas ribeirinhas da Amazônia e suas transformações sociais. – In: Diegues, A. C. (ed.): **Populações Humanas, rios e mares da Amazônia. Anais do IV Encontro de Ciências Sociais e o Mar do Brasil, São Paulo**, pp. 31-68. 1991.
- PETREIRE, M. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. **Lakes & Reservoirs: Research and Management** 2:111-113. 1996.
- PETTS, G. E. 1984. **Impoundment river. Perspectives for ecological management.** Chichester, V. K. Wiley, 326p.

- PETERSON, R. H. e GALE, D. Fish species associations in riffle habitat of streams of varying size and acidity in New Brunswick and Nova Scotia. **J. Fish biol.**, 38: 859-871. 1991.
- PIANKA, E. R. 1974. Niche overlap and diffuse competition. **Proc. Nat. Acad. Sci.**, 71: 2141-2145.
- PIANKA, E. R. 1994. **Evolutionary Ecology**. Harper Collins Coll. Publ., 486 p.
- POFF, N. L. e ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, 76(2): 560-627. 1995.
- POLOVINA, J. J. Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. **coral Reefs** 3:1-11.1984.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. e READ, M. G. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in the Mary River, south-eastern Queensland: the influence of habitat structure. **Envir. Biol. Fishes**, 37: 355-380. 1993.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. e READ, M. G. Species richness and spatial variation in fish assemblage structure in two rivers of the wet tropics of northern Queensland, Australia. **Envir. Biol. Fishes**, 42: 181-199. 1995.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. e READ, M. G. Freshwater fishes of the Burdekin River, Australia: biogeography, history and spatial variation in the community structure. **Envir. Biol. Fishes**, 53: 303-318. 1998.
- ROOT R. B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological Monographs**, 37, 317-350. 1967.
- ROSS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia** (2): 352-388. 1986.
- SANTOS, G. M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta Amazônica**, 25(3/4): 247-280. 1981.
- SANTOS, G. M. **Pesca e ecologia dos peixes de Rondônia**. Tese de Doutorado. INPA/FUA. Manaus, AM., 213 p. 1991.
- SANTOS, G. M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do Rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta Amazônica**, 25: 247-280. 1995.
- SANTOS, G. M. e OLIVEIRA Jr. A. B. A pesca no reservatório da hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). **Acta Amazônica**, 29: 145-163. 1999.
- SANTOS, G. M.; MÉRONA, B.; JURAS, A. A. e JÉGU, M. **Peixes do baixo Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Brasília, Eletronorte. 216p. 2004.
- SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecol. Monogr.**, 52(4): 395-414. 1982.
- SILVA, C. C.; FERREIRA, E. J. G. e DEUS, C. P. Dieta de cinco espécies de Hemiodontidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Balbina, rio Uatumã, Amazonas, Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.** vol. 98 n°. 4 Porto Alegre. 2008.

SIMBERLLOF, D e DAYAN, T. The guild concept and the structure of ecological communities. **Annual Review of Ecology and Systematics**. 22:115-143. 1991.

STRASKRABA, M. e TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da Qualidade da Água de Represas**. São Carlos ILEC; IEE. 280 p. 2000.

TAKEDA, A. M. ; SHIMIZU, G. e YURA, H. J. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: VAZZOLER, A. E. A.; AGOSTINHO, A. A. ; HANN, N. S. (eds.). **A planície de inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. EDUEM, Paraná, p. 157-177. 1997.

TAYLOR, C. M.; WINSTON, M. R. e MATTHEWS, W. J. Temporal variation in tributary and mainstem fish assemblages in a great plains stream system. *Copeia*, n.2, p. 280-289. 1996.

TUNDISI, J. G. IN: **Ecología de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**/ Raoul Henry, editor-Botucatu: FUNDBIO: FAPESP. 800 p. 1999.

TUNDISI, J. G. and MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. Oficina de Textos. 632 p.

ULANOWICZ, R. E. An hypothesis on the development of natural communities. *Journal of Theoretical Biology*, London, v. 85, n. 2, p. 223-245, July 1980.

ULANOWICZ, R. E. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer, New York, 203 pp.1986.

ULANOWICZ, R. E. *Ecology, the ascendent perspective*. Columbia University Press, 1997. 201p.

ULANOWICZ, R.E., GOERNER, S.J., LIETAER, B., GOMEZ, R. Quantifying sustainability: resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecol. Complex*. 6, 27–36. 2009.

ULANOWICZ, R. E. Trophic flow networks as indicators of ecosystem stress. In: G. Polis and K. Winemiller (eds.), *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. Chapman-Hall, New York. pp. 358-368.1996.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMIS, K. W. e SEDELL, J. R.; Cushing, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 37: 130-137. 1980.

VIEIRA, I. **Aspectos sinecológicos da ictiofauna de Curuá-Una, represa hidrelétrica da região Amazônia**. Tese de livre docência. Universidade Federal de Juiz de Fora, MG.104 p. 1982.

VONO, V. **Efeitos da implantação de duas barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes do rio Araguari (bacia do alto Paraná, MG)**. Tese – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2002.

WINEMILLER, K. O. e ROSE, K. A. Patterns of life-history diversification in north America fishes: implications for population regulation. **Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences**. 49, p. 2196-2218. 1992.

WOOTTON, R. J. *Ecology of teleost fishes*. Chapman e Hall Press. 404 p. 1995.

CAPÍTULO I

Padrões de distribuição espaço-temporal das assembleias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá), Brasil

Neste capítulo foram seguidas as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 2011, disponíveis para consulta no endereço eletrônico:

http://www.ufpa.br/bc/site/index.php?option=com_content&view=article&id=94:disponibilizacao-de-normas-da-abnt&catid=4:paginas-dinamicas&Itemid=24

Padrões de distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá), Brasil.

Patterns of spatial and temporal distribution of fish assemblages in the areas of direct influence of a reservoir Amazon (UHE Coaracy Nunes – Amapá, Brazil).

SÁ-OLIVEIRA, J. C¹ & ISAAC-NAHUM, V. J²

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi verificar a composição, diversidade e distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP, buscando compreender os impactos ocorridos em decorrência do represamento do rio Araguari há mais de 40 anos. Para obtenção dos peixes, foram utilizadas baterias de redes de espera com malhas variando de 1,0 a 10,0 cm entre nós adjacentes e altura de 1,5 a 5,0 metros, além de espinhéis, tarrafas, arpões e rede de cerco em quatro áreas de influência direta da UHE (Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante). Concomitantemente, em cada área, foram registradas as variações do pH, oxigênio dissolvido, temperatura, profundidade, transparência e condutividade elétrica da água, pluviosidade, temperatura atmosférica, vazão e quota da água. Para cada área amostral foi verificada a composição de espécies e calculadas as curvas de coletor, rarefação e estimador Jackknife de 1ª ordem, bem como os índices ecológicos de riqueza, diversidade de Shannon, equitabilidade, dominância, além de abundância e biomassa relativa através da CPUE em número e em peso. Análises univariadas (ANOVA, teste-t,) e multivariadas (CLUSTER e MDS) foram realizadas para verificar as diferenças na composição, nos índices ecológicos e na CPUE das assembléias e padrões organizacionais das mesmas. O conjunto de técnicas de captura aplicadas permitiu a captura de 1.977 peixes distribuídos em 2 classes, 9 ordens, 23 famílias, 73 gêneros e 108 espécies. As curvas de acumulação de espécies e curvas de rarefação individualizadas por área demonstraram que houve suficiência amostral nas áreas Reservatório e Lacustre. Os resultados mostraram que a área Jusante foi mais rica, diversa e equitativa em relação às demais áreas e que a sazonalidade não influenciou na variação destes índices. A abundância relativa (CPUE_n) foi superior nas áreas Reservatório e Lacustre e a biomassa relativa (CPUE_b) foi superior na área Jusante, não havendo diferenças sazonais para esses descritores em todas as áreas. A análise de agrupamento (cluster) e ordenamento (MDS) da ictiofauna permitiu identificar a formação de três assembléias distintas: Jusante, Montante e uma assembléia que compreende as áreas Reservatório e Lacustre, ratificando a similaridade dessas duas áreas. Todas as análises indicam que o represamento do rio Araguari determinou modificações negativas nas assembléias de peixes nos ambientes que estão imediatamente acima da barragem como as áreas Reservatório, Lacustre e Montante, empobrecendo e alterando significativamente suas ictiofaunas. A assembléia da área Jusante aparenta ter tido uma resposta mais resiliente ou resistente, pois os atributos ecológicos demonstraram que esta assembléia foi menos afetada ante a obstrução do rio para implantação da UHE Coaracy Nunes. As mudanças constantes de cota e a interrupção do fluxo contínuo Assim, a área Jusante transcende-se em importante sítio de conservação da diversidade de peixes do rio Araguari.

Palavras-chave: ictiofauna; diversidade; CLUSTER; MDS; similaridade;

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the composition, diversity and spatial-temporal distribution of fish assemblages in the areas of direct influence of UHE Coaracy Nunes Ferreira-Gomes AP, trying to understand the impacts occurring as a result of damming the Araguari river for more than 40 years. To obtain fish, batteries were used nets with mesh sizes ranging from 1.5 to 10.0 cm between adjacent nodes and height 1.5 to 5.0 meters, as well as longlines, nets, spears and seine in four areas of direct influence of HPP (Downstream Reservoir, Lakeside and Upstream). Simultaneously, in each area, there were changes in pH, dissolved oxygen, temperature, depth, transparency and electrical conductivity of water, rainfall, atmospheric temperature, flow and share water. For each area was checked for species composition and calculated curves collector, rarefaction and estimators Jackknife 1st order, and the ecological indices of richness, Shannon diversity, evenness, dominance, and abundance and biomass on through the CPUE in number and weight. Univariate analyzes (ANOVA, t-test,) and multivariate (CLUSTER and MDS) were performed to investigate the differences in the composition, ecological indices and CPUE of meetings and organizational patterns of the same. The set of capture techniques applied allowed the capture of 1977 fish divided into two classes, 9 orders, 23 families, 73 genera and 108 species. The species accumulation curves and rarefaction curves individualized per area showed that there was sufficient sample Reservoir and Lacustrine areas. The results showed that the area Downstream was more rich, diverse and equitable in relation to other areas and did not influence the seasonal variation in these rates. The relative abundance (CPUE_n) was higher in areas Reservoir and Lakeside and relative biomass (CPUE_b) was higher in the downstream, with no seasonal differences for these descriptors in all areas. The cluster analysis (cluster) and spatial (MDS) of the fish fauna identified the formation of three distinct assemblies: Downstream, Upstream and an assembly comprising Reservoir and Lacustrine areas, confirming the similarity of these two areas. All analyzes indicate that the damming of the river Araguari determined negative changes in fish assemblages in environments that are immediately above the dam and reservoir areas, Lacustrine and Upstream, and impoverishing their ictiofauna change significantly. The assembly of the Downstream area appears to have had a more resilient or resistant, because the ecological attributes showed that this assembly was less affected compared to the obstruction of the river to implement the UHE Coaracy Nunes. The constant changes in elevation and the interruption of the continuous flow thus transcends the area Downstream is an important site for conservation of fish diversity Araguari river.

Keywords: fish fauna, diversity, CLUSTER, MDS, similarity.

Introdução

Vários estudos demonstram que o represamento de rios promove alterações na composição, estrutura e abundância da ictiofauna local (POFF *et alii.*,1997). Uma das respostas a estas alterações é a redução da diversidade de peixes devido, principalmente, à fragmentação das populações originais dos rios antes das suas obstruções. Nessas condições, as espécies que efetuam migrações por motivos tróficos e/ou reprodutivos são as mais afetadas em virtude tanto da obstrução do rio quanto da formação do reservatório, que promovem o alagamento à montante e o ressecamento à jusante. Estes fatos comprometem as rotas migratórias dos peixes e seus habitats de desova e crescimento e determinam um

processo de reestruturação das assembléias tanto no reservatório quanto em suas áreas de influência (FERNANDO e HOLČÍK, 1991; BAIGÚN *et al.*, 2007; AGOSTINHO *et al.*, 2007).

Não obstante, a fauna de peixes de reservatórios, que nem sempre é descrita e avaliada antes do barramento, ainda está sujeita a outras ações antropogênicas impactantes como a pecuária extensiva, a mineração, a ação de efluentes domésticos e industriais, a agricultura com o emprego de produtos químicos, a precariedade das práticas de conservação do solo, que ocasiona o assoreamento, o desmatamento ciliar, a introdução de espécies exóticas e a pesca desordenada (LUIZ *et al.*, 2003).

O conhecimento da composição, riqueza e diversidade, bem como da variação da abundância da ictiofauna de determinado ambiente constituem condições imprescindíveis para o entendimento e conservação da mesma, bem como para avaliar possíveis alterações ambientais no local onde reside. Além disso, a estimativa dos parâmetros ecológicos da ictiofauna é importante na definição de medidas mitigadoras frente aos impactos que a fauna de peixes pode estar sendo submetida (POOLE, 1974; MAY, 1975; FRONTIER, 1985; LUDWIG E REYNOLDS, 1988; MAGURRAN, 1988).

O reservatório da UHE Coaracy Nunes foi o primeiro a ser construído na Amazônia brasileira, em 1967, com fins de produção de energia elétrica (ELETRONORTE, 1997). À época de sua construção não havia exigências legais de estudos de impacto ambiental que pudessem balizar a sua implantação de forma menos impactante, incluindo-se aqui o conhecimento da ictiofauna da área onde o empreendimento foi implantado. Estudos ictiofaunísticos posteriores à implantação desta UHE não foram realizados na região, sendo que a situação de desconhecimento da fauna de peixes da área em questão perdurou até a execução do presente estudo. Aliado à situação de desconhecimento da ictiofauna do reservatório da UHE Coaracy Nunes, há a previsão de implantação de dois novos empreendimentos de geração de energia hidroelétrica à montante e à jusante de Coaracy Nunes, a AHE Caldeirão e a AHE Ferreira Gomes, o que certamente afetará negativamente a ictiofauna da área.

O objetivo deste estudo foi conhecer a composição e o padrão de variação espaço-temporal das assembléias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, analisando, comparativamente, a constância e os descritores de comunidade das áreas de influência do reservatório, buscando inferir o estado de conservação desta ictiofauna, 40 anos após o represamento.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se na região média do rio Araguari, especificamente na área de influência direta da UHE Coaracy Nunes, ou seja, no seu reservatório e suas áreas à montante e à jusante. O reservatório da UHE Coaracy Nunes está localizado entre os municípios de Ferreira Gomes e Porto Grande no estado do Amapá, distando 200 km do oceano Atlântico. As características do reservatório são: área de drenagem de 23,5 km²; vazão média de 976 m³.s⁻¹; profundidade média de 15 metros; e volume total de 138 Hm³. O rio Araguari é o principal rio do estado do Amapá, com extensão e área de drenagem aproximadas de 498 km e de 38.000 km², respectivamente. Este rio nasce na serra do Tumucumaque e deságua no Oceano Atlântico, mas tem forte influência do rio Amazonas (IBGE, 2010).

O clima do local é do tipo Equatorial (super úmido de acordo com a classificação de Köppen), com uma estação chuvosa nos primeiros meses do ano, caracterizada por fortes descargas pluviais (média anual de 1.500 mm a 3.500 mm) e, outra seca, no segundo semestre com baixa pluviosidade e temperatura anual média de 27 °C com amplitudes de 20°C a 36°C (IBGE, 2010). A série histórica da variação do nível hidrométrico (cota d'água) do rio Araguari indica que o período de cheia inicia em janeiro até junho, e o período de seca inicia em julho até dezembro (Figura 1). A vegetação da região é caracterizada por elementos de floresta tropical úmida, de cerrado e de várzea (BEZERRA *et al.*, 1990; IBGE, 2010).

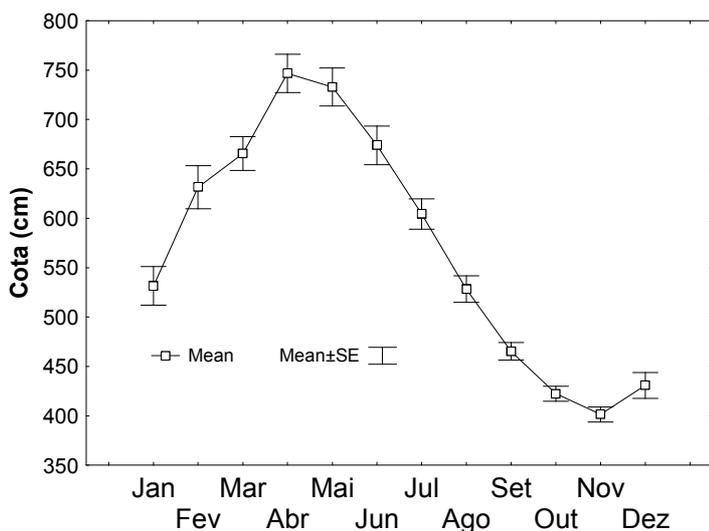


Figura 1. Variação da cota do rio Araguari (média e desvio padrão) (cm) de 1952 a 2010, na estação de Porto Platon. Fonte: Agencia Nacional das Águas- ANA.

Para este trabalho o período de cheia foi considerado os meses Janeiro, Fevereiro, Março, Abril, Maio e Junho; e o período de seca os meses Agosto, Setembro, Outubro,

Novembro e Setembro. Espacialmente foram determinadas quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes: 1-Área Jusante (JUS): localizada à jusante da UHE Coaracy Nunes, apresenta características lóxicas com dinâmica de correnteza da água influenciada pela manipulação das comportas e águas vertidas através das turbinas da UHE, apresentando locais com remansos de menor velocidade da água; 2-Área Reservatório (RES): corresponde ao corpo do reservatório propriamente dito, com características intermediárias de rio e lago, consideradas semi-lóxicas; 3-Área Lacustre (LAC): é uma região adjacente à área Reservatório, apresentando características muito lânticas; e 4-Área Montante (MON): área acima do reservatório, que apresenta características lóxicas. Situações de desmatamento e extração de areia e seixo no leito do rio são evidentes na área Montante. Na porção posterior e média da área do reservatório há ocorrência de desmatamento ciliar e, na região média, de residências domésticas. Nas áreas Lacustre, Jusante e parte da área Reservatório ocorre uma vegetação ripária densa bem preservada (Fig. 2).

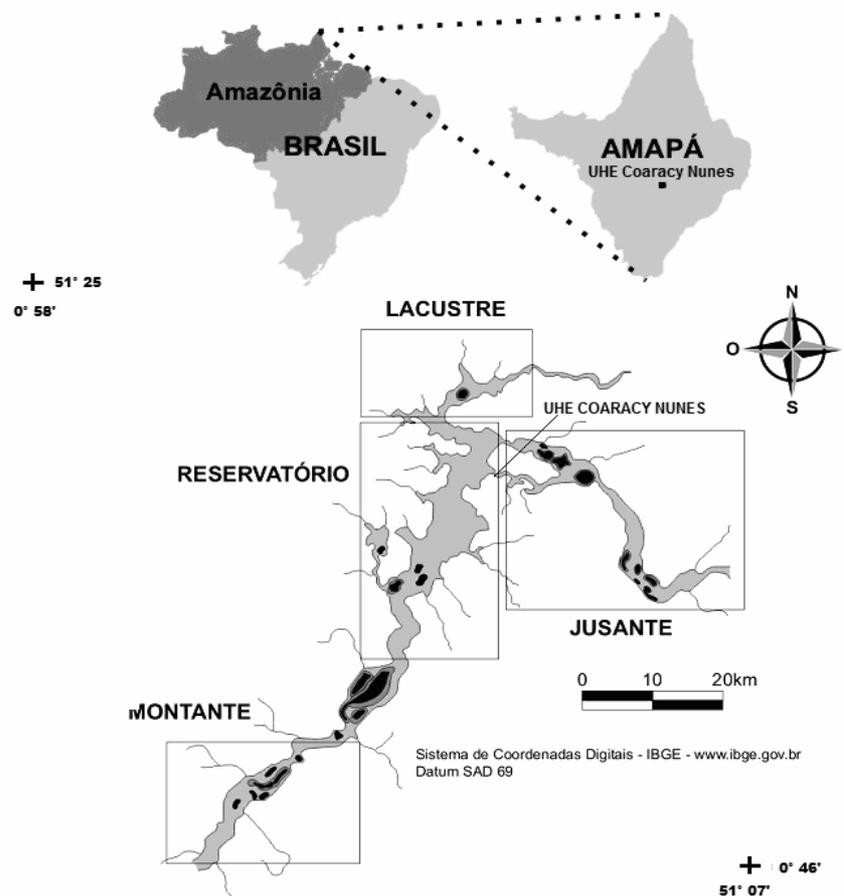


Figura 2. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).

Delimitação amostral

Em cada área, previamente delimitada, foram realizadas oito campanhas amostrais bimensais, de maio de 2009 a julho de 2010, sendo quatro no período de cheia e quatro no

período de seca. Em cada área foram demarcados sete pontos de coleta com características de remanso. As amostras foram padronizadas utilizando sete baterias de oito redes cada, com malhas variando de 1,0 a 10,0 cm entre nós adjacentes. Os tamanhos das redes foram mantidos constantes de 10 a 40 m de comprimento e 1,5 a 5,0 m de altura, totalizando 525 m² de redes expostas por 17 horas (das 16:00 as 9:00 horas do dia seguinte). As despescas foram realizadas de 4 em 4 horas. Coletas adicionais, utilizando diferentes artes de pesca (tarrafas, espinhéis, redes de arrasto, arpão, zagaia e redinha) foram realizadas para complementação da composição de espécies.

Os exemplares capturados foram conservados em gelo para serem identificados, mensurados no seu comprimento total (mm), pesados (g) e fotografados. Após isso, os espécimes foram fixados em formaldeído (10%) e transportados ao laboratório para ser novamente identificados ao menor nível taxonômico possível, seguindo Planquette *et al.*, 1996; Britski, *et al.*, 1999; Malabarba, 2004; Santos *et al.*, 2004; Buckup *et al.*, 2007 e Piantam, 2008. A identificação foi confirmada pelo Dr. Michell Jegú (Museu de História Natural de Paris, França). Exemplares testemunhos foram encaminhados ao Laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP).

Análise de dados

As capturas de cada bateria de malhas foram agrupadas por mês de coleta e período sazonal, totalizando 8 amostras por área, sendo 4 na seca e 4 na cheia, totalizando 32 amostras em todas as áreas e períodos. Curvas do coletor (CAIN, 1938) e de rarefação (HURLBERT, 1971; KREBS, 1998) foram construídas e comparadas com o modelo de estimar riqueza Jackknife de 1ª ordem (KREBS, 1998) utilizando os programas PAST 2.08 (HAMMER *et al.*, 2001) e PRIMER 6.0 (CLARKE e GORLEY, 2006). Para esta análise foram consideradas as 7 amostras-réplicas por área nos oito meses de coleta, totalizando 56 amostras.

Para cada área e período, quantificou-se a composição das espécies e calculou-se os índices ecológicos da seguinte forma: a riqueza de espécies (S) foi considerada o número total de espécies amostradas; a diversidade alfa foi estimada pelo índice de Shannon (H' em Log₂), sendo a base logarítmica usada igual a dois (log₂), a unidade de medida da diversidade foi bits.indivíduo⁻¹, este índice é dado por: $H' = -\sum_{(s;ni)}(p_i * \ln p_i)$, onde: s= número de espécies na amostra; ni= número de indivíduos da i-ésima espécie; N= número total de indivíduos na amostra (MAGURRAN, 2004). A equitabilidade (J') foi calculada segundo Pielou (1977), através da equação: $E = H' / \ln S$, onde: H' é o índice de Shannon e $H' = \log_2(S)$, sendo S o número das espécies na amostra; o índice de dominância (D) foi calculado de

acordo com Berger e Parker (1970), utilizando a equação: $D = \sum_{s,i=1}^s [n_i(n_i-1)] / [N(N-1)]$, onde: s , n e N são definidos como anteriormente (MAGURRAN, 2004). A abundância e a biomassa totais foram estimadas a partir das amostras padronizadas das redes de emalhar (525 m²). Além desses índices, calculou-se a constância de ocorrência das espécies das assembléias de cada área amostral, estabelecida conforme Dajoz (2005) utilizando a equação $C = p \times (100/P)$, onde C = valor de constância da espécie; p = número de trechos que contém a espécie; e P = número total de áreas. As espécies que apresentaram constância $C > 50\%$ foram consideradas constantes, as que apresentaram constância entre $25\% \leq C \leq 50\%$ foram consideradas acessórias e aquelas espécies com $C < 25\%$ ocasionais.

As diferenças espaço-temporais da composição, descritores de comunidade (riqueza, diversidade, dominância, equitabilidade) e da abundância (CPUEn) e biomassa (CPUEb) relativas foram verificadas através de análises de variância de um fator e/ou bifatorial (ANOVA), ou o teste t-Student com $\alpha = 0,05$. Para a aplicação destes testes foi verificada a normalidade dos dados (testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk) e homocedasticidade das variâncias (testes Levene e Bartlett). Quando os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se a transformação matemática dos dados através da raiz quarta e/ou logaritmo em base 10. As diferenças das médias foram verificadas pelo teste posterior de Tukey e de Fisher. Quando os pressupostos paramétricos não foram atendidos, mesmo após a transformação, utilizaram-se testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis e Dunn, para a comparação entre áreas, e de Mann-Whitney para verificar as diferenças entre períodos ($\alpha = 0,05$) (CONOVER, 1990; SOKAL e ROHLF, 1995).

Análises multivariadas de agrupamento (cluster) e de ordenação não métrica multidimensional (MDS) foram aplicadas aos dados de abundância relativa (CPUEn) das espécies para avaliar a variação espaço-temporal da composição e abundância das espécies coletadas com malhadeiras e a similaridade de espécies entre as áreas e períodos sazonais. Nesta análise, os valores da abundância foram transformados pela raiz quarta, obtendo-se uma matriz de similaridade calculada pelo coeficiente de Bray-Curtis. Os grupos compostos foram estimados pela média simples de similaridade (UPGMA) (CLARK e WARWICK, 1994). Para avaliar a significância da similaridade das assembléias entre as áreas e períodos utilizou-se o teste de similaridade ANOSIM e, o procedimento analítico SIMPER para verificar as contribuições de cada espécie nas similaridades dentro dos grupos definidos pelo cluster e para a dissimilaridade entre os grupos. Estas análises foram realizadas utilizando o programa estatístico PRIMER 6.0 (CLARK e GORLEY, 2006).

Resultados

Composição e Constância

O conjunto de técnicas de captura aplicadas permitiu a captura de 1.976 peixes distribuídos em 2 classes, 9 ordens, 23 famílias, 73 gêneros e 108 espécies (Tabela 2). Para as áreas individualizadas, a composição da ictiofauna foi de 106 espécies para área Jusante, 42 para área Reservatório, 34 para a área Lacustre e 33 para a área Montante (ANEXO).

De forma geral, a ordem Characiformes foi a que apresentou maior número de famílias (7) e espécies (n=54), seguida da ordem Siluriformes, com 7 famílias e 27 espécies. Juntas, as ordens Characiformes e Siluriformes representaram 73% das espécies coletadas. A terceira ordem mais importante, em termos de número de espécies, foi a Perciformes, com 2 famílias e 16 espécies. A ordem Rajiformes foi representada por uma família e 3 espécies, enquanto que as ordens Beloniformes, Osteoglossiformes e Synbranchiformes foram representadas por apenas uma família, com uma espécie cada, correspondendo cada uma por 0,9% do total de espécies. Uma única espécie considerada introduzida foi registrada, *Colossoma macropomum*, que representou 0,9% do número de espécies capturadas (Tabela 2).

Eficiência amostral

As curvas de acumulação de espécies e curvas de rarefação individualizadas por área demonstraram que as áreas Reservatório e Lacustre atingiram a assíntota, indicando que o número de espécies coletadas nessas áreas está próximo ao número real do ambiente. Para as áreas Jusante e Montante, as curvas foram do tipo ascendente (sintótica), indicando que ainda há espécies que não foram amostradas e que há necessidade de efetuar mais coletas nessas áreas para o conhecimento completo da ictiofauna (Figura 4).

O modelo Jackknife de 1ª ordem estimou valores de riqueza de 115 espécies para a área Jusante, representando 7,82% a mais do valor observado; para área Montante, o modelo estimou 60 espécies, representando 45% a mais do valor observado, com curvas sintóticas para ambas as áreas. Os valores estimados para as assembléias das áreas Reservatório (53 spp.) e Lacustre (42 spp.) apresentaram números que demonstraram curvas assintóticas, confirmando que as amostragens foram adequadas para verificar a riqueza dessas áreas (Figura 3).

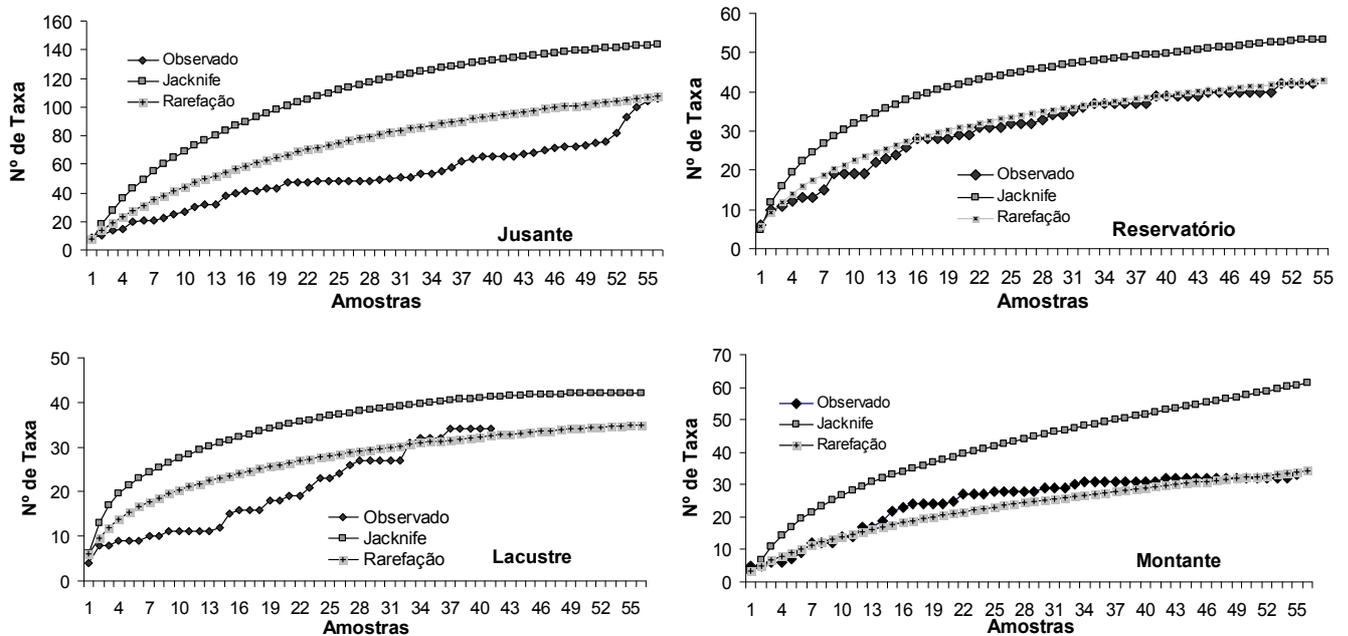


Figura 3. Curva de acumulação de espécies, rarefação e estimador Jackknife-1 das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes –AP.

Considerando todas as técnicas de coleta e áreas juntas, no período de seca foi coletado o maior número de espécies (94 morfotipos) em comparação ao período de cheia, com 70 morfotipos coletados. Para as áreas individualizadas, na área Jusante a composição sazonal foi significativamente diferente, com maior número de espécies na seca (seca:87 spp; cheia:61 spp) (Teste-t:0,75; n=8; p<0,05). Nas demais áreas, as diferenças sazonais da composição não foram significativas (Teste-t:n=8;p>0,05), sendo coletadas na área Reservatório 32 morfotipos na cheia e 33 na seca; na área Lacustre, 26 morfotipos na cheia e 28 na seca; e na área Montante, 21 morfotipos na cheia e 25 na seca.

O índice de constância de ocorrência, para todas as áreas juntas, apresentou 25 espécies constantes (23,15%), 52 acessórias (48,15%) e 31 acidentais ou raras (28,70%), sendo *Ageneiosus ucayalensis*, *Boulengerella cuvieri*, *Hemiodus unimaculatus* e *Serrasalmus gibbus* as espécies que se apresentaram constantes em todas as áreas de coleta.

Tabela 1. Espécies ocorrentes nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP

Taxa	
CLASSE OSTEICHTHYES	
ORDEM CHARACIFORMES	
Família Acestrorhynchidae	
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)
Família Anostomidae	
<i>Laemolyta petiti</i> (Géry, 1964)	Família Sciaenidae
<i>Leporinus af. parae</i> (Eigenmann, 1908)	<i>Pachypops fourcroy</i> (La Cepède, 1802)
<i>Leporinus affinis</i> (Günther, 1864)	<i>Plagioscion auratus</i> (Castelnau, 1855)
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)
<i>Leporinus maculatus</i> (Müller & Troschel, 1844)	ORDEM SILURIFORMES
<i>Leporinus taeniatus</i> (Lütken, 1875)	Família Auchenipteridae
<i>Schizodon fasciatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	<i>Ageneiosus ucayalensis</i> (Castelnau, 1855)
	<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)
	<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro, 1918)
	<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)
	<i>Parauchenipterus</i> sp. (Kner, 1858)

Taxa

Família Characidae

Agoniatas halecinus (Müller & Troschel, 1845)
Astyanax bimaculatus (Linnaeus, 1758)
Bryconops caudomaculatus (Günther, 1864)
Charax gibbosus (Linnaeus, 1758)
Colossoma macropomum (Cuvier, 1818) *
Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)
Moenkhausia chrysargyrea (Günther, 1864)
Moenkhausia collettii (Steindachner, 1882)
Moenkhausia oligolepis (Günther, 1864)
Mylesinus paraschomburgkii (Jégu, Santos & Ferreira, 1989)
Mylesinus paucisquamatus (Jégu & Santos, 1988)
Myleus rhomboidalis (Cuvier, 1818)
Myleus rubripinnis (Müller & Troschel, 1844)
Mylossoma duriventre (Cuvier, 1818)
Piaractus brachypomus (Cuvier, 1818)
Pristobrycon striolatus (Steindachner, 1908)
Pygopristis denticulata (Cuvier, 1819)
Roeboides affinis (Günther, 1868)
Serrasalmus elongatus (Kner, 1858)
Serrasalmus gibbus (Castelnau, 1855)
Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)
Serrasalmus sp. (Cuvier, 1819)
Tetragonopterus chalceus (Spix & Agassiz, 1829)
Tometes trilobatus (Valenciennes, 1850)
Triportheus albus (Cope, 1872)
Triportheus angulatus (Spix & Agassiz, 1829)
Triportheus auritus (Valenciennes, 1850)
Triportheus trifurcatus (Castelnau, 1855)

Família Ctenoluciidae

Boulengerella cuvieri (Agassiz, 1829)

Família Curimatidae

Curimata inornata (Vari, 1989)
Curimata sp. (Linnaeus, 1766)
Curimatella dorsalis (Eigenmann & Eigenmann, 1889)
Cyphocharax gouldingi (Vari, 1992)
Cyphocharax notatus (Steindachner, 1908)
Psectrogaster af. *falcata* (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

Família Erythrinidae

Hoplerethrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)
Hoplias aimara (Valenciennes, 1847)
Hoplias macrophthalmus (Pellegrin, 1907)
Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

Família Hemiodontidae

Bivibranchia notata (Vari & Goulding, 1985)
Hemiodus microlepis (Kner, 1858)
Hemiodus quadrimaculatus (Pellegrin, 1908)
Hemiodus unimaculatus (Bloch, 1794)

ORDEM PERCIFORMES

Família Cichlidae

Astronotus ocellatus (Agassiz, 1831)
Caquetaia spectabilis (Steindachner, 1875)
Chaetobranchius flavescens (Heckel, 1840)
Cichla monoculus (Spix & Agassiz, 1831)
Cichla ocellaris (Bloch & Schneider, 1801)
Crenicichla labrina (Spix & Agassiz, 1831)
Crenicichla strigata (Günther, 1862)
Geophagus proximus (Castelnau, 1855)
Geophagus surinamensis (Bloch, 1791)
Retroculus lapidifer (Castelnau, 1855)
Retroculus septentrionalis (Gosse, 1971)

Família Callichthyidae

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Família Doradidae

Leptodoras sp. (Günther, 1868)
Megalodoras uranoscopus (Eigenmann & Eigenmann, 1888)

Família Heptapteridae

Pimelodella cristata (Müller & Troschel, 1848)

Família Loricariidae

Dekeyseria amazonica (Rapp Py-Daniel, 1985)
Glyptoperichthys joselimaianus (Weber, 1991)
Harttia duriventris (Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001)
Hemiancistrus sp. (Kner, 1854)
Hypostomus emarginatus (Valenciennes, 1840)
Hypostomus plecostomus (Linnaeus, 1758)
Peckoltia oligospila (Günther, 1864)
Pseudacanthicus spinosus (Castelnau, 1855)

Família Pimelodidae

Brachyplatystoma filamentosum (Lichtenstein, 1819)
Brachyplatystoma rousseauxii (Castelnau, 1855)
Hypophthalmus marginatus (Valenciennes, 1840)
Megalonema platycephalum (Eigenmann, 1912)
Pimelodina flavipinnis (Steindachner, 1877)
Pimelodus blochii (Valenciennes, 1840)
Pimelodus ornatus (Kner, 1858)
Platynemathichthys notatus (Jardine, 1841)

Família Pseudopimelodidae

Pseudopimelodus bufonius (Valenciennes, 1840)

ORDEM GYMNOTIFORMES

Família Gymnotidae

Electrophorus electricus (Linnaeus, 1766)
Gymnotus sp. (Linnaeus, 1758)

Família Sternopygidae

Archolaemus blax (Korringa, 1970)
Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

ORDEM CLUPEIFORMES

Família Pristigasteridae

Pellona castelnaeana (Valenciennes, 1847)
Pellona flavipinnis (Valenciennes, 1836)

ORDEM BELONIFORMES

Família Belonidae

Potamorhaphis guianensis (Jardine, 1843)

ORDEM OSTEOGLOSSIFORMES

Família Osteoglossidae

Osteoglossum bicirrhosum (Cuvier, 1829)

ORDEM SYMBRANCHIFORMES

Família Simbranchidae

Simbranchus marmoratus

CLASSE CHONDRICHTHYES

ORDEM RAGIFORMES

Família Potamotrygonidae

Potamotrygon constellata (Vaillant, 1880)
Potamotrygon humerosa (Müller & Henle, 1841)
Potamotrygon motoro (Muller & Henle, 1841)

Índices ecológicos

A partir das amostras realizadas com redes de emalhar, considerando todas as áreas e períodos juntos verificou-se uma riqueza total da ictiofauna de 81 espécies. A riqueza máxima individual de cada área foi de 64 espécies para a área Jusante, 40 para a área Reservatório, 33 para a área Lacustre e, 21 para a área Montante. Entre as áreas, foram detectadas diferenças significativas da riqueza, sendo Jusante, a área com a maior média (26,00 ±7,550),

e Montante, com a menor ($8,37 \pm 1,509$), estando as áreas Reservatório ($16,125 \pm 2,748$) e Lacustre ($14,500 \pm 3,779$) similares entre si apresentando valores intermediários e não diferentes dos dois extremos (ANOVA- $F(3;24)=25,517$; $p=0,000$; Tukey: $p<0,05$). Sazonalmente, a menor riqueza registrada foi no período de cheia (64) e a maior, no período de seca (69), não havendo diferença significativa entre os períodos (ANOVA- $F=0,0054$; $p=0,9422$) e nem para a interação área-sazonalidade (ANOVA- $F=0,1377$; $p=0,9364$) (Figura 4).

A diversidade total da ictiofauna, considerando todas as áreas e períodos juntos, foi considerada alta, com valor de $4,86 \text{ bits.ind.}^{-1}$, sendo $4,74 \text{ bits.ind.}^{-1}$ na cheia e $4,56 \text{ bits.ind.}^{-1}$ na seca. Entre as áreas houve diferenças significativas da diversidade. A maior diversidade estava na área Jusante ($4,33 \pm 0,338 \text{ bits.ind.}^{-1}$) e a menor na área Montante ($2,68 \pm 0,248 \text{ bits.ind.}^{-1}$), estando a diversidade das áreas Reservatório ($3,165 \pm 0,355 \text{ bits.ind.}^{-1}$) e Lacustre ($3,27 \pm 0,34 \text{ bits.ind.}^{-1}$) intermediárias, mas diferentes significativamente da diversidade das áreas com maior e menor valor (ANOVA: $F(3;24)=39,47$; $p=0,0000$; Tukey: $p<0,05$) (Figura 5). Não houve diferenças sazonais significativas (ANOVA- $F=0,425$; $p=0,5206$) e nem para a interação área-sazonalidade (ANOVA- $F=0,550$; $p=0,6529$) (Figura 4).

A equitabilidade total da ictiofauna, considerando as assembléias de todas as áreas e períodos juntos, apresentou valor de $0,95$, sendo $0,91$ na seca e $0,95$ na cheia. Espacialmente, a equitabilidade apresentou diferenças significativas, sendo a assembléia da área Jusante a com maior equitabilidade ($0,93 \pm 0,045$) e, as das áreas Reservatório ($0,78 \pm 0,045$) e Lacustre ($0,86 \pm 0,083$) com as menores, estando a assembléia da área Montante ($0,88 \pm 0,057$) com equitabilidade intermediária em relação às das área extremas (ANOVA: $F(3;24)=11,537$; $p=0,0000$; Tukey: $p<0,05$). Não houve diferenças significativas entre os dois períodos sazonais (ANOVA- $F=1,1358$; $p=0,2971$) e nem para a interação área-sazonalidade (ANOVA- $F=0,7440$; $p=0,5363$) (Figura 4).

O valor da dominância total, considerando as assembléias de todas as áreas e períodos juntos, foi de $0,16$, sendo $0,15$, na cheia e $0,16$, na seca. Entre as áreas, a dominância apresentou diferenças significativas. A dominância na assembléia da área Reservatório ($0,17 \pm 0,049$) apresentou maior valor, seguida da área Lacustre ($0,15 \pm 0,007$), Montante ($0,13 \pm 0,024$) e Jusante ($0,045 \pm 0,091$). As diferenças significativas estavam entre a área Jusante e as demais, estando estas últimas similares entre si (ANOVA: $F(3;24)=10,311$; $p=0,0015$; Tukey: $p<0,05$). Não houve diferenças significativas entre os períodos sazonais

(ANOVA:F=0.1403; p=0,7112) e nem para a interação área-sazonalidade (ANOVA:F=0.1753; p=0,9120) (Figura 4).

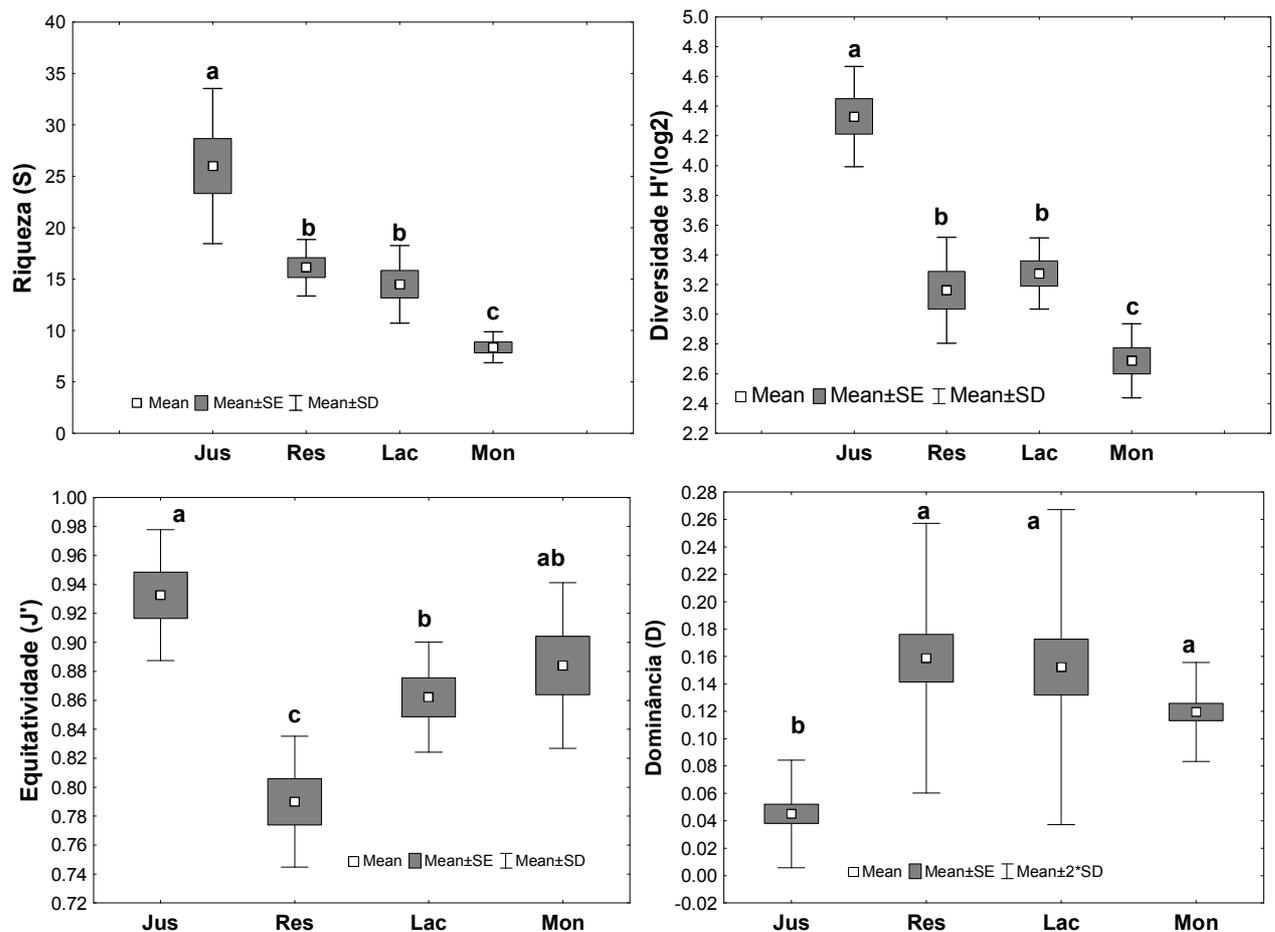


Figura 4. Variação espacial dos índices ecológicos Riqueza (S), Diversidade (H), equitatividade (J') e Dominância das assembléias de peixes das áreas da UHE Coaracy Nunes, AP. (letras iguais: diferenças não significativa; letras diferentes: diferenças significativas).

Abundância e Biomassa Totais

A abundância total dos peixes capturados somente por malhadeiras foi de 1.819 indivíduos (cheia= 823 e seca= 996). Espacialmente, a área Reservatório foi a de maior abundância com 615 indivíduos (cheia=284;seca=331) e a área Montante a de menor, com 180 ind.m⁻² (cheia=86;seca=94). As assembléias das áreas Lacustre e Jusante apresentaram valores de 584 indivíduos (cheia=226;seca=358) e 440 (cheia=227;seca=213) indivíduos, respectivamente. Diferenças significativas da abundância foram observadas entres as áreas. As maiores abundâncias estavam nas áreas Reservatório (76,87±20,689 ind.) e Lacustre (73,00±44,695 ind.) e menor na área Montante (22,50±7,615 ind.), estando a área Jusante com abundância intermediária (55,00±22,709 ind.) (ANOVA:F(3;24)=6.38; p=0,00001; Tukey<0,05). Sazonalmente não houve diferenças significativas da abundância entre as

áreas (ANOVA: $F=1.2128$; $p=0.281702$). As interação área-sazonalidade não apresentou diferença significativa (ANOVA: $F=0,6706$; $p= 0,5784$) (Figura 5).

De forma geral, as espécies de maior abundância foram *Ageneiosus ucayalensis*, *H. unimaculatus*, *Serrasalmus gibbus* e *Geophagus proximus*. Entre as áreas, as espécies mais representativas em abundância foram *Hemiodus unimaculatus* na área Jusante; *Ageneiosus ucayalensis* na área Montante; *H. unimaculatus*, *A. ucayalensis* e *S. gibbus* na área Reservatório; e *S. gibbus*, *Hemiodus unimaculatus* e *G. proximus* na área Lacustre (Tabela 1 Anexo).

A biomassa total em grama (g), reunindo todos os indivíduos capturados por malhadeiras foi de 334.269,6 g (cheia= 1.610,7 g e seca= 1.731,99 g). A área Jusante apresentou biomassa com 163.137,6 g (cheia= 79.422,0 g e seca= 83.715,6 g), a área Reservatório com 80.286,0 g (cheia= 43.815,0 g e seca= 36.471,0 g), Lacustre, com 52.514,0 g (cheia= 19.140,0 g e seca= 33.374,0 g); e Montante, com 38.332,0 g (cheia= 18.693,0 g e seca= 19.639,0 g). Entre as áreas foi detectada diferenças significativas do logaritmo (\log_{10}) da biomassa das assembléias peixes. A maior biomassa estava na área Jusante ($4.268,0 \pm 0.213$) e a menor nas áreas Montante (3.62 ± 0.249) e Lacustre (3.750 ± 0.257), estando a área Reservatório (3.98 ± 0.145) com biomassa intermediária entre os extremos (ANOVA: $F(3;24)=12,64$; $p=0,00000$; Tukey: $p<0,05$). Sazonalmente não houve diferenças significativas para todas as áreas (ANOVA: $F=0,619$; $p=0,43$) e nem para a interação área-sazonalidade (ANOVA: $F=0,3331$; $p=0,54$) (Figura 5).

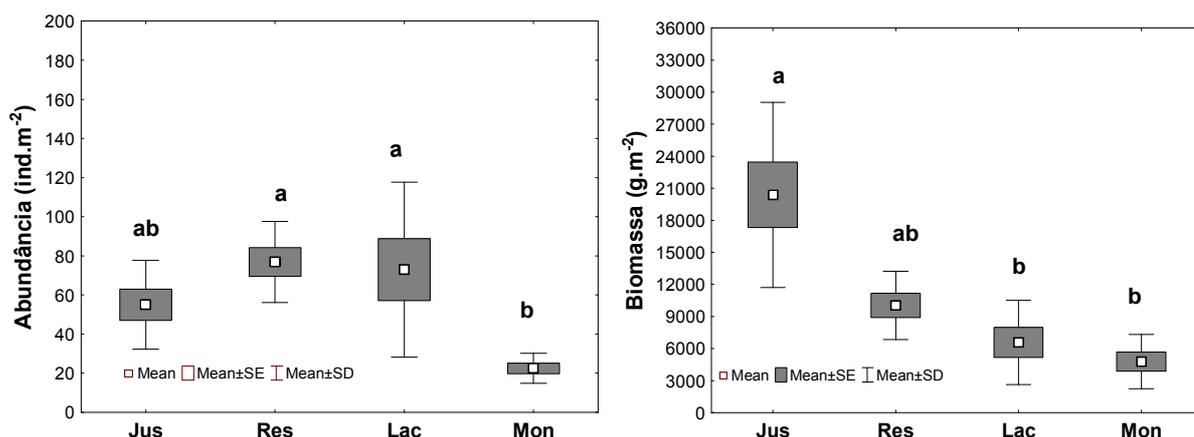


Figura 5. Variação espacial da abundância e biomassa total e das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes. (letras iguais: diferenças não significativas; letras diferentes: diferenças significativas).

As espécies que mais contribuíram em biomassa na área Jusante foram *Boulengerella cuvieri*, *Hoplias macrophthalmus*, *Brachyplatystoma filamentosum* e *Tometes trilobatus*; na área Lacustre: *Curimata inornata*, *Psectrogaster af. falcata*, *Pimelodus ornatus*,

Acestrorhynchus falcirostris e *Hemiodus unimaculatus*; na área Reservatório: *Ageneiosus ucayalensis*, *Tometes trilobatus*, *Hemiodus unimaculatus* e *Hoplias macrophthalmus*; na área Montante: *Electrophorus electricus*, *Serrasalmus rhombeus*, *Ageneiosus ucayalensis*, *Myleus rhomboidalis* e *Hoplias aimara* (Tabela 1 Anexo).

Similaridade: Análise de Agrupamento e Ordenamento

A análise de agrupamento (cluster) da ictiofauna total, calculada através da abundância relativa, ao longo do período amostral, permitiu identificar a formação de três assembleias distintas (A, B e C), com um nível de corte de dissimilaridade de 49% e coeficiente cofenético=0,81. O grupo 'A' compreende a assembleia das amostras da área Jusante; o grupo B corresponde a assembleia formada simultaneamente pelas áreas Reservatório e Lacustre; e o grupo C corresponde à assembleia que ocorre na área Montante (Figura 7).

A separação das amostras na análise de ordenação (MDS) para todo o período amostral apresentou forte correspondência gráfica ao padrão gerado pela análise de agrupamento (Cluster). Nos níveis de similaridade anteriormente mencionados, as amostras foram agrupadas na plotagem do MDS das duas primeiras dimensões com um "stress" de 0,16, refletindo boa relação entre as similaridades e as distâncias finais dentro do grupo A, B e C, nos dois períodos sazonais (Figura 7).

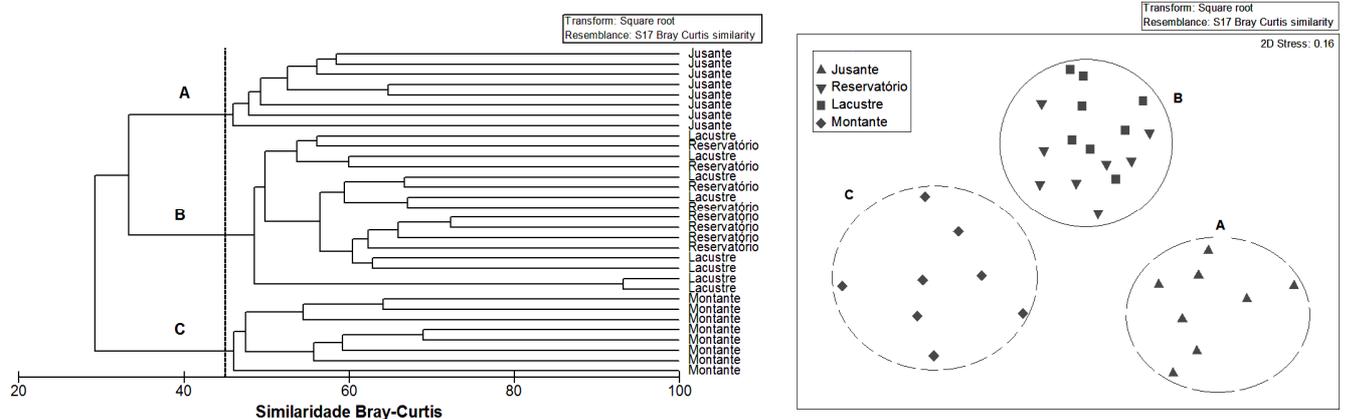


Figura 6. Análise de agrupamento (CLUSTER) e de ordenamento (MDS) das assembleias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes considerando o período total de amostras.

O mesmo padrão de agrupamento foi identificado em um nível de corte de 45%, e e coeficientes de correlação cofenéticos de 0,83 e 0,80, separando as amostras segundo os períodos sazonais, com a formação de três grupos nos dois períodos, sendo um formado pelas espécies que compõem a assembleia da área Jusante (A), outros dois formados pelas espécies que ocorre simultaneamente nas áreas Reservatório e Lacustre (B) e outro grupo (C), formado por espécies que compõem a assembleia da área Montante (Figuras 8 e 9).

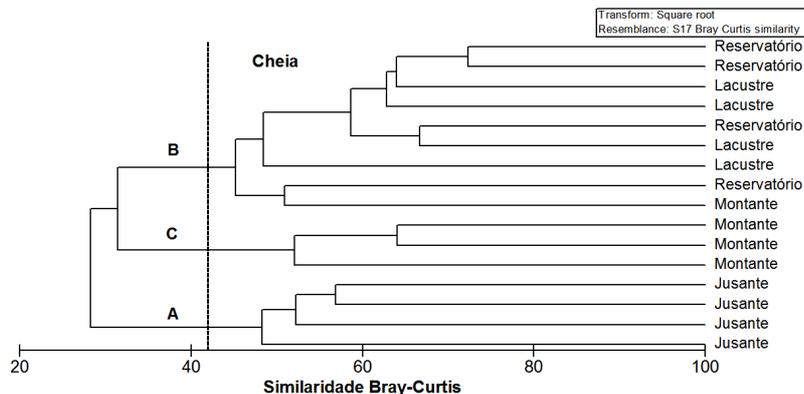


Figura 7. Análise de agrupamento das assembléias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes por período sazonal

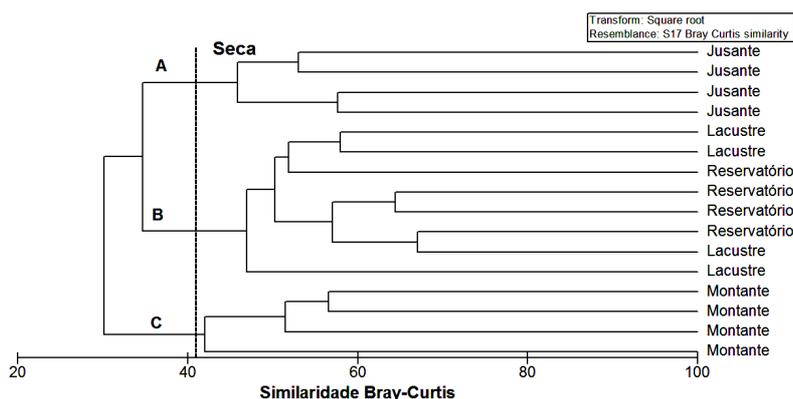


Figura 8. Análise de agrupamento das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes por período sazonal.

A separação das amostras na análise de ordenação (MDS), por período sazonal, também apresentou correspondência gráfica ao padrão verificado pela análise de agrupamento (Cluster). Nos níveis de similaridade anteriormente mencionados, as amostras foram agrupadas na plotagem do MDS nas duas primeiras dimensões, com um “stress” de 0,10 para o período de cheia e 0,13 para o período de seca, refletindo boa relação entre as similaridades e as distâncias dentro dos grupos A, B e C, nos dois períodos sazonais (Figura 10).

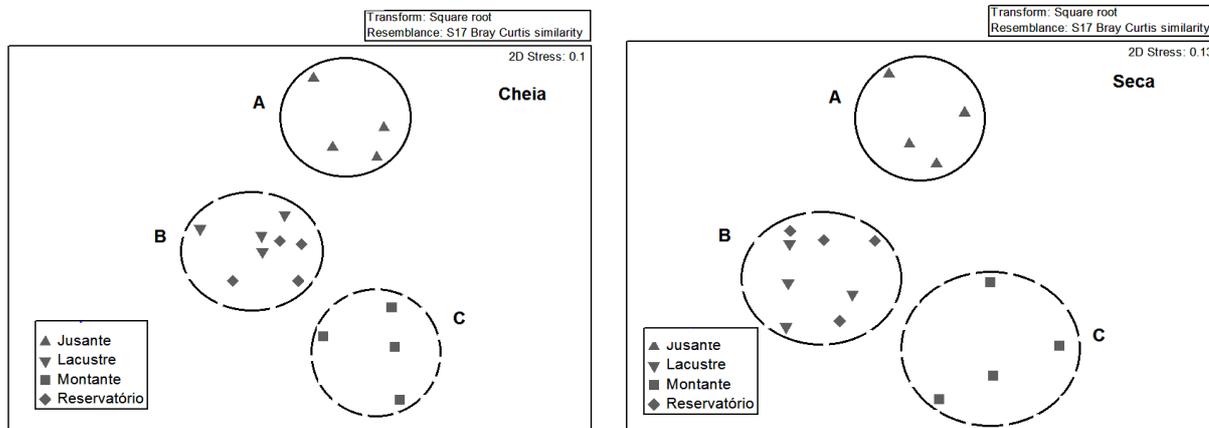


Figura 9. Análise de ordenação (MDS) das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes considerando os períodos sazonais.

A análise de similaridade ANOSIM apresentou valor global de $R = 0,70$, considerando todo o período amostral, confirmando os resultados da classificação e indicando a existência de diferenças significativas ($p < 0,01$) na composição das três assembléias (A, B e C) identificadas de acordo com as áreas de influência discriminadas. Mesma situação foi verificada considerando os dois períodos sazonais (Tabela 3).

Tabela 2. Análise de similaridade – ANOSIM das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, considerando todo período amostral e os períodos sazonais (seca e cheia).

Fator	R	Nível de significância
Período total	0,709	0,01
Cheia	0,764	0,01
Seca	0,651	0,01

O cálculo das percentagens de similaridade (SIMPER), para todo o período amostral, indicou uma similaridade média individualizada para o grupo A (área Jusante) de 50,22 %, sendo as espécies *Ageneiosus ucayalensis*, *Hemiodus unimaculatus*, *Harttia duriventris*, *Hypostomus plecostomus*, *Boulengerella cuvieri*, *Charax gibbosus* e *Plagioscion squamosissimus* as que mais contribuíram para a formação da assembléia de peixes desse grupo. Para o grupo B, formados pelas assembléias que ocorrem, simultaneamente, nas áreas Reservatório e Lacustre, os percentuais de similaridade média individual por área foi de 55,62 % para Lacustre e 54,60 % para Reservatório, sendo as espécies que mais contribuíram para a formação desta assembléia *Serrasalmus gibbus*, *Geophagus proximus*, *Acestrorhynchus falcistrotris*, *Hemiodus unimaculatus*, *Serrasalmus gibbus*, *Ageneiosus ucayalensis*, *Charax gibbosus*, *Pimelodus ornatus*, *Leporinus affinis* e *Curimata inornata* (Lacustre); e *Ageneiosus ucayalensis*, *Hemiodus unimaculatus*, *Serrasalmus gibbus*, *Geophagus proximus*, *Acestrorhynchus falcistrotris* e *Pimelodus ornatus* (Reservatório). No grupo C, com 50,71 % de similaridade individual da área Montante, as espécies que tiveram maior contribuição para sua formação foram *Ageneiosus ucayalensis*, *Serrasalmus gibbus*, *Leptodoras sp.*, *Triportheus angulatus*, *Psectrogaster aff falcata* e *Serrasalmus rhombeus*.

A partir da análise SIMPER foi possível identificar quais as espécies mais importantes na promoção da diferença entre os grupos. Comparando o grupo A com o B (67,64% de dissimilaridade), a espécie *Ageneiosus ucayalensis* e *Acestrorhynchus falcistrotris* foram quem mais contribuíram, em abundância relativa, para diferenciação desses grupos (Tabela 7). Entre os grupos A e C (76,44% de dissimilaridade), as espécies que mais contribuíram, em termos de abundância, para a dissimilaridade foram *Harttia duriventris* e *Leptodoras sp.* (Tabela 8). Comparando os grupos B e C, as espécies *Geophagus proximus*, *Charax gibbosus* foram as que mais contribuíram na diferenciação dos grupos (Tabela 4).

Tabela 3. Resultados da análise de dissimilaridade entre os grupos A e B das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes. (Ab=abundância;Diss.:dissimilaridade; Contrib.: contribuição; Cum.=Cumulativo)

Espécies	Abund. Média A	Abund. Média B	Diss. Média	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>A. ucayalensis</i>	0,02	0,04	3,61	1,77	5,50	5,50
<i>S. gibbus</i>	0,01	0,03	2,97	1,93	4,53	10,02
<i>A. falcistrostris</i>	0,00	0,02	2,79	1,93	4,25	14,28
<i>H. unimaculatus</i>	0,02	0,04	2,78	1,24	4,23	18,51
<i>H. duriventris</i>	0,02	0,00	2,45	4,22	3,73	22,24
<i>G. proximus</i>	0,01	0,02	2,04	1,37	3,10	25,34
<i>C. inornata</i>	0,00	0,01	1,99	1,25	3,02	28,36

Tabela 4. Resultados da análise de dissimilaridade entre os grupos A e C das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes. (Ab=abundância;Diss.:dissimilaridade; Contrib.: contribuição; Cum.=Cumulativo)

Espécies	Abund. Média A	Abund. Média C	Diss. Média	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>H. duriventris</i>	0,02	0,00	3,39	3,89	4,43	4,43
<i>Leptodoras sp.</i>	0,00	0,02	3,20	1,61	4,19	8,62
<i>H. unimaculatus</i>	0,02	0,01	3,12	1,44	4,08	12,70
<i>B. cuvieri</i>	0,02	0,00	3,04	1,74	3,98	16,68
<i>C. gibbosus</i>	0,01	0,00	2,77	3,52	3,63	20,31
<i>P. spinosus</i>	0,01	0,00	2,51	1,48	3,29	23,60
<i>P. squamosissimus</i>	0,01	0,00	2,50	3,82	3,27	26,87
<i>T. trilobatus</i>	0,01	0,00	2,38	1,73	3,12	29,98
<i>Leporinus aff parae</i>	0,01	0,00	2,34	1,35	3,05	33,04
<i>G. proximus</i>	0,01	0,00	2,13	1,42	2,79	35,83
<i>H. plecostomus</i>	0,01	0,01	2,08	1,41	2,72	38,55

Tabela 5. Resultados da análise de dissimilaridade entre os grupos B e C das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes. (Ab=abundância;Diss.:dissimilaridade; Contrib.: contribuição; Cum.=Cumulativo).

Espécies	Abund. Média B	Abund. Média C	Diss. Média	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
<i>G. proximus</i>	0,03	0,00	6,29	5,93	8,96	8,96
<i>P. ornatus</i>	0,02	0,00	4,69	2,34	6,67	15,63
<i>C. gibbosus</i>	0,02	0,00	4,65	1,08	6,62	22,25
<i>C. inornata</i>	0,02	0,00	4,51	1,26	6,42	28,68
<i>H. unimaculatus</i>	0,03	0,01	4,18	1,39	5,95	34,63
<i>A. ucayalensis</i>	0,02	0,03	3,85	1,25	5,48	40,11
<i>P. aff. falcata</i>	0,02	0,01	3,82	1,23	5,44	45,54
<i>Leptodoras sp.</i>	0,00	0,02	3,72	1,62	5,30	50,84
<i>A. falcistrostris</i>	0,03	0,01	3,67	1,89	5,23	56,07
<i>S. gibbus</i>	0,03	0,02	2,98	1,11	4,24	60,31
<i>L. affinis</i>	0,01	0,00	2,88	1,80	4,10	64,41
<i>T. angulatus</i>	0,00	0,01	2,22	1,15	3,16	67,57
<i>T. auritus</i>	0,01	0,00	1,95	0,88	2,77	70,34

Discussão

Os resultados da riqueza das áreas Lacustre e Reservatório expressos nas curvas de acumulação de espécies, curvas de rarefação e do estimador Jackknife, evidenciaram suficiência de amostragem para o esforço realizado. Estes resultados possivelmente estavam relacionados à menor riqueza de espécies e às melhores condições de coleta nessas duas áreas com características lântica (Lacustre) e semi-lótica (Reservatório).

Na área Montante, as dificuldades de coletas, devido à maior dinâmica de correnteza da água do rio, podem ter dificultado as amostragens determinando a trajetória sintótica das curvas, porém deve-se considerar que o barramento do rio pode ter determinado uma redução da riqueza de peixes esta área. Na área Jusante, os locais onde a correnteza da água era menor, as coletas foram relativamente mais eficientes, mesmo assim, os estimadores com uma trajetória sintótica das curvas indicaram que há necessidade de serem efetuadas mais coletas para se chegar à suficiência amostral.

As situações ocorridas nas amostragens nas áreas Montante e Jusante deixam óbvio a relação das limitações amostrais com a insuficiência amostral. Quanto a isso, Magurran (2004) reporta que situações como estas são comuns, ponderando que todo tipo de método de coleta tem suas limitações, principalmente as realizadas com redes de espera que são bastante seletivas (KING, 1995).

O número de espécies registradas para a área total de estudo (108) indica boa resiliência da ictiofauna ante aos impactos decorrentes da implantação da UHE Coaracy Nunes neste trecho do rio. Entretanto, uma análise mais detalhada, considerando as áreas individualizadas, demonstra significativa redução da riqueza no corpo do reservatório (Reservatório e Lacustre) em relação à área Jusante. Esta situação indica que o impacto decorrente da implantação da UHE Coaracy Nunes foi mais contundente nas áreas acima do barramento do que à jusante do empreendimento.

Situações de redução do número de espécies em represamentos foram observadas nos reservatórios das UHEs Curuá-Una (VIEIRA, 2000), Tucuruí (LEITE, 1993; SANTOS e MERONA, 1996), Balbina (SANTOS, 1999) e Samuel (SANTOS, 1996), além de outros reservatórios em outras regiões do país (PETRERE JR., 1991; BRITSK, 1992; MÉRONA *et al.*, 2001; AGOSTINHO e JULIO-JR., 1999; SANTOS e OLIVEIRA JR, 1999; HOFFMANN *et al.*, 2005; AGOSTINHO *et al.*, 2007; BRAGA *et al.*, 2007; MARÇAL, 2009). Em termos de riqueza de espécies, a divergência entre os resultados do presente estudo com os resultados dos estudos dos outros reservatórios citados deveu-se à maior riqueza ocorrida na área

jusante em Coaracy Nunes e à maior riqueza verificada na área à montante dos outros reservatórios.

A predominância da ordem Characiformes seguida das ordens Siluriformes e Perciformes observada neste trabalho é uma situação que confirma a padronização da diversidade ictiofaunística sul-americana (FEER, 1997; LOWE McCONNELL, 1999; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Entretanto, este padrão não reflete a distribuição das famílias e espécies dessas ordens entre os diferentes locais dentro da região Neotropical, como evidenciados nos diversos estudos e no presente trabalho.

Em nível de ordem, a ictiofauna observada no presente estudo apresentou semelhanças, com as ictiofaunas dos reservatórios Amazônicos de Tucuruí (LEITE, 1993), Samuel (SANTOS, 1997), Curuá-Una (VIEIRA, 2000) e Balbina (VIEIRA, 1982), diferenciando-se dos mesmos nas variações da composição, riqueza, diversidade e abundância de espécies. Araújo-Lima *et al.*, (1995) ponderam que a comparação da riqueza de peixes entre os diferentes reservatórios avaliados, tanto amazônicos quanto de outras áreas da região neotropical, deve ser extremamente cautelosa, devido, principalmente, aos procedimentos amostrais diferenciados em cada estudo, ao número de amostras (esforço), à dimensão e características morfológicas e de dinâmica hídrica de cada reservatório.

Trabalhos prospectivos de diversidade íctica no rio Araguari-AP, com diferentes procedimentos e esforço amostral, demonstraram números variáveis na composição de espécies para áreas que se localizam tanto à jusante, com 87 (GAMA, 2004) e 63 espécies (ECOTUMUCUMAQUE, 2010), quanto à montante da UHE Coaracy Nunes, com 116 espécies na área da FLONA-AP (GAMA, 2006). Apesar dessas estimativas da riqueza de espécies reportadas nestes trabalhos realizados à jusante de Coaracy Nunes serem menores que as do presente estudo, considera-se esses resultados, qualitativamente importantes, visto que os mesmos apresentaram espécies diferentes das capturadas no presente estudo, indicando que o número de espécies da ictiofauna do rio Araguari tem uma amplitude maior do que a registrada para essa zona do rio. Do outro lado, a estimativa realizada à montante UHE Coaracy Nunes, na área da FLONA-AP, apresentou composição numericamente maior que a do presente estudo, o que corrobora que a ictiofauna da área do reservatório foi mais rica que a atual.

O número elevado de espécies raras ou acidentais capturadas especialmente na área Jusante pode estar relacionado às dificuldades de coleta nesta área, onde a dinâmica do rio com forte correnteza d'água aliada ao efeito diário de abertura e fechamento das comportas,

ao efeito da maré do rio Araguari, assim como a sua interconectividade com outras bacias, podem ter influenciado as capturas e ocorrência diferenciada dessas espécies, determinando seus status de constância.

As espécies raras podem ser consideradas espécies visitantes apenas por passarem por uma determinada área, sem, no entanto, fazer parte da ictiofauna da mesma (LOWE-McCONNELL, 1997; GARUTTI, 1988). Além do mais, a sazonalidade, o regime hidrológico (HORWITZ, 1978; POFF e ALLAN, 1995), a diversidade de habitats em diversas escalas e a predação são todos fatores ecológicos que normalmente influenciam o fluxo de peixes nas comunidades, determinando seu caráter residente ou migratório, constante ou raro (GORMAN e KARR, 1978; ANGERMEIER e KARR, 1984; SCHLOSSER, 1982; GLASSER, 1979; SCHLOSSER, 1987).

Nas outras três áreas, as assembléias apresentaram um número muito reduzido de espécies raras. Essa situação sugere que a constância das espécies nas áreas Reservatório e Lacustre está relacionada ao represamento do rio, que determinou o estabelecimento de algumas espécies e a eliminação de outras. Além disso, a sazonalidade, o período de coleta, o local e o método de captura na área Montante podem ter influenciado as amostras. A distribuição diferenciada de composição de espécies nos dois períodos sazonais mostra que ocorrem migrações periódicas dessas espécies dentro e entre essas três áreas. Na área Jusante as migrações só podem ser efetuadas ao longo do baixo rio Araguari e em seus tributários ou em rios de outras bacias, no caso de espécies migradoras de longa distância, como *Brachyplatystoma filamentosum* e *Brachyplatystoma rousseauxii* coletadas nesta área.

O padrão de poucas espécies dominantes, com muitos indivíduos co-ocorrendo com espécies raras e pouco abundantes é uma característica das comunidades tropicais com estações definidas (seca e chuva) e também nos trópicos úmidos (ODUM, 1988). Os movimentos migratórios dos peixes, ao longo do seu ciclo de vida, estão relacionados às suas adaptações às variações sazonais, permitindo que ocupem diferentes habitats em diferentes períodos (AGOSTINHO *et al.*, 1993).

O padrão de maior riqueza e diversidade da assembléia da área Jusante em relação às demais áreas pode ser explicado tanto pela passagem de indivíduos (ovos e alevinos) das espécies presentes nas áreas Reservatório, Lacustre e Montante para a área Jusante, através das comportas e canais de turbinas, quanto pela conectividade do rio Araguari com rios da bacia amazônica e outras bacias do estado. Esta situação pode ocorrer na época de

cheia por intermédio de igarapés e lagos que se interconectam, possibilitando a passagem de espécies entre as bacias, e assim, aumentam a riqueza e diversidade dessas bacias.

O aumento natural da riqueza em sistemas de gradiente continuum, como os rios, onde o número de espécies aumenta gradativamente da nascente à foz é um dos fatores a ser considerado na justificativa do padrão de diversidade da área Jusante do presente estudo (PIANKA, 1974; VANOTE *et al.*, 1980).

A presença de lagos de várzea na área à jusante de Coaracy Nunes e a relativa manutenção do nível hidrométrico do rio nesta área, devido ao regime de maré a que o rio Araguari é submetido diariamente, permite a manutenção de diferentes nichos ao longo do ano, possibilitando a existência e sobrevivência de diferentes espécies, que justifica a maior riqueza da ictiofauna nesta área (LOWE-McCONNELL 1987; AGOSTINHO *et al.*, 2007), levando em conta que nos trópicos um grande rio apresenta mais variados habitats que um grande lago, como os reservatório (BARDACH e DUSSART, 1973) .

Na área Montante, o baixo padrão da riqueza e diversidade, assim como de equitabilidade e dominância intermediário podem estar relacionados, principalmente, à baixa qualidade ambiental desta área, onde, condições de degradação ambiental são observáveis, como a extração de seixo do leito do rio, a pesca de subsistência e a pesca recreativa nos finais de semana, mas que ainda mantêm trechos de áreas preservados. Brittski (1999) indica que degradações ocorrentes nas áreas à montante de um reservatório como intensa atividade de mineração, agrícola, desmatamento e emissão de efluentes urbanos que poluam ou envenenem as águas que passarão pelo reservatório podem ser muito mais impactantes para a ictiofauna do que o próprio represamento do rio. Este mosaico de áreas preservadas e alteradas pode ser o condicionante dos valores intermediários dos índices da assembléia da área Montante.

Nas áreas Reservatório e Lacustre, a baixa diversidade observada pode estar relacionada aos efeitos da alteração ambiental exercida pelo represamento, que extinguiu ou minimizou habitats, como as zonas litorâneas do reservatório. Essa alteração pode ter determinado as modificações na composição e na dinâmica funcional da ictiofauna existente antes do represamento. Além disso, as oscilações artificiais dos níveis hidrométricos do reservatório são fatores que possivelmente influenciaram na reestruturação das assembléias de peixes dessas áreas, pois as sucessivas e/ou eventuais mudanças das variáveis ambientais exigem muito dos peixes, que dependendo da plasticidade adaptativa de cada

espécie podem estar determinando a sobrevivência de algumas e a extinção de outras (MÉRONA, 2004; AGOSTINHO *et al.*, 1999).

Outros autores ponderam que dentre as causas que influenciam a alteração da composição da ictiofauna em reservatórios têm-se: a produção primária, a organização de habitats, a limitação de recursos, as interações interespecíficas, o clima, a morfometria e os fatores zoogeográficos, cuja influência determina uma ictiofauna ecologicamente distinta para cada reservatório (TAYLOR *et al.*, 1996; MATTHEWS, 1998; MOYLE e CECH Jr., 1988; ARAÚJO-LIMA *et al.*, 1995; LOWE-MCCONNELL, 1975; CASTRO e ARCIFA, 1987; SANTOS e MERONA, 1996; SANTOS, 1996; SANTOS, 1999; AGOSTINHO *et al.*, 2007). Além disso, outros estudos têm demonstrado que a idade do represamento é um dos fatores de maior influência na variação da riqueza de espécies, sendo os mais recentes, ricos, e o mais velhos, pobres (AGOSTINHO *et al.*, 2007). Este último fator também pode ser considerado ser uma das causas da diminuição da riqueza no reservatório de Coaracy Nunes, pois o mesmo tem mais de 40 anos.

Estudos pretéritos da ictiofauna antes da construção da UHE Coaracy Nunes não foram realizados, esta condição impossibilita uma análise comparativa com a ictiofauna atual. Entretanto, a riqueza de espécies da área Jusante evidenciada neste estudo e a riqueza observada nos estudos efetuados na área da FLONA-AP (116 spp.) localizada cerca de 80 km à montante de Coaracy Nunes, sugere que a ictiofauna que existia na área do reservatório era tão rica quanto à da área Jusante.

A abundância das espécies *A. ucayalensis* e *Hemiodus unimaculatus*, seguidas de *Serrasalmus gibbus* e *Geophagus proximus* revelou que a dominância total dependeu, na maioria das vezes, destas espécies nos dois períodos sazonais. Esta situação revela que as distribuições espaciais destas espécies são fixas e que são plenamente adaptadas às diferentes condições ambientais das áreas estudadas. Esse status de dominância acentuada por poucas espécies é uma situação comumente encontrada em outros reservatórios (SANTOS, 1999; AGOSTINHO *et al.*, 1997b; CARVALHO *et al.*, 1998).

As espécies mais abundantes nas áreas Lacustre e Montante pertencem à guildas alimentares diferentes (carnívora e onívora), fato que possibilita suas coexistências e dominância nessas áreas. A espécie *H. unimaculatus*, de hábito onívoro, é considerada uma espécie oportunista com grande potencial de adaptação a alterações ambientais (PETESSE *et al.* 2007; GONÇALVES e BRAGA, 2008). Por outro lado, a espécie *A. ucayalensis* é um piscívoro eurifágico, cujo comportamento alimentar é o de engolir a presa inteira,

diferenciando-se de *Serrasalmus gibbus*, predador também dominante na área, mas com comportamento alimentar de cortar a presa em pedaços para depois ingeri-la, o que possibilita sua coexistência com *A. ucayalensis*.

A outra espécie de maior abundância nas áreas Reservatório, Lacustre e Montante foi *Geophagus proximus*, uma espécie onívora com excelente capacidade de ocupar ampla diversidade de habitats, o que lhe confere capacidade de coexistir com espécies piscívoras e onívoras como as duas outras de maior abundância (CARVALHO e SILVA 1999).

Na área Jusante, apesar de haver três espécies (*Hemiodus unimaculatus*, *A. ucayalensis* e *Boulengerella cuvieri*) com abundância e dominância superior às demais, houve uniformidade na distribuição das abundâncias das outras espécies. A acentuada presença de espécies piscívoras nesta área como *A. ucayalensis*, *B. cuvieri*, *Hoplias aimara* pode estar relacionada à concentração de cardumes de peixes de várias espécies próximo à casa de força da UHE Coaracy Nunes que servem de alimento às espécies piscívoras.

As maiores abundância nas áreas Lacustre e Reservatório deveram-se, basicamente, às capturas de espécies de pequeno porte como *Hemiodus unimaculatus*, *Psectrogaster af. falcata*, *Charax gibbosus*, *Geophagus proximus* e *Serrasalmus gibbus*, espécies onívoras e carnívoras comuns em ambientes lacustres. Essa composição está relacionada à alteração do ambiente de lótico para lêntico e semi-lótico. Este tipo de composição também foi observado na represa de Curuá-Una (VIEIRA, 2000) e em outros reservatórios (MARLIER, 1968; MENEZES, 1969; GÉRY, 1969; LOWE- McCONNELL, 1975).

Na área Jusante, a maior equitabilidade e menor dominância entre as espécies estiveram relacionada à condição de preservação das características originais do rio, com maior diversidade de habitats e menor degradação ambiental. Apenas *Hemiodus unimaculatus* apresentou elevada abundância sobre as demais espécies, situação que pode estar relacionada ao comportamento de formação de cardume da espécie, principalmente no período reprodutivo, que influenciou na sua captura na área.

A área Montante foi a que apresentou as menores abundância e biomassa. Vários fatores podem ter contribuído para este resultado, como as dificuldades de amostragem e as situações de degradação do ambiente que minimizam a abundância e riqueza de espécies. Esta situação pode ter influenciado tanto a equitabilidade quanto a dominância com valores intermediários entre as áreas Jusante e Reservatório-Lacustre. Na área Jusante, a maior biomassa estava relacionada às capturas das espécies *Boulengerella cuvieri* e *Ageneiosus*

ucayalensis. Da mesma forma que na área Reservatório, a alta biomassa estava relacionada às maiores capturas de espécies de pequeno porte como *Hemiodus unimaculatus*, *Serrasalmus gibbus*, *Geophagus proximus* e *Ageneiosus ucayalensis*.

Na área Lacustre a maior captura em biomassa foi de *Curimata inornata*. As características limnológicas da área Lacustre, com grande produção de detritos oriundo da matéria orgânica da floresta ripária favorecem o desenvolvimento de espécies detritívoras como *C. inornata* (SANTOS *et al.*, 2006), o que justifica a sua alta abundância e biomassa nesta área.

O resultado do CLUSTER e MDS, indicando a formação de um único grupo formado pelas assembléias das áreas Reservatório e Lacustre indica que essas assembléias são mais semelhantes entre si do que com as assembléias das demais áreas. A formação desse grupo pode ser explicada pela ampla conectividade entre essas duas áreas não tendo barreiras ecológicas visíveis entre as duas assembléias. Por sua vez, os distintos grupos formados para as áreas Jusante e Montante, confirmam a composição de ictiofaunas distintas devidas, principalmente, à barreira física imposta pelo barramento do rio.

Conclusão

Os resultados permitem concluir que:

- o represamento do rio Araguari e a formação do reservatório da UHE Coaracy Nunes determinaram modificações negativas nos ambientes que estão imediatamente acima da barragem, refletidas em suas assembléias de peixes, como baixas riqueza, diversidade e equitabilidade;

-há divergência espacial entre as assembléias de peixes das áreas estudadas, exceto entre as assembléias das áreas Lacustre e Reservatório;

-a manutenção do nível hidrométrico do reservatório e o efeito de maré na área Jusante influenciam a baixa variação sazonal da ictiofauna nas áreas estudadas;

-os descritores de comunidade das assembléias da área Jusante, bem como a presença de grandes migradores como *Brachyplatystoma filamentosum* e *Brachyplatystoma rousseauxii* nesta área, indicam a boa resiliência deste ambiente frente aos impactos decorrentes do represamento do rio, o que implica na manutenção de suas condições ecológicas para a conservação da ictiofauna do rio Araguari

Agradecimentos

Ao Dr. Michel Jegú e ao Ms. Marcelo Andrade, à ELETRONORTE e ao CNPq.

Bibliografia

AGOSTINHO, A. A. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. *In*: Agostinho, A. A.; Benedito-Cecilio, E. ; Isaac-Nahum, V. J. eds. **Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia do Brasil**. Maringá, EDUEM. p.106-121. 1992.

AGOSTINHO, A. A.; BINI, L. M. e GOMES, L. C. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. *In*: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, p.97-111. 1997b.

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M. e SUZUKI, H. I. Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. *In*: Tundisi, J. G.; Straškraba, M. **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. São Carlos: International Institute of Ecology. 585p. 1999.

AGOSTINHO, A. A.; MENDES, V.P.; SUZUKI, H. T. e CANZI, C. Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. **Rev. Unimar**, n.15 (supl.), p.175-189. 1993.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. e PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. EDUEM, Maringá, 501p. 2007.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; VERÍSSIMO, S. e OKADA, E. K. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** 14; 11 - 19. 2004.

AGOSTINHO, A. A. e JÚLIO Jr., H. F. Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. *In*: Lowe-McConnel, R. H. (Ed.). **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. (Trad.: Vazzoler, A. E. A. de M.; Agostinho, A. A.; Cunnhingham, P. T. M.). São Paulo: EDUSP. p. 374-400. 1999.

ANGERMEIER, P. L. e KARR, J. R. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warm water stream. **Trans. Am. Fish. Soc** 113, 716-726. 1984.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A. e FABRÉ, N. N. **Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs**. *In* **Limnology in Brazil** (J.G. Tundisi, C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi, eds.). ABC/SBL, Rio de Janeiro, p. 105-136. 1995.

BARDACH, J. E. e DUSSART, T. B. Effects of Man-Made Lakes on Ecosystems. *In*: [Ackermann, W. C. et alii, ed.]. **Man-Made Lakes: Their problems and Environmental Effects**. Washington, **Geophys. Monogr. Serv. Am. Geophys. Union**, 17: 811-817. 1973.

BAIGÚN, C. R. M.; NESTKER, J. M.; OLDANI, N. O.; GOODWIN, R. A. e WEBER, L. J. Can North American fish passage tools works for South American migratory fishes? **Neotropical Ichthyology**, 5 (2):109-120. 2007.

BELLIARD, J.; BOËT, P. e TALES, E. Regional and longitudinal patterns of fish community structure in the Seine River basin, France. **Environ. Biol. Fishes**, 2:133-147. 1997.

BENEDITO-CECILIO, E.; AGOSTINHO, A. A. e CARNELÓS-MACHADO, V. R. C., Length-weight relationship of Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **NAGA, The ICLARM Q**: 57-61. 1997.

BERGER, W.H. & F.L. PARKER. Diversity of Planktonic Foraminifera in Deep-Sea sediments. **Science**, 168: 1345-1347. 1970.

BEZERRA, P. E.; CUNHA, B. C. C.; DEL'ARCO, J. O.; DRAGO, V. A.; MONTALVÃO, R. M. G.; EULÁLIO, H. N. J. J.; PRADO, P.; AMARAL FILHO, Z. P.; NOVAES, A. S.; VIEIRA, P. C.; FRAGA, A. Y. C.; COSTA, J. R. S.; SALGADO, L. M. G. e BRAZÃO, J. E. M. **Projeto de zoneamento de recursos naturais da Amazônia Legal**. IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, 212p. 1990.

BRAGA, F. M. S.; SOUZA, U. P. e CARMASSI, A. L. Dinâmica populacional de *Characidium lauroi* e *C. alipioi* (Teleostei, Crenuchidae) na microbacia do Ribeirão Grande, serra da Mantiqueira oriental (SP). **Acta. Sci. Biol. Sci.** 29(3): 281-287. 2007.

BRITSKI, H. A. Conhecimento atual das relações filogenéticas de peixes neotropicais. In: Agostinho A. A. & Benedito-Cecílio, E. (Eds). **Situação atual e perspectivas da Ictiologia no Brasil (Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia)**. Maringá: EDUEM/NUPELIA. pp. 43-57. 1992.

BRITSKI, H. A.; KEVE, Z.; SILIMON, S. e BALZAC, L. S. **Peixes do Pantanal: Manual de Identificação de Peixes do Pantanal**. Brasília: Embrapa-SPI; Corumbá: Embrapa-CPAP. 1999.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. e GHAZZI, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio Janeiro, Museu Nacional, 195p. 2007.

CAIN, S.A. The species-area curve. **American Midland Naturalist**.v.119, p.573-581, 1938.

CARVALHO, E. D. e SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (alto do rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY, R. ed. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, Fapesp. p.771-799. 1999.

CARVALHO, E. D. e SILVA, V. F. B. Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (alto rio Paranapanema, São Paulo). In: **Ecologia de reservatórios: estrutura, função a aspectos sociais** (R Henry, ed.). Fapesp, São Paulo, 95-109. 1999.

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. F. Comunidades de peixes de reservatórios do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 4: 493-500. 1987.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N., **Primer v6: user manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth. 2006.

CLARKE, K. R. e WARWICK, R. M. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth. NERC. 144 pp. 1994.

CONOVER, D. O. The relation between capacity for growth and length of growing season: evidence for and implications of counter gradient variation. **Transactions of the American Fisheries Society**, 119: 416-430. 1990:

- DAJOZ, R. **Princípios de Ecologia Geral**. 7 ed. Rio de Janeiro : Artmed, 2005. 519p.
- ECOTUMUCUMAQUE. **Relatório de impacto ambiental AHE Ferreira Gomes**. 2011
- ELETRONORTE, 1997. <http://www.eln.gov.br>
- FERNANDO, C.H. e HOLČÍK, J. Fish in reservoirs. Internationale Revue der gesamten. **Hydrobiologie**, 76:149-167. 1991.
- FRONTIER, S. Diversity and structure in aquatic ecosystem. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, 23: 253-312. 1985.
- GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da Ictiofauna em um córrego da Região Noroeste do estado de São Paulo, Bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira Biologia**, 48 (4): 747-759. 1988.
- GÉRY, J. The fresh-water fishes of South America. In: **Biogeography and ecology in South America**, vol. 2 (E. J. Fittkau et al., eds.). Junk, The Hague, p. 828. 1969.
- GLASSER, J. W. The role of predation in shaping and maintaining the structure of communities. **American Naturalist**, 113, n. 5, 631- 641. 1979.
- GOMIERO, L. M. **Estudo biológico das populações de peixes na Área de Proteção Ambiental das cuestas de São Pedro e Analândia (SP)**. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia) – Instituto de Biociências – Unesp, Rio Claro. 2003.
- GONÇALVES, C. S. e BRAGA, F. M. S. Diversidade e Ocorrência de Peixes na área de Influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, Bacia do Alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 2: 103-114. 2008.
- GORMAN, O. T. e KARR, J.R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, 3: 507-515. 1978.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, 4 (1): 9pp. 2001. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- HOFFMANN, A. C., ORSI, M. L. e SHIBATTA, O. A. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. **Iheringia, Sér. Zool.** 95(3): 319-325. 2005.
- HORWITZ, R. J. Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream. **Ecol. Monogr.** 48: 307–321. 1978.
- HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: A critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, p. 577-586. 1971.
- IBGE, 2010. WWW.ibge.gov.br acesso em 10.10.2010
- JUNK, W. J. **Flood tolerance and tree distribution in Central Amazonian floodplains**. In: Holm-Nielsen, L.B.; Balslev, H. (eds.) Tropical Forest Botanical Dynamics Speciation and Diversity. Academic Press Limited. London. p. 47-64. 1989.

KING, M. G. **Fisheries biology: assessment and management**. Oxford, Fishing. News Book Blackwell Science, 341 p. 1995.

KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2. ed. Benjamin Cummings CA, 1998.

LEITE, R. **Efeitos da usina hidroelétrica de Tucuruí sobre a composição da ictiofauna das pescarias experimentais de malhadeiras realizadas no baixo rio Tocantins (Pará)**. Unpublished MSc. Dissertation, INPA/FUA, Manaus, 73p. 1993.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwater: their distribution, ecology and evolution**. London, Longman, 337 p. 1975.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 382 pp. 1987.

LOWE- McCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Editora Universidade de São Paulo. 535 p. 1997.

LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais**. São Paulo: Edusp, 534p. 1999.

LUIZ, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. e BULLA, C. K. Influência de processos locais e regionais nas assembléias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**, 25(1):107-114. 2003.

LUDWIG, J. A. e REYNOLDS, J. F. **Statistical ecology**. New York, John Wiley & Sons. 337p. 1988.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall, 179 p. 1988.

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

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York, Chapman and Hall, 756 p. 1998.

MÉRONA, B.; SANTOS, G. M. e ALMEIDA, R. G., Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental Biology of Fishes** 60: 375-392. 2001.

MOYLE, P. B. e CECH, J. J. **Fishes: an introduction of ichthyology**. Prentice Hall, New Jersey. 1988.

MAY, R. M. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. (ed.) **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Belknap Press of the Harvard University Press. P. 81-120. 1975.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 4ª edição. Guanabara Koogan. 434p. 1988.

PENCZAK, T. e AGOSTINHO, A. A. Aplicação do método de comparação de abundancia/biomassa (ABC) na comunidade de peixes do reservatório de Segredo. In

- Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo (A. A. Agostinho & L. C. Gomes, eds.). EDUEM, Maringá, p. 203-211. 1997.
- PETRERE Jr., M. As comunidades Humanas ribeirinhas da Amazônia e suas transformações sociais. – In: Diegues, A. C. (ed.): Populações Humanas, rios e mares da Amazônia. **Anais do IV Encontro de Ciências Sociais e o Mar do Brasil, São Paulo**, pp. 31-68. 1991.
- PETESSE, M. L.; PETRERE JR., M. e SPIGOLON, R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Braz. J. Biol.**, 3: 433-445. 2007.
- PIANKA, E. R. Niche overlap and diffuse competition. **Proc. Nat. Acad. Sci.**, 71: 2141-2145. 1974.
- PIATAN, I. Peixes de lagos do Médio Rio Solimões. /organizadores, Maria Gercília Mota Soares ...[et al.]. –2. ed. rev.– Manaus, 2008.
- PIELOU, E.C. **Mathematical ecology**. Wiley-Interscience Publ., 385 p. 1977.
- PLANQUETTE, P., P. KEITH, & P. Y. LE BAIL. Atlas des Poissons D'eau Douce de Guyane (tome I). Paris, Service du Patrimoine Naturel, Institut d'Ecologie et de Gestion de la Biodiversité, 430p. 1996.
- POFF, N. L. e ALLAN, J. D. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology**, 76(2): 560-627. 1995.
- POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R.E. e STROMBERG, J. C. The natural flow regime; a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, 47: 769-784. 1997.
- POOLE, R. W. **An introduction to quantitative ecology**. Tokyo: McGraw-Hill Kogakush. 1974.
- SANTOS, G. M. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). **Acta Amazônica**, 25: 247-280. 1996.
- SANTOS, G. M.; PINTO, S. S. e JEGU, M. Alimentação do pacu-cana, *Mylesinus paraschomburgkii* (Teleostei, Serrasalminidae), em rios da Amazônia brasileira. **Rev. Bras. Biol.**, 57(2): 311-315. 1997.
- SANTOS, G. M. A pesca no reservatório da Hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). **Acta Amazonica**, 29(1): 145-163. 1999.
- SANTOS, G. M.; JEGU, M. e MERONA, B. Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins. Eletronorte/ INPA 84p. 1984.
- SANTOS, G. M. e MERONA, B. Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca. In: Magalhaes S. B., Britto, R. C.; Castro, R. (orgs). Energia na Amazônia. I. Belem, PA, Brasil. Museu Paraense Emilio Goeldi, UFPA. **Assoc. Univ. Amazonia**, 251-258. 1996.
- SANTOS, G. M. e OLIVEIRA Jr. A. B. A pesca no reservatório da hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). **Acta Amazônica**, 29: 145-163. 1999.

SANTOS, G. M.; MÉRONA, B.; JURAS, A. A. e JÉGU, M. **Peixes do baixo Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí**. Brasília, Eletronorte. 216p. 2004.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. **Ecol. Monogr.**, 52(4): 395-414. 1982. 2004.

SOKAL, R. R. e ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practices of statistics in biological research**. N. York: Freeman, 887 p. 3rd. ed. 1995.

TAYLOR, C. M.; WINSTON, M. R. e MATTHEWS, W. J. Temporal variation in tributary and mainstem fish assemblages in a great plains stream system. **Copeia**, n.2, p. 280-289. 1996.

VAL, A. L. e ALMEIDA-VAL, V. M. F. **Fishes of the Amazon and their Environment. Physiological and Biochemical Features**. Heidelberg: Springer-Verlag. 1995.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMIS, K. W.; SEDELL, J. R. e CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, 37: 130-137. 1980.

VIEIRA, I. **Aspectos Sinecológicos da Ictiofauna de Curuá-Úna, Represa Hidroelétrica da Amazônia Brasileira**. Livre docência da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil: 107 p. 1982.

VIEIRA, I. Frequência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, Amazônia **Rev. bras. de Zociências**, Juiz de Fora 2 , 51-76. 2000.

ANEXO

Tabela 01. Composição de espécies por artes de pesca, frequência total e relativa e constância nas áreas Jusante (JUS), Reservatório (RES), Lacustre (LAC) e Montante (MON) da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes – Amapá. Anzol=ANZ;Malhadeiras=MAL;Tarrafa=TAR;Arrasto=ARR;Arpão=ARP;Redinha=RED;Zagaia=ZAG).(CONS=constante;ACE=acessória;ACID=acidental).

ESPÉCIES	ÁREA														ARTES DE CAPTURA
	JUS			RES			LAC			MON			TOTAL		
	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	
<i>Acestrorhynchus falcatus</i> (Bloch, 1794)	11	1565	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	11	1565	ANZ-MAL-TAR
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i> (Cuvier, 1819)	2	180	ACID	31	3142	CONS	51	4974	CONS	8	678	ACES	92	8974	MAL-TAR
<i>Ageneiosus inermis</i> (Linnaeus, 1766)	5	1995	ACES	3	1838	ACES	2	64	ACID	0	0	-	10	3897	ANZ-MAL
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> (Castelnau, 1855)	38	3808	CONS	154	10334	CONS	37	2246	CONS	52	4727	CONS	281	21115	MAL-TAR
<i>Agoniates halecinus</i> (Müller & Troschel, 1845)	1	58	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	58	TAR
<i>Archolaemus blax</i> (Korringa, 1970)	3	386	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	386	ANZ
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	2	514	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	514	ANZ-MAL
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus, 1758)	5	456	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	5	456	TAR
<i>Auchenipterus nuchalis</i> (Spix & Agassiz, 1829)	2	142	ACES	1	8	ACID	7	182	ACES	0	0	-	10	332	ANZ-MAL
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	3	90	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	90	MAL
<i>Bivibranchia notata</i> (Vari & Goulding, 1985)	5	257	ACES	0	0	-	1	48	ACID	1	52	ACID	7	357	MAL-TAR
<i>Boulengerella cuvieri</i> (Agassiz, 1829)	22	29047	CONS	5	4034	CONS	5	4240	CONS	2	440	ACID	34	37761	ANZ-MAL
<i>Brachyplatystoma filamentosum</i> (Lichtenstein, 1819)	4	19305	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	19305	MAL
<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i> (Castelnau, 1855)	1	2100	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	2100	MAL
<i>Bryconops caudomaculatus</i> (Günther, 1864)	5	92	ACES	1	18	ACID	1	15	ACID	0	0	-	7	125	MAL
<i>Caquetaia spectabilis</i> (Steindachner, 1875)	1	14	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	14	TAR
<i>Chaetobranchius flavescens</i> (Heckel, 1840)	4	134	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	134	ANZ-TAR
<i>Charax gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	15	652	CONS	4	84	CONS	37	929	CONS	1	48	ACID	57	1713	MAL-TAR
<i>Cichla monoculus</i> (Spix & Agassiz, 1831)	1	292	ACID	1	2126	ACID	2	162	ACID	1	716	ACES	5	3296	ANZ-MAL-TAR
<i>Cichla ocellaris</i> (Bloch & Schneider, 1801)	3	2499	ACES	4	2886	CONS	5	993	ACES	0	0	-	12	6378	ANZ-MAL
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier, 1818)	1	1560	ACID	2	3526	ACID	0	0	-	0	0	-	3	5086	ARP-MAL
<i>Crenicichla labrina</i> (Spix & Agassiz, 1831)	1	48	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	48	ANZ
<i>Crenicichla strigata</i> (Günther, 1862)	3	280	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	280	MAL
<i>Curimata inornata</i> (Vari, 1989)	5	693	ACES	26	3981	CONS	48	6903	CONS	2	200	ACID	81	11777	MAL
<i>Curimata</i> sp.	4	1399	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	1399	MAL
<i>Curimatella dorsalis</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	2	90	ACID	2	64	ACES	0	0	-	0	0	-	4	154	MAL-TAR
<i>Cyphocharax gouldingi</i> (Vari, 1992)	4	129	ACES	1	32	ACID	2	42	ACES	0	0	-	7	203	MAL-TAR
<i>Cyphocharax notatus</i> (Steindachner, 1908)	0	0	-	0	0	-	1	28	ACID	0	0	-	1	28	TAR

ÁREA

ESPÉCIES	JUS		RES			LAC			MON			TOTAL		ARTES DE CAPTURA	
	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N		Peso (g)
<i>Dekeyseria amazonica</i> (Rapp Py-Daniel, 1985)	3	96	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	96	MAL
<i>Electrophorus electricus</i> (Linnaeus, 1766)	2	1524	ACES	2	3310	ACID	0	0	-	6	10672	ACID	10	15506	MAL-ZAG
<i>Geophagus proximus</i> (Castelnau, 1855)	11	638	CONS	45	3204	CONS	62	3808	CONS	2	112	ACID	120	7762	MAL-TAR
<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	4	380	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	380	TAR
<i>Glyptoperichthys joselimaianus</i> (Weber, 1991)	7	692	ACES	1	148	ACID	0	0	-	0	0	-	8	840	MAL
<i>Gymnotus</i> sp.	1	182	ACID	0	0	-	0	0	-	3	260	ACID	4	442	ARR-MAL
<i>Harttia duriventris</i> (Rapp Py-Daniel & Oliveira, 2001)	21	882	CONS	0	0	-	0	0	-	1	20	ACID	22	902	MAL-TAR
<i>Hemiancistrus</i> sp.	3	592	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	592	TAR
<i>Hemiodus microlepis</i> (Kner, 1858)	4	404	ACES	2	104	ACES	4	330	ACES	0	0	-	10	838	ANZ-MAL-TAR
<i>Hemiodus quadrimaculatus</i> (Pellegrin, 1908)	2	133	ACES	2	174	ACES	0	0	-	0	0	-	4	307	MAL
<i>Hemiodus unimaculatus</i> (Bloch, 1794)	62	4711	CONS	107	7767	CONS	72	4598	CONS	12	862	CONS	253	17938	MAL-TAR
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Agassiz, 1829)	6	1483	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	6	1483	MAL
<i>Hoplias aimara</i> (Valenciennes, 1847)	5	4161	CONS	9	2249	CONS	6	3344	CONS	3	2928	ACES	23	12682	MAL
<i>Hoplias macrophthalmus</i> (Pellegrin, 1907)	5	28389	CONS	3	6618	ACES	0	0	-	1	860	ACID	9	35867	ANZ-MAL
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	1084	ACID	4	1046	CONS	2	716	ACES	1	790	ACID	8	3636	ANZ-MAL-TAR
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	3	615.6	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	615.6	MAL
<i>Hypophthalmus marginatus</i> (Valenciennes, 1840)	0	0	-	0	0	-	2	53	ACID	0	0	-	2	53	MAL
<i>Hypostomus emarginatus</i> (Valenciennes, 1840)	4	908	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	908	ANZ-MAL-TAR
<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	15	1680	CONS	3	388	ACES	2	294	ACES	5	500	ACES	25	2862	MAL
<i>Laemolyta petiti</i> (Géry, 1964)	5	285	ACES	0	0	-	0	0	-	4	200	ACID	9	485	MAL-TAR
<i>Leporinus af. parae</i> (Eigenmann, 1908)	19	2828	CONS	4	428	ACES	0	0	-	1	180	ACID	24	3436	MAL-TAR
<i>Leporinus affinis</i> (Günther, 1864)	8	948	CONS	12	1732	CONS	15	1810	CONS	1	112	ACID	36	4602	MAL
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	2	271	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	271	ANZ-TAR
<i>Leporinus maculatus</i> (Müller & Troschel, 1844)	1	84	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	84	MAL
<i>Leporinus taeniatus</i> (Lütken, 1875)	3	218	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	218	TAR
<i>Leptodoras</i> sp.	2	112	ACES	1	92	ACID	0	0	-	24	1697	ACES	27	1901	MAL-TAR
<i>Megalodoras uranoscopus</i> (Eigenmann, 1888)	2	5901	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	5901	ANZ
<i>Megalonema platycephalum</i> (Eigenmann, 1912)	3	224	ACID	3	218	ACID	0	0	-	0	0	-	6	442	MAL
<i>Metynniss lippincottianus</i> (Cope, 1870)	7	258	ACES	1	6	ACID	2	64	ACES	0	0	-	10	328	MAL
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i> (Günther, 1864)	5	71	ACES	0	0	-	2	18	ACID	0	0	-	7	89	ARR-MAL
<i>Moenkhausia collettii</i> (Steindachner, 1882)	1	5	ACID	0	0	-	0	0	-	1	4	ACID	2	9	ARR-TAR
<i>Moenkhausia oligolepis</i> (Günther, 1864)	2	185	ACID	0	0	-	0	0	-	1	93	ACID	3	278	MAL-TAR
<i>Mylesinus paraschomburgkii</i> (Jégu, et al, 1989)	4	1488	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	1488	MAL
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> (Jégu & Santos, 1988)	1	282	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	282	MAL
<i>Myleus rhomboidalis</i> (Cuvier, 1818)	3	3396	ACID	0	0	-	0	0	-	3	2949	ACES	6	6345	MAL

ÁREA

ESPÉCIES	JUS			RES			LAC			MON			TOTAL		ARTES DE CAPTURA
	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)										
<i>Myleus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844)	3	1040	ACES	0	0	-	0	0	-	2	398	ACES	5	1438	MAL-TAR
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	2	1186	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	1186	MAL
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829)	2	4397	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	4397	MAL
<i>Pachypops fourcroyi</i> (La Cepède, 1802)	4	130	ACID	0	0	-	4	177	ACES	0	0	-	8	307	MAL
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	2	125	ACID	12	748	ACES	0	0	-	1	56	ACID	15	929	ANZ-MAL
<i>Parauchenipterus</i> sp.	3	202	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	202	MAL
<i>Peckoltia oligospila</i> (Günther, 1864)	12	946	CONS	0	0	-	0	0	-	0	0	-	12	946	MAL
<i>Pellona castelnaeana</i> (Valenciennes, 1847)	3	2104	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	2104	MAL-ANZ
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1836)	4	2046	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	2046	ANZ-MAL-TAR
<i>Piaractus brachypomus</i> (Cuvier, 1818)	4	9383	ACES	1	2365	ACID	0	0	-	0	0	-	5	11748	ARP-ESP-MAL
<i>Pimelodella cristata</i> (Müller & Troschel, 1848)	1	77	ACID	1	67	ACID	0	0	-	0	0	-	2	144	ANZ-MAL
<i>Pimelodina flavipinnis</i> (Steindachner, 1877)	3	1210	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	1210	TAR
<i>Pimelodus blochii</i> (Valenciennes, 1840)	3	235	ACES	4	328	ACID	16	1150	CONS	0	0	-	23	1713	MAL-TAR
<i>Pimelodus ornatus</i> (Kner, 1858)	7	1686	ACES	22	2481	CONS	41	4712	CONS	3	644	ACID	73	9523	MAL
<i>Plagioscion auratus</i> (Castelnau, 1855)	1	77	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	77	MAL
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	12	4126	CONS	0	0	-	0	0	-	0	0	-	12	4126	MAL-TAR
<i>Platynemateichthys notatus</i> (Jardine, 1841)	1	458	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	458	MAL
<i>Potamorrhaphis guianensis</i> (Jardine, 1843)	4	377	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	377	RED
<i>Potamotrygon constellata</i> (Vaillant, 1880)	2	2635	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	2635	ANZ-ZAG
<i>Potamotrygon humerosa</i> (Garman, 1913)	2	178	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	178	ANZ-ZAG
<i>Potamotrygon motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	2	820	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	820	ANZ-ZAG
<i>Pristobrycon striolatus</i> (Steindachner, 1908)	2	218	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	218	ANZ
<i>Psectrogaster af. falcata</i> (Eigenmann, 1889)	10	749	ACES	13	1814	CONS	48	6074	CONS	6	520	ACES	77	9157	MAL
<i>Pseudacanthicus spinosus</i> (Castelnau, 1855)	14	1678	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	14	1678	MAL
<i>Pseudopimelodus bufonius</i> (Valenciennes, 1840)	1	193	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	193	ANZ
<i>Pygopristis denticulata</i> (Cuvier, 1819)	2	383	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	383	MAL-ANZ
<i>Retroculus lapidifer</i> (Castelnau, 1855)	5	1805	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	5	1805	MAL
<i>Retroculus septentrionalis</i> (Gosse, 1971)	4	318	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	318	MAL-TAR
<i>Roeboides affinis</i> (Günther, 1868)	6	397	CONS	11	276	CONS	15	406	ACES	1	20	ACID	33	1099	MAL
<i>Satanoperca acuticeps</i> (Heckel, 1840)	7	435	ACES	4	194	ACES	1	24	ACID	0	0	-	12	653	MAL-TAR
<i>Satanoperca jurupari</i> (Heckel, 1840)	1	60	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	60	TAR
<i>Schizodon fasciatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	64	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	64	TAR
<i>Schizodon vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	1	70	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1	70	MAL
<i>Serrasalmus elongatus</i> (Kner, 1858)	3	236	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	3	236	MAL
<i>Serrasalmus gibbus</i> (Castelnau, 1855)	18	1770	CONS	84	3183	CONS	82	2845	CONS	24	769	CONS	208	8567	MAL-TAR

ÁREA

ESPÉCIES	JUS			RES			LAC			MON			TOTAL		ARTES DE CAPTURA
	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	CONS	N	Peso (g)	
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	4	4148	CONS	2	1308	ACES	1	910	ACID	6	8843	CONS	13	15209	MAL
<i>Serrasalmus</i> sp.	2	800	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	800	TAR
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	65	ACID	0	0	-	1	72	ACID	0	0	-	2	137	ANZ-MAL
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)	2	894	ACID	0	0	-	0	0	-	0	0	-	2	894	ANZ
<i>Tetragonopterus chalceus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	48	ACID	3	119	ACID	0	0	-	0	0	-	4	167	TAR
<i>Tometes trilobatus</i> (Valenciennes, 1850)	12	17907	CONS	2	8437	ACID	0	0	-	1	235	ACES	15	26579	MAL-TAR
<i>Triportheus albus</i> (Cope, 1872)	4	238	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	4	238	MAL
<i>Triportheus angulatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	4	370	ACES	6	474	ACES	7	710	ACES	7	962	ACES	28	2516	ARR-MAL-TAR
<i>Triportheus auritus</i> (Valenciennes, 1850)	4	324	ACES	18	1392	CONS	9	722	ACES	5	460	ACES	36	2898	MAL
<i>Triportheus trifurcatus</i> (Castelnau, 1855)	5	388	ACES	0	0	-	0	0	-	0	0	-	5	388	MAL
Total	570	199891.6		617	82743	-	593	53663	-	196	42007	-	1977	378304.6	-

CAPÍTULO II

A ictiofauna como indicador do estado ecológico das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá).

Neste capítulo foram seguidas as normas da Revista Environmental Biology of fishes disponível em: <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10641>

A ictiofauna como indicador do estado ecológico das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá)

The fish fauna as an indicator of ecological status of areas of direct influence of a reservoir Amazon (UHE Coaracy Nunes Ferreira Gomes, Amapá)

SÁ-OLIVEIRA, J. C¹ & ISAAC-NAHUM, V. J²

RESUMO

O objetivo deste estudo foi identificar alterações nos atributos ecológicos da ictiofauna (riqueza, diversidade, equitabilidade, dominância e a distribuição de abundância) em quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes que pudessem refletir o estado ecológico das áreas e inferir sobre os impactos decorrentes do barramento do rio. Para obtenção dos peixes, foram utilizadas redes de espera padronizadas com tamanhos de malha entre nós adjacentes de 1,5 a 10,0 cm e altura de 1,5 a 5,0 metros, espinhéis, tarrafas, arpões e redinha. Análises univariadas (ANOVA) foram realizadas para verificar as diferenças na composição e diversidade das assembléias e padrões organizacionais das mesmas. Modelos matemáticos como lognormal, série geométrica, logserie e *broken stick* foram calculados com os dados de abundância das espécies das assembléias das quatro áreas. Foram aplicadas também análise de curvas K-dominância e ABC, bem como análise de espectro de tamanho e fator de condição das assembléias das áreas de influência. Os resultados mostraram que a área à jusante apresentou maior riqueza e o modelo *broken stick* foi ajustado de forma satisfatória para a assembléia desta área. Além disso, os resultados das curvas ABC e K-dominância demonstraram que a área à jusante foi a mais equilibrada em termos ecológicos. O modelo série geométrica ajustou-se unicamente à assembléia da área Lacustre e as curvas ABC e K-dominância demonstraram que a assembléia desta área apresentou a maioria dos indivíduos pequenos com elevada dominância e baixa equitabilidade, características típicas de comunidades de áreas impactadas. Os resultados demonstraram que, tanto os índices ecológicos, curvas k-dominância e ABC, quanto os modelos espécie-abundância e espectro de tamanho são ferramentas que podem ser aplicadas de forma satisfatória aos estudos de comunidades. A área Jusante apresentou-se resiliente ante aos impactos decorrentes da implantação da UHE Coaracy Nunes e transcende-se em importante sítio de conservação da diversidade de peixes do rio Araguari.

Palavras-chave: ictiofauna; diversidade; modelos espécie-abundância; Brasil

ABSTRACT

The objective of this study was to identify changes in the ecological attributes of the fish fauna (richness, diversity, evenness, dominance and distribution of abundance) in four areas of influence of UHE Coaracy Nunes that could reflect the ecological status of fish fauna before the impacts of the river bus. To obtain the fish were used gill nets with mesh sizes between adjacent nodes from 1.5 to 10.0 cm and height 1.5 to 5.0 meters, longlines, fishing nets, harpoons and small net. Univariate (ANOVA, t-test) were performed to investigate the differences in the composition and diversity of meetings and organizational patterns of the same. Mathematical models as null lognormal, geometric series, log series and broken stick were calculated with data from the abundance of species assemblages of the four areas. The results showed that downstream area had higher richness, diversity and evenness, and the broken stick model was fitted to the satisfaction of the assembly area. Moreover, the results of ABC curves and K-dominance and show that downstream area was the most balanced in terms of ecology. The geometric series model fitted only to the assembly of the Lakeside area and cures ABC and K-dominance demonstrating that the assembly of this area showed most of the little guys with high dominance and low evenness, typical features of affected communities. The results corroborate the analytical methods used in this study demonstrate that both ecological indices, k-dominance curves and ABC, as the model species abundance, range size and condition factor are tools that can be applied satisfactorily to the studies of communities. The area downstream showed significant resilience against the impacts resulting from implementation of the UHE and transcends Coaracy Nunes is an important site for conservation of fish diversity Araguari river.

Keywords: fish fauna, diversity, species abundance models; Brazil

Introdução

Em ecossistemas aquáticos, as análises de variação da composição e abundância de peixes têm se destacado como um método útil na detecção da integridade ecológica do ambiente. A forma como a comunidade está estruturada dá indícios da condição ambiental do local onde está inserida, podendo indicar as pressões que sofreu ou está sofrendo, e assim, refletir o estado ecológico do seu habitat (Barbour et al., 1999; Bigossi et al. 2004; Martins 2008; Jaramillo-Villa e Caramaschi 2008). Muitos estudos que relacionam estrutura da comunidade de peixes e degradação ambiental como resultado de influências antropogênicas estão disponíveis na literatura (Klein 1979; Goldstein 1981; Karr et al. 1985; Steedman 1988; Roth et al. 1996; Lammers e Allan 1999; Schlieger 2000; Waite e Carpenter 2000; Meador e Goldstein 2003).

Os ecossistemas respondem de formas variadas às perturbações naturais ou antropogênicas. Na perturbação natural, os organismos têm tempo suficiente para se adaptarem às transformações (Petesse 2007), porém, na antropogênica, as perturbações interagem de maneira mais complexa e, na maioria das vezes, compromete a sobrevivência de várias espécies. Em ecossistemas aquáticos, os efeitos das pressões ambientais artificiais raramente podem ser eficazmente avaliados usando apenas variáveis físicas e químicas como medidas indiretas da integridade biótica, devendo ser também avaliados através de medidas da biota aquática (Faush et al. 1990).

A riqueza e diversidade de espécies são parâmetros frequentemente utilizados na avaliação de qualidade ambiental, indicando indiretamente as condições de pressão antropogênica que a área avaliada pode estar sendo submetida. No entanto, a avaliação com a utilização unicamente destes dois descritores é deficitária, necessitando de mais informações ecológicas a respeito da comunidade estudada para uma avaliação mais completa (Magurran 2004).

Uma das formas de avaliar uma comunidade e inferir sobre o estado ecológico da área onde esta se encontra inserida se dá através do ajuste da distribuição da abundância de suas espécies a quatro modelos clássicos ecológicos: 1- O modelo da vara quebrada ou "broken stick," (MacArthur 1957), o qual preconiza que a abundância é semelhante entre as espécies, ou seja, a equitabilidade é grande; 2- O modelo log-normal (Preston 1948) que se ajusta bem a comunidades que apresentam poucas espécies que apresentam grande abundância, poucas espécies que apresentam pequena abundância e muitas espécies que apresentam abundância intermediária; 3- O modelo log-série (Fisher et al. 1943) que ajusta-

se a comunidades com algumas espécies com grande abundância e muitas espécies apresentando abundância muito pequena; e 4- O modelo geométrico (Motomura 1932; Whittaker 1965) que ajusta-se a comunidades com uma espécie com abundância muito grande e vai diminuindo rápida e constantemente nas demais. A equitabilidade é maior no modelo da vara quebrada, diminuindo progressivamente nos modelos log-normal, log-série até chegar ao mínimo no modelo geométrico. Esses modelos são considerados uma das formas de determinar a estrutura de comunidades naturais (Magurran 1988; MacGill et al. 2007).

Outra possibilidade de avaliar a qualidade ambiental de determinada área usando as variações de uma comunidade biótica é identificando as mudanças no padrão do posicionamento das curvas de abundância e de biomassa-ABC de suas espécies (Clarke e Warwick 1994). Além deste método, outros métodos univariados, como curvas K-dominância foram desenvolvidos para medir a saúde ecológica de comunidades e inferir sobre a qualidade do ambiente (Gray et al. 1988; Gray 1989; Warwick e Clarke 1991; Norris e Thoms 1999) Pagola-Carte 2004). Estes métodos são frequentemente utilizados para avaliar o *status quo* de comunidades de peixes e de seus habitats por vários pesquisadores (Andrews e Rickard (1980), Araújo et al. (2000), García et al. (2003), Bervoets et al. 2005; Vieira e Shibata 2007; Oliveira e Tegerina-Garro 2010).

Os métodos de análise de espectros de tamanhos (“size spectrum” ou frequências de tamanhos) têm varias aplicações em ecologia, tendo sido utilizados, frequentemente, para comparar efeitos da pesca em diferentes ecossistemas (Boudreau e Dickie 1992). O tamanho médio do corpo dos indivíduos de uma comunidade ou população é um descritor útil de alterações nos padrões de biomassa ou de abundancia que podem refletir o estado ecológico da comunidade (Ryder et al. 1981; Boudreau e Dickie 1992; Bianchi et al., 2000). A partir daí, pode-se fazer considerações sobre as taxas de mortalidade no padrão de distribuição da abundância de classes de tamanho das populações de diferentes áreas, comparando-as e inferindo o impacto decorrente da atividade pesqueira e/ou outro tipo de pressão sobre a ictiofauna.

A UHE Coaracy Nunes foi a primeira hidrelétrica a ser construída na Amazônia brasileira, tendo suas obras iniciadas em 1967 (Eletronorte 1997), o que determinou o barramento do rio Araguari e a formação de um reservatório. À época de sua construção, ainda não havia exigências legais de estudos de impacto ambiental que pudessem balizar a sua implantação de forma menos impactante, incluindo o conhecimento da ictiofauna da

área onde o empreendimento foi implantado. Essa situação de desconhecimento da ictiofauna da área em questão perdurou até a execução do presente estudo.

O objetivo deste estudo foi verificar o estado ecológico das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, através da variação das abundâncias, biomassas e dos espectros de tamanho das espécies das assembléias de peixes de cada área, como meio de inferir sobre os impactos ocorridos no ambiente em questão, em virtude do barramento do rio Araguari, para implantação desta UHE.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se na região média do rio Araguari, especificamente na área de influência direta da UHE Coaracy Nunes, ou seja, no seu reservatório e suas áreas à montante e à jusante. O reservatório da UHE Coaracy Nunes está localizado entre os municípios de Ferreira Gomes e Porto Grande no estado do Amapá distando 200 km do oceano Atlântico. As características do reservatório são: área de drenagem de 23,5 km²; vazão média de 976 m³.s⁻¹, profundidade média de 15 metros e volume total de 138 Hm³. O rio Araguari é o principal rio do estado do Amapá, com extensão e área de drenagem aproximadas de 498 km e de 38.000 km², respectivamente. O rio Araguari nasce na serra do Tumucumaque e deságua no Oceano Atlântico, mas tem forte influência do rio Amazonas (Provam 1990; Ibge 2010).

O clima do local é do tipo Equatorial (super úmido de acordo com a classificação de Köppen), com uma estação chuvosa nos primeiros meses do ano, caracterizada por fortes descargas pluviais (média anual de 1.350 mm) e, outra seca, no segundo semestre com baixa pluviosidade. A temperatura anual média é de 27 °C com amplitudes de 20°C a 36°C (Ibge 2010). A série histórica da variação do nível hidrométrico do rio Araguari indica que o período de cheia na área de estudo é de janeiro a junho, e o período de seca de julho a dezembro (Figura 1). A vegetação da região é caracterizada por elementos de floresta tropical úmida, de cerrado e de várzea (Bezerra et al. 1990; Ibge 2010).

Para este trabalho foram determinadas quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, a saber: 1-Área Jusante (JUS): localizada a jusante da UHE Coaracy Nunes, apresenta características lóxicas com dinâmica de corrente da água influenciada pela manipulação das comportas e águas vertidas através das turbinas da UHE, apresentando locais com remansos de menor corrente; 2-Área Reservatório (RES): corresponde ao corpo

do reservatório propriamente dito, com características intermediárias de rio e lago, consideradas semi-lóticas; 3-Área Lacustre (LAC): é uma região adjacente à área Reservatório, apresentando características muito lânticas; e 4-Área Montante (MON): área acima do reservatório, que apresenta características lóticas. Situações de desmatamento são evidentes na área à montante e na porção posterior e média da área do reservatório. As áreas Lacustre, Jusante e parte da área Reservatório apresentam boas condições de preservação da vegetação ripária. Outros tipos de degradação são observados na área Montante como extração de areia e seixo no leito do rio (Fig. 1).

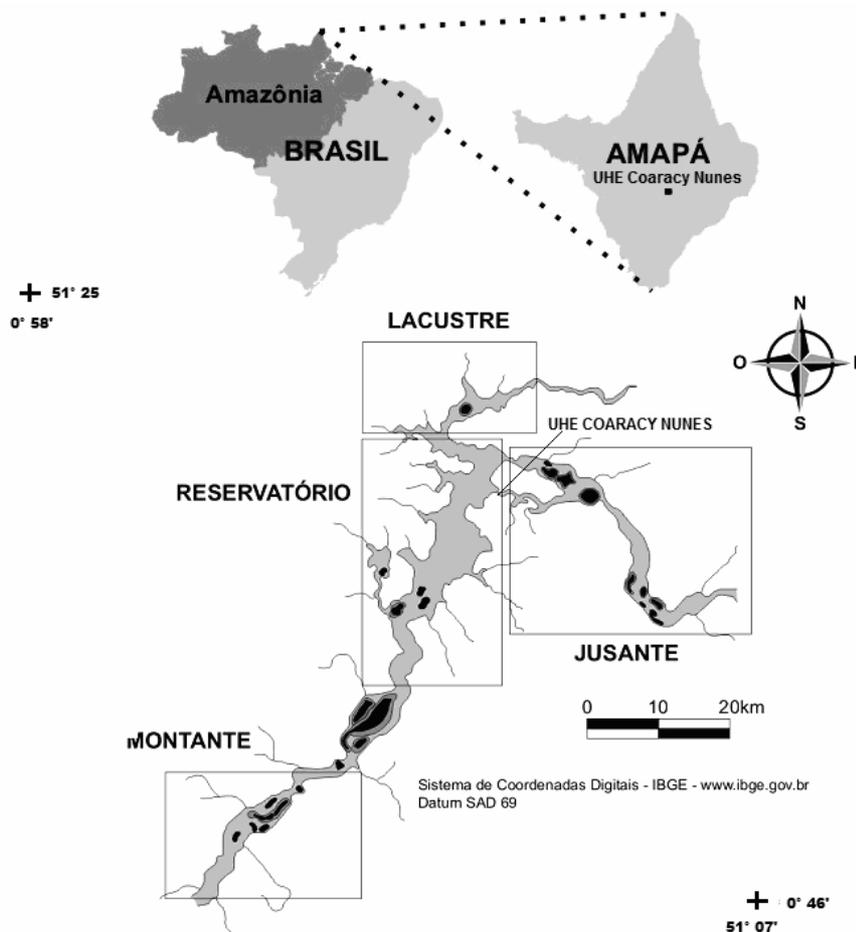


Figura 1. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).

Delineamento amostral

As amostragens foram realizadas em oito campanhas bimestrais, de maio de 2009 a julho de 2010, sendo quatro no período de cheia e quatro no período de seca de acordo com a quota da água do rio. Em cada área foram demarcados sete pontos com características de remanso, onde foram realizadas amostras padronizadas com sete baterias de oito redes cada de malhas variando de 1,5 a 10,0 cm entre nós adjacentes. Os tamanhos das redes foram mantidos constantes, com comprimento de 10 a 40 m e 1,5 a 5,0 m de altura,

totalizando uma área de 525 m² de redes expostas por 17 horas (das 16:00 as 9:00 horas do dia seguinte), com despesas de 4 em 4 horas.

Os exemplares capturados foram identificados, mensurados no seu comprimento total (mm), pesados (g) e fotografados. Três indivíduos de cada espécie, quando possível, foram fixados em formaldeído (10%) e transportados ao Laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) para testemunho. A identificação dos peixes foi realizada pelo sistemata Dr. Michel Jegú (Museu de História Natural de Paris, França).

Análise de dados

A abundancia e biomassa das assembléias de cada área foram estimadas e suas diferenças espaço-temporais foram verificadas através de testes de análise de variância bifatorial (ANOVA). Para a aplicação destes testes foi verificada a normalidade dos dados (testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk) e homocedasticidade das variâncias (testes Levene e Bartlett). Quando os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se a transformação matemática dos dados através da raiz quarta e/ou logaritmo em base 10. As diferenças das médias foram verificadas pelo teste posterior de Tukey com $\alpha=0,05$ (Conover 1990; Sokal e Rohlf 1995).

Os estados ecológicos das assembléias de cada área foram verificados através de estimativas de curvas espécie-abundância (withake-plot) (Withakker 1972), curva K-dominância (Lambshed et al. 1983), curvas ABC (Warwick 1986; Clarke e Warwick 1994; Magurram 2004), modelos de organização de comunidade por distribuição de abundância: Série Geométrica, Log Série, Log Normal e Broken Stick (Fischer et al. 1943; Motomura 1932; Preston 1948; MacCarthur 1957) e análise de espectro de tamanho (spectrum-size) (Ryder et al. 1981; Boudreau e Dickie 1992; Gislason e Rice 1996; Gislason e Lassen 1997; Bianchi et al. 2000). A partir dessas métricas, os estados ecológicos das assembléias foram identificados assumindo que: **i)** em comunidades equilibradas, as assembléias apresentam homogeneidade na distribuição das abundâncias das espécies (withake-plot); a curva K-dominância apresenta valores baixos, com pouca ou nenhuma espécie dominante; as curvas ABC apresentam a curva de biomassa superior à de abundância; melhor ajuste aos modelos Broken Stick e Log Normal; e assembléias apresentam indivíduos com maior comprimento/ espectro de tamanho; **ii)** em comunidades moderadamente desequilibradas ocorre um grupo intermediário de espécies dominantes com alta abundância (withake-plot); curva K-dominância com valores intermediários; curvas ABC sobrepondo-se alternadamente com as curvas tendendo a ser bem próximas, podendo até se cruzar em alguns pontos e o W permanece próximo a zero; melhor ajuste ao modelo LogSérie e LogNormal; e

dominância de espécies com tamanho médio; **iii**) nas comunidades desequilibradas ocorre um grande grupo de espécies dominantes em abundância (withake-plot), com um grupo intermediário de abundância média e um grupo pequeno com baixa abundância; curva K-dominância com valores elevados apresentando várias espécies dominantes; curvas ABC apresentando curva da abundância superior à de biomassa; melhor ajuste ao modelo Serie Geométrica; espécies com maior número de indivíduos de pequeno porte.

Para as assembléias de cada área, as curvas espécie-abundância (withake-plot) foram construídas plotando-se o logaritmo das abundâncias (y) de cada espécie (x) para verificar a distribuição da abundância das espécies e indicar as dominantes e as raras (Magurran 2004). As curvas K-dominância e ABC foram construídas com auxílio do programa estatístico PRIMER 6.0 (Clarke e Gorley, 2006), para verificar os padrões de dominância da comunidade e a variação da estrutura em peso (biomassa) ou abundância (número de indivíduos) das espécies em cada área. Nesta análise obteve-se a estatística W. Quando W apresenta valor positivo, há dominância em peso (biomassa) e. negativo, há dominância em número de indivíduos (abundância), indicando distúrbios ambientais através de mudanças no padrão de dominância das espécies (Magurran 2004).

Os quatro modelos de organização de comunidades série logarítmica (Fischer et al., 1943), série geométrica (Motomura 1932), Log Normal truncada (Preston 1948) e *broken stick* (MacCarthur 1957) foram aplicados aos dados de abundância total das espécies amostradas em cada área, com objetivos de comparar a forma de organização estrutural das assembléias de peixes de cada área em estudo (Magurran, 1989, 2004; Krebs 1998). A discrepância entre os dados observados e estimados pelos modelos foi avaliada com o teste de χ^2 (Qui-quadrado) obtendo-se suas significâncias aferidas (p-valor) a partir de simulações de Monte Carlo utilizando-se o programa Past 2.08 (Hammer et al. 2001) e Bio-Dap (1988).

No modelo Série Geométrica, a abundância das espécies foi ordenada da mais para a menos abundante e estimada pela equação: $n_i = N * C_k * k * (1-k)^{i-1}$, onde: n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie; N = número total de indivíduos; $C_k = [1 - (1-k)^S]^{-1}$ é uma constante para assegurar que $\sum n_i = N$; k é a proporção do espaço de nicho disponível ou recurso que cada espécie ocupa; e S , o número de espécies. O valor da constante k foi estimado por interação de acordo com a equação: $N_{\min}/N = [k/(1-k) * [(1-k)^S]/[1 - (1-k)^S]]$, onde: N_{\min} = nº de indivíduos da espécie menos abundante.

O modelo Série Logarítmica foi obtido a partir da equação: αx , $(\alpha x^2/2)$, $(\alpha x^3/3)$, ..., $(\alpha x^n/n)$, onde: αx = número de espécies com 1 indivíduo; $2/\alpha x^2$ = número de espécies com 2

indivíduos e assim sucessivamente. A adição destes termos representa o número total de espécies amostradas (S) e é dado por: $S = \alpha * \log_e(1 + N/\alpha)$, onde S = número total de espécies na amostra; N = número total de indivíduos na amostra; α = Índice de diversidade; O x foi obtido por iteração da seguinte fórmula: $S/N = [(1 - x) / x] * [-\ln(1 - x)]$, onde: S = número total de espécies na amostra; N = número total de indivíduos na amostra; x = parâmetro da série logarítmica, estando geralmente no intervalo: $0,9 < x < 1,0$; O α foi estimado a partir da equação: $\alpha = (N(1 - x)) / x$ onde: $\hat{\alpha}$ = estimador do índice de diversidade da série logarítmica; N = número total de indivíduos na amostra. O α é considerado uma expressão da diversidade das espécies na comunidade (Krebs 1998) e é baixo quando o número de espécies é baixo e alto quando o número de espécies é alto.

A distribuição do modelo Lognormal truncada é expressa por dois parâmetros (S_0 e a) e é dada pela equação: $S(R) = S_0 * e^{-(aR)^2}$, onde: $S(R)$ = Número de espécies na R -ésima oitava a partir da oitava modal; a escala de oitava corresponde à escala \log_2 e cada oitava representa o intervalo com 0-1 indivíduos, 1-2 indivíduos, 2-4, 4-8, 8-16 e assim em diante (Preston 1948, *apud* Krebs 1998); S_0 = número de espécies na oitava modal; a = parâmetro relacionado com a variância da distribuição. Preston (1948) mostrou que para muitos casos $a = 0,2$; assim a distribuição Lognormal truncada pode ser expressa somente pelo parâmetro S_0 . Este modelo pode estimar o número total de espécies na comunidade (S), incluindo também as espécies raras ainda não coletadas. Isto pode ser calculado através da expressão: $S^* = S / (1/p_0)$, onde: S = número de espécies amostradas; p_0 = área da curva normal. Apesar da distribuição Lognormal truncada se ajustar a dados de várias comunidades, sempre que o número de espécies é razoavelmente grande (>30), é importante verificar se há uma moda na curva de oitavas de espécie-abundância. Isto porque a porção esquerda da curva é oculta, tornando-se truncada no ponto onde as espécies são representadas por um único indivíduo. Este ponto, chamado por Preston (1948) de linha de truncamento ou linha do véu, depende do tamanho da amostra e quanto menor ele for mais distante da origem estará a linha do véu escondendo assim a distribuição real da comunidade.

O modelo *Broken-Stick* (vara quebrada) foi estimado por: $S(n) = [S(S-1)/N] * (1-n/N)^{S-2}$, onde: $S(n)$ = número de espécies na classe de abundância com n indivíduos; n = número de indivíduos na i -ésima espécie; N = número total de indivíduos na amostra S = número de espécies na amostra total (MacArthur 1957).

A estrutura em comprimento de cada assembléia foi verificada através da distribuição em classe de comprimentos, considerando o total de indivíduos coletados de cada

assembléia em cada área amostral. Análises de variância bifatorial (ANOVA) foram realizadas para verificar as possíveis diferenças do comprimento médio da estrutura em comprimento entre as espécies das assembléias das áreas e, entre os períodos sazonais. As diferenças das médias foram verificadas pelo teste posterior de Tukey e de Fisher. Para a aplicação destes testes foi verificada a normalidade dos dados (testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk) e homocedasticidade das variâncias (testes Levene e Bartlett). Quando os pressupostos não foram atendidos, utilizou-se a transformação matemática dos dados através da raiz quarta ou logaritmo em base 2. Quando os pressupostos paramétricos não foram atendidos, mesmo após a transformação, utilizaram-se testes não-paramétricos de Kruskal-Wallis e o teste de Dunn, para a comparação múltipla entre áreas e, de Mann-Whitney, para verificar diferenças entre os períodos ($\alpha=0,05$) (Conover 1990; Sokal e Rohlf 1995).

A análise de espectro de tamanho foi realizada através de modelos de regressão linear entre a abundância média em classe de tamanho e o comprimento médio de cada assembléia, expressos em logarítmico natural. Para as assembléias de cada área, foi calculada a comparação dos parâmetros da declividade “b” e de intersecção “a”, da relação linear do espectro de tamanho, pois eles podem refletir pressão antrópica nas assembléias ou distúrbios, como a pesca, impactos ou modificações do ambiente. De cada coeficiente de regressão obtido (r^2) foi verificada a sua significância através de testes de ANOVA, com $\alpha=0,05$. Considerou-se que quanto maior a declividade dos espectros de tamanho das assembléias, maior a perturbação na comunidade. Para melhor visualização do comportamento dos declives, plotou-se em um gráfico a regressão entre os valores obtidos dos interceptos (a) e dos declives (b) das assembléias de todas as áreas (Ryder et al. 1981; Boudreau e Dickie 1992; Gislason e Rice 1996; Gislason e Lassen 1997; Bianchi et al. 2000).

Resultados

Composição específica

As pescarias experimentais possibilitaram a captura e identificação 1.977 peixes distribuídos em nove ordens, 23 famílias, 73 gêneros e 108 espécies. As espécies mais representativas na captura total, considerando todas as áreas estudadas juntas, foram *Ageneiosus ucayalensis* (14,39%), *Hemiodus unimaculatus* (12,95 %) e *Serrasalmus gibbus* (10,60%). Para as áreas individualizadas, a composição da ictiofauna foi de 106 espécies para área Jusante, 41 para área Reservatório, 32 para a área Lacustre e 31 para a área Montante.

Abundância e Biomassa

A abundância total dos peixes capturados somente por malhadeiras foi de 1.819 ind.m⁻² (cheia= 823 e seca= 996). Espacialmente, a área Reservatório foi a de maior abundância (615 ind.m⁻² (cheia=284;seca=331) e a área Montante a de menor, com 180 ind.m⁻² (cheia=86;seca=94). As assembléias das áreas Lacustre e Jusante apresentaram valores de 584 ind.m⁻² (cheia=226;seca=358) e 440 (cheia=227;seca=213) indivíduos, respectivamente. Diferenças significativas da abundância foram observadas entre as áreas. As maiores abundâncias estavam nas áreas Reservatório (76,87±20,689 ind.m⁻²) e Lacustre (73,00±44,695 ind.m⁻²) e menor na área Montante (22,50±7,615 ind.m⁻²), estando a área Jusante com abundância intermediária (55,00±22,709 ind.m⁻²) (ANOVA:F(3;24)=6.38; p=0,00001; Tukey<0,05). Sazonalmente não houve diferenças significativas da abundância entre as áreas (ANOVA: F=1.2128; p=0.281702) (Figura 2).

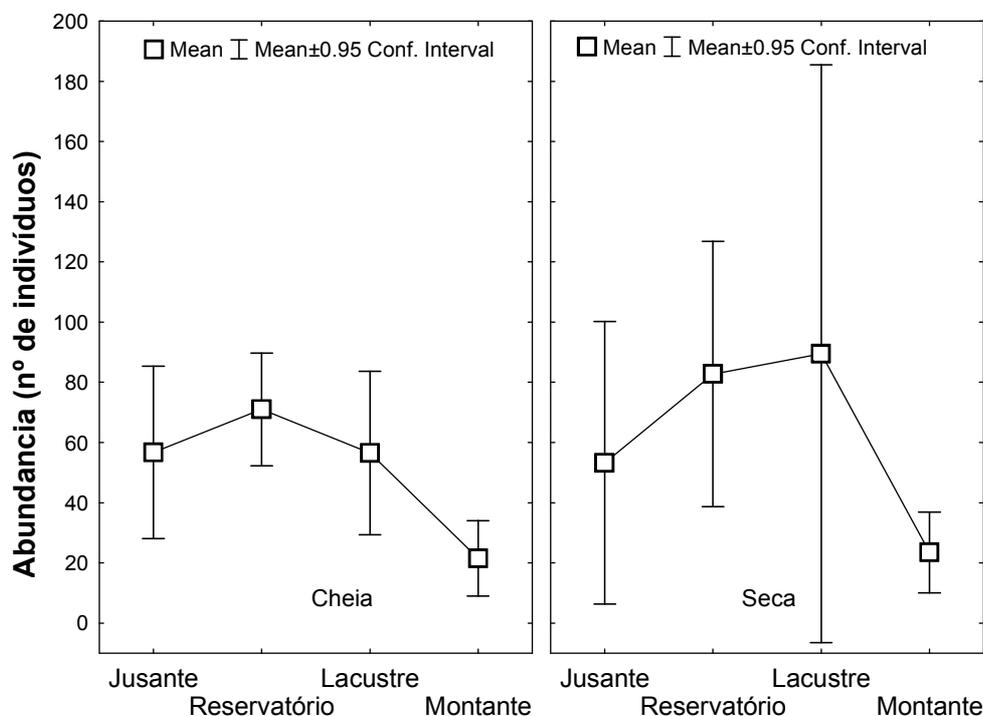


Figura 2. Variação espacial da abundância total das assembléias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes. (letras iguais: diferenças não significativas; letras diferentes: diferenças significativas).

A biomassa total em grama (g), reunindo todos os indivíduos capturados por malhadeiras foi de 334.269,6 g (cheia= 1.610,7 g e seca= 1.731,99 g). A área Jusante apresentou biomassa com 163.137,6 g (cheia= 79.422,0 g e seca= 83.715,6 g), a área Reservatório com 80.286,0 g (cheia= 43.815,0 g e seca= 36.471,0 g), Lacustre, com 52.514,0 g (cheia= 19.140,0 g e seca= 33.374,0 g); e Montante, com 38.332,0 g (cheia= 18.693,0 g e seca= 19.639,0 g). Entre as áreas foi detectada diferenças significativas do logaritmo (log₁₀) da biomassa das assembléias peixes. A maior biomassa estava na área

Jusante ($4.268,0 \pm 0.213$) e a menor nas áreas Montante (3.62 ± 0.249) e Lacustre (3.750 ± 0.257), estando a área Reservatório (3.98 ± 0.145) com biomassa intermediária entre os extremos (ANOVA: $F(3;24)=12,64$; $p=0,00000$; Tukey: $p<0,05$). Sazonalmente não houve diferenças significativas para todas as áreas (ANOVA: $F=0,619$; $p=0,43$) (Figura 3).

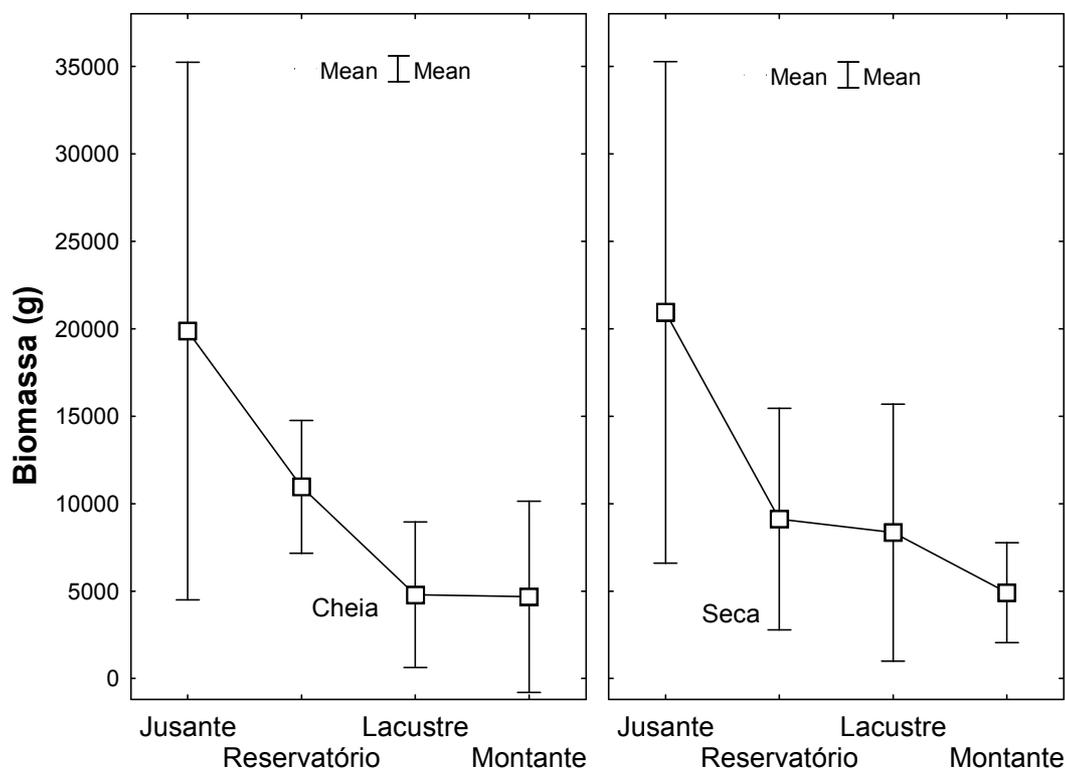


Figura 3. Variação espacial da biomassa (g) total das assembléias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes. (letras iguais: diferenças não significativas; letras diferentes: diferenças significativas).

Curvas de distribuição da abundância (Whittaker-plot, ABC e K-dominância)

A visualização gráfica (whittaker-plot) das espécies em ordem de importância evidenciou diferenças nos padrões de riqueza e abundância das assembléias das quatro áreas. A área com maior grupo de espécies dominantes ($\log N > 1$) foi a área Lacustre, com 36,36%, seguida das áreas Reservatório (30% de espécies dominantes) e Montante (23,80% de espécies dominantes), estando a área Jusante com menor percentual de dominância (21,87%). As curvas de abundância logaritmizadas evidenciaram que as inclinações das retas das assembléias das áreas Reservatório ($y = -0.0482x + 1.6913$) e Lacustre ($y = -0.0654x + 1.9257$) foi maior, indicando baixa equitabilidade dessas assembléias. A inclinação da reta da abundância da assembléia da área Jusante ($y = -0.0214x + 1.3301$) foi a menor de todas, o que sugere maior equitabilidade entre as espécies dessas assembléias. A inclinação da reta da abundância da assembléia da área Montante ($y = -0.0375x + 1.4952$) foi intermediária. Na área Jusante, uma única espécie (*Hemiodus unimaculatus*) foi

responsável pela elevação da curva, indicando ser, a assembléia dessa área, mais equitativa que as assembléias das outras áreas (Figura 4).

As curvas espécie-abundância revelaram que nas áreas Jusante, Reservatório e Montante ocorreu um pequeno grupo com poucas espécies de abundância alta, um segundo grupo pequeno com espécies de abundância intermediária e um terceiro grupo grande de espécies com baixa abundância, nos dois períodos sazonais. Na área Lacustre, a curva espécie-abundância mostrou um grupo intermediário com espécies de alta abundância, um segundo grupo pequeno, com abundâncias intermediárias e, um terceiro grupo grande com espécies de baixa abundância.

O gráfico de distribuição da abundância das espécies em cada área demonstra que na área Jusante a maior dominância esteve relacionada diretamente às capturas de *Hemiodus unimaculatus*, *Ageneiosus ucayalensis* e *Boulengerella cuvieri*. Na área Reservatório, a maior dominância corresponde às capturas elevadas de indivíduos de *Ageneiosus ucayalensis*, *Hemiodus unimaculatus*, *Serrasalmus gibbus* e *Geophagus proximus*. De outra forma, *Serrasalmus gibbus*, *Hemiodus unimaculatus*, *Geophagus proximus*, *Acestrorhynchus falcirostris*, *Psectrogaster aff falcata*, *Curimata inornata*, *Pimelodus ornatus*, *Ageneiosus ucayalensis* e *Charax gibbosus* foram as que se apresentaram em maior abundância na área Lacustre. Na área Montante, as espécies *Ageneiosus ucayalensis*, *Leptodoras sp.*, *Serrasalmus gibbus* e *Hemiodus unimaculatus* foram as mais abundantes e dominantes (Figura 5).

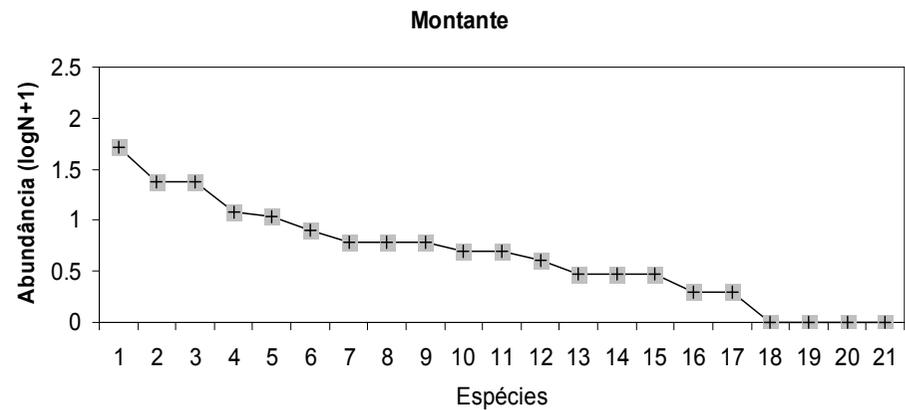
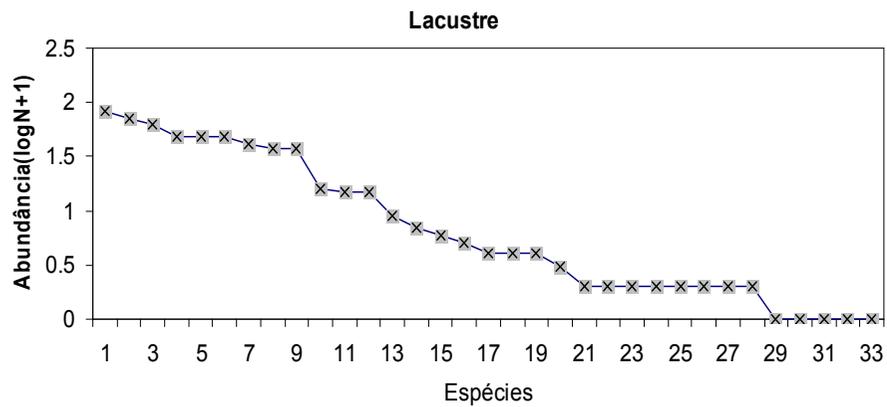
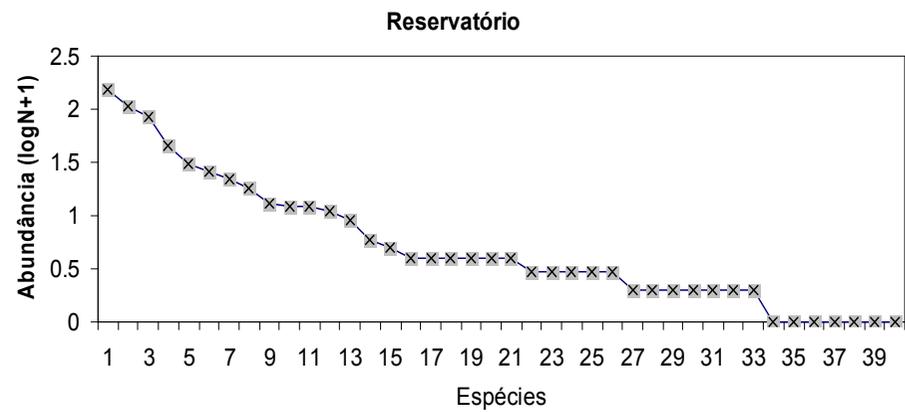
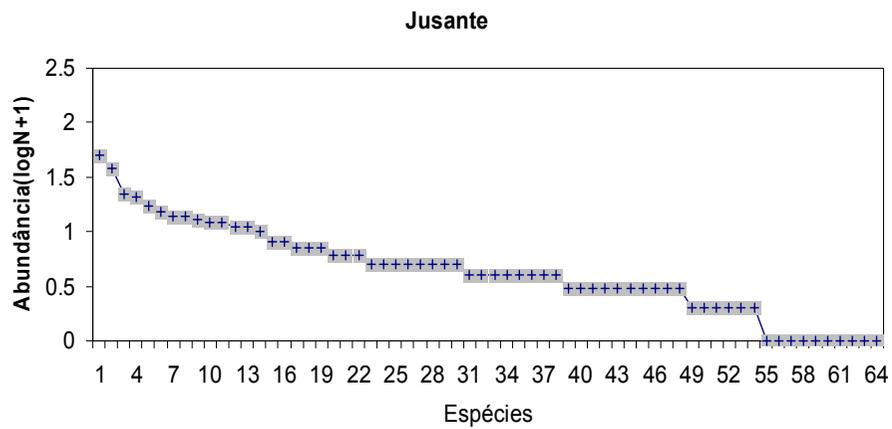


Figura 4. Curva espécie-abundância (whittaker-plot) das assembléias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

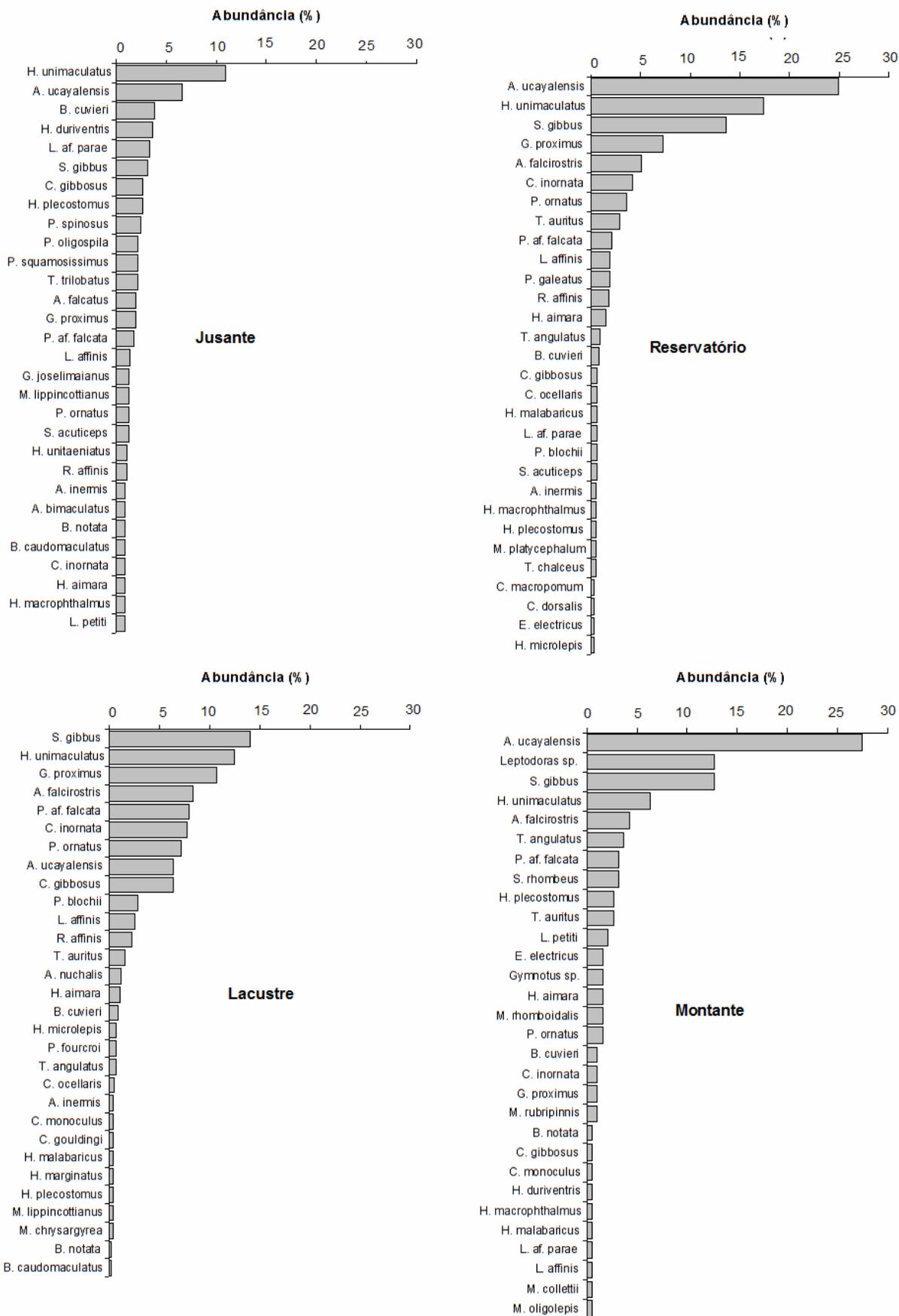


Figura 5. Curvas espécie - abundância das assembléias de peixes nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

As curvas K-dominância das assembléias de todas as áreas estão em consonância com o whittaker-plot e indicam que as assembléias das áreas Lacustre, Reservatório e Montante apresentaram elevada dominância com mais espécies de maior abundância em relação à assembléia da área Jusante, que apresentou poucas espécies dominantes com alta abundância e um número elevado de espécies pouco abundantes (Figura 6).

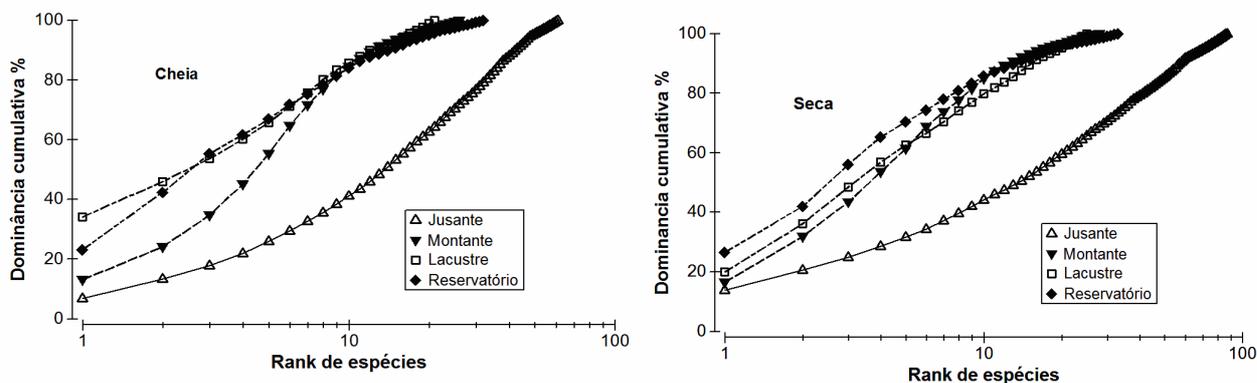


Figura 6. Curvas K-dominância das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

As análises gráficas das curvas ABC das assembléias de todas as áreas individualizadas, considerando todo o período de estudo, mostra que a abundância das assembléias das áreas Reservatório ($W = -0,116$) e Lacustre ($W = -0,004$) foi superior à biomassa, indicando uma comunidade dominada por indivíduos de pequeno tamanho, o que pode ser sugestivo de uma comunidade ocorrente em uma área alterada ambientalmente. Nas assembléias das áreas Jusante ($W = 0,23$) e Montante ($W = 0,05$) observou-se uma inversão de posicionamento das curvas em relação às assembléias das duas áreas anteriores, estando, as curvas de biomassa, em posição superior às curvas de abundância, indicando maior estabilidade ecológica da área (Figura 7).

Comparando os períodos do ano, nas assembléias de cada área individualizada, observou-se que as posições das curvas permaneceram iguais nos dois períodos, exceto na assembléia da área Lacustre, onde, na seca, a curva de abundância foi superior a de biomassa ($w = -0,02$), enquanto que na cheia, a situação inverteu-se, com a curva de biomassa em posição superior à de abundância ($w = 0,04$) (Figura 7).

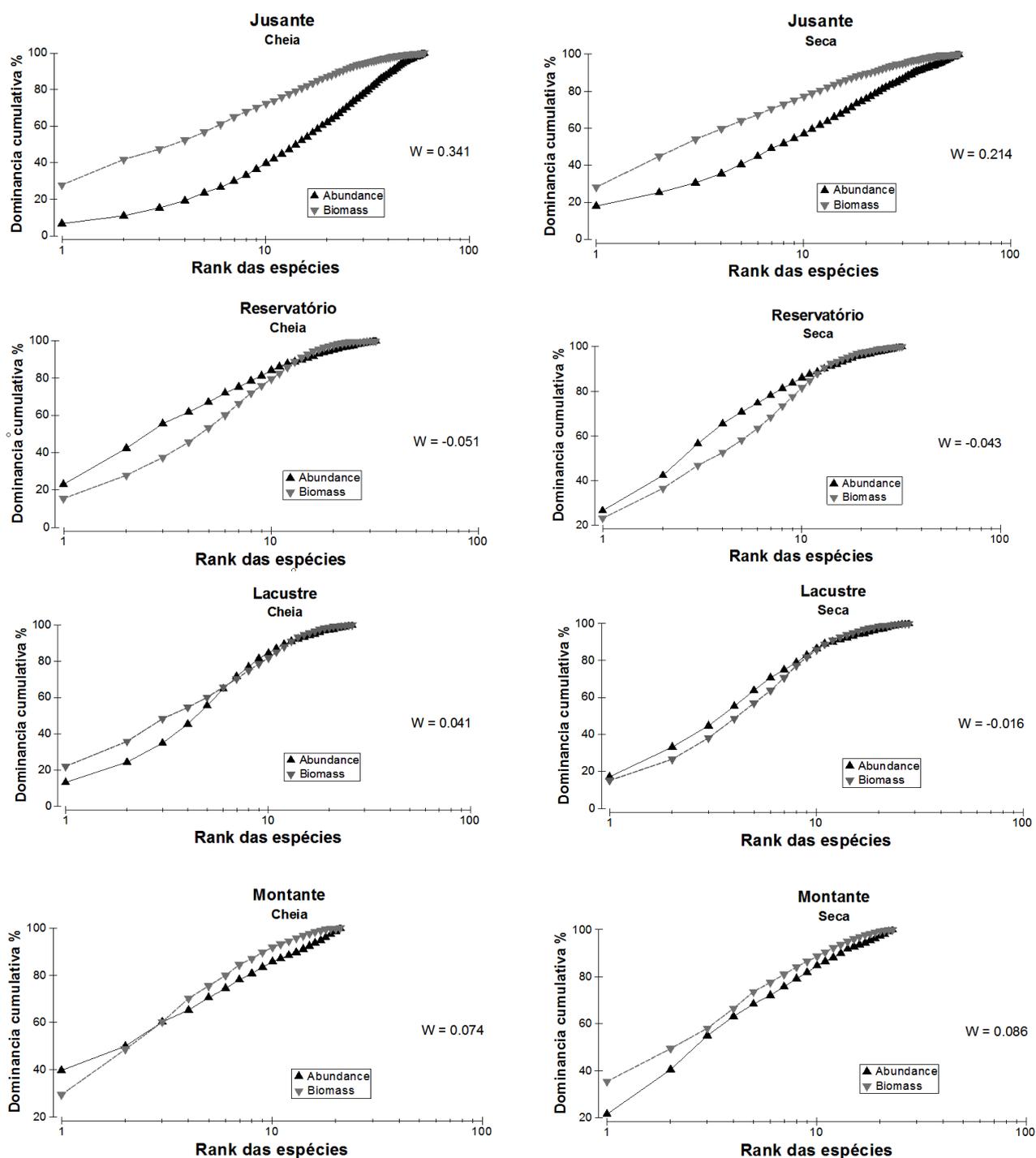


Figura 7. Curvas de abundância e biomassa da assembléia de peixes capturados nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

Modelos espécie-abundância

Os resultados calculados pelo modelo Série-Geométrica mostraram que este modelo se ajustou de forma satisfatória apenas para a assembléia da área Lacustre (Valor observado=570; valor estimado=576,99; $\chi^2=45,28$; $p=0,08$). Para as assembléias das demais áreas, o modelo apresentou valores significativamente diferentes ($p<0,05$) entre o estimado e o observado. O ajuste do modelo Log Serie demonstrou boa aderência aos valores observados

das assembléias de todas as áreas, ressaltando melhor ajuste obtido para a assembléia da área Montante, em relação às demais (Valor observado=33,00; valor estimado=32,99; $\chi^2=3,32$; $p=0,62$) (Tabela 1).

O modelo Log-Normal foi bem ajustado para as assembléias das áreas Jusante, Reservatório e Montante, não parecendo adequado para a assembléia da área Lacustre (Valor observado=34; valor estimado=32,99; $\chi^2=15,2$; $p=0,0187$). O modelo Broken Stick ajustou-se de forma satisfatória unicamente à assembléia de peixes da área Jusante (Valor observado=84,00; valor estimado=76,74; $\chi^2=12,03$; $p=0,07$) (Tabela 1).

Tabela 1. Ajuste do modelo Série Geométrica aos valores observados das distribuições de abundância nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

Áreas	Abundância Observada	Abundância Estimada	χ^2	p valor ($\alpha=0,05$)	Ajuste ao modelo
Série Geométrica					
Jusante	570,00	570,03	111,2	0,0263	Não
Reservatório	617,00	617,03	300,84	0,0071	Não
Lacustre	577,00	576,99	45,28	0,0807	Sim
Montante	183,00	182,98	109,25	0,0001	Não
LogSérie					
Jusante	84,00	83,99	8,37	0,1353	Sim
Reservatório	41,00	40,99	10,45	0,1586	Sim
Lacustre	34,00	33,99	10,86	0,0860	Sim
Montante	33,00	32,99	3,32	0,6275	Sim
LogNormal					
Jusante	84,00	84,01	1,00	0,9692	Sim
Reservatório	41,00	41,30	7,92	0,3195	Sim
Lacustre	34,00	32,99	15,20	0,0187	Não
Montante	33,00	33,01	2,08	0,8401	Sim
Broken Stick					
Jusante	84,00	76,74	12,03	0,0712	Sim
Reservatório	41,00	39,70	47,81	0,0002	Não
Lacustre	34,00	33,03	45,66	0,0002	Não
Montante	33,00	29,91	42,17	0,0017	Não

As figuras 8 e 9 mostram uma comparação gráfica das curvas dos ajustes dos modelos espécie-abundância às assembléias de cada área. É possível perceber o ajuste do modelo LogNormal para a maioria das áreas, exceto Lacustre, e o modelo Broken Stick para a área Jusante, assim como o ajuste do modelo Série Geométrica somente para a área Lacustre

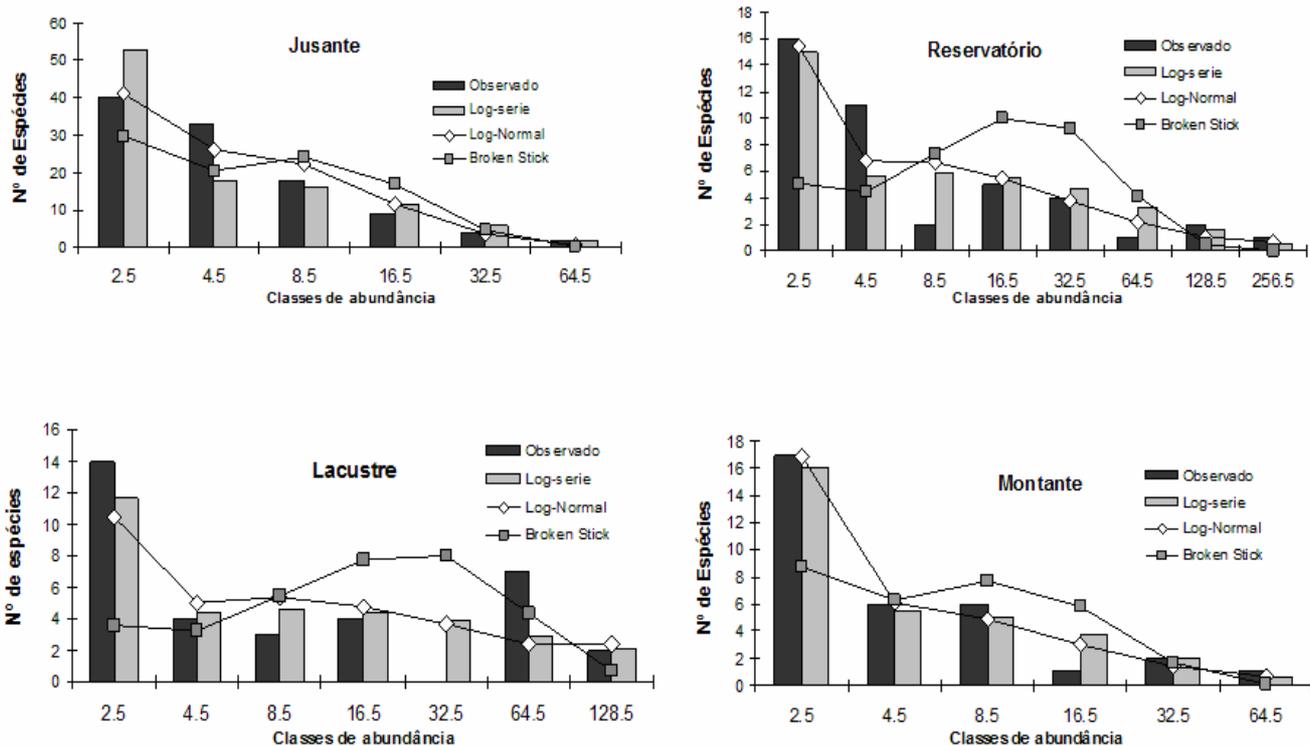


Figura 8. Comparação entre os valores observados das distribuições da abundância e os valores estimados pelos modelos de distribuição de abundância (logserie, lognormal e broken stick) das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

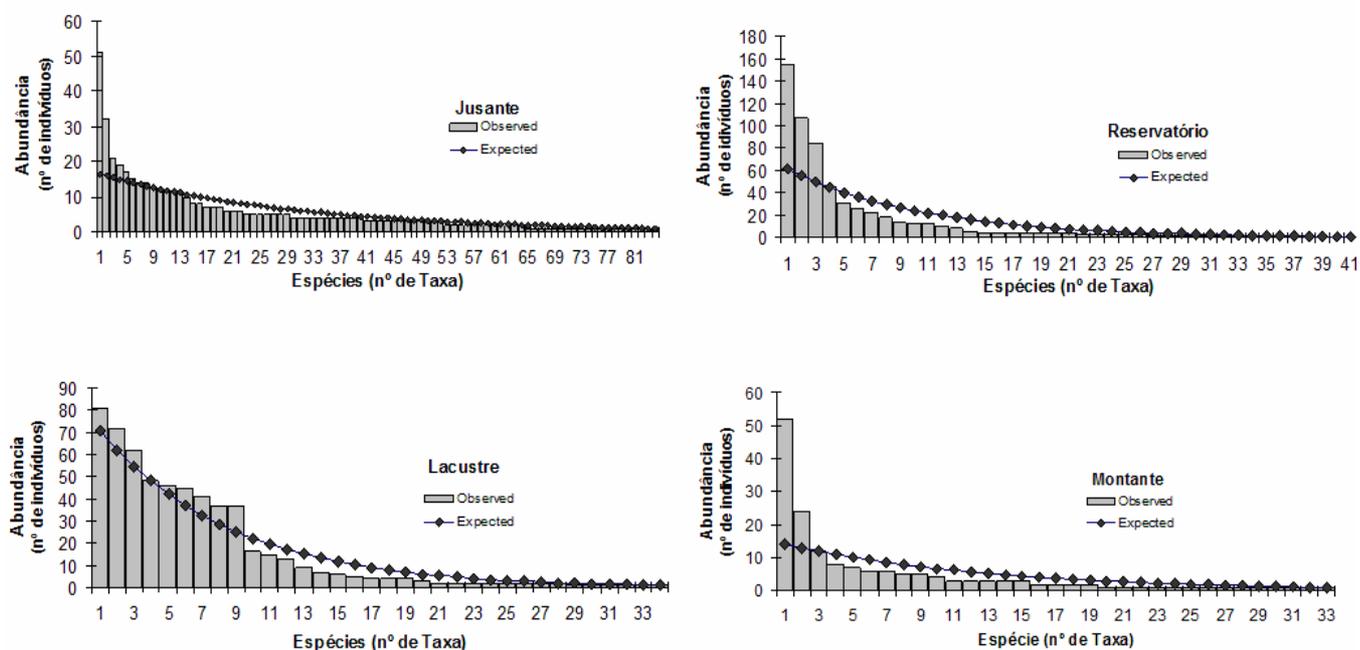


Figura 9. Comparação entre os valores observados das distribuições da abundância e os valores estimados pelo modelo de distribuição de abundância série geométrica das assembléias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

Estrutura em comprimento

Considerando as coletas de todas as áreas, a maioria dos indivíduos apresentou de pequeno a médio porte, incluindo indivíduos jovens e adultos. Os maiores indivíduos capturados em cada área, durante todo o período amostral, foram *Brachyplatystoma filamentosum* (101,00 cm) na área Jusante; *Boulengerella cuvieri* com 69,5 cm na área Reservatório; *Boulengerella cuvieri* (67,30 cm) na área Lacustre; e *Electrophorus electricus* (92,10 cm) na área Montante.

Os valores de comprimento total médio foram significativamente diferentes entre as áreas. Os maiores indivíduos foram das assembleias das áreas Jusante e Montante e os menores da assembleia da área Lacustre, estando os indivíduos da área Reservatório com comprimentos intermediários entre os indivíduos das áreas com comprimentos extremos. (KW-H(3;1976) = 47,8943; p = 0,0000) (Teste de Dunn: p= 0,21) (Tabela 5). A variação dos comprimentos dos peixes observada nas assembleias das áreas Reservatório e Lacustre indica que estas assembleias são dominadas por indivíduos de pequeno porte (Lt < 30,0 cm).

Tabela 2. Média, desvio padrão e valores de mínimo e máximo de comprimento total (cm) das assembleias de peixes das áreas Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. Letras iguais: diferenças não significativas; Letras diferentes: diferenças significativas).

Área	Média	Desv. Pad	Min	Max	n	Teste
Jusante	23,85	13,93	6,90	101,00	440,0	a
Reservatório	20,13	7,50	7,50	67,30	615,0	b
Lacustre	18,84	6,55	7,70	69,50	585,0	c
Montante	23,55	12,60	8,00	92,10	196,0	a

Espectro de tamanho

A análise de espectro de tamanho revelou a existência de indivíduos de maiores tamanhos nas assembleias das áreas Jusante e Montante. As regressões entre o logaritmo natural da abundância e o logaritmo natural dos comprimentos totais em classes de 10 cm dos peixes de todas as assembleias foram significativas (ANOVA: p < 0,05), apresentando menores declives (b) e maiores interceptos (a) da reta de regressão para as áreas Jusante e Montante (Tabela 6), sugerindo que nessas áreas as condições ambientais são favoráveis ao crescimento em tamanho dos peixes.

Tabela 3. Valores dos parâmetros b (declividade) e a (intersecção) e seus correspondentes erros padrão da relação entre o logaritmo natural do número de indivíduos e o logaritmo dos comprimento totais em classes de 10 cm, para as áreas de influência da UHE Coaracy Nunes.

Área	Declividade			Intersecção			Ajuste ao Modelo		
	b	Err.pad	t	a	Err.pad	t	r ²	F	p<0.05
Jusante	-1,70	0,551	-3,088	7,49	2,181	3,433	0,514	9,53	0,013
Reservatório	-1,44	0,464	-3,105	6,66	1,836	3,609	0,517	9,63	0,013
Lacustre	-1,42	0,443	-3,208	6,61	1,755	3,793	0,534	10,29	0,011
Montante	-1,49	0,413	-3,603	7,05	1,635	4,312	0,591	12,98	0,006

A Figura 10 mostra o rank dos espectros de tamanho das espécies das assembléias de todas as áreas. A trajetória descendente dos valores dos parâmetros de regressão (a e b) indica que as áreas Lacustre e Reservatório apresentam condições ambientais que restringem o desenvolvimento de uma comunidade de peixes de grande porte e favorecem as espécies de menores tamanhos, ao mesmo tempo que as condições da área Jusante e, em condições mais restritas, da área Montante, são favoráveis ao desenvolvimento de uma ictiofauna com indivíduos de grande porte que tenham estratégia do tipo “k”.

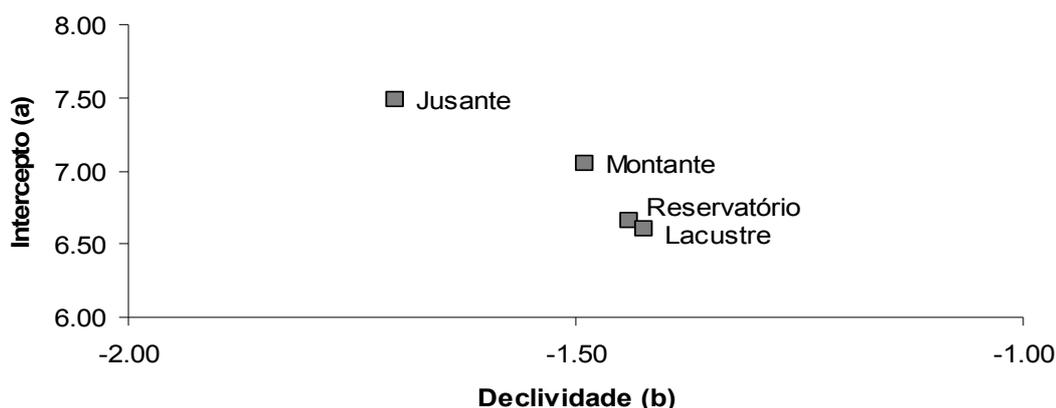


Figura 10. Análise comparativa da relação entre os parâmetros a (intercepto) e b (declividade) do modelo de espectro de tamanho de espécies das assembléias das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

Discussão

Os ambientes ditos equilibrados ecologicamente ou não perturbados por atividades antrópicas são ecossistemas capazes de manter uma comunidade biótica com riqueza de espécies, composição, equitatividade e organização trófica em níveis comparáveis ao de ecossistemas não perturbados por atividades humanas, bem como manter preservada a sua resiliência potencial (Karr e Dudley 1981).

As variações da composição e abundância de espécies em comunidades de peixes estão relacionadas com a estrutura de seus habitats e com a disponibilidade de alimento. A forma como a comunidade está estruturada, em determinado ecossistema, dá indícios da situação ambiental do local, refletindo a sua integridade ambiental e servindo como um método de avaliação do seu status ecológico, fornecendo uma medida agregada das pressões antropogênicas que o ecossistema pode estar sofrendo (Barbour et al. 1999; Bigossi et al. 2004; Martins 2008; Jaramillo-Villa e Caramaschi 2008).

As métricas que avaliaram o estado ecológico das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes através de suas assembléias de peixes retrataram situações díspares entre a área Jusante e as áreas acima do barramento do rio (Reservatório, Lacustre e Montante). Na área Jusante encontrou-se maior riqueza de peixes, o que indica que o barramento do rio pode ser o principal fator que explica a pobreza de espécies das outras áreas. Este padrão de diversidade da área Jusante provavelmente se deve à manutenção das condições ecológicas originais fluviais, antes de seu barramento, apresentando uma maior heterogeneidade de habitats, disponibilidade de alimento e conexão com outras bacias hidrográficas, que possibilita um maior fluxo de espécies para esta área, mantendo sua riqueza e proporcionando condições apropriadas para o desenvolvimento das espécies, refletindo o bom estado ecológico da área.

Do outro lado, as assembléias das áreas Reservatório, Lacustre e Montante revelaram um padrão semelhante de baixa riqueza, mas diferentes padrões de equitabilidade e dominância, com maior dominância nas áreas Lacustre e Reservatório. Este padrão de baixa riqueza nestas áreas represadas é uma situação esperada para reservatórios. Agostinho et al. (2007) afirmam que em reservatórios ocorre uma diminuição gradativa da riqueza com um aumento da dominância de algumas espécies melhores adaptadas às condições de represamento. Por sua vez, McLachan (1974) reporta que em nestes ambientes, as alterações e a passagem gradativa de ambiente lótico para lêntico resultam no desaparecimento das espécies estritamente fluviais e em um rearranjo geral das demais espécies. Como nem todas as espécies são capazes de se adaptar às novas condições, espera-se que o reservatório passe a apresentar uma ictiofauna menos diversificada que a do rio primitivo, com diferentes níveis de dominância, refletindo um ambiente com estado ecológico impróprio para o desenvolvimento de uma ictiofauna equilibrada, como aquelas de locais livres de perturbações antropogênicas. No presente estudo, a degradação ambiental na área Montante, como a extração de areia e seixo no leito do rio pode ter influenciado este resultado de dominância superior na área Montante em relação à área Jusante, determinando condições desfavoráveis às espécies mais sensíveis às alterações ambientais.

As curvas espécie-abundância, K-dominância e ABC revelaram melhor estado ecológico para a área Jusante em relação às demais áreas. Este status ecológico foi evidenciado pela presença de uma ictiofauna com indivíduos com maior comprimento, baixa dominância e várias espécies raras, bem como pela superioridade da curva de biomassa sobre a curva de abundância, indicando a ocorrência de espécies com maior porte e ciclo de vida longo, com baixa abundância, mas representativas em termos de biomassa, como *Brachyplatystoma filamentosum* e *Brachyplatystoma rousseauxii* e *Boulengerella cuvier* registrados na área Jusante. Estas espécies se desenvolvem em ambientes em bom estado ecológico (Vazzoler 1997).

Para as assembléias das áreas Reservatório e Lacustre, o padrão das curvas whitake-plot e K-dominância foram semelhantes entre si. Estas áreas são contíguas apresentando semelhança ambiental, o que permite o estabelecimento de uma ictiofauna comum às duas áreas. A dominância cumulativa tanto para a área Lacustre quanto para a área Reservatório pode ser explicada pela maior importância da espécie *Hemiodus unimaculatus* em ambas as áreas, uma espécie de pequeno porte com tendências r-estrategista, oportunística e tolerante à degradação, típica de áreas instáveis e de baixo estado ecológico como os reservatórios (Santos 1999; Vieira 2000).

A semelhança do padrão das curvas ABC para as assembléias das áreas Reservatório e Lacustre exprime também a similaridade ambiental entre estas áreas. Em ambas as áreas, as curvas da abundância foram superiores às de biomassa, indicando uma ictiofauna abundante composta, em sua maioria, por indivíduos de pequeno porte, que sugere uma ictiofauna típica de ambientes perturbados, com baixa qualidade ecológica (Merona 1986/87; Suzuki et al. 2005; Agostinho et al. 2007; Bailly et al. 2005; Clarke e Warwick, 1994; Bianchi et al. 2000).

Os resultados das distribuições de abundância calculadas pelos quatro modelos mostraram que a única assembléia de peixe que esteve ajustada ao modelo Broken Stick foi a assembléia da área Jusante. Este modelo tem como pressuposto que o hiper-espaço do nicho é dividido aleatoriamente entre as espécies (MacCarthur 1960), ou seja, as espécies colonizam e repartem os recursos de forma aleatória e equilibrada. Este modelo é melhor ajustado às comunidades com maior equitatividade, riqueza e diversidade (Gotelli e Graves 1996; Magurran 2004). As características ecológicas da assembléia da área Jusante como maior riqueza, diversidade e equitatividade e menor dominância justificam seu ajuste ao modelo broken stick, indicando o bom estado ecológico desta área.

O único ajuste satisfatório dos dados de abundância ao modelo Série Geométrica ocorreu para a assembléia da área Lacustre, provavelmente devido às condições ecológicas desta área. O modelo geométrico é esperado em comunidades simples, de poucas espécies, submetidas a um fator ambiental fortemente restritivo, com maior abundância em relação à biomassa e alta dominância de um grupo de espécies (May 1975; Magurran 1978), onde os recursos utilizados para sobrevivência são usados fortemente de forma hierárquica (Ludwig e Reynolds 1988), caracterizando comunidades dominantes e perturbadas (May 1973), como observado na área Lacustre. A assembléia desta área foi a única a não ter ajuste Log-Normal. Hill e Hamer (1998) ponderam que a não distribuição Log-normal pode ser considerada como uma medida de distúrbio ambiental, o que corrobora com o ajuste da assembléia de peixes da área Lacustre ao modelo Série Geométrica.

O modelo Log-Normal pressupõe que em uma comunidade as espécies de abundância intermediária são mais comum, poucas são muito abundantes e muitas são raras. Esta distribuição é esperada em comunidades relativamente grandes (maior que 25 espécies) (May 1988), não perturbadas e maduras ou em equilíbrio (Hughes 1986), mas também em qualquer tipo de processo multiplicativo em que um grande número de fatores afeta, de modo independente, as populações biológicas, onde as espécies de abundância intermediária são as mais numerosas (Vandermeer 1981). Na presente análise, as assembléias das áreas Jusante e Montante apresentaram características que atendem os pressupostos de distribuição Log-Normal, evidenciando o status ecológico das áreas onde ocorrem.

A assembléia da área Reservatório, mesmo apresentando valores que indicam adequação ao modelo Log-Normal, não atendeu a todos os pressupostos. Há evidências que esta assembléia estava em desequilíbrio, verificado tanto através das curvas ABC quanto pela baixa equitabilidade. A presença do grande número de indivíduos de *Ageneiosus ucayalensis* nessa assembléia pode estar mascarando o resultado de ajuste ao modelo a assembléia desta área. Outros autores afirmam que a maior parte das comunidades geralmente se ajusta à distribuição Lognormal (May 1975; Ludwig e Reynolds 1988; Magurran 1988) o que justificaria o ajuste deste modelo à maioria das assembléias das áreas estudadas.

Por fim, o modelo logarítmico ou Log Série esteve ajustado satisfatoriamente às assembléias de todas as áreas, mas com tendência a não ajuste para a assembléia da área Montante. Neste modelo pressupõe-se que a comunidade ajustada apresente alta proporção de espécies raras. Ajusta-se também a pequenas comunidades pioneiras e/ou estressadas de

ambientes perturbados (Whittaker 1972; Hughes 1986; Gotelli e Graves 1996; Hill e Hamer 1998).

O ajuste do modelo Log Série à assembléia da área Jusante justifica-se pela maior quantidade de espécies raras presentes nesta área, o que atende aos pressupostos do modelo. Para as áreas Lacustre e Reservatório, as características de comunidades perturbadas com baixa equitatividade, alta dominância e espécies de pequeno porte justificam o ajuste ao modelo. Na área Montante a ocorrência de uma assembléia com baixa equitatividade também justifica o ajuste da assembléia desta área ao modelo. Vale ressaltar que, no caso de ajustes Log Série, algumas situações podem mascarar a verdadeira forma de distribuição da abundância, como ocorre entre este modelo e a distribuição Lognormal truncada, que, dependendo de onde for a truncagem da curva Lognormal, ela se assemelha a uma série logarítmica, tornando-se indistinguíveis, o que leva a seleção de outros modelos que não sejam de origem da amostra (Magurram 2004). Esta situação pode estar ocorrendo com o ajuste deste modelo (Log Série) para as assembléias das áreas Jusante e Montante, as quais tiveram seus ajustes adequados, respectivamente, aos modelos Lognormal e Broken stick.

A estrutura em tamanho é uma característica populacional específica das espécies em comunidade, na qual pode haver variações intra e interpopulacionais decorrentes das condições ambientais e da disponibilidade alimentar, que interferem no recrutamento, crescimento e mortalidade dos indivíduos. Geralmente, as alterações nas distribuições de tamanho dos organismos podem ter muitas causas como a variabilidade induzida pelo ambiente, fatores genéticos, relações bióticas de predação e competição (Shin et al. 2005), podendo também sofrer os efeitos da seletividade inerentes às artes de pesca (Nikolsky 1969).

O maior comprimento médio dos peixes da assembléia da área Jusante, assim como a maior abundância de indivíduos em classes de maior comprimento, verificados através da análise de espectro de tamanho, provavelmente está sendo influenciado pela boa qualidade ambiental desta área, que possibilita maior disponibilidade de alimentos e outras condições ambientais que favorecem o crescimento dos peixes até um tamanho maior. Além disso, a interconectividade da bacia desta área com outras bacias possibilita o trânsito de indivíduos entre as bacias, favorecendo o intercâmbio gênico, a heterozigotidade das espécies residentes e a ocorrência de indivíduos de maior tamanho.

Nas áreas Reservatório e Lacustre, as condições ambientais adversas de confinamento ou isolamento físico, determinadas pelo barramento do rio, além de fatores como a pesca e a manipulação diária do nível hidrométrico dessas áreas, favorecem o estabelecimento de uma

ictiofauna adaptada à este tipo de ambiente alterado e de baixa qualidade. O represamento promove o endocruzamento sucessivo das espécies, que pode determinar a diminuição do tamanho médio dos indivíduos (Agostinho et al. 2007). A maior declividade das retas de regressão do tamanho dos peixes destas áreas represadas, indicam maior abundância de indivíduos em classes de menor comprimento e corroboram com os resultado da análise do comprimento médio, que sugerem baixa qualidade ambiental destas áreas e/ou a subtração dos maiores indivíduos pela pesca.

Na área Montante, o maior comprimento médio de seus indivíduos em relação aos indivíduos das áreas represadas e menor em relação aos da área Jusante, bem como a maior abundância de indivíduos em classes de comprimento maior, podem estar relacionadas tanto à manutenção das características originais de rio desta área, quanto à presença temporal de indivíduos de áreas mais à montante, que passam a fazer parte, temporalmente, da assembléia desta área. Estas espécies podem ser consideradas espécies visitantes por motivos tróficos, reprodutivos ou apenas de passagem pela comunidade, sem, no entanto, fazer parte desta (Lowe-McConnell 1997; Garutti 1988).

Apesar de coerente, a análise de espectro de tamanho, por si só, não é suficientemente para conclusões. Em função disso, esta análise tem de ser interpretada com cautela e ser corroborada com o uso de outros indicadores ecológicos, como análises univariadas de curvas K-dominância, ABC e whittaker-plot, verificação de interações bióticas de competição e predação, bem como dieta e disponibilidade de alimentos (Law 2000; Pinnegar et al. 2000; Doherty 2002; Myers 2002; Bellail et al. 2003). Nesta situação, se a disponibilidade de alimentos existe, a pesca é insipiente e o comprimento médio dos peixes diminui, significa que a integridade ambiental está comprometida e a análise de espectro de tamanho pode ser um indicador satisfatório do status ecológico do ambiente (Rice e Rochet 2005).

Conclusão

Todas as análises utilizadas no presente estudo indicaram que as áreas Reservatório e Lacustre apresentam estados ecológicos perturbados provavelmente decorrentes do barramento do rio. A área Montante apresentou estado ecológico moderadamente perturbado, tendo como prováveis causas os efeitos do barramento do rio e condições de degradação que esta área está submetida. As análises também sugerem que área Jusante representa um ecossistema resiliente e em bom estado ecológico, que deve ser preservado para contribuir com a conservação da ictiofauna do rio Araguari

Os resultados apontam que os indicadores utilizados para avaliar a qualidade ambiental das áreas a partir da distribuição da abundância e biomassa dos peixes foram capazes de discriminar as diferenças ecológicas entre as quatro assembléias, proporcionando uma compreensão razoável do estado ecológico de cada área, podendo os mesmos ser utilizados como método avaliativo satisfatório.

Bibliografia

- Agostinho A A, Gomes L C, e Pelicice F M (2007) Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá, 501p
- Andrews M J, Rickard D G (1980) Rehabilitation of the inner Thames estuary. *Mar. Pollut. Bull.*, 11: 327-332
- Araújo F G, Williams W P, Bailey R G (2000) Fish assemblages as indicators of water quality in the Middle Thames Estuary, England (1980-1989). *Estuaries*, 23: 305-317
- Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, Stribling J B (1999) Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C
- Bailly D, Agostinho A A, Suzuki H, Luiz E A (2005) Características reprodutivas de espécies de *Astyanax* e sucesso na colonização de reservatórios do Rio Iguaçu. pp. 243-252. In: Rodrigues L, Thomaz SM, Agostinho A A, Gomes LC Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, Rima, 333p
- Bellaïl R, Bertrand J, Le Pape O, Mahe´ J. C, Morin J, Poulard J C, Rochet M J, Schlaich I, Souplet A, Trenkel V (2003) A multispecies dynamic indicator-based approach to the assessment of the impact of fishing on fish communities. ICES Document, CM 2003/V: 02. 12 pp
- Bervoets L, Knaepkens G, Een M, Blust R (2005) Fish community responses to metal pollution. *Environ, Poll n.138*, 338-349
- Bezerra P E, Cunha B C C, Del'Arco J O, Drago V A, Montalvão R M G, Eulálio H N J J, Prado P, Amaral Filho Z P, Novaes A S, Vieira P C, Fraga A Y C, Costa J R S, Salgado L M G, Brazão J E M (1990) Projeto de zoneamento de recursos naturais da Amazônia Legal. IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, 212p
- Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Paya I, Sainsbury K, Sanchez F, Zwanenburg K (2000) Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57: 558-571
- Bigossi M T, Witkowski E, Marinelli C E (2004) Estrutura das comunidades de peixes e seu uso como indicador da antropização de bacias hidrográficas no município de São Luiz do Paraitinga, SP. In: Semana da Engenharia Ambiental das Faculdades Oswaldo Cruz-SP, [s.n]

- Bio Dap Software (1988) Ecological Diversity and Its Measurement. Resource Conservation. Foundation National Park, Alma. New Brunswick, Canada
- Boudreau P R, Dickie L M (1992) Biomass spectra of aquatic ecosystems in relation to fisheries yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 49: 1528 – 1538
- Charnov E L (1993) Life history invariants. Oxford University Press
- Clarke K R , Gorley R N (2006) Primer v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth
- Clarke K R, Warwick R M (1994) Chance in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Bournemouth, Bourne Press, 128p
- Conover D O (1990) The relation between capacity for growth and length of growing season: evidence for and implications of counter gradient variation. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:416-430
- Doherty P J (1991) Spatial and temporal patterns in recruitment. In: Sale PF (ed) *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic, San Diego, pp 261–293
- Eletronorte (1997) <http://www.eln.gov.br>
- Fausch K D, Lyons L, Karr J R, Angermeier P L (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, Bethesda, 8: 123-144
- Fisher R A, Corbet, A S, Williams C B (1943) The relationship between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12: 42-58
- Garcia S, Zerbi A, Aliaume C, Do Chi T, Lasserre G (2003) The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Fisheries Technical Paper*, 443. 71 pp
- Gislason H, Rice J (1998) Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 55(3):362-370
- Gislason H, Lassen H (1997) On the linear relationship between fishing effort and the slope of the size spectrum. *ICES CM 1997/DD: 05* 11 pp
- Goldstein I S (1981) *Organic Chemical from Biomass*. Boca Raton: CRC Press
- Gotelli N J, Graves G R (1996) *Null models in ecology*. Washington and London, Smithsonian Institution Press, 368 p
- Gray J S, Aschan M, Carr M R, Clarke K R, Green RH, Pearson T H, Rosenberg R, and Warwick R M (1988) Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Lngesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series* 46: 151-165
- Gray J S (1989) Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biology Journal Linnology Society* 37: 19-32

- Hammer Ø, Harper D A T, Ryan, P D (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp
- Hill J K, Hamer K C (1998) Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *J Appl Ecol* 35: 458–460
- Hughes R G (1986) Theory and models of species abundance. *American Naturalist*, 128: 879-899
- Hughes R M, Larsen D P, Omernik J M (1986) Regional reference sites: a method for assessing stream potentials. *Environ. Manag n.* 10, 629-635
- Hutchings J A (1993) Reaction norms of reproductive traits in brook trout and their influence on life history evolution affected by size-selective harvesting. In *The Exploitation of Evolving Resources*, pp. 107 e 125. Ed by T. K. Stokes, J. M. McGlade, and R. Law. *Lecture Notes in Biomathematics*, 99. Springer, Berlin. 264 pp
- Ibge (2010). www.ibge.gov.br/aceso em 10.10.2010
- Jaramillo-Villa U, Caramaschi E P (2008) Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: Uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, vol. 12, no. 3, p. 442-462
- Jennings S, Kaiser M J, Reynolds J D (2001) *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell, Oxford. 417 pp
- Karr J R, Dudley D R (1981) Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5:55-68
- Karr J R, Heidinger R C, Helmer E H (1985) Sensitivity of the index of biotic integrity to changes in chlorine and ammonia levels from wastewater treatment facilities. *J. Water Poll. Control* 57:912-15
- Kerr S R, Dickie, L M (2001) *The Biomass Spectrum: A Predator– Prey Theory of Aquatic Production*. Columbia University Press, New York, NY
- Klein R M (1979) Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* ,31. *Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues*
- Krebs C J (1998) *Ecological methodology*. 2. ed. Benjamin Cummings C A
- Lambshed P J D, Platt, H M, Shaw, K M (1983) The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History, London*, 17:859-874
- Lammers M, Allan J D (1999) Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23: 257-270
- Law R (2000) Fishing, selection, and phenotypic evolution. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 659–668

- Ludwig J A, Reynolds J F (1988) *Statistical ecology*. New York, John Wiley & Sons. 337p
- MacArthur R H (1957) On the relative abundance of birds species. *Proceeding of the National Academy of Science*. 43, 293-295
- MacArthur R H (1960) On the relative abundance of species. *Am Nat* vol. 94, no. 874, p. 25-36.
- McLachlan A J (1974) Development of some lake ecosystems in tropical Africa, with special reference to the invertebrates. *Biol Rev* 49:365-397
- McGill B, J. Etienne R S, Gray J S, Alonso D, Anderson M J, Benecha H K, Dornelas M, Enquist B J, Green J L, He F, Hurlbert A H, Magurran A E, Marquet P A, Maurer B A, Ostling A, Soykan C U, Ugland K I, White E P (2007) Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10: 995–1015
- Magurran A E (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall, 179p.
- Magurran A E (1989) *Diversidad ecológica y su medición*. Ediciones Vedral
- Magurran A E (2004) *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Science, 256p
- Martins F R (1991) *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas: UNICAMP, 246p
- May R M (1975) Patterns of species abundance and diversity. In: Cody ML, Diamond J M (ed.) *Ecology and evolution of communities*. Cambridge: Belknap Press of the Harvard University Press. p. 81-120
- May R M (1988) How many species are there on earth? *Science* 241: 1441-1449
- Meador M R, Goldstein R M (2003) Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physicochemistry, riparian condition, and fish community structure. *Environmental Management* 31: 504-517
- Merona B (1986/1987) Aspectos ecológicos da ictiofauna no Baixo Tocantins. *Acta Amazonica* 16/17: 109-124
- Motomura I (1932) A statistical treatment of associations. *Japanese Journal of Zoology* 44: 379–383
- Nikolsky G V (1969) *Theory of fish population dynamics*. Edinburgh, Oliver e Boyd, 323p
- Norris RH, Thoms MC (1999) What is river health? *Freshwat Biol* 41: 197-209
- Pagola-Carte S (2004) ABC method and biomass size spectra: what about macrozoobenthic biomass on hard substrata? *Hydrobiologia* 527: 163–176
- Pettesse M L, Petrere Jr M, Spigolon RJ (2007) The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Braz J Biol* 67(3): 433-445
- Pinnegar J K, Polunin N V C, Francour P, Badalamenti F, Chemello R, Harmelin-Vivien M L, Hereu B, Milazzo M, Zabala M, D'Anna G, Pipitone C (2000) Trophic cascades in benthic

marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environ. Conserv* 27: 179–200

Pope J G, Shepherd J G, Webb J (1994) Successful surfriding on size spectra: the secret of survival in the sea. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 343: 41-49

Preston F W (1948) The commonness and the rarity of species. *Ecology* 29:254-283

Provam (1990) Programa de Estudos e Pesquisas nos Vales Amazônicos. Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. v. 1, Belém, PA. 189 p

Reynolds J D, Jennings S, Dulvy N K (2001) Life histories of fishes and population responses to exploitation. In: Reynolds J D, Mace G M, Redford K H, Robinson J G (eds) *Conservation of exploited species, Conservation Biology* 6. Cambridge University Press, Cambridge, pp 147–168

Rice J C, Rochet J (2005) A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 516–527.

Ryder R A, Kerr S R, Taylor W W, Larkin P A (1981) Community consequences of fish stock diversity. *Can J Fish Aquat Sci* 38: 1856 - 1866

Roth N E, Allan J D, Erickson D L (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecol* 11:141-156

Santos G M, A (1999) pesca no reservatório da Hidrelétrica de Balbina (Amazonas, Brasil). *Acta Amazonica*, 29 (1): 145-163

Schleiger S L (2000) Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in West-Central Georgia. *Trans. Am Fish Soc* 129:1118-1133

Shin Y J, Shannon L J, Cury P M (2004) Simulations of fishing effects on the southern Benguela fish community using an individual-based model: learning from a comparison with Ecosim. *African Journal of Marine Science* 26: 95e114

Steedman R J (1988) Modification and assessment of an index of integrity biotic to quantify stream quality in Southern Ontario. *Can J Fish Aquat Sci* 45:492-501

Sokal, R R, Rohlf F J (1995) *Biometry: the principles and practices of statistics in biological research*. N. York: Freeman 887 p. 3rd. ed

Suzuki H I, Bulla C K, Agostinho A A (2005) Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. In *Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais)* (L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes, eds.). RiMa, São Carlos, p.223-236

Tejerina-Garro F L, Maldonado M, Ibáñez C, Pont D N, Roset O T (2005) Efeitos de naturais e antropogênicas mudanças ambientais sobre as assembléias de peixes fluviais: um quadro para avaliação ecológica de rios. *Arquivos Brasileiros de Biologia e Tecnologia* 48 (1): 91-108

Thomas G, Clay D (2002) *Bio~DAP – Ecological Diversity and Its Measurement*. Ed. Resource Conservation – Fundy National Park, New Brunswick, Canada

- Vazzoler A E A (1997) A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: Eduem 249-265
- Vandermeer J (1981) Elementary mathematical ecology. els. Chapman & Hall, London John Wiley & Sons, Chichester
- Vieira D B, Shibatta O A (2007) Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. Biota Neotropica 7 : 57-66
- Vieira I (2000) Frequência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá-Una, Amazônia Rev. bras. de Zoociências, Juiz de Fora 2: 51-76.
- Waite I R, Carpenter K D (2000) Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette basin streams, Oregon. Transactions of the American Fisheries Society 129(5):754-770
- Warwick R M, Clarke K R (1991) A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. J mar biol Ass U.K. 71: 225-244
- Whittaker R H (1965) Dominance and diversity in land plant communities. Science 147: 250-260
- Whittaker R H (1972) Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21: 213-251

CAPÍTULO III

Estrutura trófica das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes-Ferreira Gomes-Amapá)

Neste capítulo foram seguidas as normas da Revista Journal of applied Ichthyology disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1439-0426](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1439-0426)

Guildas tróficas das assembleias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Ferreira Gomes-Amapá)

Trophic guilds of fish assemblages in the areas of direct influence of a reservoir Amazon (UHE-Coaracy Nunes Ferreira Gomes, Amapá)

SÁ-OLIVEIRA, J. C¹ & ISAAC-NAHUM, V. J¹

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo comparar a estrutura trófica das assembleias de peixes das áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Amapá, Brasil (Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante). Para isso, coletas padronizadas de peixes foram realizadas utilizando redes de malha variadas. Análises da composição de espécies, abundância e biomassa e índices ecológicos das guildas tróficas foram realizadas, tendo suas variações espaço-temporais verificadas por análise de variância bifatorial (ANOVA). Os resultados indicam que as assembleias apresentaram padrão semelhante quanto ao predomínio em abundância da guilda piscívora e mínima da guilda herbívora em todas as análises. As estruturas tróficas das assembleias das diversas áreas foram influenciadas pelas condições ambientais criadas pela implantação da hidrelétrica, como a diminuição de heterogeneidade ambiental nas áreas represadas; a degradação ambiental na área à montante e a existência de maior preservação ambiental na área a jusante. Além desses fatores, as interações biológicas entre as espécies, bem como a variedade e abundância relativa dos recursos alimentares também podem ter influenciado a modelação da estrutura trófica da ictiofauna de todas as áreas.

Palavras-chave: ictiofauna, guilda trófica, alteração ambiental, rio Araguari, Amazônia.

ABSTRACT

This study aimed to compare the trophic structure of fish assemblages in the areas of direct influence of UHE Coaracy Nunes, Amapá, Brazil (Downstream, Reservoir, Lacustrine and Upstream). For this purpose, standard samples were performed using fish nets of varied. Analysis of species composition, abundance and biomass and ecological indices of trophic guilds were performed, with their spatial and temporal variations observed by factorial analysis of variance (ANOVA). The results indicate that the assemblages similar pattern as the predominant abundance of piscivorous guild and herbivore guild minimum in all analyzes. The trophic structure of assemblages from different areas were affected by environmental conditions created by the deployment of the dam, as the reduction of heterogeneity in the impoundment areas, environmental degradation in the upstream and the existence of greater environmental protection in the downstream area. Besides these factors, the biological interactions between species, as well as the variety and relative abundance of food resources may also have influenced the shaping of the trophic structure of fish fauna in all areas.

Key Words: fishes, trophic guilds, environmental change, Araguari river, Amazon.

Introdução

As modificações ambientais provocadas por barramentos de rios promovem alterações na composição e abundância das comunidades de peixes, determinando mudanças nas suas interações bióticas, sobretudo de natureza trófica, uma vez que, em ambientes represados, as alterações na ictiofauna estão relacionadas principalmente à disponibilidade de alimentos e às

características de plasticidade adaptativa das espécies pré-existentes no rio. Estas espécies respondem de maneira distinta às novas condições de represamento (Hahn *et al.*, 1997; Júlio *et al.*, 1997; Agostinho *et al.*, 1999), de forma que o estabelecimento de uma nova estrutura trófica logo após o represamento é considerado crucial para o processo de colonização do reservatório (Agostinho *et al.*, 1999).

Guildas ou grupos tróficos são formalmente definidos como grupos de espécies que exploram o mesmo tipo de recurso (Blondel, 2003). O reconhecimento de grupos tróficos de peixes, como as guildas, e a sua relação com o tipo de alimento predominantemente consumido, permitem inferir acerca de sua estrutura, grau de importância dos diferentes níveis tróficos, interrelações entre seus componentes, bem como, sobre o habitat e aspectos comportamentais das espécies que os compõem. Esse conhecimento é importante na definição de estratégias para o manejo sustentável dos ecossistemas e para o entendimento dos mecanismos que permitem a coexistência das espécies dentro da comunidade, visando a preservação, recomposição e manutenção da ictiofauna, bem como a sua utilização na pesca (Agostinho *et al.*, 1997; Gaspar da Luz *et al.*, 2001; Hahn e Delariva, 2003; Mérona *et al.*, 2005; Albrecht, 2005).

A maioria dos estudos relacionados à estrutura trófica de peixes de reservatórios foi realizada somente após o ambiente ter sido alterado, tornando assim, difícil e limitada as informações e interpretações sobre os impactos de natureza trófica nos peixes, gerados pelo represamento (Fiévet *et al.*, 2001). Entretanto, quando estes estudos são realizados desde a fase pré-represamento, os mesmos constituem um modelo interessante para o entendimento dos ajustes das comunidades de peixes frente às mudanças provocadas pelo represamento. Permite ainda, mostrar como as populações fluviais preexistentes dos rios formadores alteram-se e colonizam o novo ecossistema represado (Welcomme 1985; Fernando e Hölcik 1991; Lowe-McConnell, 1999; Hahn e Segatti, 2007).

O reservatório da usina hidrelétrica Coaracy Nunes, no estado do Amapá, no norte do Brasil foi o primeiro a ser construído na Amazônia brasileira com fins de produção de energia elétrica, tendo suas obras iniciadas há mais de quarenta anos, com o seu estabelecimento no início da década dos anos de 1970 (Eletronorte, 1997). Na época de implantação desta usina hidrelétrica, não haviam exigências legais de estudos de impacto ambiental que pudessem balizar a implantação, menos impactante, deste tipo de empreendimento, incluindo-se nesses estudos, o conhecimento da ictiofauna da área de implantação.

O desconhecimento científico da ictiofauna da área de estudo desta pesquisa perdurou até o ano de 2008, com o início do presente trabalho, no qual buscou-se identificar e quantificar a composição, abundância e os padrões ecológicos de diversidade das guildas tróficas das assembleias de peixes das áreas de influência direta do reservatório da UHE Coaracy Nunes, contribuindo para o entendimento da ictiofauna desta área, com informações que possam subsidiar um planejamento sustentável para manutenção da sua diversidade, dos seus estoques para a pesca e para poder inferir sobre os efeitos que este tipo de empreendimento causa, a longo prazo, aos peixes.

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado na região média do rio Araguari, especificamente na área de influência direta da UHE Coaracy Nunes, ou seja, no seu reservatório e suas áreas à montante e jusante. O rio Araguari é o principal rio do estado do Amapá, com extensão e área de drenagem aproximadas de 498 km e de 38.000 km², respectivamente. Este rio nasce na serra do Tumucumaque e deságua no Oceano Atlântico, mas tem forte influência do rio Amazonas (IBGE, 2010). O reservatório da UHE Coaracy Nunes está localizado entre os municípios de Ferreira Gomes e Porto Grande no estado do Amapá, distando 200 km do oceano Atlântico. As características do reservatório são: área de drenagem de 23,5 km²; vazão média de 976 m³.s⁻¹; profundidade média de 15 metros; e volume total de 138 Hm³.

O clima da região é do tipo Equatorial (super úmido de acordo com a classificação de Köppen), com uma estação chuvosa nos primeiros meses do ano, caracterizada por fortes descargas pluviais (média anual de 1.500 mm a 3.500 mm) e, outra seca, no segundo semestre com baixa pluviosidade e temperatura anual média de 27 °C com amplitudes de 20°C a 36°C (Ibge, 2010). A série histórica da variação do nível hidrométrico (cota da água) do rio Araguari indica que o período de cheia é de janeiro a junho, e o período de seca de julho a dezembro (Ana, 2011). A vegetação da região é caracterizada por elementos de floresta tropical úmida, de cerrado e várzea (Ibge, 2010).

Para este trabalho a área foi dividida em quatro setores (Fig. 1), a saber: 1-Área Jusante (JUS): localizada à jusante da UHE Coaracy Nunes, apresenta características lólicas com dinâmica hidrológica influenciada pela manipulação das comportas do reservatório e pelas águas vertidas através das turbinas da UHE, apresentando alguns locais com remansos de menor correnteza; 2-Área Reservatório (RES): corresponde ao corpo do reservatório

propriamente dito, com características intermediárias, consideradas semi-lóticas; 3-Área Lacustre (LAC): região adjacente à área Reservatório, apresentando características muito lânticas; e 4- Área Montante (MON): área acima do reservatório, que apresenta características lóticas. Situações de desmatamento e extração de seixo no leito do rio são evidentes à montante. Na porção posterior e média do reservatório há residências e áreas desmatadas. As áreas Lacustre, Jusante e parte da área Reservatório ocorre uma vegetação ripária.

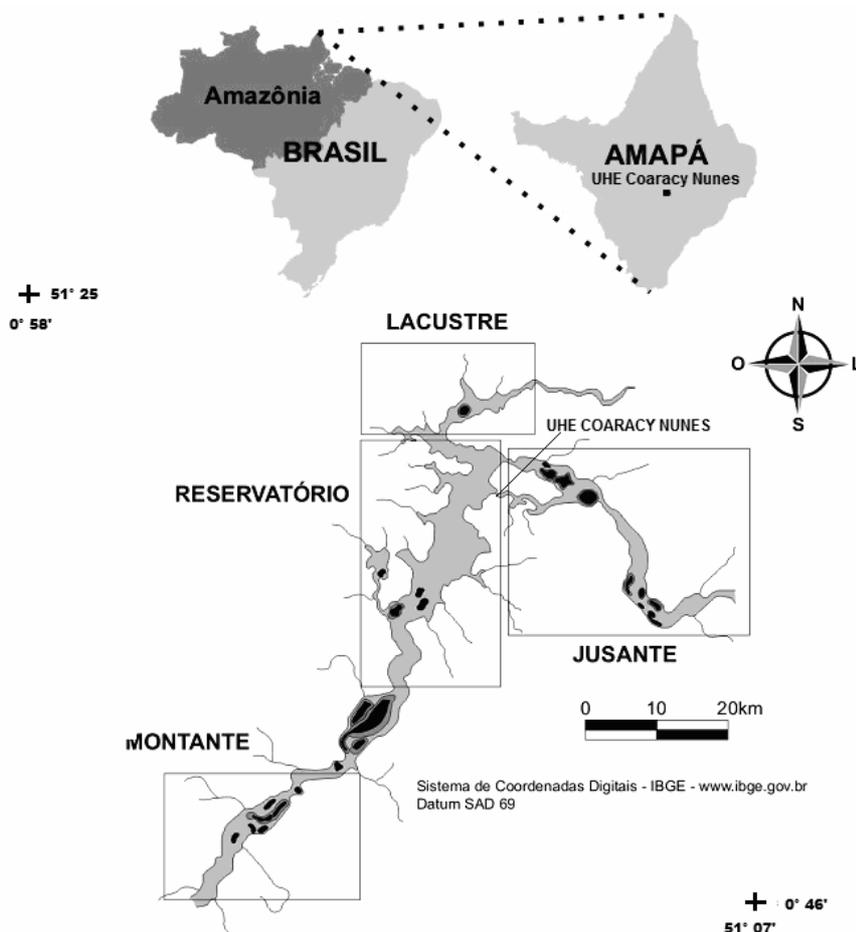


Figura 1. Área de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá e subdivisão em setores (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).

Delineamento amostral

As amostragens foram realizadas em oito campanhas bimestrais, de maio de 2009 a julho de 2010, sendo quatro (4) no período de cheia e quatro no período de seca. Em cada área foram demarcados sete pontos com características de remanso onde foram realizadas amostras padronizadas com sete baterias de oito redes cada, com malhas variando de 1,5 a 10,0 cm entre nós adjacentes. Os tamanhos das redes foram mantidos constantes, com comprimento de 10 a 40 m e 1,5 a 5,0 m de altura, totalizando uma área de 525 m² de redes expostas por 17 horas (das 16:00 as 9:00 horas do dia seguinte).

Os exemplares capturados foram identificados, mensurados no seu comprimento total (mm), pesados (g) e fotografados. Três indivíduos de cada espécie, quando possível, foram fixados em formaldeído (10%) e transportados ao Laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) para testemunho. A identificação dos peixes foi realizada com auxílio do especialista Dr. Michel Jegú (Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia-IMPA).

Classificação trófica

A classificação trófica de cada espécie foi determinada a partir do levantamento bibliográfico da categoria trófica das espécies, realizada através de artigos científicos, teses, dissertações e no site Fishbase. As espécies foram agrupadas em cinco categorias tróficas maiores: piscívora, carnívora, onívora, detritívora e herbívora (Lowe-McConnell, 1987; Hahn *et al.*, 1997, 1998; Mérona, *et al.*, 2003; Isaac-Nauhm *et al.*, 2008; Fishbase, 2011).

Considerou-se as guildas tróficas conforme a seguir: i) guilda piscívora: constituída por espécies com uma dieta especializada em peixes inteiros ou em partes e demais tecidos ícticos; ii) guilda onívora: constituída por espécies sem uma dieta particularmente especializada, mas com itens alimentares co-dominantes de origem animal e vegetal, com manifesta tendência alimentar preferencial em relação à disponibilidade do recurso alimentar.; iii) guilda carnívora: constituída por espécies que se alimentam de recursos de origem animal, no todo ou em partes, excetuando-se peixes, incluindo vertebrados, artrópodos (insetos, crustáceos, etc) e outros invertebrados, como moluscos, anelídeos, etc; iv) guilda detritívora: considerados os peixes com dieta constituída de sedimento ou lodo, detritos, matéria orgânica indiferenciada ou em decomposição; v) guilda herbívora: considerou-se aquela constituída por espécies que se alimentam principalmente de vegetais superiores, mas também de algas associadas ao fundo e fitoplâncton .

Para cada guilda trófica, considerando a área e período, foram estimados os índices ecológicos de riqueza (número total de espécies), diversidade de Shannon (H' em Log_2) (Magurram, 2004) e equitabilidade (Pielou,1977), bem como a abundância e biomassa relativas, estimadas pelas capturas por unidade de esforço em número (CPUE_n) e em peso (CPUE_b), através das equações: $CPUE = (C/E) * 100$, onde C = número ou peso total de indivíduos capturados, E= esforço utilizado (m^2 de rede x hora de pesca), que neste trabalho foi padronizado em $525 \text{ m}^2 \times 17 \text{ h}$.

Para verificar as diferenças espaço-temporais da abundância (CPUE_n) e biomassa relativas (CPUE_b), assim como da riqueza, diversidade e equitabilidade de cada guilda entre as áreas e entre as guildas da mesma área, foram realizadas análises de variância bifatorial (ANOVA) com teste posterior de Tukey com $\alpha=0,05$ ou teste de Student. A normalidade dos dados foram verificadas pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk, assim como a homocedasticidade das variâncias pelos testes de Levene e Bartlett. Transformações matemáticas (raiz quarta e logarítmica) foram utilizadas para parametrização de alguns dados. Para os dados que não atenderam aos pressupostos paramétricos, foram utilizados testes de Kruskal-Wallis e Dunn (Conover, 1990; Sokal e Rohlf, 1995).

Resultados

O resultado do conjunto de técnicas de captura aplicadas neste estudo registrou 1.977 peixes, distribuídos em 2 classes, 9 ordens, 23 famílias, 73 gêneros e 108 espécies. As espécies mais representativas na captura total, considerando todas as áreas juntas, foram *Ageneiosus ucayalensis* (14,39%), *Hemiodus unimaculatus* (12,95 %) e *Serrasalmus gibbus* com (10,60%). Para as áreas individualizadas, a composição da ictiofauna foi de 106 espécies para área Jusante, 42 para área Reservatório, 34 para a área Lacustre e 33 para a área Montante.

Considerando todas as áreas juntas, a guilda piscívora foi a que apresentou maior número de espécies (38 spp) e maior abundância (940 indivíduos), seguida da guilda onívora com 32 espécies e 663 indivíduos, guilda detritívora, com 21 espécies e 270 indivíduos, guilda carnívora com 11 espécies e 66 indivíduos e guilda herbívora com 9 espécies e 37 indivíduos. A guilda herbívora, apesar de pouco abundante, revelou que estava composta de indivíduos de médio e grande porte.

A contribuição das espécies em termos percentuais de abundância e biomassa totais para cada guilda trófica considerando todas as técnicas de coleta e áreas juntas estão representadas na Figura 2. Em termos de abundância, a maior contribuição foi dos piscívoros, seguido dos onívoros, detritívoros, carnívoros e herbívoros. Considerando a biomassa, as guildas piscívora e carnívora apresentaram o maior e menor percentuais, respectivamente.

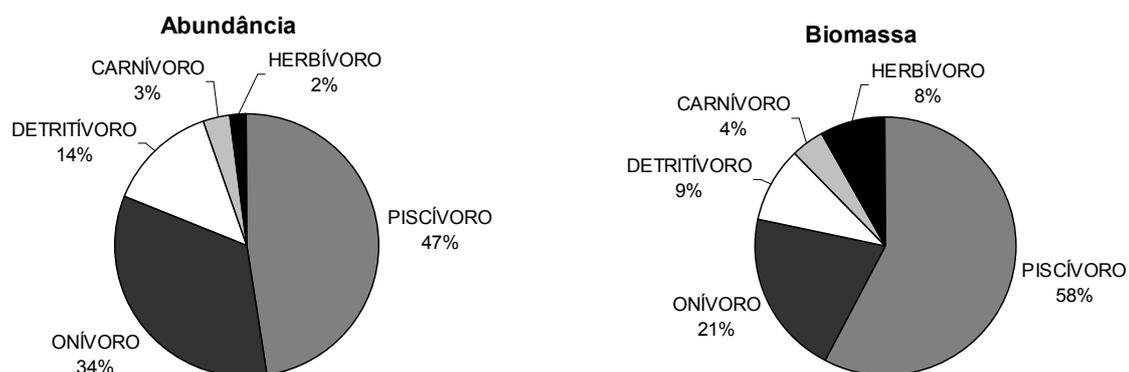


Figura 2. Percentual total em abundância e biomassa das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

Em termos de abundância, as guildas piscívora e onívora foram as mais expressivas em todas as áreas (Tabela 1 e Figura 3). Opostamente, as guildas herbívora e carnívora apresentaram as menores abundâncias, estando a guilda detritívora em um nível intermediário. A guilda herbívora da área Jusante foi superior em percentuais de abundância em relação às guildas herbívoras das demais áreas.

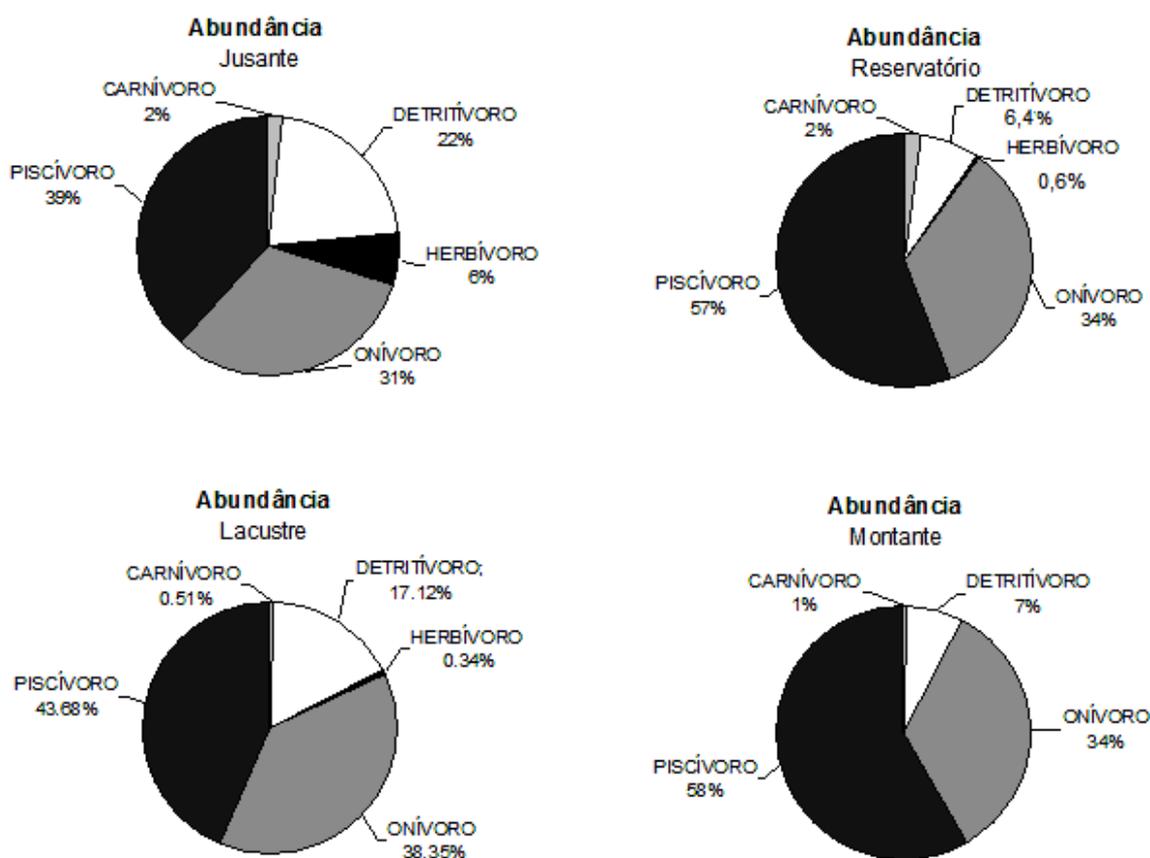


Figura 3. Percentual da abundância das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

Os percentuais de biomassa da guilda piscívora foi o mais expressivo, seguidos da guilda onívora. A guilda herbívora apresentou significativa biomassa na área Jusante, mas

também na área Reservatório. A guilda detritívora da área Lacustre foi especialmente superior às das demais áreas. A guilda carnívora foi a menor em termos de biomassa em todas as áreas onde ocorreu, com maiores percentuais entre áreas ocorrendo na área Jusante (Figura 4 e Tabela 1)

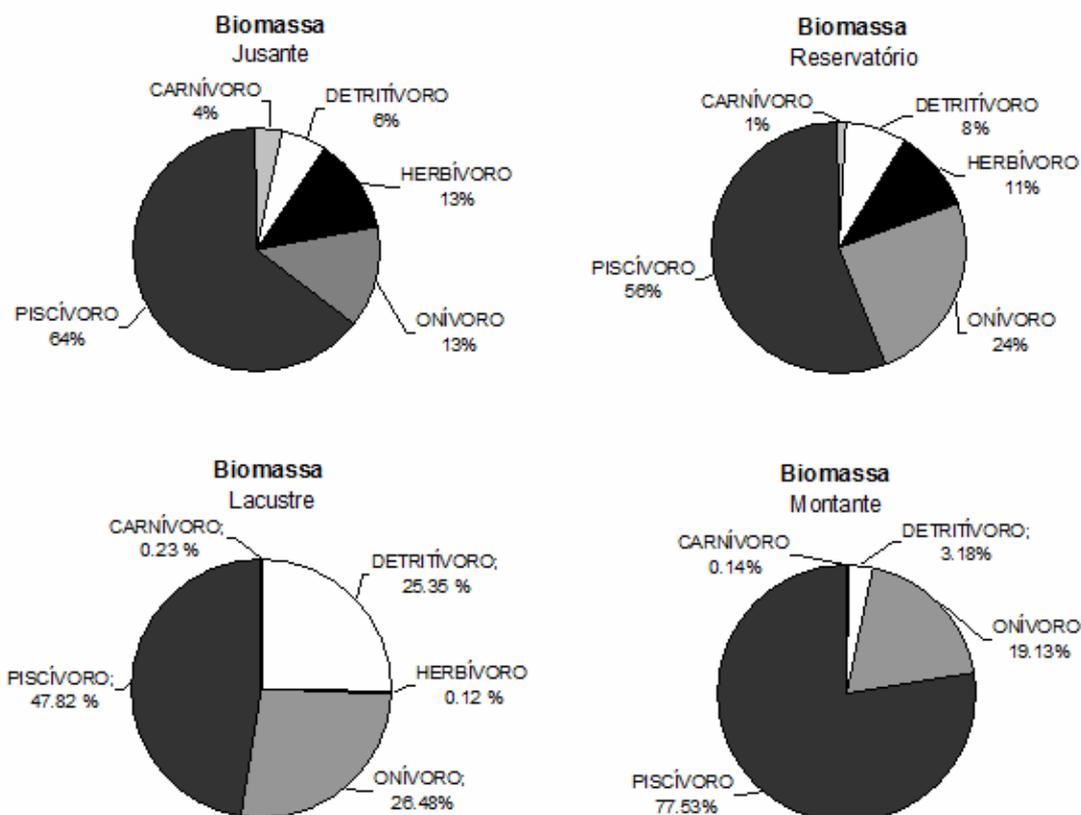


Figura 4. Percentual da biomassa das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

A estrutura trófica das assembléias de cada área, verificadas através da captura por unidade de esforço em número (CPUEn) mostram um padrão de abundância semelhante de guildas para todas as áreas, mas com variações em sua composição específica, sendo a guilda piscívora a mais expressiva, seguida da onívora, detritívora, herbívora e carnívora.

Na área Jusante as espécies mais representativas em termos de abundância por guilda trófica foram *Ageneiosus ucayalensis*, *Boulengerella cuvieri* e *Serrasalmus gibbus* para a guilda piscívora; *Osteoglossum bicirrossum* e *Parauchenipterus* sp. para a guilda carnívora; *Hemiodus unimaculatus*, *Leporinus af. parae* e *Geophagus proximus* para guilda onívora; *Tometes trilobatus* e *Metynnis lippincottianus* para a guilda herbívora; e, *Harttia duriventris*, *Hypostomus plecostomus*, *Pseudacanthicus spinosus*, *Peckoltia oligospila* e *Psectrogaster aff falcata* para guilda detritívora.

Para a assembléia da área Reservatório as espécies de maior expressividade em abundância foram *Ageneiosus ucayalensis*, *Serrasalmus gibbus*, *Acestrorhynchus falcatus*,

Pimelodus ornatus e *Hoplias aimara* para a guilda piscívora; *Parauchenipterus galeatus*, para a guilda carnívora; *Hemiodus unimaculatus*, *Geophagus proximus* e *Triportheus auritus* para guilda onívora; *Tometes trilobatus* e *Metynnis lippincottianus* para a guilda herbívora; e, *Curimata inornata* e *Psectrogaster* af. *falcata* para guilda detritívora.

Na assembléia da área Lacustre a maior representatividade em termos numéricos por espécie para cada guilda foram: *Serrasalmus gibbus*, *Acestrorhynchus falcirostris*, *Pimelodus ornatus*, *Ageneiosus ucayalensis* para a guilda piscívora; *Hypophthalmus marginatus* para a guilda carnívora; *Hemiodus unimaculatus*, *Charax gibbosus* e *Geophagus proximus* para guilda onívora; *Metynnis lippincottianus* para guilda herbívora; e, *Curimata inornata* e *Psectrogaster* aff *falcata* para guilda detritívora.

Na área Montante, as espécies mais expressivas numericamente por guilda trófica foram: *Ageneiosus ucayalensis*, *Serrasalmus gibbus* e *Serrasalmus rhombeus* para guilda piscívora; *Parauchenipterus galeatus* para a guilda *Parauchenipterus galeatus* da carnívora; *Hemiodus unimaculatus*, *Leptodoras* sp. e *Triportheus angulatus* para guilda onívora; e, *Psectrogaster* aff *falcata*, *Hypostomus plecostomus* e *Curimata inornata* para guilda detritívora. Herbívoros não foram registrados nesta área.

Na área Jusante houve diferenças nas abundâncias das guildas. As maiores abundâncias foram para os piscívoros, onívoros e detritívoros, e as menores para os carnívoros, estando os herbívoros em nível intermediário de abundância relativa (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 30,38951$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Reservatório, as abundâncias das guildas foram diferentes. As maiores abundância foram das guildas piscívora e onívora, e as menores das guildas carnívora, herbívora e detritívora (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 33,93755$ $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Lacustre, a abundância entre as guildas foram diferentes, sendo a maior abundância para a guilda piscívora e onívora, e menor para as guildas carnívora e herbívora (Kruskal-Wallis; $H(4, N=40) = 32,99595$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Montante, houve diferenças da abundância entre as guildas, sendo as maiores abundância para os piscívoros e onívoros, e a menor para os carnívoros e detritívoros. Herbívoros não ocorreram nesta área (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 32,88483$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). De forma geral, não houve diferenças significativas sazonais das guildas de todas as áreas ($U: p > 0,05$) (Figura 5; Tabela 1).

Tabela 1. Percentual da Abundância e Biomassa totais das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

Guilda	N	ABUNDANCIA					BIOMASSA				
		Total	Média	Desv.Pad	Min	Max	Total	Média	Desv.Pad	Min	Max
Jusante											
Carnívora	8	9,00	1,13	1,89	0,00	5,00	6044,00	755,50	1593,222	0,00	4599,00
Detritívora	8	95,00	11,88	4,88	5,00	21,00	9146,00	1143,25	541,025	312,00	1936,00
Herbívoras	8	28,00	3,50	1,60	2,00	6,00	21045,00	2630,63	1658,746	354,00	5330,00
Onívora	8	138,00	17,25	10,75	9,00	42,00	21652,60	2706,58	1827,701	816,00	5614,00
Piscívora	8	170,00	21,25	7,67	11,00	32,00	105250,00	13156,25	6902,871	3511,00	20960,00
Reservatório											
Carnívora	8	13,00	1,63	2,07	0,00	5,00	815,00	101,875	128,203	0,00	318,00
Detritívora	8	46,00	5,75	2,87	2,00	9,00	6427,00	803,375	530,909	224,00	1728,00
Herbívoras	8	3,00	0,38	0,74	0,00	2,00	8443,00	1055,375	2982,628	0,00	8437,00
Onívora	8	210,00	26,25	14,96	9,00	54,00	19460,00	2432,500	1490,769	756,00	5108,00
Piscívora	8	343,00	42,88	11,49	22,00	61,00	45141,00	5642,625	2568,072	3660,000	11702,00
Lacustre											
Carnívora	8	3,00	0,38	0,74	0,00	2,00	125	15,625	29,37	0,00	72,00
Detritívora	8	100,00	12,50	8,93	4,00	32,00	13313	1664,125	1006,26	546,00	3586,00
Herbívoras	8	2,00	0,25	0,46	0,00	1,00	64	8,000	15,75	0,00	42,00
Onívora	8	224,00	28,00	18,88	14,00	71,00	13898	1737,250	1350,54	894,00	4416,00
Piscívora	8	255,00	31,88	19,36	12,00	72,00	25114	3139,250	2376,23	1050,00	6348,00
Montante											
Carnívora	8	1,00	0,13	0,35	0,00	1,00	56	7,000	19,79	0,00	56,00
Detritívora	8	13,00	1,63	1,51	0,00	4,00	1220	152,500	155,25	0,00	388,00
Herbívoras	8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,000	0,00	0,00	0,00
Onívora	8	61,00	7,63	5,01	2,00	18,00	7335	916,875	687,14	218,00	1850,00
Piscívora	8	105,00	13,13	5,28	7,00	21,00	29721	3715,125	2313,99	1009,00	8446,00

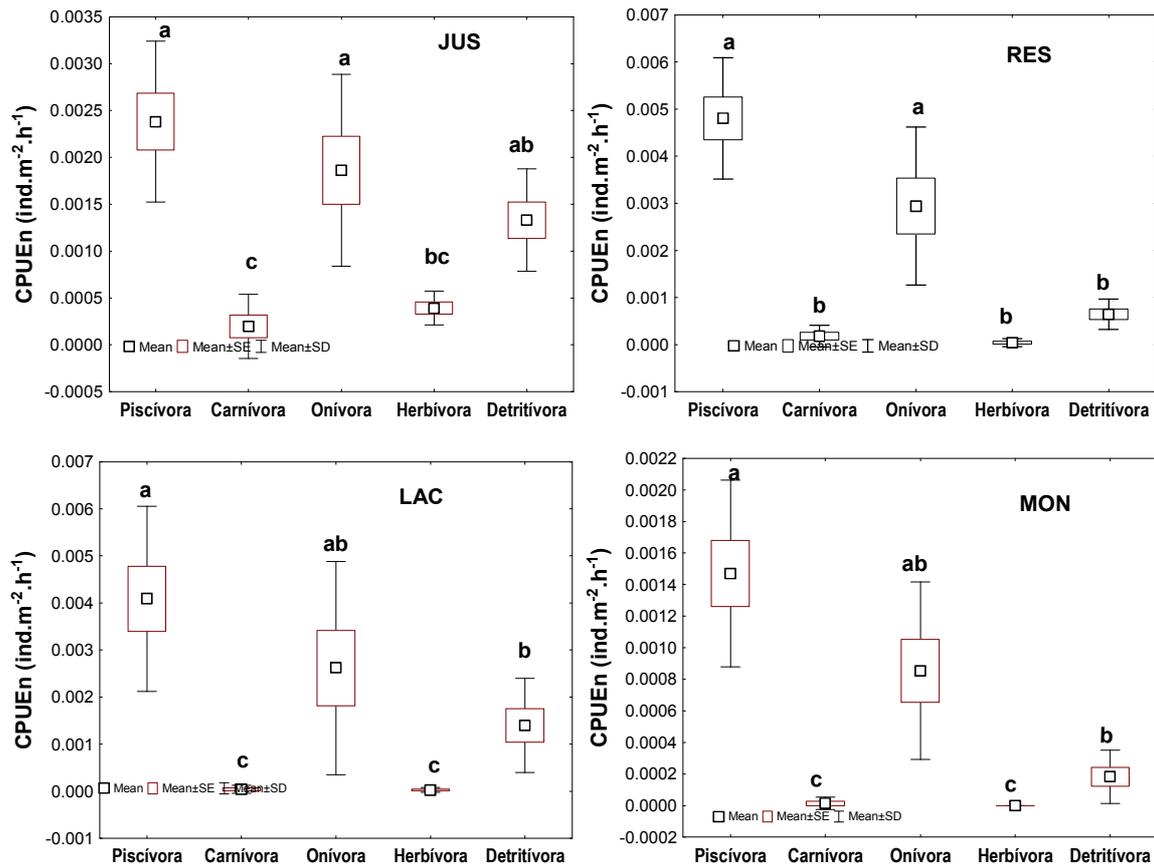


Figura 5. Variação da Abundância relativa (CPUEn) das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP. (letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes=diferenças significativas).

Entre as áreas, a guilda piscívora apresentou abundância relativa significativamente diferente. As maiores abundâncias desta guilda estavam nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, e a menor, na área Montante (ANOVA: $F(3;28) = 9,0058$; $p = 0,0002$; Tukey: $p < 0,05$). A guilda onívora apresentou diferenças significativas, estando as maiores abundâncias relativas nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, e a menor abundância na área Montante (KW-H(3;32) = 14,9969; $p = 0,0018$; $R: p < 0,05$). Para a guilda carnívora, não houve diferenças da abundância relativa entre as assembleias das áreas. Entre as áreas, a guilda detritívora apresentou diferenças significativas nas abundâncias relativas. As maiores abundâncias estavam nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, a menor na área Montante (ANOVA: $F(3;28) = 7,5722$; $p = 0,0007$; Tukey: $p < 0,05$). A abundância relativa da guilda herbívora entre as áreas foi significativamente diferente. A maior abundância desta guilda estava na área Jusante, e as menores nas áreas Lacustre e Reservatório, não ocorrendo indivíduos herbívoros nas amostras da área Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N = 32) = 23,23397$; $p = 0,0000$; $R < 0,05$). Em todas as situações não houve diferenças sazonais significativas ($p > 0,05$) (Figura 5; Tabela 2).

Tabela 2. Percentual da abundância (CPUE_n) e biomassa (CPUE_p) relativas das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

Guilda	CPUE _n						CPUE _p					
	N	Total	Média	Desv.Pad	Min	Max	N	Total	Média	Desv.Pad	Min	Max
Jusante												
Carnívora	8	0.001	0.0001	0.0002	0.0000	0.0006	8	0.706	0.088	0.191	0.000	0.553
Detritívora	8	0.011	0.001	0.0005	0.0006	0.0024	8	1.025	0.128	0.061	0.035	0.217
Herbívoras	8	0.003	0.0004	0.0002	0.0002	0.0007	8	2.354	0.294	0.185	0.040	0.597
Onívora	8	0.015	0.002	0.0012	0.0010	0.0047	8	2.354	0.294	0.203	0.091	0.629
Piscívora	8	0.019	0.002	0.0009	0.0012	0.0036	8	11.615	1.452	0.758	0.405	2.259
Reservatório												
Carnívora	8	0.0015	0.0002	0.0002	0.0000	0.0006	8	0.091	0.011	0.014	0.000	0.036
Detritívora	8	0.0052	0.0006	0.0003	0.0002	0.0010	8	0.720	0.090	0.059	0.025	0.194
Herbívoras	8	0.0003	0.00004	0.0001	0.0000	0.0002	8	0.946	0.118	0.334	0.000	0.945
Onívora	8	0.0235	0.003	0.0017	0.0010	0.0061	8	2.180	0.273	0.167	0.085	0.572
Piscívora	8	0.0384	0.005	0.0013	0.0025	0.0068	8	4.946	0.618	0.293	0.410	1.311
Lacustre												
Carnívora	8	0.0003	0.000042	0.00008	0.0000	0.0002	8	0.014	0.002	0.003	0.000	0.008
Detritívora	8	0.0112	0.001401	0.00100	0.0004	0.0036	8	1.489	0.186	0.113	0.061	0.402
Herbívoras	8	0.0002	0.000028	0.00005	0.0000	0.0001	8	0.007	0.001	0.002	0.000	0.005
Onívora	8	0.0251	0.003137	0.00212	0.0016	0.0080	8	1.557	0.195	0.151	0.100	0.495
Piscívora	8	0.0286	0.003571	0.00217	0.0013	0.0081	8	2.814	0.352	0.266	0.118	0.711
Montante												
Carnívora	8	0.0001	0.000014	0.00004	0.0000	0.0001	8	0.006	0.001	0.002	0.000	0.006
Detritívora	8	0.0015	0.000182	0.00017	0.0000	0.0004	8	0.137	0.017	0.017	0.000	0.043
Herbívoras	8	0.0000	0.000000	0.00000	0.0000	0.0000	8	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Onívora	8	0.0068	0.000854	0.00056	0.0002	0.0020	8	0.822	0.103	0.077	0.024	0.207
Piscívora	8	0.0118	0.001471	0.00059	0.0008	0.0024	8	3.330	0.416	0.259	0.113	0.946

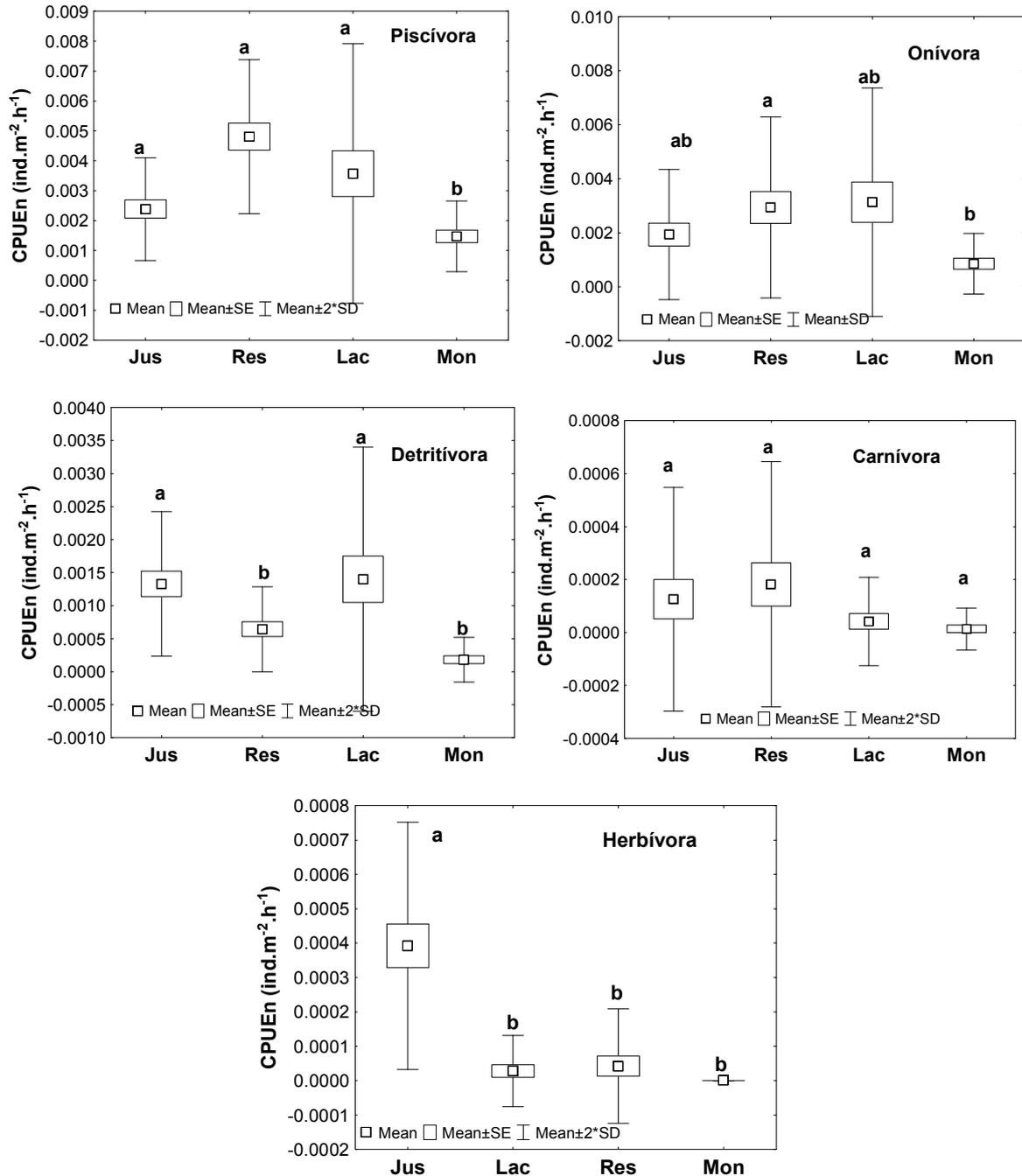


Figura 6. Variação da Abundância relativa (CPUEn) de guildas entre as áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP. (letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes=diferenças significativas).

Na composição das diferentes guildas, em termos de biomassa relativa, por área, destacam-se: a) Área Jusante: *Hoplias macrophthalmus*, *Boulengerella cuvieri* e *Brachyplatystoma filamentosum* na guilda piscívora; *Osteoglossum bicirrossum*, *Piaractus brachypomus*, *Hemiodus unimaculatus* e *Myleus rhomboidalis* na guilda onívora; *Hypostomus plecostomus*, *Pseudacanthicus spinosus* e *Curimata* sp. na guilda detritívora; e, *Tometes trilobatus* na guilda herbívora. b) Área Reservatório: *Ageneiosus ucayalensis* e *Hoplias*

macrophthalmus na guilda piscívora; *Hemiodus unimaculatus*, *Colossoma macropomum* e *Geophagus proximus* na guilda onívora; *Curimata inornata* e *Psectrogaster aff. falcata* na guilda detritívora; e, *Tometes trilobatus* na guilda herbívora.c) Área Lacustre: *Pimelodus ornatus*, *Hoplias Aimara*, *Boulengerella cuvieri* e *Acestrorhynchus falcistrostris* na guilda piscívora; *Hemiodus unimaculatus* e *Geophagus proximus* na guilda onívora; *Curimata inornata* e *Psectrogaster af. falcata* na guilda detritívora; e, *Metynnis lippincottianus* na guilda herbívora; e, d) Área Montante: *Electrophorus electricus*, *Ageneiosus ucayalensis* e *Serrasalmus rhombeus* na guilda piscívora; *Myleus rhomboidalis* na guilda onívora; *Psectrogaster aff falcata* e *Hypostomus plecostomus* na guilda detritívora, não havendo ocorrência de herbívoros nesta área.

A estrutura trófica em biomassa relativa demonstra predominância da guilda de piscívoros na maioria das áreas, exceto na área Lacustre. Porém, a guilda onívora também mostrou-se bem representada, sendo a guilda carnívora a que apresentou menores biomassas relativas nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre. A guilda herbívora não teve representantes na área montante.

Na área Jusante, a biomassa relativa apresentou diferenças significativas. As maiores biomassas foram da guildas piscívora, onívora e herbívora. A guilda com menor biomassa foi a carnívora, estando a guilda detritívora com biomassa intermediária (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 22,66508$; $p = 0,0001$; $R:p < 0,05$). Na área Reservatório, também houve diferenças da biomassa relativa entre as guildas. Nesta área a guilda piscívora foi a que apresentou a maior biomassa relativa e as demais guildas, as menores biomassas (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 33,8634$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Lacustre houve diferenças significativas da biomassa relativa, sendo as maiores biomassas para as guildas piscívora, onívora e detritívora e, a menor para os carnívoros (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 30,94847$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Montante houve diferenças da biomassa relativa entre as guildas. Nesta área a maior biomassa relativa foi para as guildas piscívora e onívora e, a menor, para a guilda carnívora, ficando a guilda detritívora intermediária em termos de biomassa. Não ocorreram indivíduos da guilda herbívora nas amostras desta área (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 33,67729$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Diferenças sazonais das biomassas relativas das guildas de todas as áreas não foram evidenciadas ($p > 0,05$) (Figura 7; Tabela 2).

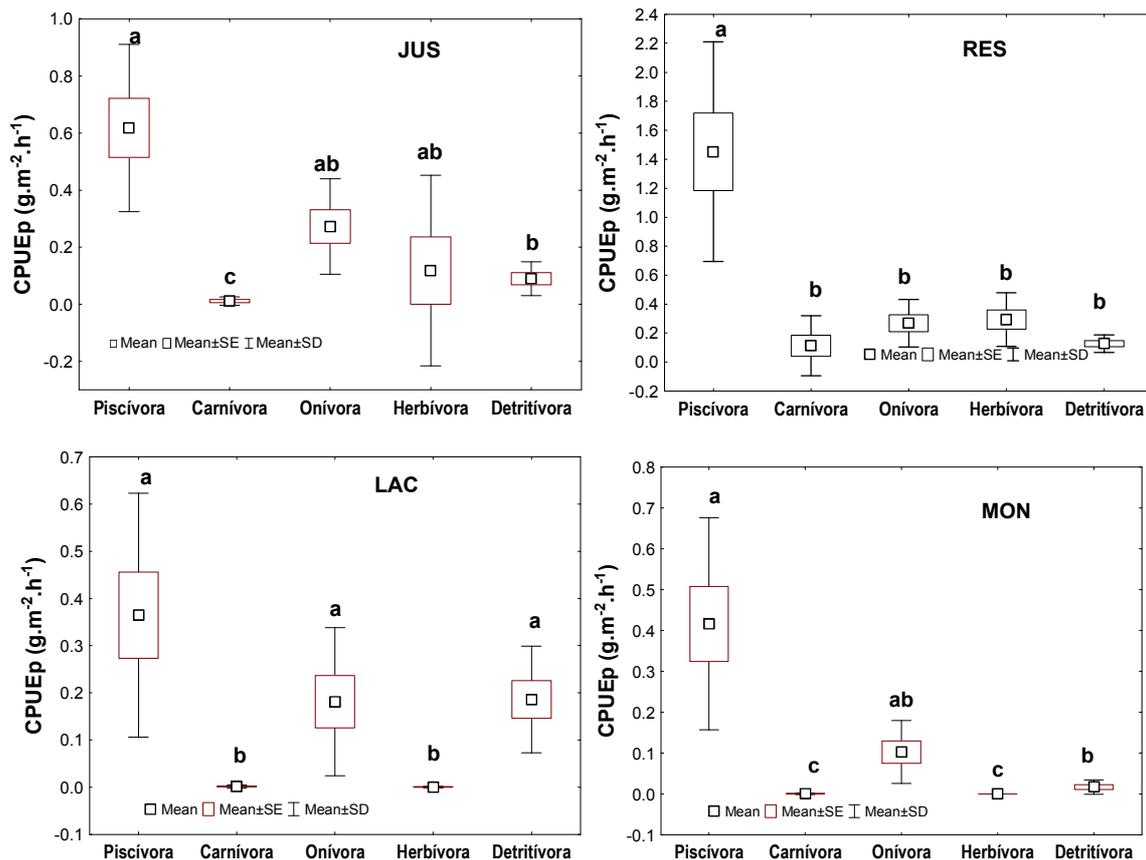


Figura 7. Variação da Biomassa de espécies das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP. (letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes= diferenças significativas).

A guilda piscívora apresentou biomassa relativa significativamente diferente entre as áreas. As maiores abundâncias desta guilda estavam nas áreas Jusante e Reservatório, e a menor nas áreas Lacustre e Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32) = 12,19602$; $p = 0,0067$; $R: p < 0,05$). As guilda onívora (ANOVA: $F(3;28) = 2,4614$; $p = 0,0833$) e carnívora (KW-H $(3;32) = 3,835$; $p = 0,2798$) não apresentaram diferenças significativas das abundâncias relativas entre as áreas. Entre as áreas, a guilda detritívora apresentou diferenças significativas nas biomassas relativas. As maiores biomassas estavam nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, a menor na área Montante (KW-H $(3;32) = 18,1409$; $p = 0,0004$; $R: p < 0,05$). A abundância relativa da guilda herbívora entre as áreas apresentou diferenças, estando a maior abundância na área Jusante e, as menores nas áreas Reservatório e Lacustre, não ocorrendo indivíduos desta guilda nas amostras da área Montante (Kruskal-Wallis: $H(2;24) = 13,52135$ $p = 0,0012$; $R < 0,05$). Em todas as situações não houve diferenças sazonais significativas ($p > 0,05$) (Figura 8; Tabela 2).

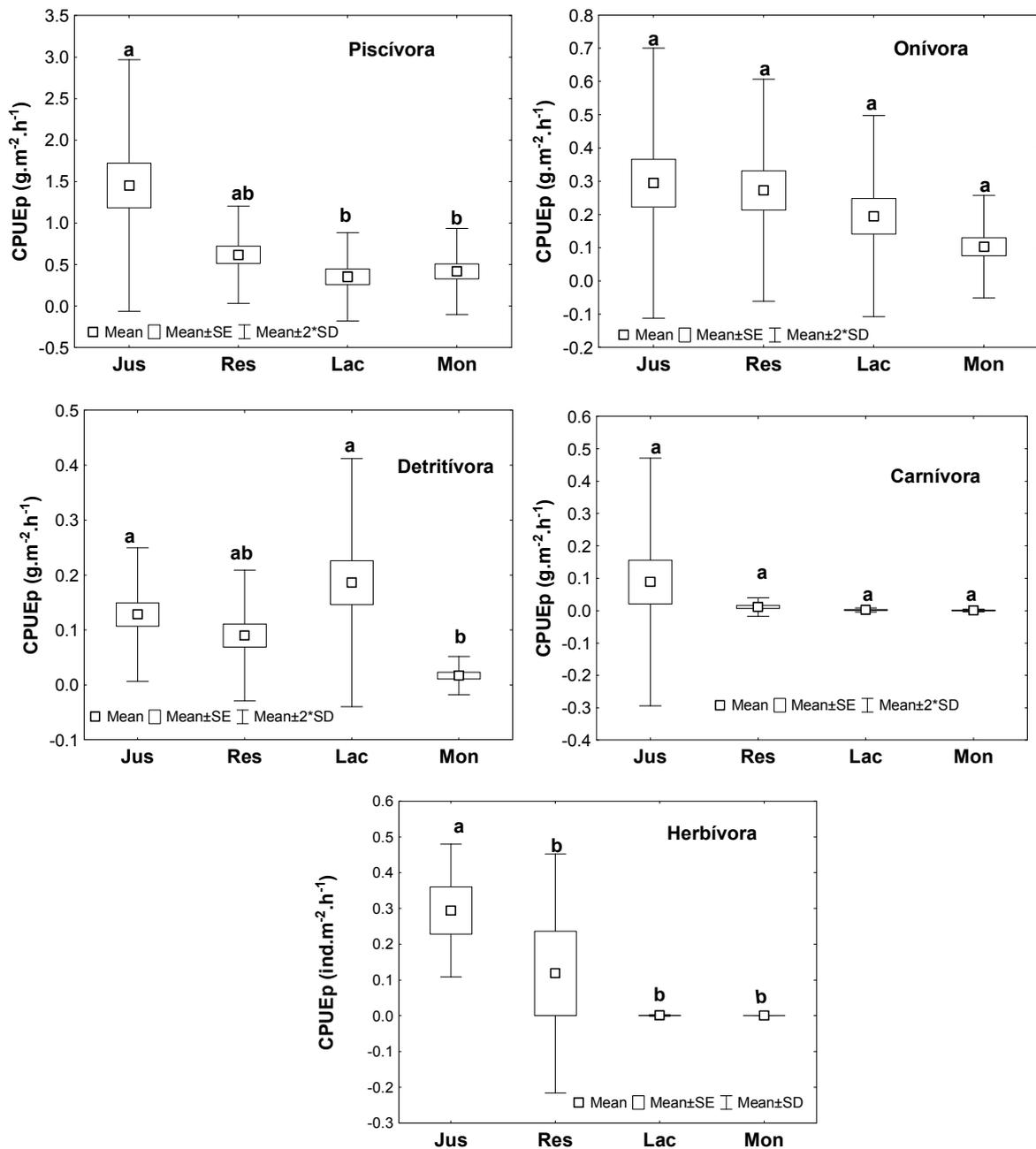


Figura 8. Variação da Biomassa relativa (CPUEp) de guildas entre as áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP. (letras iguais=diferenças não significativas; letras diferentes=diferenças significativas).

Índices ecológicos das guildas tróficas

Os valores da riqueza de cada guilda das assembléias de cada área demonstraram que, em termos gerais, os piscívoros foram os peixes de maior destaque, seguidos dos onívoros, detritívoros e herbívoros. Diferenças significativas da riqueza entre as guildas foram detectadas. Para a maioria das áreas, exceto Montante, as maiores riquezas foram das guildas piscívora, onívora e detritívora, e as menores, das guildas herbívora e carnívora (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 31.62971$; $p = 0.0000$; $R: p < 0,05$), (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 34,99958$; $p = 0,0000$; $R: p < 0,05$), (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 34,27510$; $p = 0,0000$; $R: p < 0,05$). Na área Montante

também houve diferença entre a riqueza das guildas, sendo que as maiores riquezas foram para as guildas piscívora e onívora e as menores para as guildas carnívora e detritívora, não ocorrendo indivíduos da guilda herbívora nas amostras desta área (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 33,67080$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Em nenhuma área ocorreu diferenças sazonais significativas entre as guildas ($U: p < 0,05$) (Tabela 3; Figura 8; Tabela 11).

Em todas as áreas, a diversidade das guildas (H') em cada assembléia apresentou diferenças significativas. Na área Jusante, a maior diversidade (H') foi da guilda piscívora, e as menores das guildas herbívora e carnívora, estando as guildas onívora e detritívora com diversidade intermediária (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 32,08980$; $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Reservatório, as maiores diversidades estavam nas guildas piscívora, onívora e detritívora e, as menores diversidades estavam nas guildas carnívora e herbívora (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 34,26937$ $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Lacustre, as maiores diversidades estavam nas guildas piscívora, onívora e detritívora e, as menores, nas guildas carnívora e herbívora (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 34,08966$ $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$). Na área Montante, as maiores diversidades estavam nas guildas piscívora, onívora e detritívora e menor na guilda carnívora. Nesta área não houve ocorrência de indivíduos da guilda herbívora (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 31,87765$ $p = 0,0000$; $R:p < 0,05$) (Tabela 3; Figura 6; Tabela 11).

Nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, a equitabilidade entre as guildas não apresentou diferenças significativas. No entanto, na área Montante a equitabilidade entre as guildas foi diferente, sendo que a maiores equitabilidades estavam nas guildas piscívora e onívora e a menor, na guilda carnívora, estando a guilda detritívora com equitabilidade intermediária (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 23,56269$ $p = 0,0001$; $R:p < 0,05$) (Tabela 3; Figura 7; Tabela 11).

Na área Jusante a dominância (D) apresentou diferenças entre as guildas. A maior dominância estava nas guildas piscívora, onívora, carnívora e detritívora, e a menor, na guilda herbívora (Kruskal-Wallis: $H(4, N=40) = 18,60767$ $p = 0,0009$; $R:p < 0,05$) (Tabela 3; Figura 8; Tabela 11).

Tabela 3. Riqueza (S), Dominância (D), Shannon (H'), Equitabilidade (J) das guildas alimentares das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-Amapá.

	Jusante				Reservatório				Lacustre				Montante			
Piscívora	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Média	10.375	0.149	2.118	0.915	8.375	0.302	1.534	0.730	6.625	0.272	1.532	0.832	4.500	0.351	1.238	0.833
Desv.Pad.	2.446	0.047	0.251	0.052	2.134	0.083	0.288	0.083	1.996	0.072	0.286	0.083	0.756	0.091	0.201	0.099
Min	7.000	0.102	1.675	0.819	5.000	0.179	1.124	0.613	4.000	0.165	1.258	0.702	3.000	0.250	0.887	0.640
Máx	14.000	0.239	2.426	0.971	12.000	0.421	2.039	0.839	10.000	0.369	1.976	0.920	5.000	0.542	1.494	0.928
Onívora	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Média	6.875	0.245	1.627	0.882	5.125	0.369	1.247	0.771	5.500	0.315	1.371	0.823	2.875	0.469	0.891	0.802
Desv.Pad.	2.642	0.078	0.253	0.110	1.356	0.156	0.382	0.153	1.309	0.067	0.180	0.085	0.991	0.222	0.394	0.333
Min	4.000	0.153	1.264	0.629	3.000	0.207	0.672	0.485	4.000	0.219	1.136	0.719	1.000	0.300	0.000	0.000
Máx	12.000	0.378	2.008	0.960	7.000	0.654	1.672	0.933	7.000	0.396	1.630	0.962	4.000	1.000	1.280	1.000
Detritívora	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Média	5.875	0.246	1.567	0.927	1.875	0.703	0.458	0.597	1.875	0.866	0.239	0.297	0.875	0.500	0.173	0.250
Desv.Pad.	2.295	0.086	0.384	0.030	0.641	0.216	0.332	0.397	0.835	0.150	0.232	0.313	0.835	0.463	0.321	0.463
Min	3.000	0.157	1.040	0.885	1.000	0.429	0.000	0.000	1.000	0.556	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Máx	9.000	0.375	1.972	0.960	3.000	1.000	0.956	1.000	3.000	1.000	0.637	0.918	2.000	1.000	0.693	1.000
Carnívora	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Média	0.750	0.232	0.222	0.246	0.500	0.500	0.000	0.000	0.250	0.250	0.000	0.000	0.125	0.125	0.000	0.000
Desv.Pad.	1.165	0.369	0.426	0.456	0.535	0.535	0.000	0.000	0.463	0.463	0.000	0.000	0.354	0.354	0.000	0.000
Min	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Máx	3.000	1.000	1.099	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000	0.000
Herbívoros	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)	Taxa (S)	Dominancia(D)	Shannon(H')	Equitability (J)
N	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Média	2.125	0.554	0.664	0.830	0.250	0.250	0.000	0.000	0.250	0.250	0.000	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
Desv.Pad.	0.641	0.189	0.302	0.343	0.463	0.463	0.000	0.000	0.463	0.463	0.000	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
Min	1.000	0.360	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00
Máx	3.000	1.000	1.055	1.000	1.000	1.000	0.000	0.000	1.000	1.000	0.000	0.000	0.00	0.00	0.00	0.00

A riqueza da guilda piscívora foi significativamente diferente entre as áreas. Para esta guilda, a maior riqueza estava nas áreas Jusante e Reservatório, riqueza intermediária, na área Lacustre e menor riqueza na área Montante (ANOVA: $F(3, N=28)=6,0848$; $p=0,00000$; Tukey: $p<0,050$). Para a guilda onívora, houve diferenças da riqueza entre as áreas. Nesta guilda, a maior riqueza estava nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, a menor na área Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=15,90739$; $p=0,0012$; $R:p<0,05$). Na guilda detritívora a riqueza apresentou diferença entre as áreas. Para esta guilda, a maior riqueza estava na área Jusante e as menores nas áreas Reservatório, Lacustre e Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=20,75268$ $p=0,0001$; $R:p<0,05$). A riqueza da guilda carnívora não foi diferente entre as áreas (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=2,905443$; $p=0,4064$). Para a guilda herbívora, a riqueza foi diferente entre as áreas. A maior riqueza estava na área Jusante e a menor nas áreas Reservatório e Lacustre, não ocorrendo indivíduos herbívoros nas amostras da área Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=25,56522$; $p=0,0000$; $R:p<0,05$) (Figura 9; Tabela 12).

A diversidade (H') da guilda piscívora foi significativamente diferente entre as áreas. Para esta guilda, a maior diversidade foi para a área Jusante e as menores para as demais áreas (ANOVA: $F(3, 28)=16,190$; $p=0,00000$; Tukey: $p<0,050$). Para a guilda onívora, a diversidade foi diferente entre as áreas, com maior valor nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre, a menor na área Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=13,79673$; $p=0,0032$; $R:p<0,05$). Na guilda detritívora a diversidade apresentou diferença entre as áreas. Nesta guilda, a maior diversidade estava na área Jusante e as menores nas áreas Reservatório, Lacustre e Montante (ANOVA: $F(3, N=28)=9,9727$; $p=0,00000$; Tukey: $p<0,050$). A diversidade da guilda carnívora não foi diferente entre as áreas (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=6,193548$ $p=.1026$). Para a guilda herbívora, a diversidade foi diferente entre as áreas. A maior diversidade estava na área Jusante e a menor nas áreas Reservatório e Lacustre, não ocorrendo indivíduos herbívoros nas amostras da área Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=25,56522$ $p=0,0000$; $R:p<0,05$) (Figura 10; Tabela 12).

A Equitabilidade (E) da guilda piscívora foi significativamente diferente entre as áreas. Para esta guilda, a maior equitabilidade foi maior nas áreas Jusante, Lacustre e Montante e a menor para área Reservatório (ANOVA: $F(3, 28)=7,0141$, $p=.00116$; Tukey: $p<0,050$). Para a guilda onívora, a equitabilidade não foi diferente entre as áreas (ANOVA: $F(3, 28)=25,995$; $p=0,71245$). Na guilda detritívora a equitabilidade apresentou diferença entre as áreas. Nesta guilda, a maior equitabilidade estava nas áreas Jusante e Reservatório, as menores nas áreas Lacustre e Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)=10,17012$; $p=0,0172$; $R:p<0,05$). A equitabilidade da guilda carnívora não foi diferente entre as áreas (Kruskal-Wallis: $H(3, N=32)$

=6,193548; $p = 0,1026$). Para a guilda herbívora, a equitabilidade foi diferente entre as áreas. A maior equitabilidade estava na área Jusante e a menor nas áreas Reservatório e Lacustre, não ocorrendo indivíduos herbívoros nas amostras da área Montante (Kruskal-Wallis: $H(3, N = 32) = 25,56522$ $p = 0,0000$; $R: p < 0,05$) (Figura 11; Tabela 12).

Para a guilda piscívora, a dominância (D) foi diferente entre as áreas. Para esta guilda, as maiores dominâncias estavam nas áreas Montante, Lacustre e Reservatório e menor na área Jusante (ANOVA: $F(3, 28) = 10,527$; $p = 0,0008$; Tukey: $p < 0,050$). A dominância (D) da guilda onívora apresentou diferenças entre as áreas, sendo a maior dominância na área Montante e a menor nas áreas Jusante, Reservatório e Lacustre (ANOVA: $F(3, 28) = 3,3882$; $p = 0,003178$; Tukey: $p < 0,050$). Para a guilda detritívora, a dominância apresentou diferenças entre as áreas. A maior dominância foi para as áreas Lacustre, Reservatório e Montante, e a menor para a área Jusante (Kruskal-Wallis: $H(3, N = 32) = 13,68714$; $p = 0,0034$; $R: p < 0,05$). A dominância na guilda carnívora não foi diferente entre as áreas (ANOVA: $F(3, 28) = 1,0599$, $p = 0,38184$). A dominância para a guilda herbívora não foi diferente entre as áreas (Kruskal-Wallis: $H(2, N = 24) = 5,025454$; $p = 0,0810$) (Figura 12; Tabela 12).

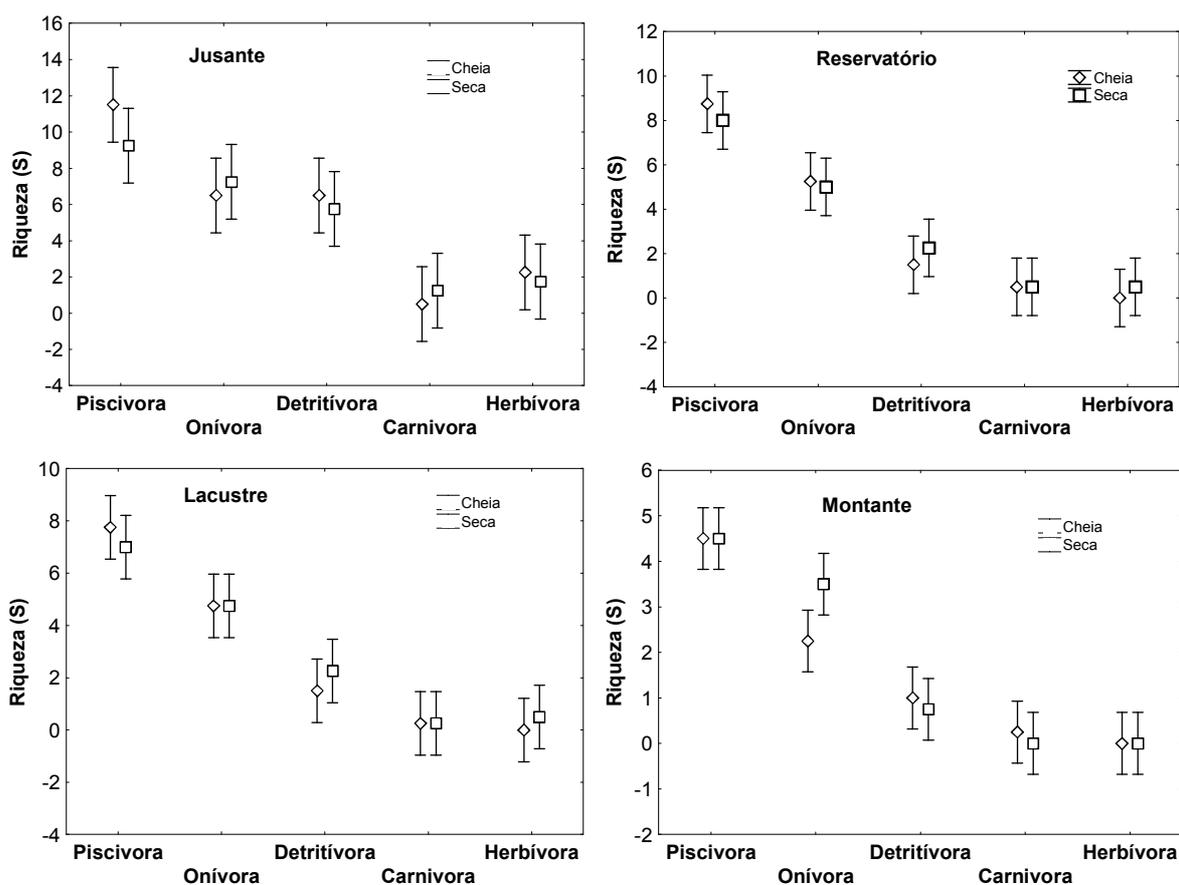


Figura 9. Variação da Riqueza (S) de espécies das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.

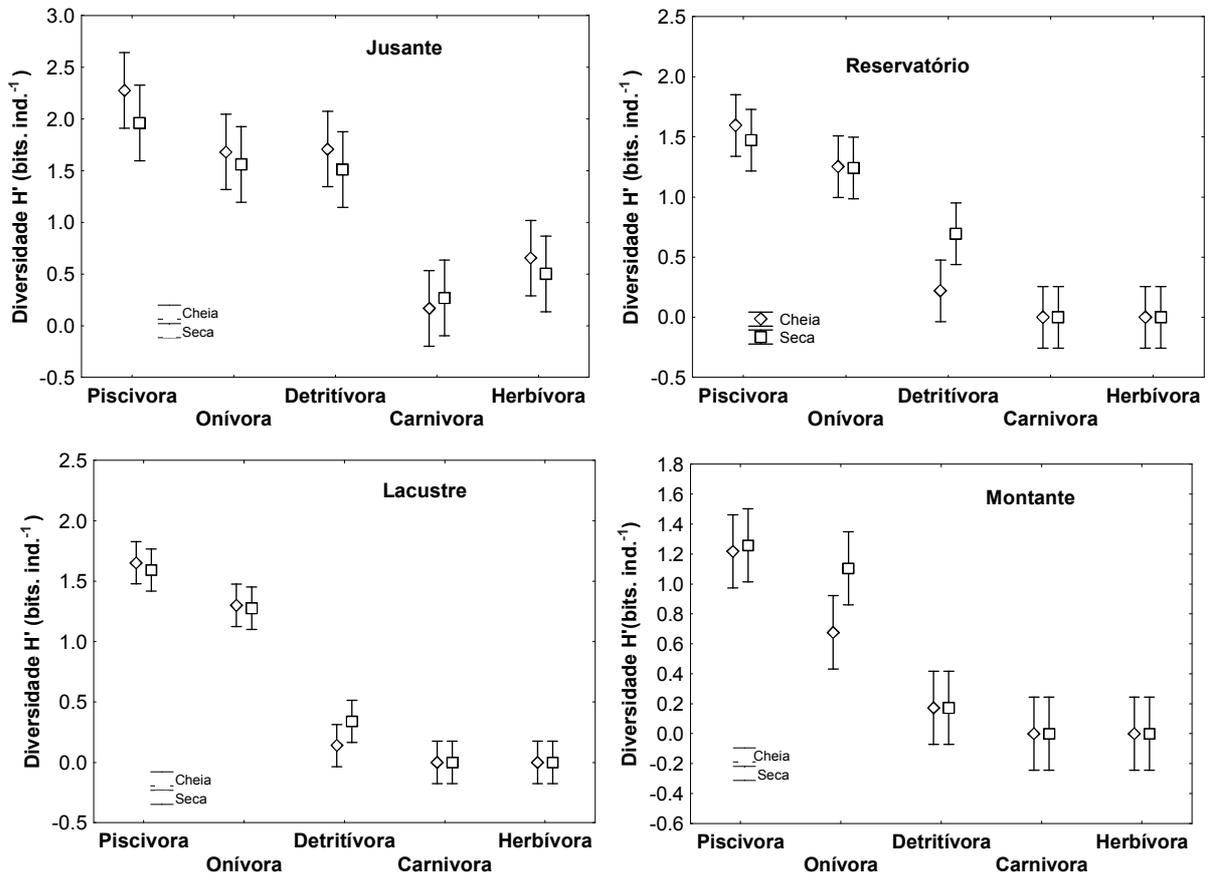


Figura 10. Variação da diversidade de Shannon (H') das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.

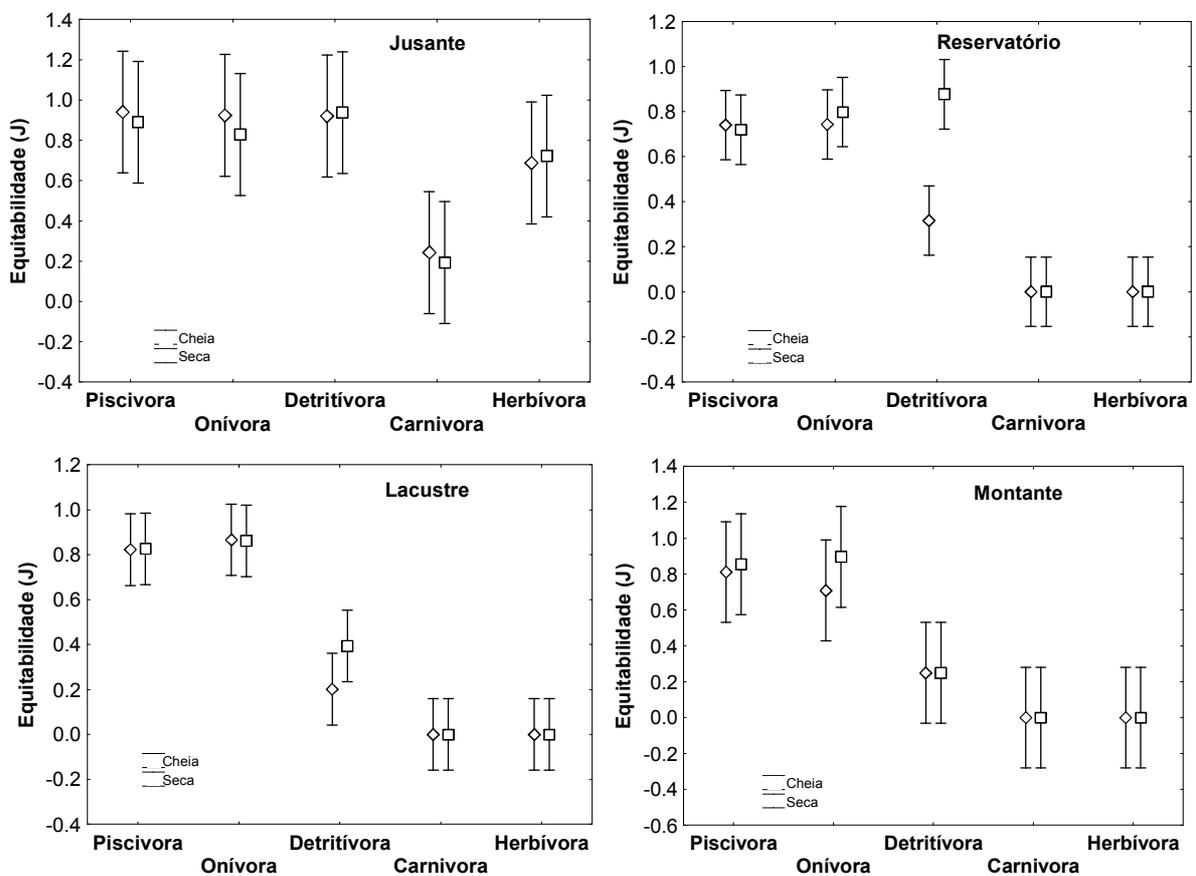


Figura 11. Variação da diversidade da Equitabilidade (J') das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.

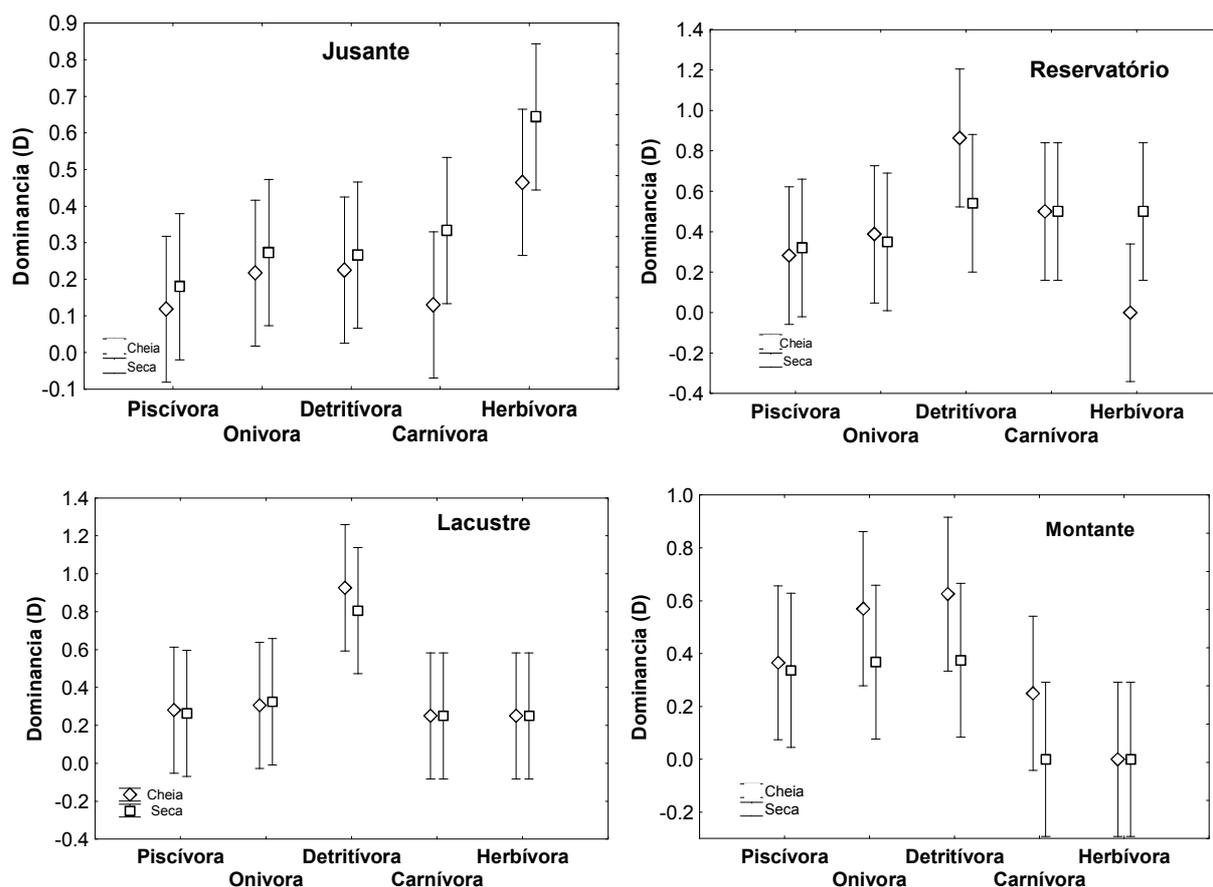


Figura 12. Variação da diversidade da Dominância (D) das guildas nas áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.

Tabela 4. Comparação dos índices ecológicos entre as guildas de cada área de influencia da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP, através de análise de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis). (letras iguais: iguais; letras diferentes: diferentes; K-W: Kruskal-Wallis; S: riqueza; H':diversidade; E: equitabilidade; D: dominância).

Área/Índice	Piscívora	Onívora	Carnívora	Detritívora	Herbívora	Teste	p
Jusante							
S	a	ab	c	ab	bc	K-W	<0,05
H'	a	b	c	b	c	ANOVA	<0,05
E	a	a	a	a	a	K-W	>0,05
D	a	ab	a	ab	b	K-W	<0,05
Reservatório							
S	a	a	b	ab	b	K-W	<0,05
H'	a	a	b	ab	b	K-W	<0,05
E	a	a	b	a	b	K-W	<0,05
D	ab	ab	ab	a	b	K-W	<0,05
Lacustre							
S	a	a	b	ab	b	K-W	<0,05
H'	a	a	b	ab	b	K-W	<0,05
E	a	a	b	ab	b	K-W	<0,05
D	ab	ab	b	a	b	K-W	<0,05
Montante							
S	a	ab	bc	b	b	K-W	<0,05
H'	a	ab	b	b	b	K-W	<0,05
E	a	a	b	ab	b	K-W	<0,05
D	a	a	a	a	b	K-W	<0,05

Tabela 5. Comparação dos Índices ecológicos das guildas entre as áreas de influencia da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP, através de análises de variância (ANOVA e Kruskal-Wallis) (letras iguais:iguais; letras diferentes: diferentes; K-W: Kruskal-Wallis)

Guilda	Índice	Jusante	Reservatório	Lacustre	Montante	Teste ($\alpha=0.05$)
Piscívora	S	a	ab	bc	c	ANOVA
	H'	a	b	b	b	ANOVA
	E	a	b	a	a	ANOVA
	D	b	a	a	a	ANOVA
Onívora	S	a	ab	ab	b	ANOVA
	H'	a	ab	a	b	ANOVA
	E	a	a	a	a	ANOVA
	D	b	b	b	a	ANOVA
Carnívora	S	a	ab	a	b	ANOVA
	H'	a	ab	ab	b	ANOVA
	E	a	a	a	a	ANOVA
	D	a	a	a	a	ANOVA
Herbívora	S	a	b	b	-	K-W
	H'	a	b	b	-	K-W
	E	a	b	b	-	K-W
	D	a	a	a	-	K-W
Detritívora	S	a	b	b	b	K-W
	H'	a	b	b	b	ANOVA
	E	a	ab	b	b	K-W
	D	b	ab	a	ab	K-W

Discussão

Em reservatórios, a alteração e a simplificação estrutural do ambiente, aliadas ao alto estresse relacionado à gestão hidráulica condicionam a simplificação da base alimentar destes ambientes, determinando assim, uma redução das espécies mais exigentes ou de dieta especializada (Barbosa *et al.*, 1999). Nestas condições, são beneficiadas espécies de pequeno porte, r-strategistas e com amplo espectro alimentar, não significando que espécies de outras guildas não possam ter sucesso na colonização destes ambientes, pois outros fatores, como a qualidade da água, pode interferir sobremaneira na estrutura das comunidades de peixes (Karr, 1981), independente do ambiente ser represado.

Na presente análise, apesar de terem sido consideradas as mesmas guildas tróficas para todas as áreas, a abundância, biomassa e índices ecológicos apresentados pelas cinco guildas, de forma diferenciada entre as áreas, confirmam que a fragmentação das populações de peixes por barramentos de rios promove a reestruturação trófica da ictiofauna nas áreas represadas, e, em menor escala, nas áreas à jusante e à montante dos represamentos. A alta ocorrência e abundância de espécies piscívoras e onívoras, seguidas de detritívoras nas áreas Reservatório

e Lacustre, ratificam o sucesso destas guildas na colonização de reservatórios (Loureiro, 2000; Mérona *et al.*, 2001; Delariva, 2002; Vono, 2002; Agostinho *et al.*, 2005; Abelha, 2007; Albrecht, 2007).

O sucesso na colonização de reservatórios por piscívoros, onívoros e detritívoros, como registrado neste estudo, está associado primeiramente à composição original da ictiofauna existente antes do represamento, e em seguida, às características ecológicas das espécies que compõem cada guilda, bem como à maior disponibilidade de recursos alimentares de suas preferências no novo ambiente (Agostinho *et al.*, 1999; Albrecht, 2007).

Por outro lado, o pequeno número de espécies estritamente herbívoras e planctívoras observadas no presente estudo, especialmente nas áreas Reservatório e Lacustre, também registrado em outros reservatórios tropicais, revela que em ambientes represados há uma restrição ambiental em relação à colonização de espécies que representam estas guildas. Esta situação, provavelmente ocorre em virtude da diminuição de nutrientes nos reservatórios, que limita o desenvolvimento de macrófitas e fitoplâncton e influenciam negativamente no estabelecimento das guildas herbívora e planctívora (Nogueira e Matsumura-Tundisi, 1996; Agostinho *et al.*, 2005; Albrecht, 2007), podendo ser comprovado pela maior riqueza e abundância de herbívoros verificados na área Jusante do presente estudo

Em termos de piscívoros, os resultados observados neste estudo, com a predominância em abundância desta guilda nas áreas represadas, mas com maior riqueza e biomassa na área Jusante, sugere que a ictiofauna original do rio, antes do barramento, era composta por muitas espécies piscívoras, que colonizaram as áreas represadas, considerando que a ictiofauna da área Jusante ainda pode estar configurada troficamente da mesma forma que antes do represamento. Além disso, a maior abundância dos piscívoros na atual ictiofauna das áreas Reservatório e Lacustre deve estar também relacionada às mudanças nas características do sistema lótico para lêntico, que favorecem o incremento de espécies forrageiras de pequeno porte e o aumento da transparência da água, que possibilita a melhor visualização das presas pelos piscívoros, favorecendo o desenvolvimento desta guilda (Agostinho *et al.*, 1999; Agostinho *et al.*, 2005; Albrecht, 2007).

Alguns estudos reportam que a presença dominante da guilda piscívora em reservatórios pode estar relacionada às alterações nas dietas de espécies com amplitude alimentar maior, como as onívoras na fase pré-barramento, as quais alteram sua dieta para piscívora, após o represamento (Hahn *et al.* 1998, Gealh e Hahn 1998; Agostinho *et al.*, 1999; Mérona *et al.*, 2001; Delariva, 2002, Silva, 2006). Este tipo de alteração de hábito alimentar foi registrado no

reservatório de Salto Caxias, onde peixes classificados como carcinófagos (*Crenicichla* sp., *Pimelodus ortmanni*, *Rhamdia voulezi* e *Glanidium ribeiroi*) antes do represamento, passaram a fazer parte da categoria piscívora após esse evento (Delariva 2002, Novakowski *et al.* 2007), assim como, no reservatório de Manso (MT), onde a dieta de *Acestrorhynchus pantaneiro* sofreu alteração, de invertívora para piscívora, em função do aumento em abundância da espécie forrageira *Moenkhausia dichroua*, que representava 15% da dieta no início da formação do reservatório e passou a compor 95% no quarto ano após o represamento (Silva, 2006). No caso do presente trabalho, que a ausência de pesquisas nas áreas deste estudo antes e logo após a fase de barramento do rio, não permite confirmar este tipo de situação para o reservatório de Coaracy Nunes.

Agostinho *et al.* (1994) afirmam que em reservatórios, à medida que a comunidade íctica pós-barramento se desenvolve, as espécies forrageiras aparecem nos primeiros anos, com expressivo aumento de suas abundâncias. Posteriormente ocorre um incremento na abundância de piscívoros. A partir daí, as interações biológicas entre piscívoros e espécies consideradas forrageiras passam a controlar a dinâmica das populações (Pettrere Jr., 1996). Este tipo de evento pode ter ocorrido nas áreas represadas do presente estudo, nas quais, a maior abundância de piscívoros com menor biomassa revela uma guilda constituída predominantemente por espécies com indivíduos de pequeno porte, típicas de ambientes alterados. Na área Jusante, os piscívoros apresentaram menor abundância, porém maior biomassa, indicando que esta área é um ambiente estável e apropriado para o desenvolvimento de espécies de grande porte.

O predomínio de piscívoros em reservatório tropicais também se repete na composição de espécies capturadas pela pesca comercial, como demonstrado em muitos estudos tróficos (Pettrere, 1996; Gomes e Miranda, 2001; Mérona *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2004; Agostinho *et al.*, 2007).

As diferenças da abundância, biomassa e riqueza entre as guildas na maioria das áreas, em favor dos piscívoros, pode ser um indicativo que as espécies desta guilda estão exercendo pressão moderada nas espécies das demais guildas, impedindo a dominância e favorecendo a coexistência entre elas. Além disso, o elevado número de espécies predadoras somado ao número de espécies forrageiras (de pequeno porte, crescimento rápido com alta taxa reprodutiva, adaptadas às grandes variabilidades ambiental dos represamentos), resulta em uma maior diversidade e abundância de presas como recursos alimentares para a guilda piscívora (Paine, 1966; Krebs, 1994; Hahn *et al.*, 1998; Merona *et al.*, 2003; Agostinho *et al.*, 2007; Neves, 2008).

A guilda onívora também se mostrou abundante, rica, diversa, equitativa e com altas biomassas na maioria das áreas, exceto na área Montante, semelhante, nestes termos, com a guilda piscívora. A alta equitabilidade da guilda onívora em todas as áreas, esteve relacionada, provavelmente, à sua dieta diversificada que permite o desenvolvimento equitativo em abundância das várias espécies que compõem esta guilda, devido à maior disponibilidade de alimentos desta guilda nestas áreas. A possibilidade de utilizar diferentes itens alimentares em diferentes proporções possibilita a redução da competição por recurso entre os onívoros, ou mesmo entre espécies de outras guildas, permitindo seu amplo estabelecimento nas áreas estudadas com abundância equilibrada. Outra característica que permite o sucesso da guilda onívora é que a maioria das espécies desta categoria trófica apresenta baixa longevidade e alta taxa de reposição dos seus estoques (Araújo-Lima *et al.*, 1995).

O padrão de riqueza, abundância, biomassa e equitabilidade encontrado no presente estudo para os onívoros em todas as áreas é um fato frequentemente registrado tanto em rios quanto em reservatórios (Hann *et al.*, 1998; Mérona *et al.*, 2001; Delariva, 2002; Agostinho *et al.*, 2005; Abelha, 2007; Agostinho *et al.*, 2007; Albrecht, 2007), onde a presença expressiva de espécies desta guilda se deve à eurifagia das mesmas, que exploram uma grande variedade de alimentos, possibilitando sua ampla distribuição, maior que as espécies com hábitos alimentares mais restritos como herbívoros e detritívoros (Lowe-McConenell, 1999). Nas áreas do presente estudo, a maioria dos onívoros era de pequeno a médio porte, sendo poucos representativos na biomassa total. Mesmo resultados foram encontrados por outros autores (Agostinho *et al.*, 2007).

Na presente análise, a guilda herbívora foi pouco abundante, apresentando baixa biomassa, riqueza, diversidade e equitabilidade na maioria das áreas, principalmente nas áreas represadas, pois na área Montante as amostras não evidenciaram espécies desta categoria trófica. A exceção estava na área Jusante, onde a riqueza e biomassa dos herbívoros foram significativamente superior as das guildas herbívoras das demais áreas, todavia, ainda inferior às guildas piscívora, onívora e detritívora, em termos de riqueza, diversidade e abundância. Nesta área, a guilda herbívora apresentou uma biomassa equivalente à da guilda piscívora.

Hahn e Fugi (2007) apontam que, em reservatórios, a maioria das espécies herbívoras que constituíam a ictiofauna fluvial antes do barramento sofre declínio ao longo de tempo. As espécies que se utilizam da vegetação ripária desses ambientes têm suas reduções mais pronunciadas, chegando até o desaparecimento completo, como ocorrido com *Piaractus mesopotamicus* e *Brycon orbignyanus* no reservatório de Itaipu, as quais tornaram-se escassas

após o represamento até a extinção local (Agostinho *et al.* 1994), acontecendo o mesmo com espécies frugívoras no reservatório de Samuel (Santos, 1995).

Na área Montante, além das condições criadas pelo barramento do rio, a perturbação ocasionada pela mineração de seixo na área, bem como, situações de desmatamento marginal, certamente determina condições impróprias para o desenvolvimento de espécies das guildas herbívora, carnívora e detritívora, o que diminuiu suas representabilidades nesta área.

Os carnívoros deste estudo estiveram representados por uma guilda pobre, pouco diversa com baixa abundância e biomassa em todas as áreas. Mérona (2001) relata que espécies carnívoras pré-barramento, tornaram-se piscívoras pós-barramento e, espécies onívoras pré-barramento tornaram-se herbívoras pós-barramento. A falta de dados pretéritos pré-barramento da ictiofauna das áreas de influência de Coaracy Nunes impossibilita a comprovação de alteração da estrutura trófica de antes e depois do barramento. Apesar disso, é razoável admitir que as alterações na formatação da estrutura trófica da ictiofauna das áreas represadas deste estudo seja resultante do deslocamento de nicho entre espécies das guildas pré-barramento, admitindo que esta alteração na seleção de alimentos é uma resposta às alterações ambientais (Gerking, 1994).

Araújo (1998) relata que em geral observa-se que a riqueza dos carnívoros diminui com a degradação ambiental e que a razão entre carnívoros e outros níveis tróficos pode ser um parâmetro indicador do estado de saúde da comunidade e do ambiente, quanto menor o valor da razão, menos saudável é a comunidade e o ambiente (Petesse, 2007). Lowe-McConnell (1999) indica que predadores, como os carnívoros, mudam de presas de acordo com o seu crescimento, mudança de biótopo ou com a disponibilidade de alimento. Essas alterações alimentares, que ressaltam também o hábito alimentar oportunista dos predadores contribui com o padrão de baixa riqueza de espécies carnívoras em reservatórios (Carvalho *et al.*, 1999), visto que nestes ambientes, a maior fonte de presas para esta categoria trófica são os peixes. Esta condição pode influenciar a decadência das espécies estritamente carnívoras, em favor das piscívoras, devido a alteração da dieta.

A guilda detritívora apresentou-se medianamente rica, pouco abundante e com baixa biomassa na maioria das áreas, exceto na área Lacustre, onde esta guilda apresentou dominância superior às demais áreas. Nesta área, observou-se melhores condições de sobrevivência de espécies detritívoras, devido ao aporte de recursos terrestres, principalmente da floresta ripária bem preservada, que aumenta a quantidade de matéria orgânica no sistema, importante na alimentação dos detritívoros. Além disso, as características de isolamento parcial

da área Lacustre impedem o deslocamento de detritos para fora da mesma, aumentando assim, a abundância deste recurso nesta área.

Thornton (1990) relata que o caráter lântico de reservatórios, em determinado período, favorece processos de deposição de materiais diversos carreados da bacia de drenagem e da vegetação ripária, resultando em abundância deste recurso e sedimentos nestes corpos d'água. Catella e Petrere (1996) ressaltam a importância do detrito como item alimentar de peixes como uma estratégia positiva para as cadeias alimentares, que aumentam a eficiência da comunidade e, conseqüentemente, a biomassa da ictiofauna. Essa afirmação é confirmada neste trabalho, principalmente pela presença abundante de *Curimata inornata* nas áreas represadas, um detritívoro que serve de presa para sustentação da elevada abundância dos piscívoros destas áreas.

Neste estudo, a sazonalidade não interferiu pronunciadamente na distribuição das abundâncias, bem como na riqueza, diversidade, equitabilidade e biomassa das espécies da maioria das guildas em todas as áreas, exceto para a guilda detritívora na área Reservatório, onde, a equitabilidade apresentou-se maior na seca. Esta situação sugere que as espécies que compõe cada guilda alteram sua dieta para evitar a competição e manter suas populações equilibradas durante os dois períodos sazonais, como verificado em alguns estudos, os quais mostram que tanto o período de cheia quanto de seca podem ofertar condições mais estáveis para a colonização e alimentação de algumas espécies de peixes (Aranha, 2000; Gomiero *et al.*, 2010; Guimarães *et al.*, 2010).

No caso dos detritívoros da área Reservatório, a situação de divergência sazonal, pode ter mais relação com a maior eficiência de captura de detritívoros no período de menor nível hidrométrico do sistema, do que de melhor oferta de condições de colonização e alimentação dos detritívoros, visto que, detrito é um recurso abundante em todos os períodos. Nesta área, a maior profundidade, mesmo nas zonas de remanso, pode ter influenciado as capturas dos detritívoros.

Conclusão

Os resultados permitem concluir que as estruturas tróficas (guildas) das assembléias de peixes das áreas represadas (Reservatório e Lacustre) da UHE Coaracy Nunes estão formatadas em função do barramento do rio, que isolou e fragmentou o ambiente, determinando sua modificação física, impondo o estabelecimento de uma ictiofauna de espécies pré-adaptadas às condições ambientais de represamento, diferente, em parte, da composição da ictiofauna fluvial pré-barramento, destacando as piscívoras, onívoras e

detritívoras que foram as mais ricas e abundantes em função da disponibilidade dos recursos alimentares de sua preferência. O padrão de guildas verificado para a área Jusante, indica que esta área comporta uma ictiofauna com estrutura trófica semelhante à de ambientes não alterados, revelando sua potencial resiliência e boa qualidade ambiental, devendo suas características ambientais ser mantidas para conservação da ictiofauna do rio Araguaí.

Bibliografia

- Abelha, M. F. 2007: Ictiofauna de reservatórios paranaenses: nicho trófico, competição e estrutura populacional. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Agostinho, A. A.; Júlio, H. F., JR.; Petrere, M., JR., 1994: Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. In: COWX, I. G. ed. Rehabilitation of freshwater fisheries. London, Fishing News Books. p. 171-184.
- Agostinho, A. A.; Hahn, N. S.; Gomes, L. C.; Bini, L. M., 1997: Estrutura trófica. p. 229-248. In Vazzoler, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. (editores.) A planície de inundação do rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá: EDUEM/NUPELIA, 460p.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Gomes, L.C., 2005: Conservacion of the biodiversity of Brazil's inland waters. Conservation Biology, **19**, n.3, p.646-652.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M., 2007: Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. EDUEM, Maringá, 501p.
- Araújo-Lima, C. A. R. M.; Agostinho, A. A.; Fabrè, N. N., 1995: Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. In Limnology in Brazil. (J.B.Tundisi, C.E.M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi). Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, São Paulo, 105-136.
- Aranha, J. M. R., 2000: A influência da instabilidade ambiental na composição e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos. 130pp.
- Albrecht, M. P., 2005: Estrutura trófica da ictiofauna do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica serra da mesa, Brasil Central. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Barbosa, F.A.R.; Padisak, J.; Espindola, E.L.G.; Borics, G.; Rocha, O. 1999: The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI J.G., STRASKRABA M. (Eds.). Theoretical Reservoir Ecology and its applications. São Carlos, p.425-438.
- Blondel, J., 2003: Guilds or functional groups: does it matter? Oikos **100**: 223-231.
- Carvalho, E.D.; Silva, V.F.B. 1999: Aspectos ecológicos da ictiofauna e da produção pesqueira do reservatório de Jurumirim (Alto Rio Paranapanema, São Paulo). In: HENRY R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.
- Catella A. C.; Petrere M., 1996: Feeding patterns in a fish community of Baía da Onça foodplainlake of the Aquidauana River, Pantanal, Brazil. Fisheries Management and Ecology **3**, 229-237.

- Conover, D. O., 1990: The relation between capacity for growth and length of growing season: evidence for and implications of counter gradient variation. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**:416-430.
- Delariva, R. L., 2002: Ecologia trófica da ictiofauna do rio Iguaçu-PR sob efeito do represamento de Salto Caxias. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Eletronorte, 1997. <http://www.eln.gov.br>
- Fievet, E.; Morais, L. T.; Morais, A. T.; Monti, D.; Tachet, H., 2001: Impacts of an irrigation and hydroelectric scheme in a stream with a high rate of diadromy (Guadeloupe, Lesser Antilles): Can downstream alterations affect upstream faunal assemblages? *Arch. Hydrobiology*, **3**, p. 405-425.
- Fishbase, 2011. www.fishbase.org
- Gaspar da Luz, K.; Bini, L. M.; Júnior, H. F. J.; Fugi, R.; Agostinho, A. A., 2001: Espectro Alimentar e estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Corumbá In: VAZZOLER, A. E., AGOSTINHO, FUGI, R., VERÍSSIMO, S., e LATINI, J. D. (Ed.). *Biologia e Ecologia de manejo do reservatório de Corumbá* Maringá: EDUEM, p.245 – 272.
- Gomes, L. C.; Miranda, L. E., 2001: Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River. *Regulated Rivers: Research and Management*, **17**:67-76.
- Gomiero, L. M.; Carmassi, A. L.; Rondineli, G. R.; Villares Junior, GA. and Braga, FMS. Growth and mortality of *Cichla* spp. (Perciformes, Cichlidae) introduced in Volta Grande Reservoir (Grande River) and in a small artificial lake in Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 2010, vol. 70, no. 4, p. 1093-1101.
- Gerking, S. D., 1994: *Feeding Ecology of fish*. San Diego, California: Academic Press.
- Guimarães, A. T. B.; Menezes, M. S. and Peret, A. C. 2010. Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica – Brasil. *Biota Neotropica*, **10**(2): 57-6.
- Hahn, N.S.; Delariva, L., 2003: Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? *Interciencia*, **28**: 100-104.
- Hahn N. S and Segatti N, 2007: Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. *Acta Sci. Biol. Sci. Maringá*, v. 29, n. 4, p. 387-394.
- Hahn, N. S.; Fugi, R.; Almeida, V. L. L.; Russo M. R.; Loureiro, V. E., 1997: Dieta e atividade alimentar dos peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (ed). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Eduem. 147-162p.
- Hahn, N. S.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Bini, L. M., 1998: Estrutura trófica da ictiofauna do Reservatório de Itaipú (Paraná- Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência* **23**, 5.299-305.
- Ibge, 2010. [www.ibge.gov.br.acesso](http://www.ibge.gov.br/acesso) em 10.10.2010.
- Isaac-Nahum, V. J., 2008: Relatório do Monitoramento da Ictiofauna e Pesca do AHE de Belo Monte, Altamira-PA.

- Krebs, C. J., 1994: Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance, 4th.ed- Harper Collins College Publishers, New York, USA.
- Lowe-McConnel, R. H., 1987: Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge: Cambridge University Press, 382p.
- Lowe-McConnel, R. L. 1999: Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais: In: Lowe-McConnel, R.H. Original Title: Ecological studies in tropical fish communities. São Paulo: Edusp.
- Mérona, B.; Santos, G. M.; Almeida, R. G., 2001: Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* **60**:375-392.
- Mérona, B.; Vigouroux, R.; Horeau, V., 2003: Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, **24**:147-456.
- Mérona, B.; Vigouroux, R.; Tejerina-Garro, F. L. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana. Implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, **551**:33–47.
- Novakowski, G. C., Hahn, N. S. e Fuji, R. 2007. Feeding of piscivorous fish before and after the filling of the Salto Caxias Reservoir, Paraná State, Brazil. *Biota Neotrop.* May/Aug vol. 7, no. 2. <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n2/pt/abstract?article+BN041070220>
07.ISSN 1676-0603.
- Odum. E. P., 2001. Fundamentos de Ecologia. 6.ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 927p.
- Paine, R. T., 1966: Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* **100**:65-75.
- Pielou, E. C., 1977: Mathematical ecology. Wiley, New York, 385.
- Petriere, M., Jr., 1996: Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lake & Reservoirs: Research and Management*, **2**, 111–133.
- Santos, G. M.; Mérona, B.; Juras, A. A.; Jégu, M., 2004: Peixes do baixo Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica de Tucuruí. Brasília, Eletronorte. 216p.
- Sokal, R. R.; ROHLF. F. J., 1995: Biometry. New York, W. H. Freeman and Company, 859p.
- Thornton, K. W.; KIMMEL, B. L.; Payne, F.E., 1990: Reservoir limnology: Ecological perspectives. John Wiley & Sons, Inc., Somerset, New Jersey. 246 p.
- Welcomme, R.L., 1985: River fisheries. FAO Fish. Techn. Pap.v. 262 p.

CAPÍTULO IV

Dieta, amplitude de nicho e sobreposição alimentar das assembleias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Ferreira Gomes- Amapá- Brasil)

Neste capítulo foram seguidas as normas da Revista Journal of applied Ichthyology disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1439-0426](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1439-0426)

Dieta, amplitude e sobreposição de nicho das assembléias de peixes das áreas de influência direta de um reservatório amazônico- Amapá- Brasil

Diet, trophic niche breadth and overlap of fish assemblages in the areas of direct influence of an Amazon reservoir –Amapá- Brazil

SÁ-OLIVEIRA, J. C¹ & ISAAC-NAHUM, V. J²

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo descrever a dieta, a amplitude de nicho e a sobreposição do nicho trófico das espécies das assembléias de peixes em quatro áreas de influencia direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá, um dos empreendimentos hidrelétrico mais antigo da Amazônia. Para isso, coletas sazonais de peixes foram realizadas utilizando-se redes de espera. Os conteúdos gástricos de 540 indivíduos das 36 espécies mais abundantes foram analisados e quantificados através dos métodos gravimétrico e volumétrico. A amplitude e a sobreposição de nicho foram calculadas por meio dos Índices de Levins e de Pianka, respectivamente. Além disso, foram realizadas análises de modelos nulos (RA3), que verificam situações de competição entre espécies. Análises de variância (ANOVA) e Kruskal-Wallis foram efetuadas para verificar diferenças dos padrões de amplitude e sobreposição de nicho entre as áreas. Os resultados demonstraram que as dietas das assembléias de todas as áreas foram similares quanto ao predomínio do consumo de peixes e detritos, seguidos de alimento vegetal alóctone, revelando um padrão com poucos nichos amplos e uma concentração maior de espécies com nichos mais estreitos. A sazonalidade pouco influenciou na alimentação da maioria das espécies em todas as áreas. Os padrões comparativos da dieta entre as áreas indicam que a maioria das espécies das áreas represadas pertencia às guildas piscívora, onívora e detritívora. Supõe-se que estas espécies colonizaram estes ambientes, influenciadas, principalmente pela abundância dos recursos alimentares de suas preferências e das condições físicas ambientais favoráveis após o barramento. Interações competitivas não foram evidenciadas pelos modelos nulos, sugerindo que a competição também foi um fator importante na estruturação das assembléias.

Key-Words: ictiofauna, Amazônia, ambientes alterados, modelos nulos, competição.

ABSTRACT

This study aimed to describe the diet, niche breadth and niche overlap of species of fish assemblages in four areas of direct influence of UHE Coaracy Nunes Ferreira Gomes, Amapá, one of the oldest hydropower projects in Amazonia. For this reason, seasonal fish collections were conducted using gillnets. Stomachs of 540 individuals of 36 most abundant species were analyzed and quantified by gravimetric and volumetric methods. The breadth and niche overlap were calculated using the Levins index and Pianka, respectively. In addition, analyzes were performed using null models (RA3), which verify situations of competition between species. Analysis of variance (ANOVA) and Kruskal-Wallis test were performed to verify differences in patterns of breadth and niche overlap between areas. The results showed that the diets of the assemblages of all areas were similar to the prevalence of consumption of fish and debris, followed by allochthonous plant food, revealing a pattern with a few large clusters and a higher concentration of species with narrower niches. Seasonality little influence on the supply of most species in all areas. The comparative patterns of diet among the areas indicate that most species of impoundment areas belonged to guilds piscivorous, omnivorous and detritivorous. It is assumed that these species colonized these environments, influenced mainly by the abundance of food resources on their preferences and the physical environmental conditions favorable after the bus. Competitive interactions not were evidenced by the null model, suggesting that competition was also an important factor in structuring assemblages.

Key-Words :ichthyofauna, Amazon, altered environments, null models, competition.

Introdução

Em comunidades de peixes neotropicais, a compreensão dos mecanismos ecológicos que demonstrem como um grande número de espécies é capaz de conviver em uma mesma assembléia e a maneira pela qual os recursos são partilhados nos mais variados ambientes aquáticos é o principal objetivo a ser atingido para entendimento da mesma. Particularmente, para a ictiofauna de reservatórios, o conhecimento dos recursos alimentares que mantém as populações de peixes, bem como a compreensão das variações de suas dietas são considerados os parâmetros de maior importância no entendimento dos fatores que possibilitam o estabelecimento de espécies no ambiente represado (Esteves e Galetti, 1994; Abelha *et al.*, 2006).

A partilha de recursos tróficos entre as espécies de peixes de uma comunidade é um fato comprovado em vários estudos, entretanto, sabe-se que a segregação trófica também é um dos principais fatores na estruturação das assembléias de peixes. Essas situações podem variar de acordo com as características locais, tais como as variáveis limnológicas, condições de integridade ambiental, composição da ictiofauna, sazonalidade, bem como outros fatores que podem modificar o espectro trófico e o ritmo de alimentação dos peixes, influenciando assim suas relações tróficas (Pianka, 1969; Goulding, 1980; Prejs & Prejs, 1987; Hahn *et al.*, 2004; Merona e Merona, 2004; Abelha, 2007; Novakowski *et al.*, 2008).

A amplitude de nicho é tida como uma medida para estimar o nível de especialização na dieta de determinado grupo de espécies, onde, baixos valores de amplitude de nicho trófico denotam nichos especializados e altos denotam nichos amplos ou generalistas (Hurlbert, 1978). Por outro lado, a sobreposição de nicho possibilita avaliar o padrão de organização das espécies na utilização dos recursos alimentares e comparar assembléias taxonomicamente distintas, com diferentes graus de complexidade estrutural, como unidades, quanto ao grau de agrupamento das espécies no uso dos recursos disponíveis (Winemiller e Pianka, 1990).

Em reservatórios tropicais, a maioria dos estudos tróficos de peixes foi realizada somente após o ambiente ter sido alterado, tornando assim, difícil e limitada às informações sobre os impactos gerados (Fiévet *et al.*, 2001). A usina hidrelétrica Coaracy Nunes no estado do Amapá foi a primeira a ser construída na Amazônia brasileira com fins de produção de energia elétrica, tendo suas obras iniciadas há mais de quarenta anos em 1967 com o estabelecimento de seu reservatório no início da década dos anos 70 (Eletronorte, 1997). Antes da sua implantação e até o presente estudo, nenhuma pesquisa sobre a ictiofauna da área em questão fora realizada.

O objetivo do presente trabalho foi identificar e descrever comparativamente a dieta, a amplitude e sobreposição de nicho trófico das espécies das assembléias de peixes das áreas de influência direta do reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP, analisando seus padrões de organização e as interações biológicas que podem estar influenciando a dinâmica trófica dessas ictiofaunas.

Material e Métodos

Área de estudo

A área de estudo localiza-se na região média do rio Araguari, especificamente na área de influência direta da UHE Coaracy Nunes, ou seja, no seu reservatório e em uma área lacustre adjacente, assim como nas suas áreas à montante e à jusante. O reservatório da UHE Coaracy Nunes está localizado entre os municípios de Ferreira Gomes e Porto Grande no estado do Amapá distando 200 km do oceano Atlântico. As características do reservatório são: área de drenagem de 23,5 km²; vazão média de 976 m³.s⁻¹; profundidade média de 15 metros; e volume total de 138 Hm³. O rio Araguari é o principal rio do estado do Amapá, com extensão e área de drenagem aproximadas de 498 km e de 38.000 km², respectivamente. Este rio nasce na serra do Tumucumaque e deságua no Oceano Atlântico, mas tem forte influência do rio Amazonas (Ibge, 2010).

O clima do local é do tipo Equatorial (super úmido de acordo com a classificação de Köppen), com uma estação chuvosa nos primeiros meses do ano, caracterizada por fortes descargas pluviais (média anual de 1.500 mm a 3.500 mm) e, outra seca, no segundo semestre com baixa pluviosidade e temperatura anual média de 27 °C com amplitudes de 20°C a 36°C (Ibge, 2010). A série histórica da variação do nível hidrométrico (cota da água) do rio Araguari indica que o período de cheia é de janeiro a junho, e o período de seca de julho a dezembro (Ana, 2011). A vegetação da região é caracterizada por elementos de floresta tropical úmida, de cerrado e de várzea (Bezerra *et al.*, 1990; Ibge, 2010).

Para este trabalho foram determinadas quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes: 1-Área Jusante (JUS): localizada à jusante da barragem, apresenta características lóticicas com dinâmica de corrente da água influenciada pela manipulação das comportas e águas vertidas através das turbinas da UHE, apresentando locais com remansos de menor corrente; 2-Área Reservatório (RES): corresponde ao corpo do reservatório propriamente dito, com características intermediárias de rio e lago, consideradas semi-lóticicas; 3-Área Lacustre (LAC): é uma região adjacente à área Reservatório, apresentando características muito

lênticas; e 4-Área Montante (MON): área acima do reservatório, que apresenta características lólicas. Situações de desmatamento e extração de seixo no leito do rio são evidentes nesta área. Na porção posterior e média da área Reservatório ocorre desmatamento e residências de moradores locais na região média. Nas áreas Lacustre, Jusante e parte da área Reservatório ocorre uma vegetação ripária densa bem preservada (Fig. 1).

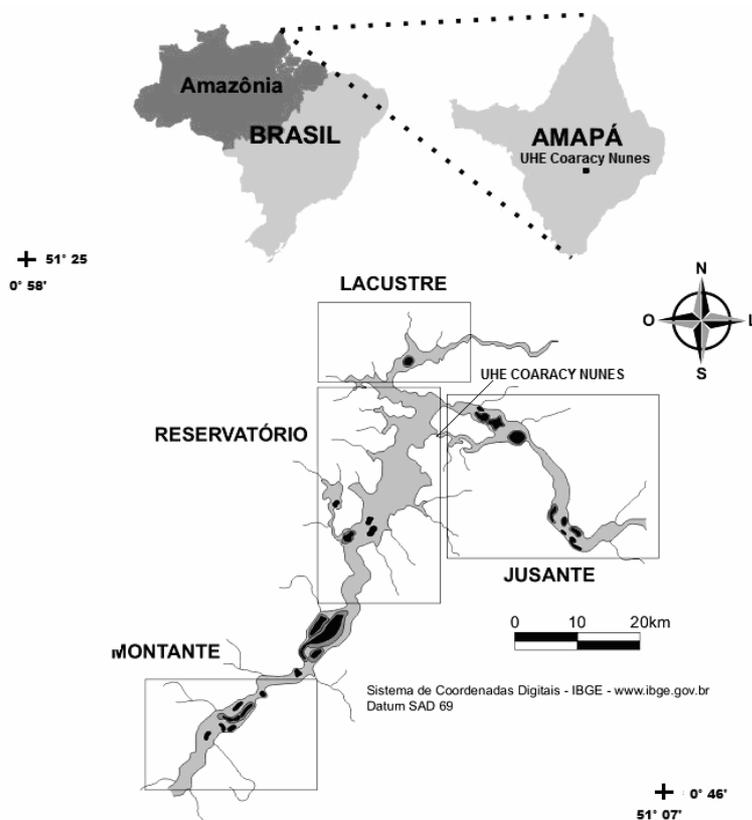


Figura 1. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).

Delineamento amostral

As amostragens foram realizadas em oito campanhas bimestrais, de maio de 2009 a julho de 2010, sendo quatro (4) no período de cheia e quatro no período de seca. Em cada área, foram escolhidos locais aleatórios, com características de remanso, onde foram realizadas amostras. As coletas para verificar a composição da ictiofauna e da dieta foram realizadas utilizando diferentes artes de pesca, como tarrafas, espinhéis, redes de arrasto, arpão, zagaia, redinha e amostras padronizadas com sete baterias de oito redes cada, de malhas variando de 1,0 a 10,0 cm entre nós adjacentes. Os tamanhos das redes foram mantidos constantes, com comprimento de 10 a 40 m e 1,5 a 5,0 m de altura, totalizando uma área de 525 m² de redes, expostas por 17 horas (das 16:00 as 9:00 horas do dia seguinte

Os exemplares capturados foram identificados, mensurados no seu comprimento total (mm), pesados (g) e fotografados. Três indivíduos de cada espécie, quando possível, foram

fixados em formaldeído (10%) e transportados ao Laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) para testemunho. A identificação dos peixes foi realizada pelo sistemata Dr. Michel Jegú e literatura específica (Britski *et al.*, 1999; Sato e Rosa, 1984; Ferreira, Zuanon e Santos, 1998; Reis *et al.*, 2003; Santos *et al.*, 2004; Soares, 2005).

Caracterização da dieta

Para caracterização da dieta foram analisados os conteúdos alimentares tratos digestórios de 36 espécies, que foram as mais abundantes em cada assembléia e para as quais foi possível coletar um número mínimo de 5 tratos digestórios com conteúdo alimentar. Os itens foram agrupados em categorias mais amplas, devido o alto grau de digestão da maioria do conteúdo alimentar encontrado.

Para padronização e melhor visualização dos resultados, os itens alimentares foram agrupados em 9 categorias alimentares: 1-Vegetal – restos de vegetais não identificados, folhas, flores e algas; 2-Insetos – insetos inteiros e partes de insetos, larvas (terrestres e aquáticos); 3-Zooplâncton; 4- Fitoplâncton; 5-Crustáceos – caranguejo e camarão; 6-Peixes – restos de peixes não identificáveis, escamas, nadadeiras e peixes inteiros; 7- Artrópodes– outros representantes do filo Arthropoda, inteiros ou suas partes; 8- Detrito – detrito orgânico em diferentes graus de decomposição associado com sedimento, algas e matéria orgânica como areia e lodo; 10- Restos de animal – partes de animais não peixes não identificáveis.

A dieta foi analisada através do método volumétrico (VO%) e de frequência de ocorrência (FO%), com auxílio de microscópio óptico (Hynes, 1950; Hyslop, 1980). O resultado da frequência de ocorrência e volume foi combinado no índice alimentar (IAi) de Kawakami e Vazzoler (1980). Com base nestes dados, a categoria preferencial e o hábito alimentar das espécies foram indicados pelos valores do $IAi \geq 0,5$. Excepcionalmente foram considerados valores a partir de $IAi \geq 0,4$, quando cada um dos demais recursos foi consumido em baixas proporções (Gaspar da Luz *et al.*, 2001). Espécies com consumo de itens co-dominantes entre itens de origem vegetal e animal, assim como consumo de itens dominantes (ou vegetal ou animal) em maior proporção com itens em proporções menores (ou vegetal ou animal), mas com percentuais acima de 20%, foram consideradas onívoras.

Apos a identificação dos itens alimentares as espécies foram classificadas em cinco grupos tróficos: 1. Herbívora – consumo predominante de folhas, frutos, flores, sementes e algas; 2. Piscívora - consumo predominante de peixes, ou tecidos de peixes como escamas, nadadeiras, restos de peixes; 3. Carnívora – consumo predominante de insetos, restos de

insetos, caranguejo, camarão, artrópodes, larvas, restos de animal ou inteiro; 4. Onívora – consumo predominante de itens de origem animal e vegetal, fito e zooplâncton, com valores do IAI semelhantes; 5. Detritívora – consumo predominante de detrito, sedimento e ou matéria orgânica não identificada.

Amplitude de Nicho

A amplitude de nicho trófico das espécies foi calculada pelo índice padronizado de Levin (Bi) (Hurlbert, 1978). O valor de Bi varia de 0 (quando a espécie consumiu principalmente um recurso alimentar) a 1 (quando a espécie consumiu todos os recursos em proporções semelhantes), e é dado pela equação: $B_i = [(\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1] (n - 1)^{-1}$, onde: Bi é o índice padronizado de amplitude de nicho, P_{ij} é a proporção do recurso alimentar j na dieta da espécie i e n é o número de recursos alimentares. Os valores foram considerados altos quando Bi > 0,6; moderados, quando o valor de Bi esteve entre 0,4 e 0,6; e baixos quando Bi < 0,4 (Novakowski *et al.*, 2008).

Sobreposição alimentar

A análise de sobreposição alimentar entre as espécies mais abundantes foi obtida calculando-se o Índice de Pianka (1973) com os dados da análise da dieta (percentuais) das espécies com um número de itens digestórios com conteúdo de ≥ 5 da assembléia de cada área. Os valores da sobreposição interespecífica foram aceitos conforme Grossman, (1986) e Novakowski *et al.*(2008), sendo considerados: altos (> 0,6), moderados (0,4 - 0,6) ou baixos (<0,4). A sobreposição de nicho em pares de espécies é dada pela equação: $O_{jk} = \sum_{(n; i)} P_{ij} * P_{ik} / \sqrt{\sum_{(n; i)} P_{ij}^2 * \sum_{(n; i)} P_{ik}^2}$, onde, O_{jk} = medida de sobreposição alimentar de Pianka entre as espécies j e k; p_{ij} = proporção do recurso alimentar i no total de recursos utilizados pela espécie j; p_{ik} = proporção do item alimentar i no total de itens utilizados pela espécie k; n = número total de itens. Tanto para os cálculos da amplitude, quanto para os cálculos de sobreposição de nicho, assumiu-se que os recursos alimentares apresentaram-se igualmente disponíveis a todas as espécies, visto que, não há informações a respeito da disponibilidade destes nos ambientes estudados (Abelha, 2007).

Diferenças entre as médias sazonais da amplitude e da sobreposição de nicho alimentar foram avaliadas através dos testes ANOVA e de Kruskal-Wallis computado pelo programa StatisticaTM (StatSoft, 2007). Foram consideradas significativas as diferenças que apresentaram $\alpha < 0.05$. Os valores foram previamente testados com o teste de Kolmogorov-Smirnov para normalidade e teste de Levene para homogeneidade das variâncias(Conover, 1990; Sokal e Rohlf, 1995)..

Modelos nulos

Para avaliar se o padrão de sobreposição observado difere do padrão gerado ao acaso (ausência de competição), os dados de abundância dos itens alimentares observados para cada espécie foram aleatorizados utilizando modelos nulos efetuando 5.000 randomizações e usando-se o algoritmo RA3 (randomization algorithm) do programa EcoSim (Gotelli e Entsminger, 2006). O programa realiza reamostragens de Monte Carlo para criar “pseudo-comunidades” (Joern e Lawlor, 1980; Winemiller e Pianka, 1990), e então compara estatisticamente os padrões das comunidades aleatorizadas com os padrões da matriz real de dados. Dessa forma, a significância estatística foi determinada através da comparação da sobreposição observada com a distribuição de valores nulos, considerando a significância com nível de $\alpha < 0,05$. Nesta análise, o processo de competição interespecífica pode estar ocorrendo quando a média de sobreposição de nicho trófico observada for menor que a média esperada pelo acaso. No caso em que a média de sobreposição de nicho trófico observada é maior que a esperada pelo acaso, sugere-se que limitações abióticas podem causar padrões similares de forrageamento entre as espécies (Gotelli e Albrecht, 2001, Abelha, 2007).

Resultados

O resultado das capturas deste estudo quantificou 1.977 peixes, dos quais 540 estômagos continham conteúdo alimentar. As espécies mais representativas em abundância utilizadas nesta análise estão relacionadas na Tabela 1.

Dieta

A análise sazonal da dieta das espécies revelou um espectro de alimentos que juntos compuseram 10 categorias tróficas: Peixes, Crustáceos, Insetos, Artrópodos, Larvas, Restos animal, Vegetal, Zooplâncton, Fitoplâncton e Detritos. A maioria dos peixes (> 51%), em todas as áreas e períodos sazonais utilizou mais de um item alimentar, exceto na área Reservatório, no período de seca, onde 55% das espécies consumiram um único tipo de recurso alimentar de acordo com a preferência de cada espécie. Em todas as áreas, o item peixes foi o mais consumido, seguido dos itens detritos e vegetal, com variações percentuais diferenciadas em todas as áreas (Tab. 1).

Na área Jusante os recursos mais utilizados nos dois períodos foram: peixes (23,91%) na cheia e detritos (18,18%) na seca. Na área Reservatório, o item vegetal (23,68%) foi mais consumido na seca e peixes (21,05%) e detritos (21,05%) na cheia. Na área Lacustre, no período de seca, dois itens foram mais consumidos: peixes e insetos com 25% cada. Na cheia,

na área Lacustre, o item insetos (21,95%) foi o de maior consumo. De outra forma, na área Montante, nos dois períodos sazonais, o item mais consumido foi peixes, com 22,58% na seca e 26,67% na cheia.

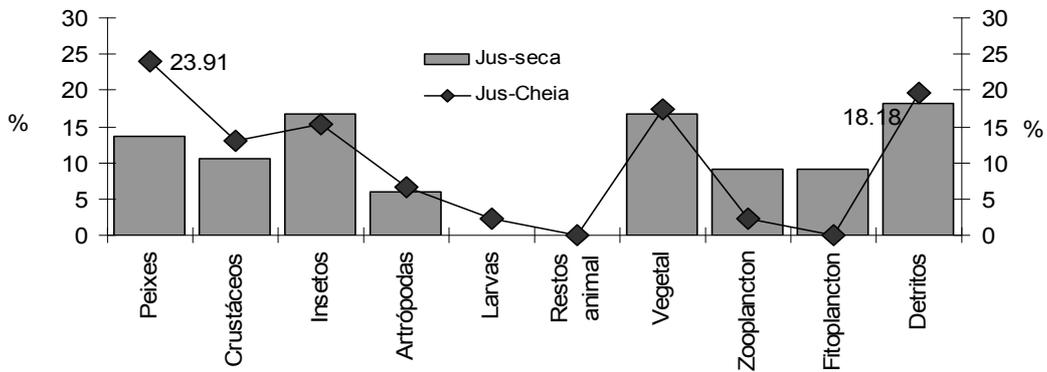


Figura 2. Media e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

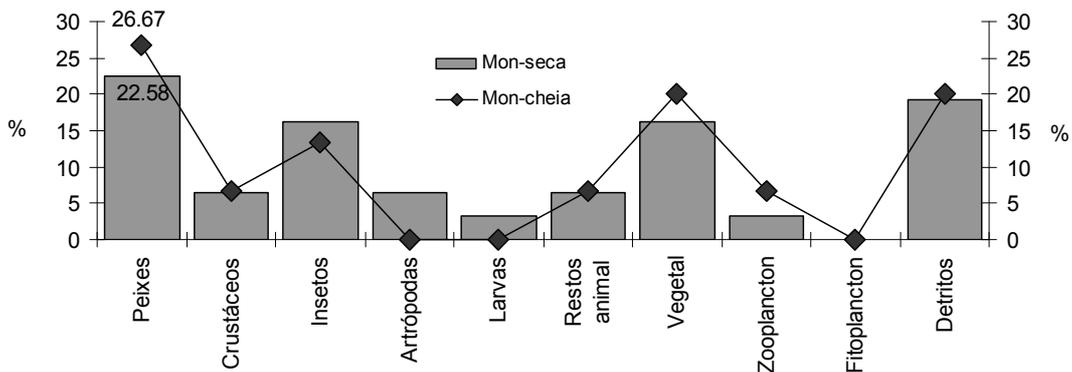


Figura 3. Media e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

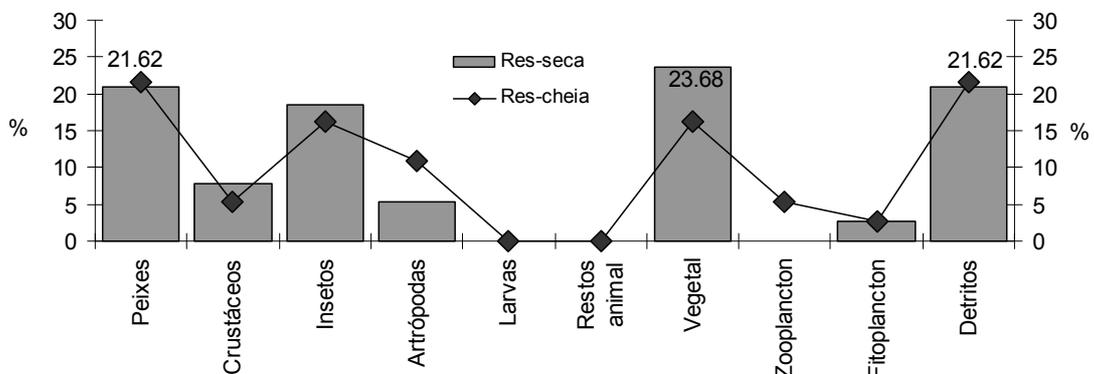


Figura 4. Media e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

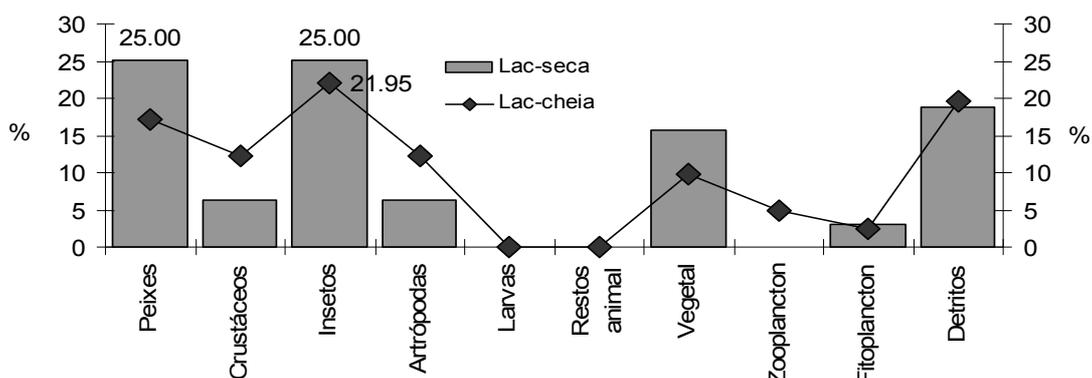


Figura 5. Média e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

As dietas de cada espécie analisada, bem como a classificação trófica das mesmas estão evidenciadas na Tabela 1. O item peixes foi o que compôs a maior parte da dieta em todas as áreas, consumido por espécies predadoras comuns a todas as áreas como *A. ucayalensis*, *B. cuvieri*, *S. gibbus*, *C. gibbosus* e *P. ornatus*. Vegetais foram consumidos tanto por espécies estritamente herbívoras como *Metynnis lippincottianus* e *Tometes trilobatus*, quanto por espécies onívoras como *Geophagus proximus*, *Hemiodus unimaculatus*, *Leporinus aff. parae*, *Leporinus affinis*, *Leptodoras sp* e *Triportheus auritus*. Da mesma forma, o item detrito foi consumido tanto por espécies de nicho estreito como *H. duriventris*, *H. plecostomus*, *P. spinosus*, *G. joselimaianus*, *H. emarginatus* que consumiram exclusivamente detrito, quanto por espécies onívoras.

Na área Jusante algumas espécies apresentaram uma dieta diversificada apresentando co-dominância de item alimentar, como *H. unimaculatus* consumindo vegetal e detrito, equitativamente. Mesma situação ocorreu nas áreas Reservatório e Lacustre, com espécies como *Geophagus proximus*, *Hemiodus unimaculatus*, *Leporinus aff. parae*, *Leporinus affinis*, *Leptodoras sp* e *Triportheus auritus* apresentando uma dieta mais diversificada, com dominância do item vegetais. *Triportheus angulatus* consumiu de forma equitativa insetos, artrópodos e vegetais, assim como *L. affinis* consumiu de forma equilibrada peixes, insetos e vegetal. Na área Lacustre e Montante *H. unimaculatus* apresentou dieta co-dominantes de detrito e vegetal.

Em relação às alterações sazonais de dieta, a análise mostrou que para as espécies que ocorreram simultaneamente nos dois períodos sazonais, a dieta foi pouco modificada, permanecendo constante nos dois períodos para a maioria das espécies. Alterações sazonais mais evidentes da dieta foram verificadas para a espécie *Pimelodus ornatus*, na área Lacustre, a qual consumiu mais itens na cheia; na área Reservatório, a espécie *Leporinus affinis*

consumiu mais itens na seca. Já, *Ageneiosus ucayalensis* e *Hemiodus unimaculatus* nesta área consumiram uma maior diversidade de itens alimentares na cheia. Na área Lacustre, as espécies *Leporinus affinis* e *Charax gibbosus* apresentaram diferença sazonal na dieta, sendo que *L. affinis* consumiu mais itens na cheia e *C. gibbosus* na seca. Na área Montante, as espécies *A. ucayalensis* e *Triportheus angulatus* consumiram mais itens na seca e *Serrasalmus guibus* na cheia (Tab. 1).

Amplitude de nicho

De forma geral, os valores da amplitude de nicho das espécies de todas as áreas e períodos juntos variaram de 0,0 a 0,65. A maioria das espécies apresentou baixos valores de amplitude de nicho em todas as áreas ($Bi < 0,3$) (Tabela 2).

Tabela 2. Matriz de Amplitude de nicho (Bi) das espécies analisadas das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP. (NC=não coletado)

Jusante			Reservatório			Lacustre			Montante		
Espécies	Bi		Espécies	Bi		Espécies	Bi		Espécies	Bi	
	Cheia	Seca		Cheia	Seca		Cheia	Seca		Cheia	Seca
<i>H. unimaculatus</i>	0.20	0.27	<i>A. falcistrostris</i>	0.00	0.00	<i>A. falcistrostris</i>	0.10	0.18	<i>A. falcistrostris</i>	0.00	0.00
<i>A. ucayalensis</i>	0.01	0.00	<i>A. ucayalensis</i>	0.07	0.00	<i>A. ucayalensis</i>	0.13	0.00	<i>A. ucayalensis</i>	0.09	0.07
<i>B. cuvieri</i>	0.00	0.00	<i>B. cuvieri</i>	NC	0.00	<i>B. cuvieri</i>	NC	0.00	<i>B. cuvieri</i>	NC	0.00
<i>S. gibbus</i>	0.00	0.00	<i>S. gibbus</i>	0.00	0.00	<i>P. ornatus</i>	0.20	0.13	<i>C. gibbosus</i>	NC	0.06
<i>H. duriventris</i>	0.00	0.00	<i>E. electricus</i>	NC	0.00	<i>C. gibbosus</i>	0.07	0.13	<i>E. electricus</i>	0.15	0.12
<i>L. af. parae</i>	0.17	0.23	<i>C. gibbosus</i>	NC	0.07	<i>S. gibbus</i>	0.00	0.03	<i>S. gibbus</i>	0.08	0.00
<i>T. trilobatus</i>	NC	0.00	<i>P. ornatus</i>	0.18	0.07	<i>G. proximus</i>	0.29	NC	<i>S. rhombeus</i>	NC	0.09
<i>C. gibbosus</i>	0.15	0.12	<i>G. proximus</i>	0.17	0.26	<i>R. affinis</i>	0.37	NC	<i>G. proximus</i>	NC	0.20
<i>P. af. falcata</i>	0.00	NC	<i>H. unimaculatus</i>	0.28	0.20	<i>H. unimaculatus</i>	0.33	0.20	<i>H. unimaculatus</i>	NC	0.17
<i>H. plecostomus</i>	0.00	0.00	<i>H. aimara</i>	0.00	NC	<i>L. affinis</i>	0.41	0.12	<i>Leptodoras sp.</i>	0.20	0.15
<i>P. squamosissimus</i>	0.17	0.35	<i>L. af. parae</i>	0.18	0.18	<i>P. blochii</i>	NC	0.13	<i>T. angulatus</i>	0.14	0.22
<i>P. spinosus</i>	0.00	0.00	<i>L. affinis</i>	NC	0.05	<i>T. angulatus</i>	NC	0.28	<i>T. auritus</i>	0.08	0.10
<i>A. falcatus</i>	0.07	0.00	<i>Leptodoras sp.</i>	NC	0.09	<i>T. auritus</i>	0.59	0.03	<i>P. af. falcata</i>	NC	0.00
<i>A. bimaculatus</i>	NC	0.10	<i>T. angulatus</i>	0.28	0.28	<i>C. inornata</i>	0.00	0.00	<i>P. spinosus</i>	NC	0.00
<i>M. lippincottianus</i>	0.00	0.17	<i>T. auritus</i>	0.07	0.07	<i>P. af. falcata</i>	0.00	0.00	<i>H. plecostomus</i>	0.00	0.00
<i>L. affinis</i>	0.28	NC	<i>P. af. falcata</i>	0.00	0.00	<i>P. spinosus</i>	NC	0.00	<i>C. inornata</i>	NC	0.00
<i>G. proximus</i>	0.13	0.13	<i>P. spinosus</i>	NC	0.00	<i>P. fourcroi</i>	0.20	NC	NC	NC	NC
<i>G. joselimaianus</i>	NC	0.00	<i>C. inornata</i>	0.00	0.00	<i>H. plecostomus</i>	NC	0.00	NC	NC	NC
<i>L. petiti</i>	NC	0.26	<i>H. plecostomus</i>	NC	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>H. unitaeniatus</i>	0.07	NC	<i>P. galeatus</i>	0.37	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>P. ornatus</i>	NC	0.07	<i>M. lippincottianus</i>	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>R. lapidifer</i>	NC	0.45	<i>R. affinis</i>	0.41	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>S. acuticeps</i>	NC	0.65	<i>T. trilobatus</i>	NC	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>B. notata</i>	NC	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>C. flavescens</i>	NC	0.33	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>H. microlepis</i>	NC	0.12	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>H. emarginatus</i>	NC	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>P. flavipinnis</i>	NC	0.20	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>M. chrysargyrea</i>	0.07	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>R. affinis</i>	0.17	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>T. albus</i>	0.24	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>P. fourcroi</i>	0.12	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>T. auritus</i>	0.07	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>T. trifurcatus</i>	0.20	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>H. aimara</i>	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>P. oligospila</i>	0.00	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC
<i>R. septentrionalis</i>	NC	0.41	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC	NC

Em todas as situações, observa-se um elevado número de espécies com valores de $Bi=0,00$ (>50%), e, algumas espécies que apresentaram uma amplitude de nicho mais elevada que 0,31, como *S. acuticeps* ($Bi=0,65$), na área Jusante no período de cheia. A maior frequência de valores inferiores a 0,3, em todas as áreas, evidencia um padrão reduzido de nicho trófico. No entanto, nas áreas Lacustre e Reservatório, no período de cheia e, na área Jusante, na seca, as espécies apresentaram uma maior variação, com valores superiores a 0,31, evidenciando um padrão de nicho mais amplo nestas áreas, em oposição à área Montante, que demonstra nichos estreitos (Fig. 2 e 3) (Tabela 2).

A aplicação da ANOVA não evidenciou diferenças significativas entre as áreas ($F(3;72) = 2,5301$; $p = 0,0639$), sazonalidade $F(1, 127)=2,8002$; $p=0,09671$) e nem na interação área-sazonalidade em todas as áreas ($F(3, 127)=4,1386$; $p=0,0776$) (Fig. 2).

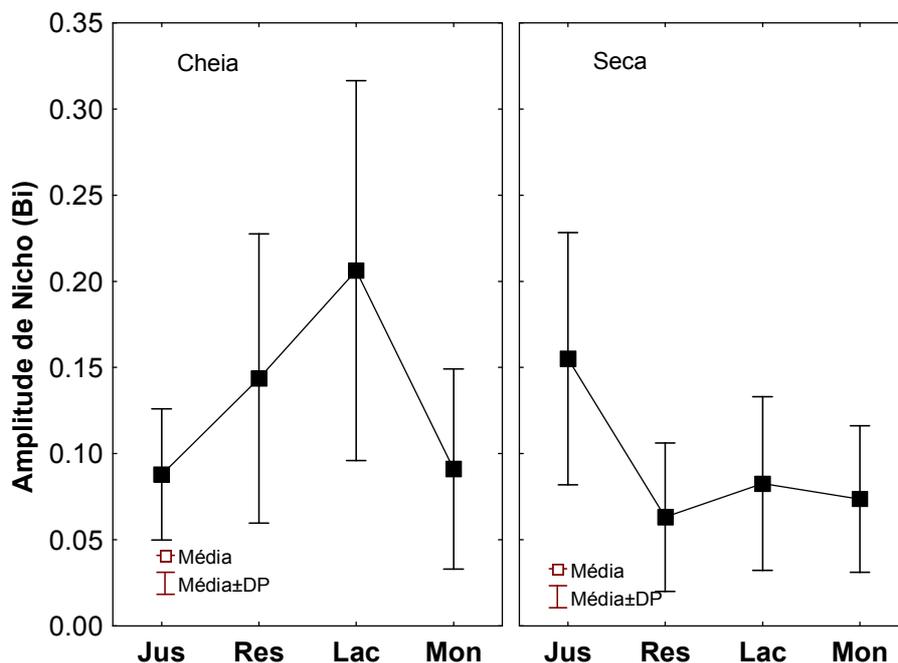


Figura 6. Media e desvio padrão da amplitude de nicho trófico sazonal das espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

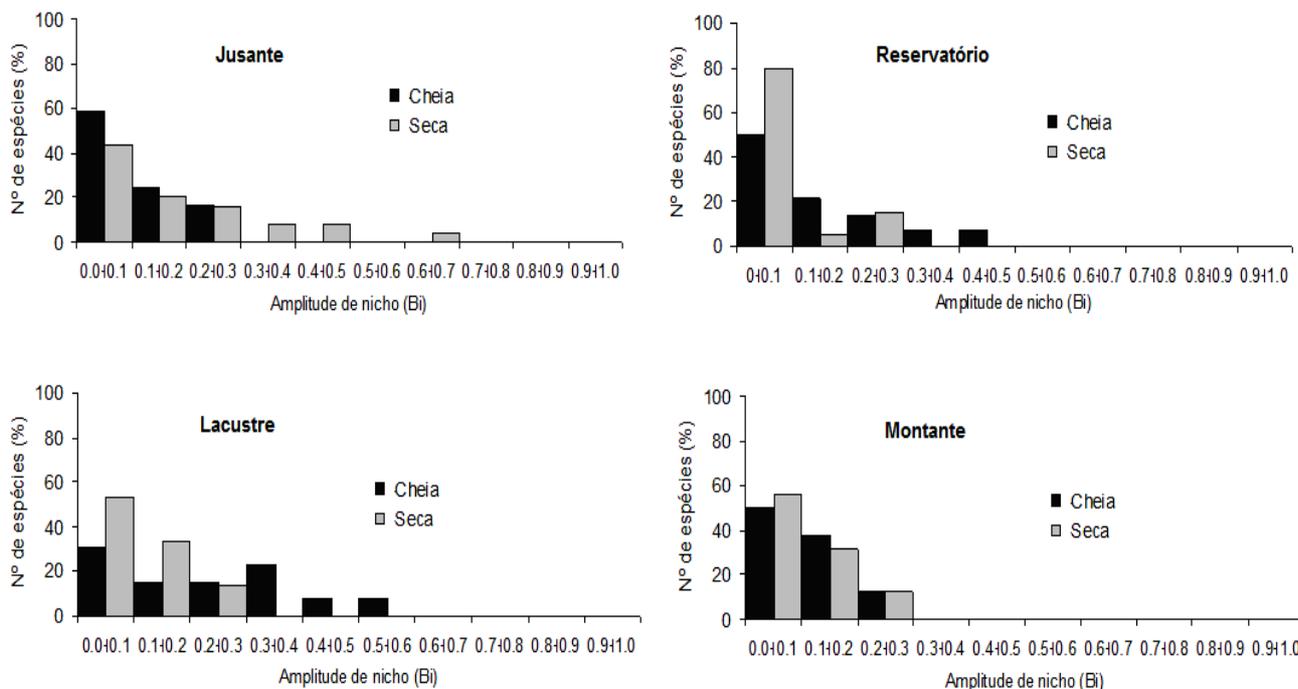


Figura 7. Distribuição de freqüência sazonal da amplitude de nicho trófico de espécies de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.

Sobreposição de nicho

A análise de sobreposição alimentar evidenciou valores elevados do índice de Pianka (O_i) para a maioria dos pares de espécies (>50%) em todas as áreas de estudo. Os valores sazonais médios com seus desvios padrões de cada área resultaram conforme a seguir: Jus (cheia= $0,33\pm 0,16$; seca= $0,31\pm 0,12$), Res (cheia= $0,40\pm 0,16$; seca= $0,39\pm 0,26$), Lac (cheia= $0,32\pm 0,13$; seca= $0,42\pm 0,34$) e Mon (cheia= $0,26\pm 0,19$; seca= $0,38\pm 0,35$). A sobreposição média entre os pares de espécies das assembléias de todas as áreas não diferiram significativamente entre as áreas (KW-H (3;72) = 0,9296; $p = 0,8183$) e nem entre os períodos sazonais (U: $p > 0,05$) (Fig. 5) (Tabelas 1 a 8 Anexo).

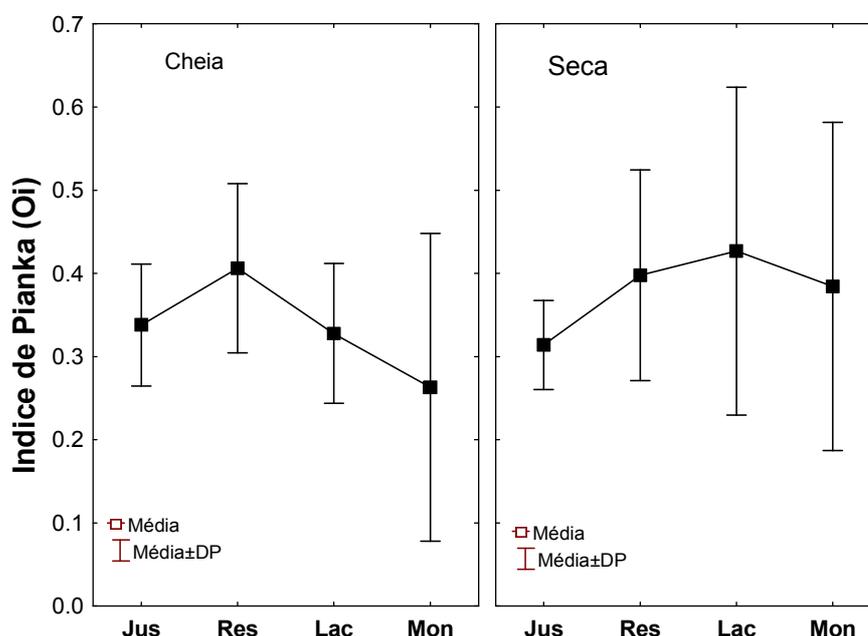


Figura 8. Média e desvio padrão sazonal da sobreposição alimentar (índice de Pianka- O_i) entre pares de espécies de peixes nas áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP.

Em geral, valores de sobreposição alimentar elevados ocorreram entre os pares de espécies com hábitos alimentares mais restritos, como os piscívoros (*A. ucayalensis*, *A. falcirostris*, *P. ornatus*, *B. cuvieri*, *S. gibbus*, *S. rhombeus*, *E. electricus*, *H. aimara*) e detritívoros (*C. inornata*, *P. aff falcata*, *H. plecostomus*, *P. spinosus*, *B. notata*, *H. duriventris*, *P. oligospila*), e algumas espécies onívoras como *T. auritus*, *T. angulatus*, *L. affinis*, *G. proximus*, *H. unimaculatus* que apresentaram consumo acentuado de vegetais, insetos e detritos.

Espécies de hábitos alimentares herbívoros apresentaram sobreposições alimentares elevadas entre si, como entre *T. trilobatus* e *M. lippincottianus*, e com espécies onívoras,

como *L. affinis*, *L. aff. parae*, as quais apresentaram consumo expressivo de vegetais, insetos e detritos. A espécie *P. folcroy* apresentou dieta diversificada, consumindo preferencialmente peixes, mas também insetos, zooplâncton e detritos, o que determinou sobreposição alimentar desta espécie com espécies piscívoras e onívoras.

Os valores mais elevados de sobreposição ($O_i > 0.6$) ocorreram principalmente nas áreas Montante na cheia (37,5%), Reservatório na seca e cheia (35,5%) simultaneamente, e Jusante, na seca e cheia (31,5%). Na área Lacustre (seca=28,57%; cheia= 26,39) a frequência de valores elevados de sobreposição foi menor, assim como na área Montante na seca (26,5%). Esses altos valores de $O_i > 0,6$ sugerem a possibilidade de competição interespecífica entre os pares de peixes estudados com valores acima de 0,6.

A análise de sobreposição alimentar utilizando os modelos nulos (RA3) apresentou valores de sobreposição alimentar observados significativamente maiores que os valores esperados ao acaso ($p < 0,05$), não refletem padrões de competição interespecífica nos dois períodos sazonais e em todas as áreas (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados dos testes de probabilidade dos modelos nulos (RA3) entre as médias observadas e esperadas de sobreposição de nicho trófico para as assembleias de peixes das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes - AP. (pobs= p-valor das médias observadas; pesp=p-valor das médias esperadas).

Área/Sazonalidade	Média observada	Média simulada	pobs > pesp
Jusante-seca	0,33	0,24	0,001
Jusante-cheia	0,34	0,17	0,000
Reservatório-seca	0,34	0,17	0,000
Reservatório-cheia	0,38	0,24	0,001
Lacustre-seca	0,34	0,19	0,001
Lacustre-cheia	0,35	0,25	0,005
Montante-seca	0,28	0,16	0,001
Montante-cheia	0,31	0,15	0,010

Discussão

Em ambientes represados ou impactados são esperadas alterações no comportamento alimentar de populações de peixes, decorrentes, principalmente, de mudanças na disponibilidade de recursos alimentares e da plasticidade das espécies (Agostinho *et al.*, 1999). A dominância de espécies generalistas aumenta enquanto as fontes específicas de alimento se tornam menos disponíveis, isto é, quando as circunstâncias de degradação reduzem a abundância de determinadas presas. Deste modo, uma estratégia oportunista torna os generalistas bem sucedidos, já que estão em melhores condições em circunstâncias de degradação (Karr *et al.*, 1986).

Na presente análise, o comportamento alimentar oportunístico evidenciado para as espécies de nicho trófico mais amplo como *L. affinis* e *C. ghibosus* esteve relacionado ao direcionamento de suas dietas para recursos variados e com maior disponibilidade em cada período sazonal. No outro extremo, o comportamento alimentar das espécies com nicho trófico mais estreito, como as piscívoras *H. aimara*, *B. cuvieri* e *S. gibbus*, se justifica à abundância de espécies forrageiras nas áreas como *H. unimaculatus*. As demais espécies de nível mais estreito como as herbívoras e detritívoras deveram sua categorização trófica à grande abundância dos itens de suas dietas nas áreas, como recursos alóctones, oriundos da floresta ripária e de outros ecossistemas do entorno, sob a forma de frutos, sementes e folhas, e recursos autóctones como algas e detritos.

Algumas espécies piscívoras, mas com atitudes oportunísticas como *A. falcistrotris* e *P. ornatus*, apresentaram variação alimentar, adicionando itens alimentares às suas dietas conforme a disponibilidade sazonal, evidenciando um comportamento alimentar piscívoro-onívoro de acordo com a oportunidade. Esta plasticidade alimentar é uma estratégia imprescindível para manutenção de peixes em ambientes represados como os reservatórios, onde, na maioria destes ambientes, a alteração sazonal impõe mudanças na disponibilidade de alimentos (Araujo-Lima *et al.*, 1995; Delariva, 2002; Agostinho, 2005).

No presente estudo, as maiores freqüências dos itens alimentares peixes, crustáceos, insetos, vegetal e detritos na dieta dos peixes das quatro áreas, revelam um padrão de dieta semelhante aos de reservatórios brasileiros antigos e de pequeno porte, onde, os principais itens alimentares consumidos pelos peixes foram insetos, zooplâncton e detritos, assim como, ao padrão de reservatórios maiores como Curuá-Una (PA), Itaipu (PR) e Tucuruí (PA), nos quais, a dieta dos peixes apresentou maior consumo de peixes, insetos, microcrustáceos e algas (Ferreira, 1984; Hahn *et al.*, 1998; Mérona *et al.*, 2001). Este

padrão de alto consumo dos peixes, bem como de detritos, em todas as áreas deste estudo retrata uma situação recorrente e esperada para comunidade de peixes sul-americanos, principalmente em reservatórios (Mérona *et al.*, 2001; Loureiro, 2000).

O baixo consumo de plâncton em todas as áreas, assim como a ausência de espécies com uma dieta especializada neste item, ratifica o padrão de baixa ocorrência de planctívoros em reservatórios, como reportado em diferentes locais por outros autores como Agostinho *et al.* (1994), Hahn *et al.* (1998), Mérona *et al.* (2001) e Delariva (2002). No presente estudo, as características ambientais das áreas Montante, Reservatório e Lacustre, considerados ambientes com baixa produtividade primária, evidenciado tanto pela baixa ocorrência de macrófitas aquáticas quanto por fitoplâncton na dieta dos peixes pode ter influenciado o não estabelecimento de espécies planctófagas nestas áreas ao longo do desenvolvimento do reservatório.

Na área Jusante, o plâncton foi mais consumido que nas demais áreas, mas ainda em baixas proporções. Esta situação, possivelmente ocorreu devido à maior disponibilidade deste recurso nesta área que apresenta maior heterogeneidade ambiental, com lagoas marginais ricas em nutrientes que possibilitam o desenvolvimento do fitoplâncton, o qual pode ter se deslocado para o rio, na vazante. Marzof (1990) reporta que, em ambientes lóticos, o zooplâncton é raro, efêmero ou mesmo inexistente, o que limita o número de espécies que usam este tipo de recurso, como evidenciado em todas as áreas deste estudo.

A ausência de espécies estritamente planctófagas em todas as áreas sugere também que no rio, em sua fase pré-barramento, não havia muitas espécies planctófagas, caso contrário, a ocorrência de espécies desta categoria trófica seria detectada nas áreas que ainda mantêm suas características originais de rio, como Jusante e Montante.

A presença expressiva de vegetais na dieta das várias espécies que ocorreram tanto na área Reservatório quanto nas demais áreas pode estar relacionada à relativa disponibilidade deste recurso oriundo da floresta ripária ao longo das áreas, contribuindo com frutos, sementes, folhas e algas filamentosas. Essa situação ratifica que a colonização por espécies herbívoras em ambientes como os reservatórios está relacionada tanto à composição da ictiofauna original do rio antes do barramento (Agostinho *et al.*, 1999; Abelha, 2007) quanto à disponibilidade deste recurso, oriundo principalmente da vegetação ripariana (Goulding e Barthem, 1997).

O pequeno número de espécies com dieta estritamente herbívora nas áreas represadas deste estudo está de acordo com os resultados encontrados por Mérona et al. (2003) e Casatti et al. (2003). Segundo estes autores, as espécies com dieta herbívora em reservatórios recém-formados alteram gradualmente sua dieta para outros itens alimentares não vegetais, diminuindo significativamente o número de espécies com este hábito alimentar ao longo do processo de amadurecimento do reservatório, como registrado no reservatório de Rosana, onde, de nove espécies herbívoras pré-barramento, seis alteraram sua dieta para o consumo de invertebrados na fase pós-barramento (Casatti et al., 2003).

A grande abundância de espécies-presa de grande potencial biótico e rápida renovação de estoque natural como *Hemiodus unimaculatus* (onívoro), *Curimata inornata* (detritívora), *Ageneiosus ucayalensis* (piscívoro), *Geophagus proximus* (onívoro), entre outras presentes em todas as áreas deste estudo, possibilitaram o sucesso na colonização das áreas represadas por espécies piscívoras. Da mesma forma, a grande abundância de espécies detritívoras como *C. inornata*, *Psectrogaster aff falcata* e *Pseudacanthicus spinosus* refletem a grande disponibilidade de detritos na região, bem como, a abundância de espécies-forrageiras para os piscívoros.

Os itens crustáceos, insetos, artrópodos, larvas e restos de animais foram consumidos mais como complementação da dieta de muitas espécies, exceto para *M. chrysargyrea* e *G. proximus* que ingeriram, em grandes proporções os itens crustáceos e insetos, respectivamente. Estudos demonstram que após o barramento de um rio muitas espécies reduzem a ingestão de crustáceos e insetos, tornando-se essencialmente piscívoras (Agostinho et al., 1992; Santos, 1995; Delariva, 2002). Em todas as áreas houve abundância de camarões do gênero *Macrobrachium* registrado nas coletas de arrasto como fauna acompanhante, de forma mais pronunciada nas áreas represadas, o que evidencia a disponibilidade deste recurso para a ictiofauna.

O item crustáceos mostrou ser também um recurso coadjuvante na dieta dos piscívoros e um item co-dominante na dieta dos onívoros. A grande concentração de troncos, galhos e folhas oriundos da floresta ripária que caem na água, principalmente nas áreas represadas, promovem maior heterogeneidade ambiental, além de substrato para o desenvolvimento de perifíton, favorecendo a colonização por invertebrados aquáticos como crustáceos (Takeda e Fujita, 2004), fato que justifica a disponibilidade de insetos aquáticos, crustáceos e outros artrópodos presentes na dieta dos peixes analisados.

As espécies cujas dietas foram menos afetadas pelas alterações sazonais foram aquelas pertencentes às guildas piscívora, herbívora e detritívora, o que é justificado pela abundância de seus recursos alimentares nos dois períodos sazonais. As mudanças sazonais, em pequenas proporções, na dieta das espécies das demais guildas, possivelmente deveram-se às alterações sazonais da disponibilidade de seus itens tróficos preferenciais.

Nas áreas Lacustre e Reservatório, a alteração sazonal da dieta de *P. ornatus*, *C. gibbosus* e *A. ucayalensis*, apresentando uma dieta mais diversa na cheia, pode estar relacionada à maior variedade e disponibilidade de recursos alimentares neste período, bem como à maior dispersão dos peixes-presas, que diminui a possibilidade de predação, indicando que, entre os piscívoros de reservatórios, o período de cheia pode ser o de maior competição, já que na seca, os peixes ficam mais concentrados nas áreas, o que aumenta a possibilidade e eficiência de predação. As espécies não-piscívoras como *L. affinis* também apresentaram maior diversificação de dieta no período de cheia, neste caso, a diversificação da dieta pode indicar a maior disponibilidade de alimentos principalmente de origem alóctone (animal e vegetal), carregados pelas águas pluviais e pela inundação da vegetação ripária, no período de águas altas.

A coexistência de espécies com o mesmo nicho trófico depende da largura de seus nichos e do grau com que eles se sobrepõem (Pielou, 1972; Evans, 1983). No presente estudo, os baixos valores de amplitude de nicho para a maioria das espécies de todas as áreas pode ter sido em virtude da maior riqueza e abundância de espécies especialistas da guilda piscívora, bem como pelo consumo preferencial de determinados recursos alimentares por espécies pertencentes às guildas tróficas mais generalistas, como a onívora.

Na presente análise, espécies com dietas especializadas e espécies generalistas mostraram que fizeram uso de vários itens alimentares de acordo com a disponibilidade dos mesmos. Esta situação sugere que tanto a sazonalidade para as espécies mais generalistas, quanto a abundância de recursos preferenciais para as espécies troficamente especializadas são fatores que determinam seus tipos de dieta e suas alterações, revelando suas plasticidades alimentar para se adaptar a uma variedade de recursos. Essa característica oportunista não significa que as espécies possam usar todo o espectro de recursos alimentares disponíveis, mas que podem mudar de uma fonte alimentar para outra, de acordo com a necessidade (Gerking, 1994).

Apesar do teste ANOVA não detectar diferença sazonal da amplitude de nicho para as assembléias de todas as áreas, nas áreas Reservatório e Lacustre, o maior valor de amplitude na cheia, está de acordo com o que outros autores observaram em diferentes ambientes (Zaret e Rand, 1971; Prejs e Prejs, 1987; Machado-Allison, 1990) e indicam que o período de cheia disponibiliza maior diversidade e abundância de recursos. No presente estudo, a grande amplitude dos valores da amplitude de nicho nas duas áreas represadas indica que o teste ANOVA pode não ter sido adequado para verificar as diferenças sazonais.

De acordo com Mérona et al. (2003), a baixa amplitude trófica encontrada em espécies de reservatórios, como observado nas áreas represadas do presente estudo, indica que espécies com dieta generalista tiveram suas populações reduzidas ou mesmo extintas dessas áreas com a estabilidade ambiental alcançada ao longo do processo de envelhecimento do reservatório. Esta situação foi possível de ter ocorrido nas áreas Reservatório e Lacustre no presente estudo, evidenciada pela presença de espécies generalistas registradas na área Jusante e não registradas nas áreas represadas, como *R. lapidifer*, *S. acuticeps*, *C. flavescens* entre outras. Esta situação pode ter sido influenciada principalmente, por interações competitivas entre aquelas espécies mais especializadas e pela alta piscivoria, a qual é exercida, permanentemente, por algumas espécies e, oportunisticamente, por outras que atuam temporariamente como piscívoros, aproveitando a alta disponibilidade de indivíduos jovens que servem de presas ou de indivíduos de espécies forrageiras (Agostinho e Júlio Jr., 1999). Além disso, ressalta-se que, em peixes, as mudanças da dieta do tipo generalista para especialista é um fato recorrente na fase pós-barramento em reservatórios (Mérona et al., 2001; Delariva, 2002), o que aumenta o número de espécies com baixa amplitude de nicho.

É razoável admitir que a adoção de uma estratégia alimentar mais especializada seria vantajosa em reservatórios antigos (Delariva, 2002; Abelha, 2007) e poderia, em parte, justificar o predomínio de nichos estreitos observados neste estudo, visto que o reservatório da UHE Coaracy Nunes é um reservatório antigo, com mais de 40 anos desde a sua formação. Além do mais, as baixas amplitudes de nicho observadas sugerem que a amplitude de nicho não foi um fator de muita importância na regulação da diversidade de espécies das áreas Reservatório e Lacustre deste estudo e de outros reservatórios (Agostinho et al., 2005; Abelha, 2007), ressaltando que, teoricamente espera-se a redução da amplitude de nicho com o aumento do número de espécies (Schoener, 1974).

Na área Jusante, os maiores valores de amplitude de nicho na seca podem estar relacionados tanto à diminuição da heterogeneidade ambiental e da abundância de recursos, quanto à densificação da ictiofauna em consequência da redução do nível do rio neste período sazonal, que impõe um processo de competição mais pronunciado, o que forçaria as espécies menos eficientes em termos de competição e/ou com dieta estrita, a alterar ou complementar suas dietas com outros itens alimentares e assim coexistirem (Pielou, 1972; Aranha, 2000). Fato inverso foi observado na cheia, quando aumenta a diversidade de nichos disponíveis e recursos alimentares, o que possibilita a manutenção de uma ictiofauna de nicho trófico mais estreito, que otimiza o seu forrageamento, consumindo o item ou, os itens que são de sua preferência.

Teoricamente a sobreposição de nicho entre duas espécies pode resultar na exclusão competitiva, entretanto, a sobreposição também pode indicar a segregação entre espécies permitindo a coexistência, e não necessariamente um indicativo de competição, visto que, mesmo na abundância de um recurso pode haver sobreposição elevada (Mathews, 1998). A competição ocorre quando a sobreposição de nicho é alta e os recursos são limitados, caso contrário, as sobreposições com coexistência indicam que os indivíduos tendem a minimizar os efeitos da competição tornando-se mais especialistas, generalistas ou partilhando os recursos (Ricklefs, 2003; Begon, 2006).

Os elevados valores de sobreposição de nicho encontrados para as categorias tróficas de piscívoros e detritívoros em todas as áreas do presente estudo podem ser reflexo do efeito de agrupamento dos itens alimentares em uma categoria mais ampla, no caso, o item peixes e detritos. Esta situação pode levar a uma superestimativa no grau de sobreposição (Uieda, 1983; Sabino e Castro, 1990), pois não segrega as dietas em suas particularidades. Além disso, a grande abundância do recurso peixes e detritos possibilitou seus consumos intensos, determinando valores altos de sobreposição trófica entre as espécies de cada guilda e, em alguns casos, com espécies de outras guildas, sem no entanto, determinar uma competição excludente entre as espécies, mesmo evidenciando um padrão de alta sobreposição alimentar.

Para a categoria dos detritívoros, as sobreposições elevadas estiveram relacionadas à grande abundância deste recurso, em todas as áreas, oportunizando seu uso por várias espécies estritamente detritívoras e por outras oportunísticas. Esta situação promoveu valores altos de sobreposição alimentar entre os detritívoros, sem ter, necessariamente, ocorrido processo de competição, pois, nestas condições, as espécies se segregam espaço-

temporalmente durante a captura do alimento, principalmente em locais com maior heterogeneidade e complexidade ambiental (Mathews, 1998; Schoener, 1974).

Mesmo aquelas espécies que apresentam dietas mais especializadas podem explorar recursos alimentares que se tornam mais abundantes (Vidotto-Magnoni, 2009). Assim, a ausência de competição pode ser evidenciada por elevados índices de sobreposição de nicho, o que ocorre quando os recursos partilhados são abundantes ou irrelevantes para uma das espécies (Colwell e Futuyma, 1971).

As sobreposições entre os onívoros deste estudo, principalmente das áreas represadas, refletem a alta abundância de seus recursos alimentares, principalmente vegetais, insetos e crustáceos (camarões). De outra forma, as altas sobreposições entre onívoros e espécies de outras guildas estão relacionadas às alterações oportunísticas da dieta das espécies mais especializadas como os piscívoros, as quais passaram a explorar outros recursos alimentares como crustáceos e insetos para minimizar uma possível competição com espécies de sua guilda de origem.

Schoener (1974) e Marti et al. (1993) ponderam que entre os predadores, a segregação é realizada de forma mais freqüente pelo período de atividade, devido à variação das atividades das presas. Além disso, esses autores consideram outros fatores importantes na sobreposição de nicho, como o tamanho relativo dos predadores e presas, o modo de forrageio do predador, a diversidade de presas e a duração do dia e da noite. O mesmos autores sugerem que a heterogeneidade do hábitat pode permitir a segregação entre os predadores.

A mesma inferência é feita por outros autores que admitem que a sobreposição por si só não pode ser interpretada unicamente como competição, pois as distribuições das espécies na coluna d'água, o horário de forrageamento e a abundância relativa das espécies devem ser consideradas (Goulding, 1980; Araújo-Lima *et al.*, 1995; Gerking, 1994).

Em muitos casos, um competidor não interage diretamente com o outro, mas o fato de explorarem um mesmo recurso reduzindo a sua disponibilidade no ambiente caracteriza uma competição por exploração (Ricklefs, 2003). De outra forma, a ausência de competição é esperada quando as espécies partilham recursos abundantes (Pianka, 2000). Esta situação de ausência competitiva foi observada entre espécies com dietas piscívora e detritívora nas áreas do presente estudo, apesar dos resultados de sobreposição de nicho serem elevados.

De fato, a competição é um processo evitado entre as espécies, pois quando um processo competitivo se estabelece, os indivíduos tendem a minimizar seus efeitos tornando-se mais especialistas, generalistas ou partilhando o recurso (Whittaker, 1965; Odum, 1988; Ricklefs, 2003; Begon, 2006). Situações semelhantes a estas foram evidentes nas áreas em estudo, principalmente, entre as espécies piscívoras e onívoras que minimizaram o processo de competição intraguilda, alterando suas dietas e partilhando recursos com espécies de outras guildas, como verificado entre as espécies *P. ornatus* e *A. falcistrostris* da guilda piscívora e *L. affinis* e *H. unimaculatus* da guilda onívora.

Outra situação a ser considerada é a baixa densidade das espécies nas áreas Reservatório e Lacustre, que sugere que suas populações sejam relativamente estáveis, mantidas em densidades inferiores à capacidade suporte do ambiente. Nessas situações, pode haver uma competição parcial, menos intensa, em que as adaptações individuais de cada espécie permitem a coexistência, ou então, a ausência de competição interespecífica como um mecanismo regulador (MacArthur, 1972; Jackson *et al.*, 2001).

A modelagem nula realizada evidenciou valores médios de sobreposição de nicho significativamente superiores aos estimados pelo modelo. Esta situação sugere que a competição interespecífica não está sendo um processo contundente na coexistência das espécies das assembleias de peixes em todas as áreas deste estudo e que as mesmas partilham os recursos de maior abundância. Nesta condição, a ausência de competição é esperada (Pianka, 2000) e as variações dos fatores abióticos determinam as variações populacionais, como a alteração diária e imprevisível do nível da água do reservatório que promove um estado permanente de instabilidade nas zonas litorâneas das áreas represadas e à jusante, afetando atividades de alimentação, reprodução e defesa das espécies (Agostinho *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 2005).

É relevante ressaltar que a competição é um mecanismo importante na manutenção das populações, mas não comum (MacArthur, 1972; Jackson *et al.*, 2001), devido a partilha de recursos. Em muitos casos, um competidor não interage diretamente com o outro, mas o fato de explorarem um mesmo recurso, mesmo em abundância, mas com possibilidade de redução do mesmo, caracteriza uma competição de exploração (Ricklefs, 2003).

Conclusão

Os resultados obtidos no presente trabalho permitem concluir que as espécies das assembleias de peixe das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes partilham seus

recursos preferenciais, devido à abundância dos mesmos, porém, na limitação destes, algumas espécies alteram suas dietas para evitar a competição, indicando que este processo biológico não é o principal fator a estruturar as assembléias de peixes das quatro áreas, mas uma variável temporariamente coadjuvante, que contribui na modulação das atividades tróficas das espécies, ora como interferência direta, ora como vetor indireto de alteração da dieta das espécies de menor eficiência competitiva, entendendo que os padrões evidenciados no presente estudo não podem ser considerados como situações fixas.

Bibliografia

- Abelha, M. C. F.; Goulart, E.; Kashiwaqui, E. A. L.; Silva, M. R., 2006: *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology* **4**: 349-356.
- Abelha, 2007: Ictiofauna de reservatórios paranaenses: nicho trófico, competição e estrutura populacional. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Agostinho, A. A., 1992: Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. *In*: Agostinho, A. A.; Benedito-Cecilio, E. ; Isaac Nahum. eds. Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia do Brasil. Maringá, EDUEM. p. 106-121.
- Agostinho, A. A.; Júlio Jr., H. F.; Borghetti, J. R., 1992: Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar* **14**:89-107.
- Agostinho, A. A.; Júlio, H. F., JR.; Petreire, M., JR. 1994: Itaipu reservoir (Brazil): impacts of the impoundment on the fish fauna and fisheries. *In*: COWX, I. G. ed. Rehabilitation of freshwater fisheries.
- Agostinho, A. A.; Júlio-Júnior, H.F.1999: Peixes da bacia o alto rio Paraná. *In* Estudos Ecológicos de comunidades de peixes tropicais (R.H. Lowe-McConnell, ed.). EdUSP, São Paulo, p. 347-400.
- Agostinho, A. A.; Miranda, L. E.; Bini, L. M.; Gomes, L. C.; Thomaz, S. M.; Suzuki, H. I., 1999: Patterns of Colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. *In*: Tundisi, J. G.; Straškraba, M. *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos: International Institute of Ecology. 585p. 227-265 pp.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Gomes, L. C., 2005: Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*. **1**(1): 70-78.
- Aranha, J. M. R., 2000: A influência da instabilidade ambiental na composição e estrutura trófica da ictiofauna de dois rios litorâneos. Tese de Doutorado, PPG-UFSCar, 130 pp.
- Araújo-Lima, C. A. R. M.; Agostinho, A. A. ;Fabr e, N. N.,1995: Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. *In* Limnology in Brazil.(J.B.Tundisi, C.E.M. Bicudo &T. Matsumura-Tundisi). Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society, São Paulo, 105-136.

- Barthem, R. & M. Goulding. 1997: The catfish connection: ecology, migration and conservation of Amazonian predators. New York, Columbia University Press, XVI+144 p.
- Begon M.; Townsend, C. R.; Harper, J. L., 2006: Ecology: from individuals to ecosystems. Blackwell Science, Oxford.
- Casatti, L.; Mendes, H. F.; Ferreira, K. M., 2003: Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **63**(2): 213-222.
- Colwell, R. K.; Futuyma, D.J., 1971: On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, Durhan, **52** (4): 567-576.
- Delariva, R. L., 2002: Ecologia trófica da ictiofauna do Rio Iguaçu, PR, e efeitos 'decorrentes do represamento de Salto Caxias. Tese de Doutorado. Curso de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá. 65 p.
- Esteves, K. E.; Galetti, P. M., 1994: Feeding ecology of *Moenkhausia intermedia* (Pisces, Characidae) in a small oxbow lake of Mogi-Guaçu River, São Paulo, Brazil. *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen* **25**: 2198-2204.
- Evans, S., 1983: Production, Predation and Food Niche Segregation in a Marine Shallow Soft - Bottom Community. *Marine Ecology* **10**: 147 - 157.
- Fièvet, E.; Roux, A. L.; Redaud, L.; Se'randour, J.M., 2001: Conception des dispositifs de franchissements pour la faune amphidrome (crevettes et poissons) des cours d'eau antillais: une revue. *Bulletin Francaise de la Pêche et de la Pisciculture*, Boves: 241-256.
- Eletronorte. 1997. [www.eletronorte](http://www.eletronorte.com).
- Ferreira, E. J. G., 1984: A ictiofauna da represa hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. *Amazoniana. Kiel.* **3**: 351-363.
- Gaspar da Luz, K. D.; Abujanra, F; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C., 2001: Caracterização trófica de três lagoas na planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum* **23** (2): 401-407.
- Gerking, S. D., 1994: Feeding ecology of fish. San Diego, Academic. 416p.
- Gotelli, N. J.; Entsminger, G. L., 2006: EcoSim: nullmodels software for ecology. Version7. Acquired Intelligence Inc. and Kesey-Bear. Jericho, VT05465. <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>.
- Goulding, M., 1980: The fishes and the forest: explorations in amazon natural history. Berkeley: University of Califórnia Press. 280p.
- Hahn, N. S.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Bini, L. M., 1998: Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná – Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência* **23** (5):229-235.

- Hahn, N. S.; Fugli, R.; Lourero-Crippa, V. E.; Peretti, D.; Russo, M. R., 2004: Trophic structure of the fish fauna *In*: Agostinho, A. A.; Rodrigues, L.; Gomes, L. C.; Thomaz, S. M.; Miranda, L. E. eds. Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Maringá, EDUEM. p. 139-143.
- Hyslop, E. J., 1980: Stomach contents analysis - a review of methods and their application. *J. Fish Biol* **17**:411-429.
- Hurlbert, S. H., 1978: The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* **59**: 67 - 77.
- Hynes, H. B. N., 1950: The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *J. Anim. Ecol* **19**: 36-57.
- Ibge, 2010. www.ibge.gov.br
- Kawakami, E.; Vazzoler, G., 1980: Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bolm. Inst. Oceanogr* **29**: 205-207.
- Jackson, D. A.; Peres-Neto, P. R.; Olden, J. D., 2001: What controls who is where is freshwater fish communities the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**:157-170.
- Joern, A.; Lawlor, L.R., 1981: Guild structure in grasshopper assemblages based on food and microhabitat resources. *Oikos* **37**:93-104.
- Loureiro, V. E., 2000: Dieta da ictiofauna nos períodos de pré e pós-barramento do rio Jordão-PR-Brasil. Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Machado-Allison, A., 1990: Ecología de los peces de las areas inundables de los llanos de Venezuela. *Interciencia* **15**(6):411-423.
- MacArthur, R., 1972: Geographical ecology. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- Marzorf, G. R., 1990: Reservoirs as environments for Zooplankton. *In*: Thornton, K.W., Kimmel, B. L. e Payne, F. E. *Reservoir Limnology Ecological perspectives*. John Wiley & Sons, Inc. 1990. p. 195-208.
- Matthews, W. J., 1998: Patterns in freshwater fish ecology. New York: Chapman & Hall.
- Martic, D., K.; Steenhofm, N.; Kocherta, N D .; J. S. Marks., 1993: Community trophic structure: the roles of diet, body size, and activity time in vertebrate predators. *Oikos*, Copenhagen, **67**, n. 1, p. 6-18.
- Mérona, D.; Santos, G. M.; Almeida, R.G., 2001: Short term effects of Tucuruí Dam (Amazônia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environ. Biol. Fish* **60** (4):375-392.
- Mérona, B.; Vigouroux, R.; Horeau, V., 2003: Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica* **24**:147-456.

- Mérona, B.; Mérona, J. R., 2004: Food resource partitioning in a fish community of central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, **2** (2): 75-84.
- Novakowski, G. C.; Hahn, N. S.; Fugii, R., 2008: Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, **6** (4): 567-576.
- Odum, E. P., 1988: *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.
- Oliveira, E. F., C. V. Minte-Vera & E. Goulart. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, **72**: 283-304.
- Pianka, E.R., 1973: The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Stanford, **4**: 53-74.
- Pianka, E.R., 2000: *Evolutionary ecology*. 6. ed. San Francisco: Addison Wesley Longman.
- Pielou, E.C., 1972: Niche width and niche overlap: A method for measuring them. *JSTOR: Ecology* **53**: 687- 692.
- Prejs, A.; Prejs, K., 1987: Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. *Oecologia* **71**: 397-404.
- Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris, C. J., 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 729 p.
- Ricklefs, R. E., 2003: *A economia da natureza*. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan 501p.
- Sabino, J.; Castro, R. M. C., 1990: Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). *Rev. Brasil. Biol* **50**:23-36.
- Santos, G. M., 1995: Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazônica* **25** (3-4):247-280.
- Schoener, T. W., 1974: Resource partitioning in ecological communities. *Science* **185**: 27-39.
- StatSoft, Inc. 2007. *Statistica* (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com
- Takeda, A. M.; Fujita, D. S., 2004: Benthic Invertebrates. *In*: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Backhuys. p.191-205.
- Uieda, V. S., 1983: Regime alimentar, distribuição espacial e temporal de peixes (Teleostei) em um riacho na região de Limeira, São Paulo. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Estadual de Campinas. 151p.
- Vidotto-Magnoni, A.P.; Carvalho, E. D., 2009: Population biology of dominant fish species of the Santa Bárbara river, a tributary of the Nova Avanhandava reservoir (low Tietê river, São Paulo State, Brazil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. Maringá, **31**, n. 1, p. 55-63.

- Winemiller, K. O.; Pianka, E. R., 1990: Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs* **60**: 27-55. 1990.
- Whittaker, R. H., 1965: Dominance and diversity in plant communities. *Science* **147**, 250–60.
- Zaret, N. T. e Rand, A. S., 1971: Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology*, **52**: 336-442.

Anexos

Tabela 1. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.

Jusante-cheia	Hu	Au	Hdu	Lap	Pol	Bc	Psp	Cg	Hyp	Paf	Af	Gp	Laf	Mlip	Sg	Hou	Psqua	Ttri	Hai	Mcry	Pfoi	Raff	Talb	Tau
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0.04	0.77	0.38	0.77	0.00	0.77	0.03	0.77	0.77	0.00	0.51	0.82	0.61	0.00	0.00	0.06	0.54	0.00	0.00	0.00	0.02	0.37	0.63	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>		0.05	0.89	0.05	0.99	0.05	0.93	0.05	0.05	0.96	0.00	0.54	0.00	1	0.96	0.88	0.00	0.99	0.00	0.95	0.88	0.00	0.00	
<i>Harttia duriventris</i>			0.14	1.00	0.00	1.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Leporinus af. parae</i>				0.14	0.88	0.14	0.82	0.14	0.14	0.85	0.36	0.83	0.44	0.9	0.85	0.78	0.34	0.88	0.00	0.84	0.78	0.18	0.42	
<i>Peckoltia oligospila</i>				0.00	1.00	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Boulengerella cuvieri</i>					0.00	0.93	0.00	0.00	0.97	0.00	0.51	0.00	0.00	1.00	0.97	0.88	0.00	1.00	0.00	0.95	0.88	0.00	0.00	
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>						0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Charax gibbosus</i>							0.00	0.00	0.97	0.15	0.48	0.00	0.9	0.97	0.94	0.15	0.93	0.27	0.88	0.98	0.17	0.05		
<i>Hypostomus plecostomus</i>								1.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
<i>Psectrogaster af. falcata</i>									0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>										0.13	0.49	0.00	1	1.00	0.88	0.01	0.97	0.23	0.92	0.96	0.00	0.00		
<i>Geophagus proximus</i>											0.57	0.83	0.00	0.13	0.04	0.68	0.00	0.53	0.00	0.24	0.33	0.80		
<i>Leporinus affinis</i>												0.68	0.5	0.49	0.45	0.53	0.51	0.00	0.49	0.45	0.28	0.66		
<i>Metynnis lippincottianus</i>													0.00	0.00	0.00	0.77	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.97		
<i>Serrasalmus gibbus</i>														0.97	0.88	0.00	1.00	0.00	0.95	0.88	0.00	0.00		
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>														0.88	0.01	0.97	0.23	0.92	0.96	0.00	0.00	0.00		
<i>Plagioscion squamosissimus</i>																0.28	0.88	0.08	0.84	0.88	0.39	0.10		
<i>Triportheus trifurcatus</i>																		0.00	0.09	0.00	0.12	0.85	0.90	
<i>Hoplias aimara</i>																			0.00	0.95	0.88	0.00	0.00	
<i>Moenkhausia chrysargyrea</i>																				0.00	0.42	0.09	0.00	
<i>Pachypops fourcroyi</i>																					0.84	0.00	0.00	
<i>Roeboides affinis</i>																							0.12	0.03
<i>Triportheus albus</i>																								0.60
<i>Triportheus auritus</i>																								

Tabela 2. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.

Jusante-seca	Hu	Au	Bc	Sg	Hdur	Lap	Ttri	Cg	Hyp	Psqua	Psp	Afa	Ab	Gprox	Gjos	Lpet	Po	Rlapd	Sacu	Bntt	Cflav	Hmicr	Hhets	Pflav	Rsept
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.68	0.55	0.68	0.03	0.68	0.06	0.68	0.00	0.72	0.60	0.7	0.94	0.00	0.60	0.78	0.68	0.46	0.84	0.68	0.03	0.53	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>		1.00	1.00	0.00	0.81	0.00	0.95	0.00	0.80	0.00	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.92	0.00	
<i>Boulengerella cuvieri</i>			1.00	0.00	0.81	0.00	0.95	0.00	0.80	0.00	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.92	0.00	
<i>Serrasalmus gibbus</i>				0.00	0.81	0.00	0.95	0.00	0.80	0.00	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.92	0.00	
<i>Harttia duriventris</i>				0.32	0.00	0.00	1.00	0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.41	0.00	0.20	0.47	1.00	0.00	0.27	1.00	0.00	0.00	
<i>Leporinus af. parae</i>					0.48	0.77	0.32	0.65	0.32	0.74	0.43	0.26	0.3	0.54	0.78	0.26	0.38	0.32	0.26	0.55	0.32	0.75	0.28		
<i>Tometes trilobatus</i>					0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.89	0.55	0.00	0.83	0.00	0.40	0.47	0.00	0.54	0.95	0.00	0.00	0.60			
<i>Charax gibbosus</i>						0.00	0.92	0.00	0.98	0.08	0.11	0.00	0.06	0.99	0.08	0.06	0.00	0.04	0.00	0.00	0.98	0.05			
<i>Hypostomus plecostomus</i>							0.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.41	0.00	0.20	0.47	1.00	0.00	0.27	1.00	0.00	0.00			
<i>Plagioscion squamosissimus</i>								0.00	0.91	0.15	0.22	0.00	0.12	0.89	0.16	0.25	0.00	0.29	0.00	0.00	0.96	0.10			
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>									0.00	0.00	0.00	1.00	0.41	0.00	0.20	0.47	1.00	0.00	0.27	1.00	0.00	0.00			
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>										0.02	0.00	0.00	0.03	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.00			
<i>Astyanax bimaculatus</i>											0.86	0.00	0.90	0.01	0.66	0.64	0.00	0.65	0.85	0.00	0.09	0.73			
<i>Geophagus proximus</i>												0.00	0.74	0.00	0.73	0.65	0.00	0.60	0.53	0.00	0.12	0.65			
<i>Glyptoperichthys joselimaianus</i>														0.41	0.00	0.20	0.47	1.00	0.00	0.27	1.00	0.00	0.00		
<i>Laemolyta petiti</i>															0.02	0.63	0.75	0.41	0.60	0.91	0.41	0.07	0.62		
<i>Pimelodus ornatus</i>																0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.97	0.00		
<i>Retroculus lapidifer</i>																	0.76	0.20	0.55	0.50	0.20	0.09	0.92		
<i>Satanoperca acuticeps</i>																		0.47	0.81	0.61	0.47	0.14	0.69		
<i>Bivibranchia notata</i>																			0.00	0.27	1.00	0.00	0.00		
<i>Chaetobranchius flavescens</i>																				0.53	0.00	0.16	0.60		
<i>Hemiodus microlepis</i>																					0.27	0.00	0.63		
<i>Hypostomus emarginatus</i>																							0.00	0.00	
<i>Pellona flavipinnis</i>																								0.06	
<i>Retroculus septentrionalis</i>																									

Tabela 3. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.

Reservatório-seca	Af	Au	Bc	Sg	Ee	Cg	Po	Gp	Hu	Lap	Laf	Lsp	Tan	Tau	Paf	Psp	Cin	Hyp	Mly	Tri	
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	1.00	1.00	1.00	1.00	0.97	0.97	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>		1.00	1.00	1.00	0.97	0.97	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Boulengerella cuvieri</i>			1.00	1.00	0.97	0.97	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Serrasalmus gibbus</i>				1.00	0.97	0.97	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Electrophorus electricus</i>					0.97	0.97	0.00	0.00	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Charax gibbosus</i>						0.94	0.04	0.00	0.29	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Pimelodus omatus</i>							0.02	0.03	0.29	0.02	0.01	0.12	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Geophagus proximus</i>								0.94	0.91	0.85	0.94	0.66	0.83	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.83	0.83	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>									0.93	0.93	0.98	0.71	0.93	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.92	0.92	
<i>Leporinus af. parae</i>										0.89	0.94	0.62	0.87	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30	0.90	0.90	
<i>Leporinus affinis</i>											0.96	0.74	0.99	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.99	0.99	
<i>Leptodoras sp.</i>												0.69	0.95	0.3	0.25	0.25	0.25	0.25	0.96	0.96	
<i>Triportheus angulatus</i>													0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.68	0.68	
<i>Triportheus auritus</i>														0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97	0.97	
<i>Psectrogaster af. falcata</i>																1.00	1.00	1.00	0.00	0.00	
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>																	1.00	1.00	0.00	0.00	
<i>Curimata inomata</i>																		1.00	0.00	0.00	
<i>Hypostomus plecostomus</i>																				0.00	0.00
<i>Metynnis lippincottianus</i>																					1.00
<i>Tometes trilobatus</i>																					

Tabela 4. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.

Reservatório-cheia	Au	Hu	Sg	Gp	Af	Po	Tau	Raf	Cin	Hai	Paf	Lap	Pga	Tan
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0.12	0.98	0.03	0.98	0.88	0.00	0.68	0.18	0.98	0.18	0.35	0.46	0.03	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>		0.00	0.52	0.00	0.02	0.69	0.44	0.69	0.00	0.69	0.83	0.78	0.51	
<i>Serrasalmus gibbus</i>			0.00	1.00	0.90	0.00	0.58	0.00	1.00	0.00	0.30	0.37	0.00	
<i>Geophagus proximus</i>				0.00	0.22	0.71	0.34	0.09	0.00	0.09	0.52	0.60	0.94	
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>					0.90	0.00	0.60	0.00	1.00	0.00	0.30	0.37	0.00	
<i>Pimelodus omatus</i>						0.07	0.76	0.00	0.90	0.00	0.27	0.34	0.15	
<i>Triportheus auritus</i>							0.10	0.00	0.00	0.00	0.87	0.73	0.79	
<i>Roeboides affinis</i>								0.60	0.60	0.60	0.35	0.44	0.20	
<i>Curimata inomata</i>									0.00	1.00	0.30	0.37	0.00	
<i>Hoplias aimara</i>										0.00	0.30	0.37	0.00	
<i>Psectrogaster af. falcata</i>											0.30	0.37	0.00	
<i>Leporinus af. parae</i>												0.91	0.62	
<i>Parauchenipterus galeatus</i>													0.71	
<i>Triportheus angulatus</i>														

Tabela 5. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.

Lacustre-seca	Af	Ag	Bc	Po	Cg	Sg	Hu	Laf	Pb	Tan	Tau	Cin	Paf	Psp	Hyp
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0.90	0.90	0.75	0.96	0.93	0.11	0.53	0.75	0.15	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>		1.00	0.55	0.97	0.99	0.00	0.48	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Boulengerella cuvieri</i>			0.55	0.97	0.99	0.00	0.48	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Pimelodus omatus</i>				0.65	0.64	0.30	0.53	0.46	0.42	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Charax gibbosus</i>					0.98	0.08	0.51	0.81	0.11	0.01	0.06	0.06	0.06	0.06	
<i>Serrasalmus gibbus</i>						0.04	0.51	0.82	0.05	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>							0.71	0.40	0.56	0.75	0.54	0.54	0.54	0.54	
<i>Leporinus affinis</i>								0.85	0.58	0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Pimelodus blochii</i>									0.28	0.55	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Triportheus angulatus</i>										0.55	0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Triportheus auritus</i>											0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Curimata inomata</i>												1.00	1.00	1.00	
<i>Psectrogaster af. falcata</i>													1.00	1.00	
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>														1.00	
<i>Hypostomus plecostomus</i>															

Tabela 6. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.

Lacustre-cheia	Cin	Gp	Af	Au	Cg	Sg	Hu	Po	Ra	Tau	Laf	Paf	Pfo
<i>Curimata inornata</i>	0.20	0.00	0.13	0.00	0.00	0.54	0.15	0.00	0.00	0.19	1.00	0.15	
<i>Geophagus proximus</i>		0.24	0.11	0.08	0.00	0.48	0.18	0.61	0.62	0.72	0.20	0.09	
<i>Acestrorhynchus falcistrotris</i>			0.89	0.94	0.91	0.00	0.85	0.14	0.00	0.43	0.00	0.85	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>				0.97	0.97	0.17	0.98	0.15	0.01	0.46	0.13	0.96	
<i>Charax gibbosus</i>					0.99	0.07	0.93	0.09	0.01	0.44	0.00	0.94	
<i>Serrasalmus gibbus</i>						0.00	0.92	0.00	0.00	0.39	0.00	0.92	
<i>Hemiodus unimaculatus</i>							0.19	0.27	0.42	0.68	0.54	0.30	
<i>Pimelodus ornatus</i>								0.29	0.01	0.45	0.15	0.92	
<i>Roeboides affinis</i>									0.03	0.22	0.00	0.17	
<i>Triportheus auritus</i>										0.81	0.00	0.02	
<i>Leporinus affinis</i>											0.19	0.51	
<i>Psectrogaster af. falcata</i>												0.15	
<i>Pachypops fourcroyi</i>													

Tabela 7. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de seca.

Montante-seca	Af	Au	Bc	Cg	Ee	Sg	Srh	Gp	Hu	Lsp	Tan	Tau	Paf	Psp	Hyp	Cin
<i>Acestrorhynchus falcistrotris</i>	0.98	1.00	0.97	0.83	1.00	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>		0.98	0.98	0.82	0.98	0.90	0.02	0.01	0.00	0.05	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Boulengerella cuvieri</i>			0.97	0.83	1.00	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Charax gibbosus</i>				0.80	0.97	0.89	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Electrophorus electricus</i>					0.83	0.98	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Serrasalmus gibbus</i>						0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Serrasalmus rhombeus</i>							0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Geophagus proximus</i>								0.43	0.00	0.72	0.86	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Hemiodus unimaculatus</i>									0.27	0.41	0.49	0.86	0.86	0.9	0.86	
<i>Leptodoras sp.</i>										0.00	0.00	0.31	0.31	0.3	0.31	
<i>Triportheus angulatus</i>											0.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Triportheus auritus</i>												0.00	0.00	0.00	0.00	
<i>Psectrogaster af. falcata</i>													1.00	1.00	1.00	
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>														1.00	1.00	
<i>Hypostomus plecostomus</i>															1.00	
<i>Curimata inornata</i>																

Tabela 8. Matriz de sobreposição de nicho das assembléias de peixes da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP no período de cheia.

Montante-cheia	Au	Sg	Lsp	Af	Ee	Tan	Hyp	Tau
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0.95	0.05	0.98	0.81	0.00	0.12	0.00	
<i>Serrasalmus gibbus</i>		0.00	0.97	0.94	0.00	0.00	0.00	
<i>Leptodoras sp.</i>			0.00	0.00	0.78	0.44	0.85	
<i>Acestrorhynchus falcistrotris</i>				0.83	0.00	0.00	0.00	
<i>Electrophorus electricus</i>					0.00	0.00	0.00	
<i>Triportheus angulatus</i>						0.00	0.97	
<i>Hypostomus plecostomus</i>							0.00	
<i>Triportheus auritus</i>								

CAPÍTULO V

Análise ecossistêmica e padrões de resiliência das áreas de influência de um reservatório amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá-Brasil)

Neste capítulo foram seguidas as normas da Revista Environmental Biology of fishes disponível em: <http://www.springer.com/life+sciences/ecology/journal/10641>

Análise ecossistêmica e padrões de maturidade e resiliência das áreas de influência de um reservatório Amazônico (UHE Coaracy Nunes- Amapá-Brasil)

Ecosystem analysis and standards of maturity and resilience of areas of Influence of a reservoir Amazon (UHE Coaracy Nunes-Amapá-Brazil)

SÁ-OLIVEIRA, J. C¹; ANGELINI, R. & ISAAC-NAHUM, V. J²

RESUMO

No presente estudo realizou-se a análise ecossistêmica de quatro áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes - Amapá, através da modelação de modelos de fluxo de biomassa de cada área, usando como instrumento o software Ecopath. As análises tiveram por objetivo descrever as variações dos atributos ecológicos que quantificam as propriedades de estabilidade, amadurecimento e resiliência ecossistêmica das quatro áreas de influência da UHE, de forma que pudessem refletir o estado ecológico dessas áreas formadas e/ou alteradas a partir do barramento do rio Araguari. O modelo incluiu, em todas as áreas, compartimentos funcionais peixes e não-peixes, desde produtores primários até predadores de topo, sendo que, para a área Jusante foram estabelecidos 35 compartimentos, 29 para as áreas Reservatório e Lacustre e 31 para a área Montante. Os quatro modelos representam ecossistemas com elevada produção primária alóctone e autóctone, representadas pela floresta ripária e algas filamentosas, sendo que a maior parte da biomassa dos sistemas foi originária destes dois compartimentos. A maioria dos fluxos ocorre nos compartimentos de níveis tróficos baixos. O fitoplâncton foi um compartimento pouco expressivo na produção de biomassa em todas as áreas, quando comparado aos dois compartimentos anteriores. A cadeia trófica baseada em detritos foi mais importante que a produção primária nas áreas Reservatório e Lacustre. As espécies-chaves mais importantes, em todas as áreas indicam que o principal controle trófico é do tipo top-down. No entanto, algumas espécies onívoras nas áreas Lacustre e Jusante, também estiveram entre as principais espécies-chave, sugerindo um controle *wasp-waist*. Além dessas espécies, o compartimento insetos apresentou-se como espécie-chave em todas as áreas, sugerindo também um controle do tipo *wasp-waist*. Apesar de sua importância para a formação e manutenção do ecossistema, o detrito e os produtores primários não demonstraram a existência de espécies chaves com controle do tipo *botton-up*. As propriedades ecossistêmicas da área Jusante indicam que este ambiente se encontra em desenvolvimento, mas com maior maturidade que as demais áreas, caracterizado por uma entropia e resiliência altas, o que indica um ecossistema equilibrado. As áreas Reservatório e Lacustre apresentaram atributos ecossistêmicos que lhe conferiram características de menos resiliente, e em menor estado de maturidade, que indicam características de ambientes impactados. A área Montante apresentou um padrão intermediário de resiliência e estabilidade. Os atributos analisados indicam que a implantação da UHE Coaracy Nunes desestabilizou a dinâmica natural do rio Araguari, determinando permanente perturbação física refletida na sua comunidade biótica.

Palavras-chave: ecopath, overhead, ascendência, modelagem ecotrófica, cadeia trófica

ABSTRACT

In the present study was performed to analyze the ecosystem of four areas of direct influence of UHE Coaracy Nunes - Amapá, through the modeling of flow models of biomass in each area, using the software Ecopath as a tool. The analyzes have aimed to describe the changes in ecological attributes that quantify the properties of stability, maturity and resilience ecosystem of the four areas of influence of UHE, which could reflect the ecological status of these areas formed and/or changed from the bus Araguari for deployment of UHE. The model included in all areas functional compartments non-fish and fish from primary producers to top predators, and, in the area downstream compartments 35 have been established, for areas 29 and Lacustrine and Reservoir 31 to the area Upstream. All four models represent ecosystems with high primary production allochthonous and autochthonous represented by riparian and filamentous algae, and most of the biomass of these systems were originally two compartments. Most flow occurs in compartments lower trophic levels. The phytoplankton compartment was a very expressive in biomass production in all areas when compared to the previous two compartments. The trophic-based debris was the most important primary production areas Reservoir and Lakeside. The most important species keys, in all areas indicate that the main control trophic type is top-down. However, some omnivores Downstream and Lacustrine areas were also among the main key species, suggesting a *wasp-waist* control. In these species, the compartment insects appeared as key species in all areas, also suggesting a control of type *wasp-waist*. Despite its importance for the formation and maintenance of the ecosystem, detritus and primary producers have not shown the existence of key species to control *bottom-up* type. The properties area downstream ecosystem indicate that this environment is under development and low maturity, characterized by a high resilience and entropy. The area presented reservoir ecosystem attribute that confer characteristics and less resilient and stable, the Lacustrine area presented attributes that characterize the environment as a resilient and stable at the same time. The Upstream area showed an intermediate pattern of resilience and stability. The attributes analyzed indicate that the implantation of UHE Coaracy Nunes destabilized the natural dynamics of Araguari, determining permanent physical disturbance reflected in its biotic community.

Keywords: ecopath, overhead, ascendancy, modeling ecotrophic, trofic web

Introdução

Ecosistemas são sistemas ordenados pelas leis da termodinâmica (entropia e entalpia) onde há fluxos de matéria e energia entre seus compartimentos. Esses fluxos podem ser quantificáveis através da biomassa, do consumo e da respiração dos organismos que compõem cada compartimento. A informação quantificada destes fluxos permite a estimação de métricas que inferem sobre a estabilidade do ecossistema (Ulanowicz 1996). Análises quantitativas de ecossistemas requerem a interação entre pesquisadores de diversas áreas que trabalham com distintas metodologias para obtenção dos dados de entrada dos modelos (Christensen e Pauly 1993), dificultando este tipo de abordagem (Angelini e Gomes 2008).

Modelos matemáticos podem avaliar ecossistemas de forma integrada, a partir de dados dos compartimentos que os compõem, permitindo a comparação de ambientes similares ou a análise da dinâmica de um mesmo local numa escala temporal (Christensen e Pauly 1993). Em relação aos componentes bióticos, a abordagem mais aceita nesses estudos é a da teia alimentar, que mostra as espécies conectadas por fluxos de alimento (energia), permitindo a identificação de importantes processos da organização dos

ecossistemas (Warren 1994). A transferência de matéria e energia em um ecossistema, descritas dessa forma, permitem inferir que teias alimentares são reflexos de ecossistemas (Lindeman 1942; Odum 1960, 1962, 1967, 1969 e 1971; Power e Dietrich 2002; Angelini e Agostinho 2005).

Os modelos que descrevem teias alimentares, além de possibilitarem a análise quali-quantitativa de ecossistemas, podem ser uma importante ferramenta na conservação e gestão sustentável dos ambientes (Cherret 1989), não excluindo a sua aplicabilidade em diagnosticar estágios de desenvolvimento e resiliência (Ulanowicz 1986; Christensen 1995; Christensen e Pauly 1998). Esta última abordagem tem sido amplamente utilizada na avaliação de fatores reguladores do funcionamento e da estrutura de comunidades (Polis e Winemiller 1996).

Dentre os modelos que avaliam ecossistemas, o Ecopath (Christensen e Pauly, 1992) vem ganhando destaque em todo o mundo, pois produz métricas interpretáveis para comparações das redes tróficas ("network analysis") que inclui análises de ciclos e de fluxos, que podem ser úteis na avaliação de ecossistemas e de estoques pesqueiros. O modelo original Ecopath foi proposto por Polovina (1984) e posteriormente melhorado por Pauly et al. (1987), tendo sido descrito em Christensen e Pauly (1992) que combinaram o trabalho desenvolvido por Polovina (1984), para estimar a biomassa e o consumo de vários elementos de um ecossistema aquático, com a teoria de Ulanowicz (1986) para análises de fluxos entre os elementos do ecossistema. Esta união permite a construção de modelos "steady-state", isto é, em estado de equilíbrio, de ecossistemas aquáticos, permitindo a avaliação de propriedades emergentes que medem a estabilidade de ecossistemas (Angelini et al. 2005). Este modelo é usado com mais frequência em análises ecossistêmicas de ambientes marinhos, no entanto, sua aplicação em ambientes de água doce torna-se recomendável tanto pela maior suscetibilidade destes ambientes às mudanças ambientais, quanto por sua importância como fonte de alimento para populações de baixa renda (Fao 2002).

Neste tipo de estudo, duas propriedades emergentes são avaliadas, a ascendência e "overhead", as quais podem ser usadas como índices de saúde e integridade dos ecossistemas, pois podem quantificar os efeitos de perturbações e servem para validar propostas de manejo que minimizem efeitos negativos sobre o ambiente (Ulanowicz 1997).

A UHE Coaracy Nunes foi a primeira hidrelétrica a ser construída na Amazônia brasileira, tendo suas obras iniciadas em 1967 (Eletronorte 1997), o que determinou o

barramento do rio Araguari e a formação do reservatório em 1970. À época de sua construção, ainda não havia exigências legais de estudos de impacto ambiental, sendo o este trabalho um dos primeiros realizados na área.

O objetivo deste estudo foi estimar modelos de fluxo de biomassa de quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes e comparar os atributos ecossistêmicos que quantificam a maturidade, resiliência e estabilidade ecossistêmica destas áreas, os quais possam refletir impactos causados pelo barramento do rio Araguari para implantação da UHE.

Material e Métodos

Área de estudo

O reservatório, localizado na região média do rio Araguari, tem uma área de drenagem de 23,5 km² com uma vazão média de 976 m³. s⁻¹ e profundidade média de 15 m, com um volume total de 138 Hm³. O rio Araguari é o principal rio do estado do Amapá, com extensão de aproximadamente 500 km, e área de drenagem de 38.000 km². Este rio nasce na serra do Tumucumaque e deságua no Oceano Atlântico na costa norte do Brasil, com forte influência do rio Amazonas (Provam 1990). A UHE Coaracy Nunes está aproximadamente a 200 km da foz rio Araguari no Oceano Atlântico (Ibge 2010).

O clima é do tipo Equatorial (super úmido de acordo com a classificação de Köppen), com uma estação chuvosa nos primeiros meses do ano caracterizada por fortes descargas pluviais e, outra seca no segundo semestre com baixa pluviosidade. A precipitação pluviométrica média anual estimada é de 1.500 mm a 3.500 mm, com umidade relativa do ar média de 83,5%. A série histórica da variação do nível hidrométrico do rio Araguari indica que o período de cheia é de janeiro a junho, e o período de seca de julho a dezembro. A vegetação da região é caracterizada por elementos de floresta tropical úmida, de cerrado e de várzea (Bezerra et al. 1990; Ibge 2010). A temperatura anual média é de 27 °C com amplitudes de 20°C a 36°C (Bezerra et al. 1990).

Para este estudo, foram classificadas quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes (Figura 2): 1-Área Jusante: localizada a jusante da UHE Coaracy Nunes, apresenta características lóticicas com dinâmica de corrente da água influenciada pela manipulação das comportas e turbinas da UHE, mas com locais com remansos de menor correntes e continuidade do rio Araguari em sua região potamal, a qual apresenta áreas de várzea, com área aproximada de 8,812 km⁻²; 2-Área Reservatório, com 17,625 km⁻², corresponde ao

corpo do reservatório propriamente dito, com características intermediárias de rio e lago, consideradas semi-lóticas; 3- Área Lacustre: é uma região adjacente à área Reservatório, apresentando características muito lânticas, com uma área de 5,875 km⁻²; e 4-Área Montante: área acima do reservatório, que apresenta características lóticas. Situações de desmatamento são evidentes na área à montante e na porção posterior e média da área do reservatório, com aproximadamente 6,462 km⁻². As áreas Lacustre e Jusante apresentam boas condições de preservação da vegetação ripária. Outros tipos de degradação são observados na área à montante como extração de seixo no leito do rio. Em todas as áreas são observadas atividades agropecuárias (Figura 1).

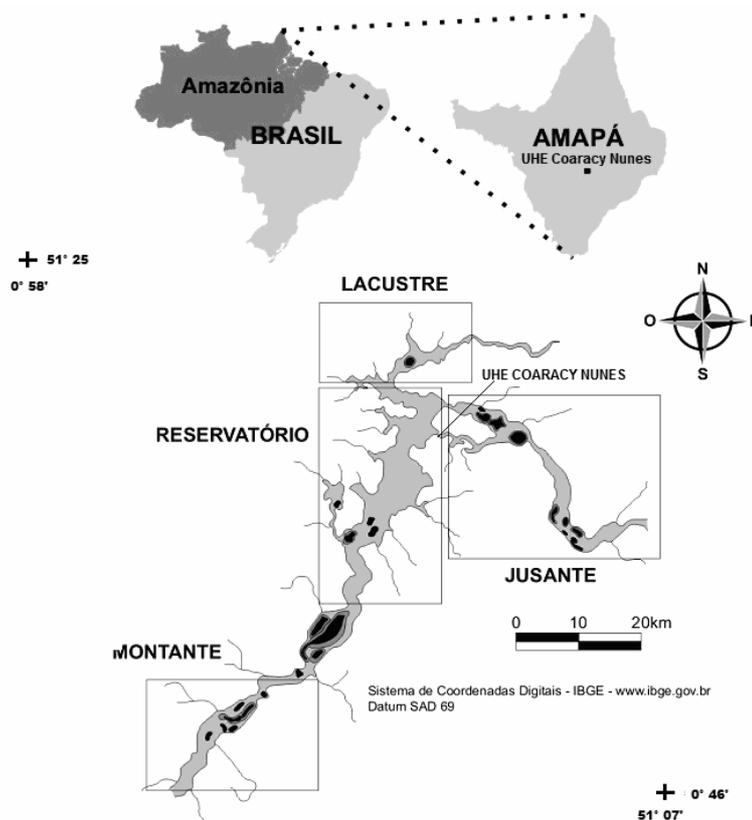


Figura 1. Áreas de influência direta da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- Amapá (Montante, Reservatório, Lacustre e Jusante).

Modelo

A equação básica do modelo Ecopath (EwE) supõem um sistema balanceado, isto é, sob condições de equilíbrio. Polovina (1984) afirma que existem condições de equilíbrio num sistema quando "a biomassa média anual para cada espécie (ou grupo de) não varia de ano para ano" ou ainda se a soma das interações entre os componentes for maior, que as interações do sistema com o meio externo (Christensen e Pauly 1992). Num sistema, em equilíbrio, o consumo de um predador (grupo) gera a mortalidade por predação de sua presa. Esta equação pode ser expressa da seguinte forma: Consumo = Produção + Respiração + Comida não-assimilada, onde: Produção = Acumulação de biomassa + Perda

para sistemas adjacentes + Mortalidade por predação + Captura pela pesca (quando houver pesca). Essa equação de balanceamento pode ser matematicamente escrita como:

$$B_i \left(\frac{P}{B_i} \right) = \sum_{j=1}^n B_j \left(\frac{Q}{B_j} \right) - DC_{ji} + (B_i) \left(\frac{P}{B_i} \right) (1 - EE_i) + EX_i$$

onde: B_i - biomassa da presa (i); P_i - produção / biomassa da presa (i); EE_i - eficiência ecotrófica da presa (i); B_j - biomassa do predador (j); Q_j - consumo / biomassa do predador (j); DC_{ji} - fração da presa (i) na dieta do predador (j); EX_i - export da presa (i). Assim, um sistema com n grupos (compartimentos) terá n equações lineares que são resolvidas usando o "método generalizado de inversas" (Mackay 1981).

Compartimentos do Modelo e Fonte de dados

O passo inicial na elaboração de um modelo trófico é definir a área a ser modelada e estabelecer quais os grupos funcionais de cada área, que constituem os compartimentos do modelo. Neste estudo foram estabelecidos 13 compartimentos comuns a todas as áreas (Floresta ripária, algas filamentosas, fitoplâncton, zooplâncton, insetos, camarões, outros herbívoros, outros onívoros, outros piscívoros, outros detritívoros, outros planctívoros e detritos), mais os compartimentos de espécies de peixes, os quais variaram um pouco de área para área (Tabela 2). Ao todo foram estabelecidos 38 grupos funcionais para o modelo da área Jusante, 29 para as áreas Reservatório e Lacustre e 31 para o modelo da área Montante (Tabela 2).

Os dados referentes as espécies de peixes mais abundantes nas quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes foram obtidos a partir de pescarias experimentais em cada área, com redes padronizadas de malhas variando de 1,0 a 120,00 cm entre nós adjacentes com comprimento variando de 20 a 100 metros e de 1,5 a 10 metros de altura; tarrafas com 2m de raio e malhas de 0,5 a 2 cm entre nós adjacentes; e, redes de arrasto com dimensões de 20 m de comprimento e 2 m de altura com malha de 0.5 cm entre nós adjacentes.

Os compartimentos estabelecidos foram os seguintes:

a) Produtores primários:

- 1- Floresta ripária: representada por floresta amazônica de terra firme, mas com alagamentos sazonais em alguns trechos.
- 2- Algas filamentosas: finas algas perifíticas com até 30 cm de comprimento.
- 3- Fitoplâncton: microalgas da zona eufótica, cuja biomassa foi estimada através da clorofila-a.

4- Detritos: sedimentos e matéria orgânica

b) Consumidores:

1- Zooplâncton: presente na zona eufótica das áreas, constituído principalmente por rotíferos, cladóceros e copépodos.

2- Insetos: grupos de insetos aquáticos (Chironomidae, Hemiptera, Chaoboridae e Trichoptera) e terrestres (principalmente Hymenoptera e Isoptera).

3- Camarões: pequenos camarões do género *Macrobrachium*.

4- Peixes:

-Piscívoros: *Ageneiosus ucayalensis*, *Acestrorhynchus falcistrostris*, *Pimelodus ornatus*, *Boulengerella cuvieri*, *Serrasalmus gibbus*, *Serrasalmus rhombeus*, *Electrophorus electricus*, *Hoplias aimara*, *Auchenipterus nuchalis*, *Cichla ocellaris*, *Leporinus affinis*, *Acestrorhynchus falcatus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Charax gibbosus* e outros piscívoros.

-Onívoros: *Hemiodus unimaculatus*, *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus proximus*, *Laemolyta petiti*, *Pimelodus ornatus*, *Retroculus lapidifer*, *Satanoperca acuticeps*, *Chaetobranchus flavescens*, *Hemiodus microlepis*, *Retroculus septentrionalis*, *Triportheus angulatus*, *Roeboides affinis*, *Triportheus auritus*, *Laemolyta petiti*, *Gymnotus* sp., *Pellona flavipinnis*, *Triportheus auritus*, *Parauchenipterus galeatus* e outros onívoros.

-Detritívoros: *Harttia duriventris*, *Hypostomus plecostomus*, *Pseudacanthicus spinosus*, *Bivibranchia notata*, *Peckoltia oligospila*, *Glyptoperichthys joselimaianus*, *Bivibranchia notata*, *Hypostomus emarginatus*, *Curimata inornata*, *Psectrogaster aff falcata* e outros detritívoros.

-Herbívoros: *Tometes trilobatus*, *Leptodoras* sp. , *Myleus rhomboidalis*, *Myleus rubripinnis* e outros herbívoros.

-Planctívoros: grupo de peixes que tem em sua dieta elementos do plâncton, principalmente fitoplâncton, neste estudo, agrupados em outros planctívoros

Na elaboração do modelo, para cada comprimento foi necessário pelo menos três de quatro parâmetros populacionais, a saber: biomassa (B), produção/biomassa (PB), consumo/biomassa (QB) ou eficiência ecotrófica (EE). Através da ligação da produção de um grupo com os demais, é possível estimar o parâmetro que falta, baseado no pressuposto de que a produção de um grupo finaliza-se num outro ponto do sistema (Christensen e Pauly 1992a; Angelini e Gomes 2008). Portanto, ao considerar um sistema de equações de

balanço de massas, caso se desconheça a biomassa de um grupo (s), Ecopath pode estimá-la, desde que se tenha os outros parâmetros de entrada (Cristensen et al. 2005).

O valor de biomassa da Floresta riparia, das algas filamentosas e de detritos foram estimadas pelo EwE (Ecopath with Ecosim). A biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) foi obtida a partir de amostras de 50 litros de água da zona eufótica de cada área, em junho de 2009 e novembro de 2010. A determinação da clorofila a foi realizada através do método espectrofotométrico expressa em mg.L^{-1} descrito por Richards e Thompson (1952) modificada por Creitz e Richards (1955). Os valores da biomassa fitoplanctônica de cada área foram multiplicados pelas respectivas alturas médias da zona eufótica de cada ambiente, convertida em tonelada por quilometro quadrado (ton.km^{-2}) (Angelini e Agostinho 2005). Os valores da produção por biomassa (PB) do fitoplâncton foram baseados em Angelini e Agostinho (2005).

A estimativa da biomassa do zooplâncton foi calculada com base na densidade média de organismos por litro em cada área, a partir de amostras de 50 litros de água da zona eufótica de cada área, filtrados em redes de malha de 20 e 60 μm . Os indivíduos foram identificados e quantificados conforme Elmoor-Loureiro (1997), Fernando (2002) e Benzie (2005) e, seus pesos estimados com o número de indivíduos dividido em três grupos: rotíferos, cladóceros e copépodos, onde: 1 rotífero = 0,0005 g de peso úmido; 1 cladóceros ou copépoda = 0,001 g de peso úmido. Os valores de biomassa do zooplâncton (organismos.L^{-1}) de cada área foram multiplicados pelas respectivas alturas médias da zona eufótica de cada ambiente, convertida em tonelada por quilometro quadrado (ton.km^{-2}) (Angelini et al. 2005).

As estimativas iniciais de biomassa de *Astyanax bimaculatus*, *Hemiodus unimaculatus*, *Hemiodus microlepis* e dos camarões foram obtidas a partir da pesca de arrasto e tarrafas em uma área varrida de 1000 m^2 , assim como a biomassa de peixes menores que foram agrupados em compartimentos denominados outros herbívoros, outros piscívoros, outros detritívoros, outros onívoros e outros planctívoros, de acordo com a dieta de cada um.

As estimativas de biomassa do grupo insetos e das demais espécies de peixes foram estimadas pelo Ecopath com Ecosim (EwE) a partir dos valores de PB, QB e da Eficiência Ecológica (valores entre 0,90 ou 0,99 para EE) disponível em Gubiani et al. (2011).

O valor de “PB” da Floresta ripária foi baseado em trabalhos de Higuchi et al. (1997) e para “EE, trabalho de Wolff et al. (2000)”. Para o compartimento Algas filamentosas, os valores de PB e EE foram utilizados os mesmos de macrófitas aquáticas por ser o grupo vegetal mais próximo taxonomicamente das algas filamentosas. Os valores foram conforme Cook (1990), Thomaz e Bini (1999) e Thomaz et al. (1999).

Os valores de PB (ou M) de todos os peixes coletados (exceto compartimentos agrupados) foram estimados utilizando a equação $M = K^{0.65} * L_{\infty}^{-0.279} * T^{0.463}$ (Pauly 1980) e pelo programa Fisat (Fao-Iclarm 1996), onde M= mortalidade; K= a curvatura da equação de crescimento de Von Bertalanffy ou taxa de crescimento (ano^{-1}); L_{∞} =comprimento assintótico (cm); T= temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$).

Os parâmetros de crescimento dos peixes foram calculados usando a equação de crescimento de Von Bertalanffy: $L_t = L_{\infty} * (1 - e^{-k(t-t_0)})$, onde L_t é o comprimento do peixe (cm) na idade t; L_{∞} é o comprimento assintótico (cm); t_0 é a idade nominal onde o tamanho do peixe é considerado zero. A constante K foi calculada, quando possível, utilizando o programa Fisat (Fao-Iclarm 1996) através da rotina ELEFAN com base nas frequência de classes de comprimentos. Para o cálculo do L_{∞} utilizou-se o comprimento máximo do maior indivíduo das amostras das populações das espécies analisadas, utilizando a relação $L_{\infty} = L_{\text{max}} * 1,05$. O peso assintótico foi calculado através da relação peso e comprimento: $W_{\infty} = a * L_{\infty}^b$

O consumo dos peixes (QB) foi estimado por meio de equação de Palomares e Pauly (1998): $QB = 7,964 - (0,204 * (\log W_{\infty})) - (1,965 * T') + (0,083 * Ar) + (0,532 * H) + (0,398 * D)$, onde W_{∞} é o peso assintótico (grama de peso úmido, obtido por meio da regressão peso/comprimento); T' é a inversa da temperatura da água ($T' = 1000 / (27,0^{\circ}\text{C} + 273,15)$) e Ar é o índice da forma da nadadeira ($Ar = h^2 / s$; onde h = altura da nadadeira (mm) e s = área superficial da nadadeira (mm^2)). Para determinar o Ar médio foram utilizados um mínimo de 5 e máximo de 10 exemplares de diferentes tamanhos das espécies capturadas por malhadeiras. H e D são índices do tipo de alimento, sendo H=1 para herbívoros; D=1 para detritívoros e onívoros; e H e D= 0 para carnívoros e piscívoros. A temperatura média anual foi obtida de dados do Laboratório de Ictiologia e Limnologia da Universidade Federal do Amapá.

A produção (PB) e o consumo (QB) do zooplâncton foram estimados usando valores segundo Angelini *et al.* (1996) e Gubiani *et al.* (2011). A composição da dieta foi baseada em Lansac-Tôha *et al.* (1997), Sipaúba-Tavares *et al.* (1994) e Silva Jr. (1998).

A produção (PB) e o consumo (QB) para os grupos de peixes denominados outros herbívoros, outros detritívoros, outros onívoros, outros piscívoros e outros planctívoros foram estimadas conforme valores de Gubiani et al. (2011). As eficiências ecotróficas (EE) para estes compartimentos, bem como a dieta também foram baseadas em estudos realizados por Angelini e Agostinho (2005a, b); Angelini, Agostinho e Gomes (2006); Angelini, Fabré e Silva-Jr (2008); Wolff et al. (2000) e Gubiani et al. (2011); este último apresenta a modelagem, em Ecopath, de 30 reservatórios neotropicais.

Os valores da produção (PB), do consumo (QB) e dieta do compartimento Insetos foram baseados em trabalhos de Gubiani et al. (2011), Wolff et al. (2000), Angelini e Agostinho (2005a, b); Angelini, Agostinho e Gomes (2006). Para os parâmetros PB e QB e para a dieta do compartimento camarões foram assumidos os mesmos valores de Isaac (com. pessoal); D'Incao (1990); e Palacios et al. (1993), respectivamente.

Os dados sobre o volume de pesca foram obtidos a partir de formulários de estatística de pesca para um total de 53 pescadores que pescam nas áreas em estudo. Cada pescador informou sua produção semanal em quilos por espécie em cada área. Todos os dados foram transformados em $\text{ton.km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ para cada área, utilizando cálculos aritméticos e através de uma tabela de conversão (Optiz 1991).

A composição da matriz de dieta para peixes foi realizada conforme metodologia proposta por Hahn et al. (1997), cujos resultados estão disponíveis no anexo (Tabelas 1, 2, 3 e 4) deste capítulo.

Através das estimativas destes parâmetros foi possível quantificar os fluxos do sistema, suas propriedades holísticas calculadas por diferentes estimadores ecossistêmicos, incluindo a influência de um componente sobre outro (Leontief 1951; Wulff et al. 1989; Christensen e Pauly 1992a; Vasconcellos et al. 1997; Pauly et al. 2000).

Os modelos obtidos pelo software Ecopath estimam muitos indicadores ecossistêmicos e para este estudo os seguintes foram utilizados para descrever as quatro áreas definidas:

a) Nível Trófico (NT). Foi calculado pela equação: $NT_j = 1 + \sum_{(n;i=1)} DC_{ji} NT_i$, onde NT_j é o nível trófico do predador i ; DC_{ji} é a fração da presa (i) na dieta do predador (j). O nível trófico é uma medida adimensional usada para quantificar os tipos de recursos alimentares de um organismo. Esta simplificação das relações tróficas determina a distribuição dos

fluxos de entrada e saída que contribuem para o próximo nível (Lindeman 1942; Ulanowicz 1995; Christensen et al. 2005). No Ecopath, o nível trófico fracionado foi estimado para cada grupo representando uma medida da média do nível trófico em que um grupo está recebendo energia (Odum e Heald 1972). A rotina atribui o valor 1 ao nível trófico dos produtores primários e detritos e valor de $1 + (\text{média ponderada das presas})$ para os consumidores (Levine 1980; Christensen et al. 2005).

b) Índice de Onivoria (IO). Foi calculado pela equação: $IO_j = \sum_{(n;i=1)} [NT_i - (NT_j - 1)]^2 DC_{ji}$, onde, os coeficientes são descritos como anteriormente em (a). Este índice agrega as variações dos diferentes níveis tróficos na dieta do consumidor. Os valores próximos de 0 (zero) referem-se a um consumidor especialista, enquanto valores próximos a 1 (um) indicam grupos com alta plasticidade alimentar (Pauly et al. 1993). O Ecopath calcula o IO para todo o sistema como uma média do índice de cada grupo, ponderado pelo logaritmo do consumo da dieta de cada consumidor (Christensen et al. 2000).

c) Sobreposição de Nicho (O). Este índice foi calculado pela equação: $O_{jk} = \sum_{(n;i=1)} (P_{ji} \cdot P_{ki}) / [\sum_{(n;i=1)} (P_{ji}^2 + P_{ki}^2) / 2]$, onde P_{ji} e P_{ki} são proporções do recursos i (presas) usadas pelas espécies j e k (predadores). A sobreposição trófica foi considerada a partir de $O_{jk} \leq 0,6$, nestes valores significa que há semelhança entre as dietas das duas espécies. Este índice varia de $0 \leq O_{jk} \leq 1$. Se $O_{jk} = 0$ significa que não há sobreposição, e, se $O_{jk} = 1$, que a sobreposição é absoluta. (Brodeur e Pearcy 1990; Christensen et al. 2005).

d) Transferência de energia ou Agregação Trófica. Nesta análise, os fluxos estimados (consumo, exportação, fluxo para detritos, respiração e total de fluxos por nível trófico) dos diferentes componentes foram agrupados por classes de níveis tróficos discretos (1, 2, 3, 4 e 5), bem como as eficiências de transferência entre os níveis. Esta eficiência é a fração do consumo total de um nível trófico transferida ao nível seguinte. A partir dessas informações construiu-se um diagrama (chamado "Lindeman spine"), que mostra o modelo trófico, simplificado numa cadeia trófica linear com os níveis tróficos discretos (Lindeman 1942; Ulanowicz 1995, Christensen et al. 2005).

e) Fluxo para Detritos. Este parâmetro consiste do total de alimento não assimilado e a parte da biomassa dos grupos que morrem por causas distintas da predação, como causas naturais (idade, doenças, etc.). Deve ser sempre positivo e expresso em $t.km^{-2}.ano^{-1}$ (Christensen et al. 2005).

f) Análise de Impactos Tróficos Mistos. Nesta análise avaliou-se o efeito combinado do incremento da biomassa dos grupos sobre os outros, considerando as associações diretas de predação e as indiretas de competição. Uma matriz foi construída a partir da equação $TM_{ij} = DC_{ij} - FC_{ij}$, onde i é o grupo impactante e j o grupo impactado, sendo i, j a interação entre os dois grupos; DC_{ij} é a expressão da dieta e representa a quantidade de j que contribui para a dieta de i ; FC_{ij} representa a proporção da predação sobre j pelo predador i . Nesta análise, a pesca foi considerada como predação (Christensen et al. 2005)..

g) Índice de espécie-chave (IEC). Este índice foi utilizado para avaliar quais espécies apresentam maior impacto potencial na teia trófica (Paine 1969 a; Paine 1969 b). Este índice é calculado pela equação: $KSi = \log [ei (1 - pi)]$, onde: KSi - Índice de espécie-chave; ei - raiz de Σm_{ij}^2 , em que m_{ij} é calculado a partir da matriz de impacto trófico, representando os impactos positivos ou negativos de um grupo sobre os demais, sendo ei uma medida dos efeitos de cada grupo em todos os outros da cadeia alimentar (incluindo os indiretos). O efeito da mudança de biomassa do grupo em si mesmo (m_{ii}) não é incluído; pi - representa a contribuição do grupo funcional para a biomassa total da teia alimentar, sendo $pi = Bi / \text{Total } B$, onde Bi - biomassa do grupo impactado dividida pela biomassa total (exceto detritos). Valores elevados evidenciam grupos funcionais com baixa biomassa no sistema e alto efeito sobre o conjunto de espécies na teia trófica, definindo, assim, a espécie-chave (ou grupo). Através desta análise é possível inferir sobre o tipo de controle que rege o ecossistema (Libralato et al. 2006).

h) Propriedades globais do sistema. Essas propriedades do modelo trófico permitem avaliar o estado de desenvolvimento ou maturidade do ecossistema. No presente estudo, algumas dessas propriedades foram utilizadas para descrever o estado de desenvolvimento dos ambientes modelados e auxiliar na comparação entre eles (Odum 1969):

1. Fluxos totais do sistema (FT). Este atributo ecossistêmico representa a soma dos quatro fluxos principais do sistema, ou seja, os fluxos totais do consumo somados aos fluxos totais de exportações, mais os fluxos totais respirados e todos os fluxos para detritos (Ulanowicz 1986; Christensen et al. 2005).

2. Produção Primária total / Respiração (PP/R). A razão PP/R descreve a maturidade dos sistemas. Sistemas maduros atingem valores próximos de um (1), já que a energia fixada (P) é equilibrada pelo custo de manutenção (R) do ecossistema. Nos estados iniciais de desenvolvimento espera-se que a produção exceda a respiração, obtendo-se um

quociente $P/R > 1$, pois o sistema necessita acumular biomassa para se desenvolver (Odum 1969; Christensen et al. 2005).

3. Produção Líquida do sistema (PL). Este atributo foi estimado a partir da diferença entre a soma das produções primária e secundária totais e a respiração total do sistema. A Produção Líquida (PL) do sistema deve ser próxima de zero em ambientes maduros e equilibrados, pois o uso de recursos torna-se mais eficiente com o aumento da taxa de ciclagem interna, conseqüentemente, com o aumento da complexidade. Em ambientes imaturos, a PL assume valores altos (Margalef 1963; Odum 1969; Christensen et al. 2005), pois se produzem mais do que é utilizado pelo sistema.

4. Produção Primária/Biomassa (PP/BT). Em ecossistemas maduros o valor do quociente PP/BT será menor que em ecossistemas imaturos, que ainda precisam de maior produção para acumular biomassa. Este quociente pode assumir qualquer valor positivo ou unidade de tempo (ano^{-1}) (Odum 1969; Christensen et al. 2005).

5. Biomassa / Fluxos totais (B/TF). A razão B/TF no sistema é utilizada para avaliar se a biomassa total é mantida pela energia disponível no sistema e é esperado que esta razão aumente com a maturidade (Christensen 1995b). Este quociente pode assumir qualquer valor positivo em unidade de tempo (ano^{-1}) (Odum 1969; Christensen et al. 2005).

6. Índice de Conectividade (IC). Este índice expressa a relação entre o número de ligações reais entre os grupos e o número de ligações teoricamente possíveis $(N - 1)^2$, para N grupos (Christensen e Walters 2004; Christensen et al. 2005). À medida que o sistema amadurece, se espera uma mudança de uma estrutura linear para uma estrutura em teia, isto é, com um número maior de ligações (Odum 1969; Gardner e Ashby 1970).

7. Índice de ciclagem de Finn (Finn %). Este índice representa a proporção de fluxos reciclados no sistema (Finn 1976) e é utilizado como uma medida de maturidade, resiliência e estabilidade do sistema (Angelini e Gomes 2008). A ciclagem de nutrientes é mais expressiva quanto maior for o comprimento médio dos caminhos que a energia faz para alcançar outro compartimento.

8. Comprimento médio do caminho (CC). Este atributo é calculado como o total de fluxos do sistema/(exportação total + respiração total) (Odum 1969; Finn 1980; Christensen e Pauly 1993).

9. Razão de Schrödinger. A estabilidade dos sistemas pode ser verificada através da Razão de Schrödinger, que é calculada pela razão entre o total de fluxos exportados do sistema, dividido pelo total de fluxos respirados. Portanto, o aumento desta razão revela a capacidade do ecossistema em queimar energia, ou seja, sua aptidão para suportar distúrbios; quanto maior esta razão, maior a entropia do sistema (Odum 1969; Angelini e Gomes 2008).

10. Ascendência e Overhead (A, O). Esses dois atributos são propriedades complementares que derivam da Teoria da Informação e referem-se respectivamente à quantidade de informação ordenada e desordenada dentro dos sistemas. À medida que o ecossistema se desenvolve, o Overhead tende a aumentar e a Ascendência a diminuir (Christensen 1995B; Müller 1997; Angelini 2002).

Consistência e incerteza dos dados

A consistência dos modelos foi analisada examinando sua concordância com as restrições termodinâmicas e fisiológicas, de acordo com a teoria ecológica, como as que descrevem os quocientes Respiração/Assimilação <1 ; Produção/Respiração <1 ; P/Q consumo: $0 < P/Q \leq 0,3$, exceto organismos de rápido crescimento que pode ser menor que 0,5; e R/Biomassa >0 (Odum 1969).

Para cada valor de entrada foi dada uma nota entre 0 e 1 que sinaliza a confiabilidade no valor e é conhecida como índice de Pedigree, que é calculado para quantificar a incerteza associada aos dados (Christensen et al. 2005). Assim, informações obtidas de outros modelos Ecopath tiveram menos valor que dados coletados e estimados no ecossistema em estudo. Deste modo, o Ecopath atribui um valor de qualidade à informação (0 a 1) e ao final calcula a média (Índice de Pedigree) de todos os parâmetros de grupos dos modelos, o que fornece uma estimativa geral da qualidade dos dados de entrada de cada modelo (Christensen et al. 2005; Morissette 2006). No presente estudo, além destes procedimentos, os valores de biomassa estimados por Ecopath foram comparados aos valores estimados em coletas com redes de espera nas mesmas áreas analisadas pelos autores deste trabalho apresentado no capítulo 1 desta tese.

Resultados

Calibração e validação dos modelos

Durante o processo de balanceamento, alguns ajustes foram realizados com pequenas modificações nas proporções das dietas e das biomassas estimadas a partir das coletas. Os valores do Índice de Pedigree (IP) de cada modelo foram: 0,46 para a área Jusante, 0,45 para a área Reservatório e, 0,44 para as áreas Lacustre e Montante. Estes resultados encontram-se abaixo da variação mínima esperada de qualidade para os modelos ECOPATH que é entre 0,5 e 0,6 (Christensen et al. 2000; Villanueva et al. 2006b; Gubiani et al. 2011), no entanto, no presente estudo, estes valores menores que 0,5 já eram esperados devido às poucas entradas de dados de biomassa, o que reduz o índice final.

Os valores de entrada e calculados pelos modelos demonstraram coerência com a teoria ecológica, assim os compartimentos mostraram uma razão produção/respiração abaixo de 0,4 e respiração/assimilação em torno de 0,85. As eficiências brutas (PB/QB) de cada grupo funcional mostraram valores entre os limites de 0,03 a 0,26, o que demonstra a boa qualidade dos parâmetros ecossistêmicos estimados. Os resultados dos parâmetros ecossistêmicos R/A, P/R e R/B estão sumarizados na Tabela 1. Os valores de todos esses parâmetros demonstram razoabilidade nas estimativas, estando dentro dos limites ecológicos aceitáveis.

Tabela 1. Média, desvio padrão, mínimo e máximo das razões Respiração-Assimilação (R/A), Produção-Respiração (P/R), Respiração/Biomassa (R/B) para os compartimentos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

Área	Atributo	N	Média	Mínimo	Máximo	Desv.Pad
Jusante	R/A	34	0,854	0,667	0,980	0,084
	P/R	34	0,182	0,020	0,500	0,125
	R/B	34	22,506	3,256	175,0	35,973
Reservatório	R/A	25	0,859	0,667	0,961	0,072
	P/R	25	0,173	0,040	0,500	0,110
	R/B	25	24,222	3,280	175,0	41,645
Lacustre	R/A	25	0,849	0,667	0,954	0,072
	P/R	25	0,187	0,048	0,500	0,110
	R/B	25	24,961	3,322	175,0	41,529
Montante	R/A	27	0,856	0,667	0,980	0,084
	P/R	27	0,181	0,020	0,500	0,129
	R/B	27	25,737	3,280	175,00	39,757

Análises tróficas

As estimativas de biomassa (B), produção por biomassa (PB), consumo (QB), nível trófico (NT), pesca e índice de onivoria (IO) estão sumarizados nas tabelas contidas na

Figura 2 para os quatro modelos balanceados no Ecopath (Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante).

Os resultados indicaram que a maior parte da biomassa do sistema foi originária da Floresta ripária (em torno de 90% em todos os modelos) e do compartimento Algas filamentosas (2,0% Jusante; 5,78% Reservatório; 6,21% Lacustre; 8,84% Montante). O Fitoplâncton foi um compartimento pouco expressivo na produção de biomassa em todas as áreas, quando comparado aos dois compartimentos anteriores. Entre os consumidores, as cinco maiores biomassas foram de *Hemiodus unimaculatus*, *Leporinus aff parae*, *Harttia duriventris*, *Astyanax bimaculatus* e *Geophagus proximus* para o modelo Jusante; *Geophagus proximus*, *Ageneiosus ucayalensis*, *Hemiodus unimaculatus*, *Astyanax bimaculatus* e *Leporinus aff parae* para o modelo Reservatório; *Hemiodus unimaculatus*, *Astyanax bimaculatus*, Insetos, *Geophagus proximus* e Camarões para o modelo Lacustre; e, *Hemiodus unimaculatus*, *Geophagus proximus*, *Triportheus angulatus*, *Triportheus auritus* e Zooplâncton para o modelo Montante (Tabela 2).

De forma geral, os modelos apresentaram oito a nove níveis tróficos, entretanto os valores mais expressivos foram observados até no nível trófico V. O nível trófico médio obtido pelo modelo da área Jusante foi 2,90; da área Reservatório foi 2,97; da área Lacustre foi 3,03; e, o da área Montante foi 2,85. As espécies que apresentaram níveis tróficos maiores que 3,0 ($NT > 3,0$) estimados pelos modelos foram: *Ageneiosus ucayalensis*, *Boulengerella cuvieri*, *Serrasalmus gibbus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Acestrorhynchus falcatus*, *Pimelodus ornatus*, *Pellona flavipinnis* e “Outros piscívoros” na área Jusante; *S. gibbus*, *Acestrorhynchus falcirostris*, *Pimelodus ornatus*, *Hoplias aimara* e “Outros piscívoros” na área Reservatório; *S. gibbus*, *A. falcirostris*, *P. ornatus*, *Cichla ocellaris*, *Auchenipterus nuchalis*, *H. aimara* e Outros piscívoros na área Lacustre; e, *S. gibbus*, *Serrasalmus rhombeus*, *A. falcirostris*, *H. aimara* e “Outros piscívoros” na área Montante. A teia alimentar de cada modelo estão apresentadas nas Figuras 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

Os valores do Índice de Onivoria (IO) evidenciaram nove compartimentos com $IO > 0,25$, sendo 2 compartimentos na área Jusante, 4 compartimentos na área Reservatório e 3 compartimentos na área Lacustre. Na área Montante não houve ocorrência de nenhum compartimento com $IO > 0,25$ (Tabela 3). Este índice mede como estão distribuídas as interações alimentares entre os níveis tróficos, onde valores iguais a zero equivalem especialização trófica para um único tipo de presa. Nesta análise “IO” apresentou maiores valores nas áreas Lacustre e Reservatório (Tabela 3).

Tabela 2. Parâmetros ecossistêmicos de entrada e estimados pelo ECOPATH (grifado em cinza) das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. TL: Nível Trófico(TL),B:Biomassa (t.km⁻²); PB: Produção/ Biomassa (ano⁻¹); QB: Consumo/ Biomassa (ano⁻¹); EE: Eficiência Ecotrófica, Pesca (captura pesqueira t.km⁻²);

JUSANTE							RESERVATÓRIO						
Compartimento Funcional	NT	B (t.km ⁻²)	PB (ano ⁻¹)	QB (ano ⁻¹)	EE	Pesca (t.km ⁻²)	Compartimento Funcional	NT	B (t.km ⁻²)	PB (ano ⁻¹)	QB (ano ⁻¹)	EE	Pesca (t.km ⁻²)
1 Fitoplâncton	1.00	3.10	250.00		0.336		1 Fitoplâncton	1.00	4.80	250.00		0.331	
2 Algas filamentosas	1.00	77.43	30.00		0.030		2 Algas filamentosas	1.00	947.21	30.00		0.030	
3 Floresta ripária	1.00	3580.14	0.50		0.980		3 Floresta ripária	1.00	5498.45	0.50		0.980	
4 Zooplâncton	2.11	4.95	55.00	250.00	0.794		4 Zooplâncton	2.03	5.10	55.00	250.00	0.701	
5 Camarões	2.00	5.30	5.50	25.00	0.849		5 Camarões	2.05	7.40	5.50	25.00	0.665	
6 Insetos	2.00	4.61	25.00	250.00	0.700		6 Insetos	2.00	8.77	25.00	250.00	0.700	
7 <i>Tometes trilobatus</i>	2.00	7.84	0.86	25.00	0.990	0.20	7 <i>Ageneiosus ucayalensis</i>	2.81	12.28	0.74	8.679	0.990	0.02
8 <i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.00	15.10	1.15	8.68	0.873	0.03	8 <i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.00	11.33	1.15	11.97	0.965	0.02
9 <i>Ageneiosus ucayalensis</i>	3.14	6.32	0.74	6.81	0.990	0.03	9 <i>Serrasalmus gibbus</i>	3.15	4.17	1.00	12.49	0.990	0.10
10 <i>Boulengerella cuvieri</i>	3.35	1.17	0.49	30.52	0.980		10 <i>Geophagus proximus</i>	2.10	12.58	1.18	10.22	0.990	0.10
11 <i>Harttia duriventris</i>	2.00	12.99	1.27	9.55	0.990		11 <i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	3.27	1.65	1.10	13.60	0.990	
12 <i>Leporinus af. parae</i>	2.02	14.69	1.10	12.49	0.990	0.09	12 <i>Curimata inornata</i>	2.00	8.06	1.08	25.03	0.990	0.085
13 <i>Serrasalmus gibbus</i>	3.32	1.55	1.00	16.52	0.990	0.03	13 <i>Pimelodus omatus</i>	3.02	2.09	0.93	11.59	0.990	
14 <i>Charax gibbosus</i>	2.74	5.03	1.23	26.34	0.990		14 <i>Tripotheus auritus</i>	2.20	7.53	1.21	12.99	0.990	
15 <i>Hypostomus plecostomus</i>	2.00	4.59	0.93	21.97	0.990		15 <i>Psectrogaster af. falcata</i>	2.00	5.85	1.03	28.11	0.990	
16 <i>Pseudacanthicus spinosus</i>	2.00	8.65	1.03	27.08	0.990		16 <i>Leporinus affinis</i>	2.08	7.61	0.95	30.81	0.990	
17 <i>Peckoltia oligospila</i>	2.00	6.85	1.23	24.98	0.990		17 <i>Roeboides affinis</i>	2.74	4.99	1.28	12.25	0.990	
18 <i>Plagioscion squamosissimus</i>	3.10	3.50	1.02	5.35	0.990		18 <i>Hoplias aimara</i>	3.45	2.93	0.24	4.40	0.990	
19 <i>Acestrorhynchus falcatus</i>	3.21	1.75	2.15	12.14	0.990		19 <i>Leporinus af. parae</i>	2.00	9.42	1.10	9.55	0.990	0.02
20 <i>Astyanax bimaculatus</i>	2.13	12.80	1.14	11.85	0.960		20 <i>Parauchenipterus galeatus</i>	2.30	5.28	1.27	11.42	0.990	
21 <i>Geophagus proximus</i>	2.21	12.29	1.09	10.22	0.990	0.14	21 <i>Tripotheus angulatus</i>	2.10	8.60	1.16	13.43	0.990	
22 <i>Glyptocheilichthys joselimaianus</i>	2.00	4.36	1.17	24.77	0.990		22 <i>Pimelodus blochii</i>	2.10	7.15	1.19	12.02	0.990	
23 <i>Laemolyta petiti</i>	2.07	9.08	1.26	12.66	0.990		23 <i>Astyanax bimaculatus</i>	2.25	9.80	1.57	11.84	0.935	
24 <i>Pimelodus omatus</i>	3.22	2.51	2.50	11.60	0.990		24 Outros detritívoros	2.00	3.10	4.30	43.00	0.976	0.02
25 <i>Retroculus lapidifer</i>	2.12	6.18	1.90	10.43	0.990		25 Outros herbívoros	2.00	6.90	4.50	25.00	0.976	
26 <i>Satanoperca acuticeps</i>	2.11	6.77	1.03	12.30	0.990		26 Outros piscívoros	3.32	1.10	4.00	15.00	0.713	0.30
27 <i>Bivibranchia notata</i>	2.00	6.08	2.99	48.76	0.990		27 Outros Onívoros	2.34	2.40	5.00	33.00	0.933	
28 <i>Chaetobranchius flavescens</i>	2.30	5.10	0.67	12.47	0.990		28 Outros planctívoros	2.72	1.40	4.50	33.00	0.925	
29 <i>Hemiodus microlepis</i>	2.00	4.60	1.77	31.37	0.950		29 Detritus	1.00				0.158	
30 <i>Hypostomus emarginatus</i>	2.00	6.35	2.18	28.25	0.990								
31 <i>Pellona flavipinnis</i>	3.15	5.88	1.59	6.73	0.990								
32 <i>Retroculus septentrionalis</i>	2.26	6.41	1.92	12.70	0.990								
33 Outros detritívoros	2.00	2.20	4.30	43.00	0.900	0.17							
34 Outros herbívoros	2.00	4.80	4.50	25.00	0.907								
35 Outros piscívoros	3.33	1.39	4.00	15.00	0.816	1.24							
36 Outros Onívoros	2.13	1.85	5.00	33.00	0.980								
37 Outros planctívoros	2.56	2.30	4.50	33.00	0.844								
38 Detritus	1.00				0.773								

LACUSTRE							MONTANTE						
Compartimento Funcional	NT	B (t.km ⁻²)	PB (ano ⁻¹)	QB (ano ⁻¹)	EE	Pesca (t.km ⁻²)	Compartimento Funcional	NT	B (t.km ⁻²)	PB (ano ⁻¹)	QB (ano ⁻¹)	EE	Pesca (t.km ⁻²)
1 Fitoplâncton	1.00	1.26	250.00		0.240		1 Fitoplâncton	1.00	1.35	250.00		0.162	
2 Algas filamentosas	1.00	177.40	30.00		0.030		2 Algas filamentosas	1.00	101.48	20.00		0.030	
3 Floresta ripária	1.00	2611.60	0.50		0.980		3 Floresta ripária	1.00	1011.67	0.40		0.980	
4 Zooplâncton	2.11	2.31	55.00	250.00	0.664		4 Zooplâncton	2.11	2.10	55.00	250.00	0.527	
5 Camarões	2.00	4.25	5.50	25.00	0.672		5 Camarões	2.04	1.12	5.50	25.00	0.417	
6 Insetos	2.00	5.14	25.00	250.00	0.700		6 Insetos	2.00	0.86	25.00	250.00	0.700	
7 <i>Serrasalmus gibbus</i>	3.23	0.77	2.99	23.76	0.990	0.008	7 <i>Ageneiosus ucayalensis</i>	2.96	0.83	0.74	8.68	0.990	0.044
8 <i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.01	6.50	1.15	11.97	0.841	0.008	8 <i>Leptodoras sp.</i>	2.03	0.47	5.00	33.00	0.990	
9 <i>Geophagus proximus</i>	2.15	4.79	6.23	39.47	0.990	0.082	9 <i>Serrasalmus gibbus</i>	3.09	0.33	1.00	12.49	0.990	
10 <i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	3.22	1.09	0.90	13.60	0.990		10 <i>Hemiodus unimaculatus</i>	2.00	4.93	1.15	11.97	0.875	
11 <i>Curimata inornata</i>	2.00	3.70	1.08	25.63	0.990	0.066	11 <i>Tripotheus angulatus</i>	2.08	4.11	1.16	13.43	0.990	
12 <i>Psectrogaster af. falcata</i>	2.00	3.73	1.03	28.11	0.990		12 <i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	3.08	0.15	1.10	13.60	0.990	
13 <i>Pimelodus omatus</i>	3.08	0.88	1.01	11.6	0.990		13 <i>Electrophorus electricus</i>	2.96	0.11	4.00	15.00	0.990	
14 <i>Ageneiosus ucayalensis</i>	2.79	2.66	0.74	8.679	0.990	0.008	14 <i>Psectrogaster af. falcata</i>	2.00	0.25	1.03	28.11	0.990	
15 <i>Charax gibbosus</i>	2.67	2.95	1.23	13.31	0.990		15 <i>Serrasalmus rhombeus</i>	3.14	0.19	1.25	12.49	0.990	0.089
16 <i>Pimelodus blochii</i>	2.17	1.27	1.19	12.03	0.990		16 <i>Hypostomus plecostomus</i>	2.00	0.61	0.93	21.97	0.990	
17 <i>Leporinus affinis</i>	2.19	1.16	0.95	11.00	0.990	0.008	17 <i>Tripotheus auritus</i>	2.05	2.95	1.21	12.99	0.990	
18 <i>Tripotheus angulatus</i>	2.31	3.33	2.11	14.30	0.990		18 <i>Laemolyta petiti</i>	2.05	1.20	1.26	12.66	0.990	
19 <i>Cichla ocellaris</i>	3.33	1.44	0.51	5.199	0.850	0.246	19 <i>Gymnotus sp.</i>	2.21	0.45	5.00	33.00	0.990	
20 <i>Roeboides affinis</i>	2.95	1.13	1.28	12.25	0.990		20 <i>Hoplias aimara</i>	3.11	1.14	0.24	4.40	0.990	0.270
21 <i>Auchenipterus nuchalis</i>	3.08	1.25	1.23	13.66	0.990		21 <i>Mylius rhomboidalis</i>	2.00	1.26	1.51	40.99	0.990	
22 <i>Hoplias aimara</i>	3.51	1.08	0.23	4.44	0.900	0.180	22 <i>Pimelodus omatus</i>	3.15	0.09	1.19	12.02	0.990	
23 <i>Astyanax bimaculatus</i>	2.31	5.30	2.34	15.27	0.892		23 <i>Boulengerella cuvieri</i>	3.08	0.24	0.49	30.52	0.990	
24 Outros detritívoros	2.00	3.60	4.30	43.00	0.747		24 <i>Geophagus proximus</i>	2.04	4.56	1.18	10.22	0.998	0.130
25 Outros herbívoros	2.00	1.80	4.50	10.00	0.718	0.008	25 <i>Mylius rubripinnis</i>	2.00	0.89	1.87	40.99	0.990	
26 Outros piscívoros	3.34	0.40	4.00	15.00	0.658		26 Outros detritívoros	2.00	1.20	4.30	43.00	0.233	0.044
27 Outros Onívoros	2.26	1.40	6.23	39.47	0.722		27 Outros herbívoros	2.00	1.40	4.50	25.00	0.247	0.130
28 Outros planctívoros	2.67	0.80	6.23	39.47	0.602		28 Outros piscívoros	3.19	0.40	4.00	15.00	0.250	0.400
29 Detritus	1.00				0.240		29 Outros Onívoros	2.19	0.60	5.00	33.00	0.503	
							30 Outros planctívoros	2.89	0.30	4.50	33.00	0.382	
							31 Detritus	1.00				0.250	

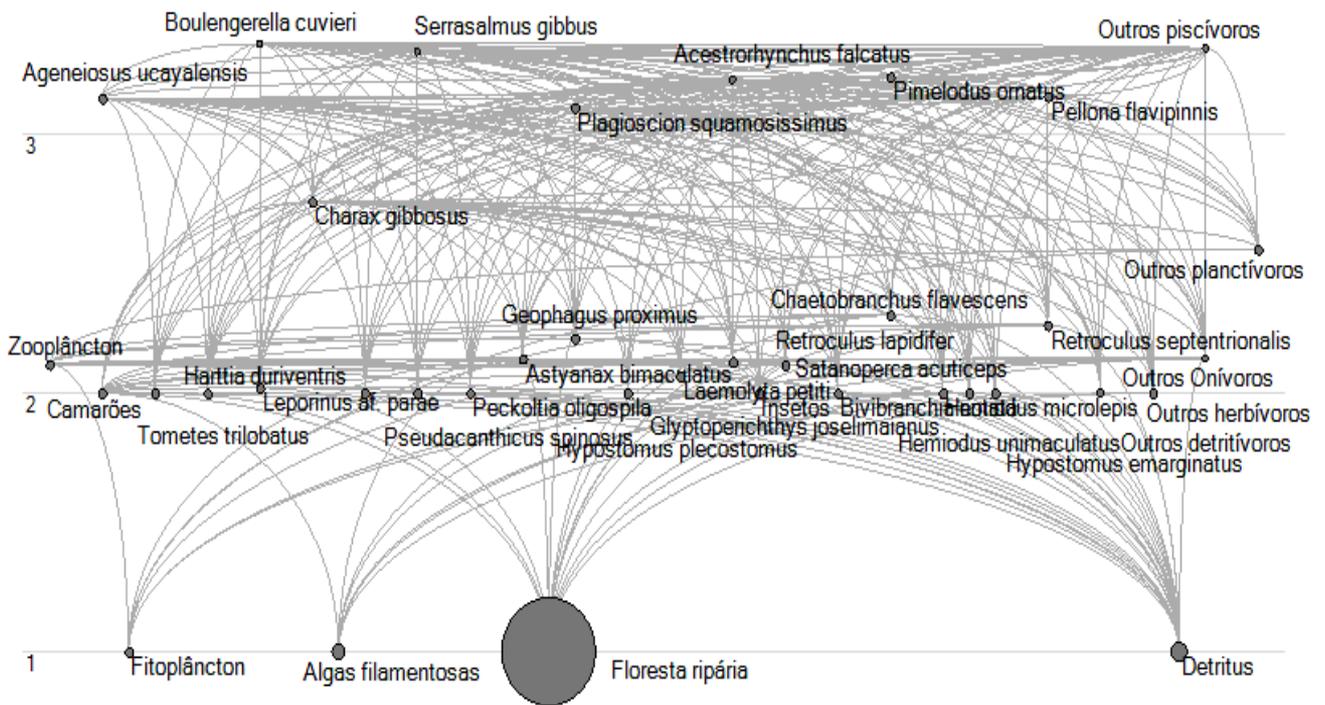


Figura 2. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.

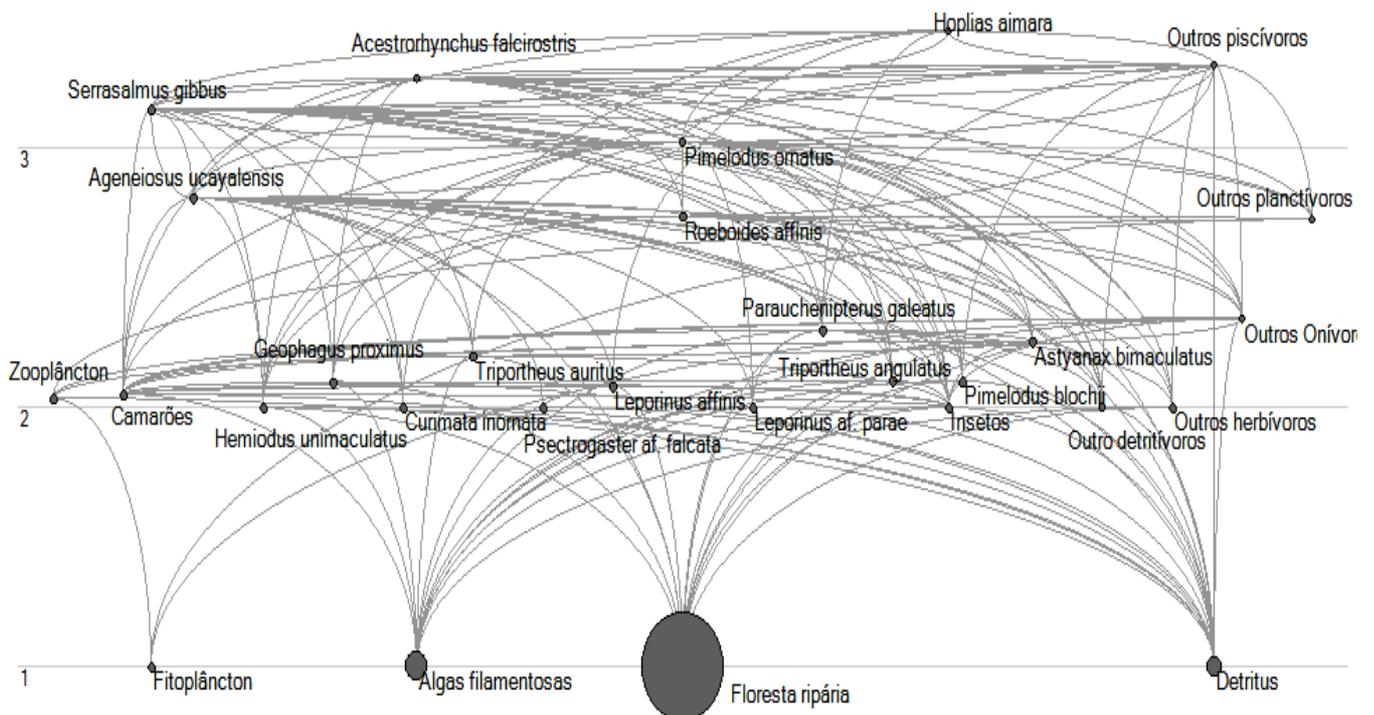


Figura 3. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.

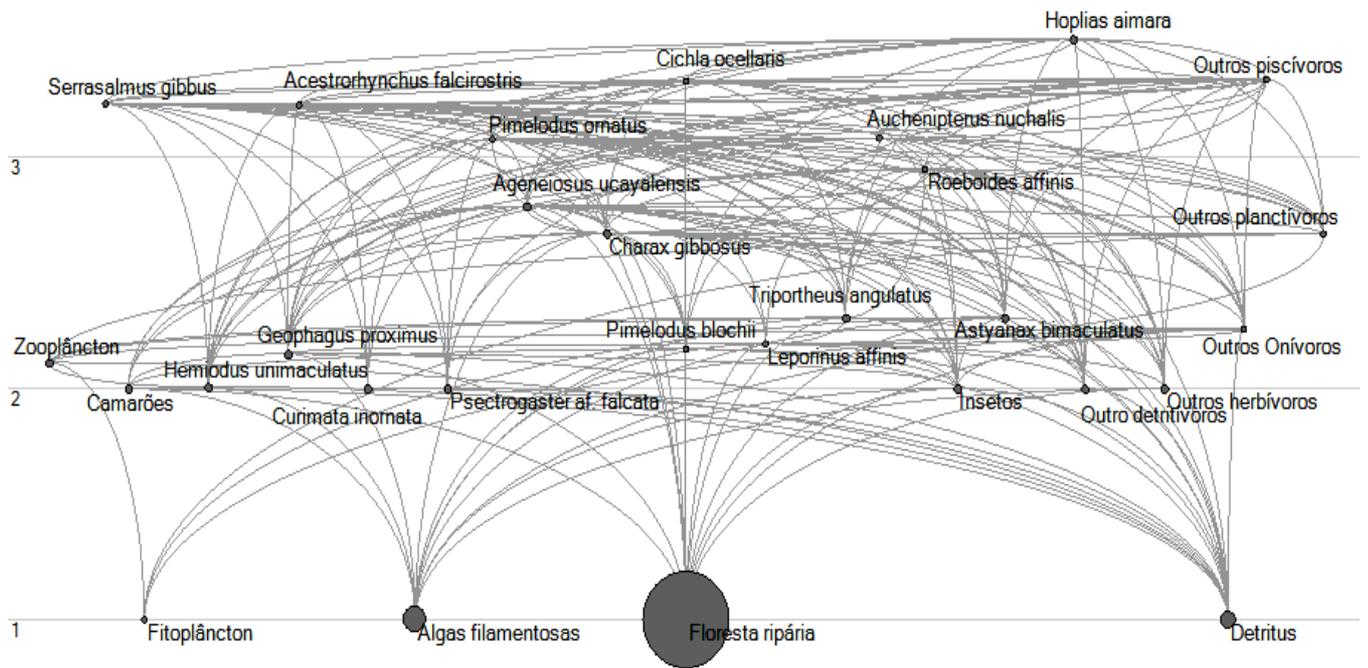


Figura 4. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.

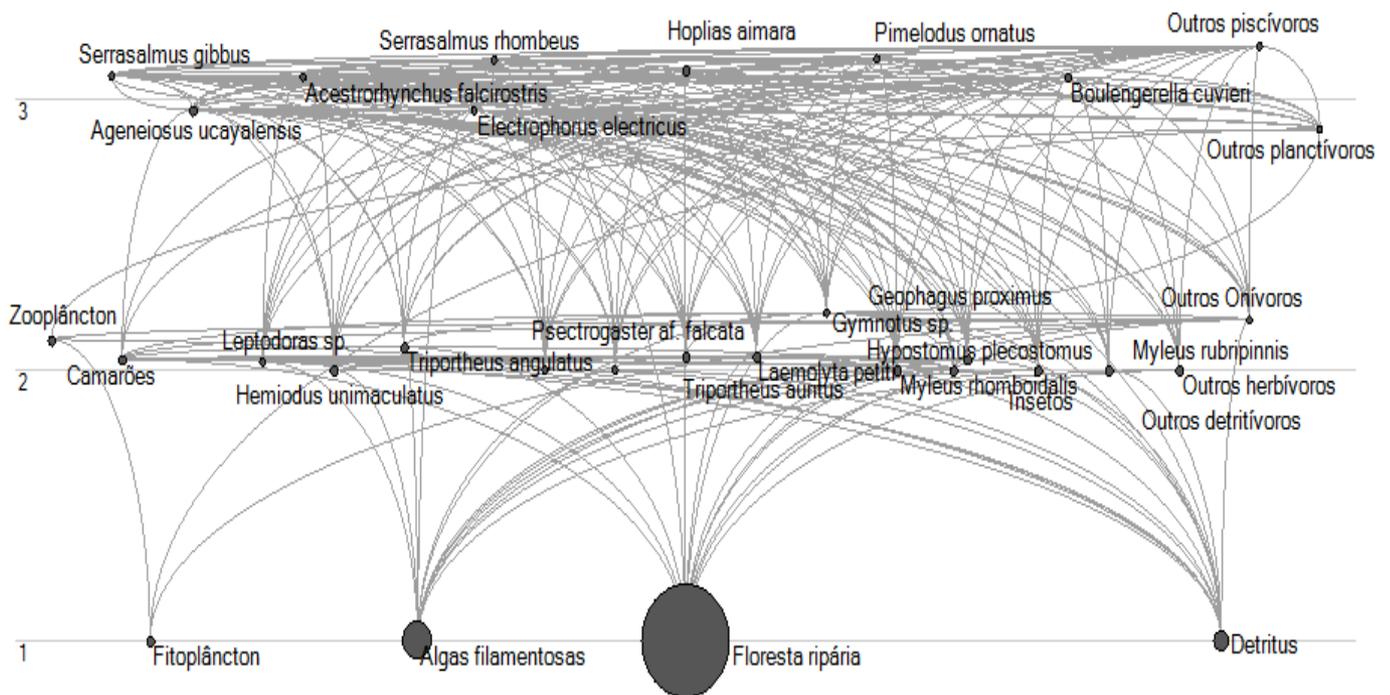


Figura 5. Diagrama de Fluxos por nível trófico médio da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá- AP.

Tabela 3. Índice de Onivoria (IO) e número de caminhos (NC) dos grupos funcionais dos modelos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP. Jus=jusante; Re=reservatório; Lac=lacustre; Mon=montante.

Grupo Funcional	IO				NC			
	Jus	Res	Lac	Mon	Jus	Res	Lac	Mon
Zooplâncton	0.111	0.034	0.111	0.111	2.00	2.00	2.00	2.00
Camarões		0.047		0.038	3.00	5.00	3.00	5.00
Insetos					3.00	3.00	3.00	3.00
<i>Tometes trilobatus</i>					1.00			
<i>Curimata inornata</i>		0.085				1.00		
<i>Hemiodus unimaculatus</i>			0.006		4.00	3.00	4.00	
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0.094	0.293	0.289	0.135	56668.00	6304.00	69771.00	33843.00
<i>Boulengerella cuvieri</i>	0.241			0.032	190930.00			32702.00
<i>Harttia duriventris</i>					1.00			
<i>Leporinus af. parae</i>	0.02				8.00	3.00		
<i>Serrasalmus gibbus</i>	0.232	0.061	0.087	0.034	93402	7109	160917.00	35442.00
<i>Charax gibbosus</i>	0.298		0.404		17365		52883.00	
<i>Hypostomus plecostomus</i>					1.00			
<i>Pseudacanthicus spinosus</i>					1.00			
<i>Peckoltia oligospila</i>					1.00			
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	0.068				46999.00			
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	0.125				41755.00			
<i>Astyanax bimaculatus</i>	0.117	0.192	0.218		12.00	13.00	9.00	
<i>Geophagus proximus</i>	0.179	0.089	0.128	0.039	7.00	11.00	9.00	11.00
<i>Glyptoperichthys joselimaianus</i>					1.00			
<i>Laemolyta petiti</i>	0.061			0.048	8.00			10.00
<i>Pimelodus ornatus</i>	0.167	0.261	0.208	0.09	90371.00	5649	110169.00	44437.00
<i>Retroculus lapidifer</i>	0.117				10.00			
<i>Satanoperca acuticeps</i>	0.108				11.00			
<i>Bivibranchia notata</i>					1.00			
<i>Chaetobranchius flavescens</i>	0.235				11.00			
<i>Hemiodus microlepis</i>					1.00			
<i>Hypostomus emarginatus</i>					1.00			
<i>Pellona flavipinnis</i>	0.128				30537.00			
<i>Retroculus septentrionalis</i>	0.218				11.00			
<i>Gymnotus sp</i>				0.183				61.00
<i>Leporinus affinis</i>		0.076	0.177			10.00	13577.00	
<i>Pimelodus blochii</i>		0.09	0.141			6.00	9.00	
<i>Roeboides affinis</i>		0.321	0.18			9309.00	20007.00	
<i>Auchenipterus nuchalis</i>			0.034				79717.00	
<i>Hoplias aimara</i>		0.144	0.207	0.045		13464.00	432673.00	152462.00
<i>Cichla ocellaris</i>			0.145				344847.00	
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>		0.168	0.104	0.034		18504.00	304986.00	38633.00
<i>Triportheus auritus</i>		0.165		0.05		24.00		10.00
<i>Triportheus angulatus</i>		0.095	0.223	0.078		10.00	17087.00	10.00
<i>Parauchenipterus galeatus</i>		0.216				30.00		
<i>Leptodoras sp</i>				0.029				6.00
<i>Electrophorus electricus</i>				0.183				103123.00
<i>Serrasalmus rhombeus</i>				0.105				43140.00
<i>Myleus rhomboidalis</i>								
<i>Myleus rubripinnis</i>								
Outros detritívoros					1.00	1.00		
Outros herbívoros					2.00			
Outros piscívoros	0.225	0.384	0.141	0.117	43114.00	2.00	97361.00	331456.00
Outros Onívoros	0.119	0.227	0.196	0.154	12.00	8342	9.00	14.00
Outros planctívoros	0.309	0.225	0.296	0.198	3.00	14.00	3.00	3.00
Detritus	0.289	0.119	0.132	0.14				

Em relação à biomassa total de consumidores de cada modelo, verificou-se que a maior biomassa estimada foi a da área Jusante (205,744 t.km⁻²), seguida da, Reservatório (157, 5006 t.km⁻²), Lacustre (64,01705 t.km⁻²) e Montante (32, 74615 t.km⁻²) (Tabela 1). Os consumidores que estavam entre os níveis tróficos 2 e 2,9 representaram 78,78 % do total de consumidores na área Jusante; 80,77% na área Reservatório; 72,00% na área Lacustre; e, 74,07% na área Montante. Sendo, suas respectivas biomassas de 181,52 t.km⁻²; 150,83

t.km⁻²; 56,22 83 t.km⁻²; e 30,20 t.km⁻². A soma da biomassa dos compartimentos de níveis tróficos acima de 3,0 foi de 24,7 t.km⁻² na área Jusante; 11,94 t.km⁻² na área Reservatório; 7,81 t.km⁻² na área Lacustre; e 2,54 t.km⁻² na área Montante (Tabela 4).

Tabela 4. Distribuição da Biomassa Total (em %) entre os níveis tróficos estimados nos modelos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

Nível trófico Biomassa	Jusante (%)	Reservatório (%)	Lacustre (%)	Montante (%)
V	0,013	0,006	0,009	0,002
IV	0,107	0,066	0,087	0,032
III	0,876	0,506	0,502	0,386
II	4,320	2,042	1,642	2,432
I	94,680	97,380	97,760	97,150
Total %	100%	100%	100%	100%
Total (t.km ⁻²)	3.866,88	6.007,50	2.854,02	1.147,74

Os valores de transferência de energia obtidos pelos quatro modelos demonstraram um gradiente decrescente de fluxo, a partir do menor nível trófico (I) até os níveis maiores (Tabela 4). Apesar dos modelos apresentarem oito e nove níveis tróficos, o fluxograma trófico de Lindeman (“Lindeman spine”) demonstra que apenas os cinco primeiros mais expressivos, pois os níveis superiores ao V apresentaram valores inferiores a 1% (Fig.4). A média geométrica de transferência de energia total (produtores+detritos) foi de 11,8% (P:10,9%; D:10,3%) na área Jusante; 9,1% (P:9,1%; D: 9,1%) na área Reservatório; 10,4% (P:9,8%; D: 11,1%) na área Lacustre; e, 9,3% (P:8,2%; D: 10,0%) na área Montante (Figura 6). A proporção total de fluxos a partir de detritos foi de 0,51 para a área Jusante; 0,44 para a área Reservatório; 0,47 para a área Lacustre; e 0,51 para a área Montante.

Na área Jusante, a biomassa inicial total do sistema oriunda dos produtores (NT I) foi de 3.661,0 ton.km⁻². Desta, 2.085,0 ton.km⁻² foi somada à 3.139,0 ton.km⁻² de Detritos e transferidas para os consumidores primários (NT-II). Esses resultados evidenciaram que 60,08 % de toda biomassa que fluiu para os consumidores primários era oriunda de Detritos, apresentando uma proporção da detritivoria/herbivoria de 1,5:1. Este tipo de situação se repetiu na área Montante com 55,85 % da biomassa originária de Detritos (512,2 ton.km⁻²) em relação à biomassa dos Produtores (647,9 ton.km⁻²), evidenciando uma proporção detritivoria/herbivoria de 1,26:1. Diferentemente, nas áreas Reservatório (63,70%) e Lacustre (55,06%), a maior parte da biomassa transferida do nível trófico I ao II teve origem nos Produtores, estabelecendo uma relação detritivoria/herbivoria de 0,79:1 e 0,81:1, na áreas Reservatório e Lacustre, respectivamente (Figura 6) e (Tabela 5).

Tabela 5. Transferência de energia/biomassa do nível trófico I para o II estimados nos modelos das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP.

Parâmetros	Jusante		Reservatório		Lacustre		Montante	
	P	D	P	D	P	D	P	D
Eficiência de Transferência Energia (média %) de I para II	10.90	10.30	9.10	9.10	9.80	11.10	8.20	10.00
Transferência de Biomassa de I para II	36.29	54.63	63.7	36.3	55.06	44.9	44.15	55.85
Proporção de fluxo de detritos	0.51		0.44		0.47		0.51	
Razão de Biomassa Detrito/PP	1.5:1		0.79:1		0.81:1		1.26:1	

Em relação à respiração, observou-se que os maiores fluxos respiratórios foram nos níveis tróficos II e III em todas as áreas, nas duas cadeias alimentares, de pastoreio e de detritos, exatamente nos níveis com maior concentração de biomassa de consumidores. A soma de todos os fluxos respiratórios foram maiores na área Jusante, com 3.926,267 t.km⁻².ano⁻¹ e Reservatório, com 3.906,915 t.km⁻².ano⁻¹ (Figura 6; Tabela 4).

Os valores de pesca em cada área foram de 1,93 t.km⁻² na área Jusante; 0,88 t.km⁻² na área Reservatório; 0,615 t.km⁻² na área Lacustre; e, 1,107 t.km⁻² na área Montante (Tabela 4). As estimativas realizadas pelos modelos demonstraram que a maior parte dos recursos explorados na pesca pertencia aos níveis tróficos II e III, sendo que o Nível Trófico médio da pesca na área Jusante foi 2,50, área Reservatório 2,55, área Lacustre 2,58 e área Montante 2,63.

Impacto misto

Em todas as áreas, a matriz de impacto misto revelou uma maior frequência de impactos positivos nos níveis tróficos inferiores da rede trófica, onde a floresta ripária e Detritos apresentaram maior o número de impactos e de maiores magnitudes sobre vários grupos funcionais em todas as áreas, mas com diferentes percentuais, desde os consumidores primários até os predadores de topo. A simulação torna evidente que a floresta ripária tem relevante papel na dinâmica dos ecossistemas em questão. A simulação de impactos, a partir do aumento da biomassa deste compartimento revelou que este grupo influi positivamente sobre todos os outros grupos, principalmente por representar a principal fonte de recursos energéticos para os sistemas de todas as áreas. O aumento na biomassa da floresta ripária determina um incremento na biomassa dos seguintes grupos: Insetos, *T. trilobatus*, *L. aff. parae*, *L. petiti*, *G. proximus*, Outros herbívoros, entre outros na área Jusante (Figura 7). Nas áreas Reservatório e Lacustre, os grupos insetos, *T. auritus*, *T. angulatus*, *L. affinis*, “outros herbívoros”, entre outros (Figuras 8 e 9). Na área Montante, o aumento da biomassa da floresta implicou em um aumento dos grupos Insetos, *M. rubripinnis*, *M. rhomboidalis*, *T. auritus*, *T. angulatus*, *L. petiti*, outros herbívoros, entre outros (Figura 10).

A análise evidenciou que detritos foi outro grupo funcional de relevante contribuição ao funcionamento dos sistemas estudados, impactando positivamente a maioria dos compartimentos de consumidores (Figuras 7, 8, 9 e 10). Entre os consumidores, na área Jusante, o aumento das biomassas dos grupos *B. cuvieri*, *A. ucayalensis* e “outros piscívoros”, evidenciou impactos negativos em determinados grupos (Figura 7). As áreas Reservatório e Lacustre foram as que apresentaram maior número de grupos sendo impactados negativamente pelo aumento da biomassa de predadores como Zooplâncton, Insetos, *A. ucayalensis*, *S. gibbus*, *H. aimara*, *C. ocellaris* e outros piscívoros. Entretanto, o aumento da biomassa de alguns predadores como *P. ornatus*, *R. affinis* e *H. aimara* impactou positivamente grupos como *A. falcistrotris* e *P. falcata* no Reservatório e *C. inornata* e *L. affinis* na área Lacustre. Na área Montante os grupos mais impactantes foram *H. aimara*, *S. rhombeus*, *B. cuvieri* e Outros piscívoros.

A análise de impacto misto mostrou que o incremento da pesca teria um impacto positivo em *B. cuvieri* na área Jusante, em *A. ucayalensis* e *P. galeatus*, na área Reservatório; *A. ucayalensis*, *P. blochii* e *A. falcistrotris* na área Lacustre. De outra forma, o aumento da pesca interfere negativamente no grupo *C. ocellaris* na área Lacustre, e, na

área Montante, nos grupos *H. aimara* e “outros piscívoros”, bem como na própria pesca (Figuras 7, 8, 9 e 10).

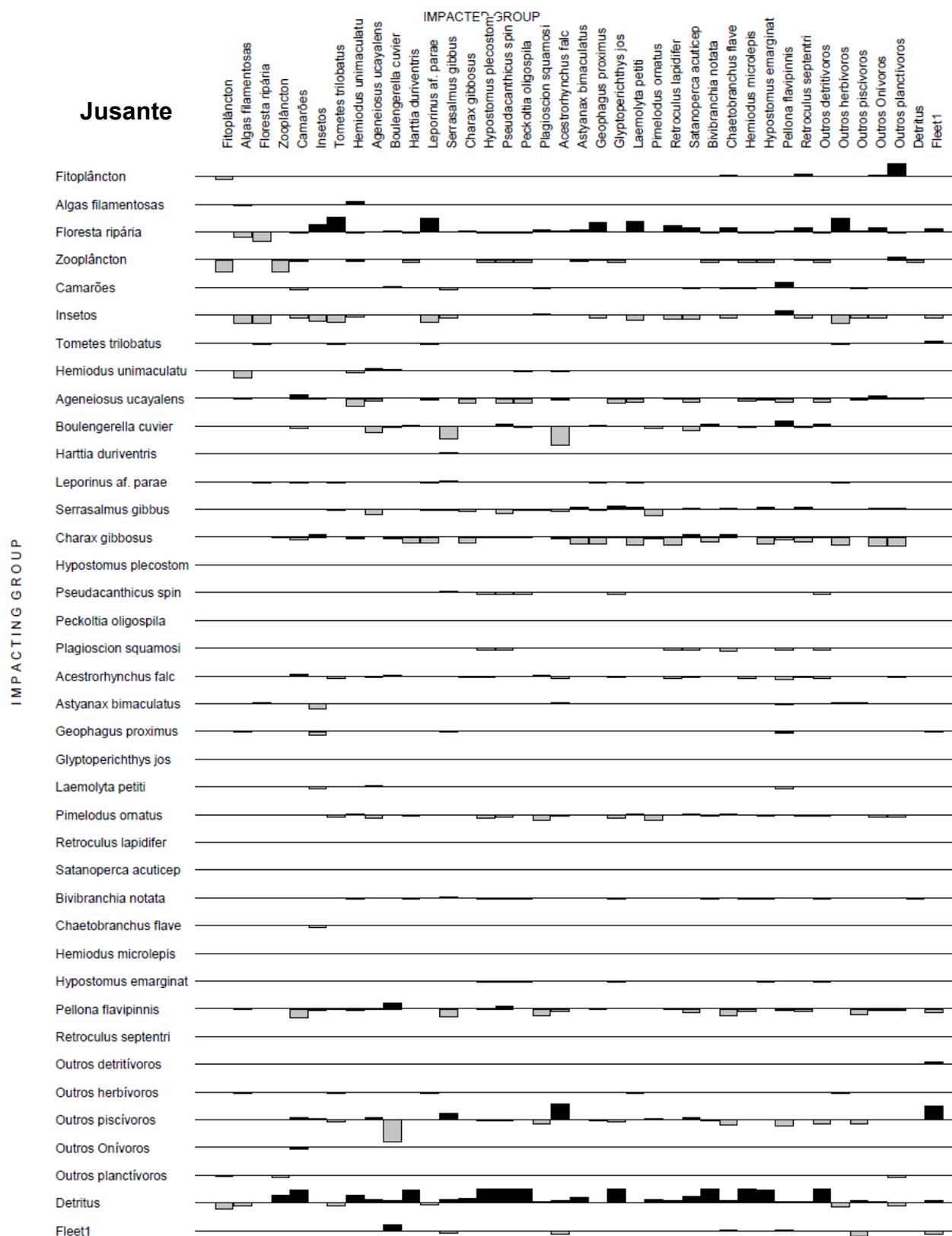


Figura 7. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y pode resultar num impacto positivo (barra em negrito para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.

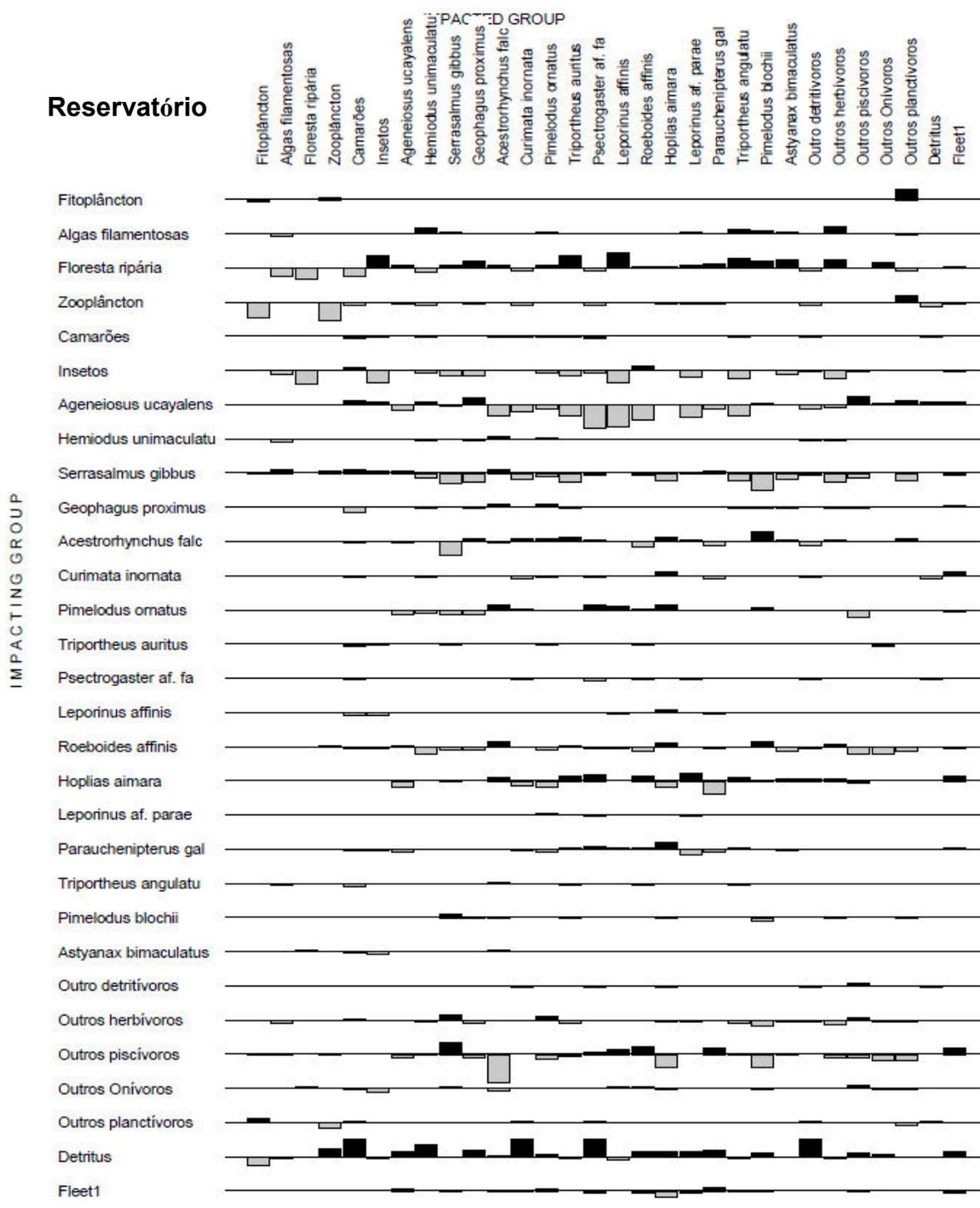


Figura 8. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y pode resultar num impacto positivo (barra em negro para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.

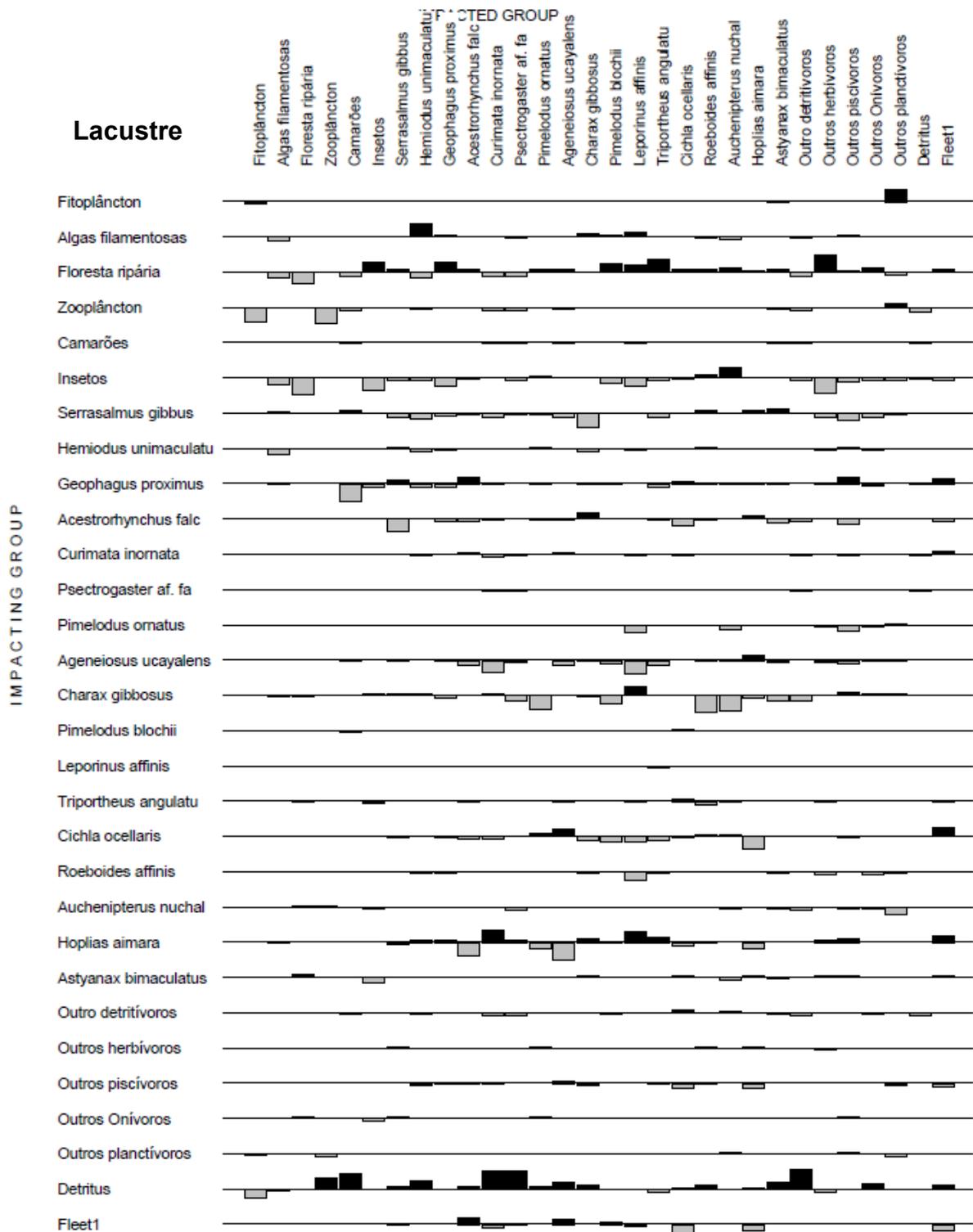


Figura 9. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y pode resultar num impacto positivo (barra em negro para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.

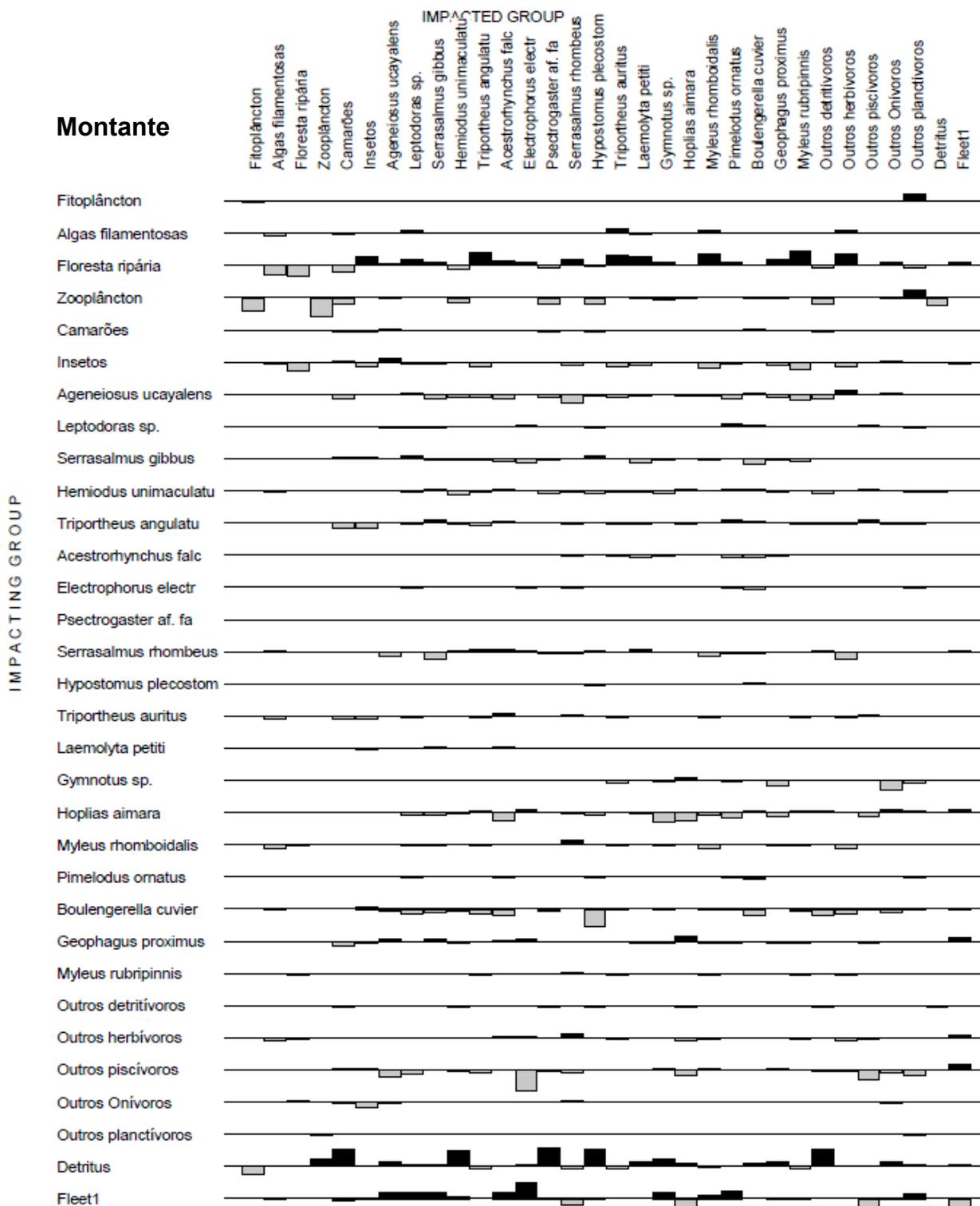


Figura 10. Matriz de impacto trófico para o modelo da área Montante da UHE Coaracy Nunes, F. Gomes, Amapá. O aumento da biomassa de um grupo no eixo Y resultará num impacto positivo (barra em negro para cima) ou negativo (barra em cinza para baixo) sobre os grupos listados no eixo X.

Índice Espécie-chave (IEC)

Os valores calculados do Índice de espécie-chave (IEC) de cada área evidenciaram que, em todas as áreas, os maiores valores eram pertencentes, principalmente, ao compartimento peixes, mas também ao compartimento Insetos e Zooplâncton (Tabela 6). De forma geral, os maiores valores médios deste índice ocorreram na área Jusante (IEC= $-0,056 \pm 0,057$) e os menores na área Montante (IEC= $-0,621 \pm 0,062$), sendo intermediários para as áreas Reservatório (IEC= $-0,519 \pm 0,062$) e Lacustre (IEC= $-0,549 \pm 0,064$).

Tabela 6. Rank dos grupos funcionais com os cinco maiores Índices de espécies-chave das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá. Valor do índice entre parênteses.

Rank	Jusante	Reservatório	Lacustre	Montante
1º	Outros piscívoros (0,052)	<i>A. ucayalensis</i> (0,138)	<i>C. gibbosus</i> (-0,029)	Outros piscívoros (-0,095)
2º	<i>C. gibbosus</i> (-0,003)	Outros piscívoros (-0,081)	<i>H. aimara</i> (-0,046)	<i>B. cuvieri</i> (-0,132)
3º	<i>B. cuvieri</i> (-0,015)	<i>S. gibbus</i> (-0,026)	Insetos (-0,052)	Zooplâncton (-0,172)
4º	Insetos (-0,094)	Insetos (-0,092)	<i>G. proximus</i> (-0,182)	<i>H. aimara</i> (-0,238)
5º	<i>P. flavipinnis</i> (-0,113)	<i>H. aimara</i> (-0,163)	<i>A. ucayalensis</i> (-0,196)	Insetos (-0,246)

Sobreposição de nicho

De forma geral, as interações tróficas entre os grupos funcionais dos ecossistemas estudados evidenciaram fortes interações nos níveis tróficos II em todas as áreas e nas duas cadeias de detrito e forrageira em todas as áreas. Entre os consumidores primários (NT=2) as maiores sobreposições estavam entre $0,9 \leq O \leq 1,0$, nos dois tipos de cadeia, em todas as áreas. Entre os predadores dos níveis tróficos superiores (NT=3), as maiores sobreposições estavam nos valores $0,6 \leq O \leq 0,86$ na área Jusante; $0,6 \leq O \leq 0,76$ na área Reservatório; $0,6 \leq O \leq 0,95$ na área Lacustre; e $0,65 \leq O \leq 0,96$ na área Montante (Tabelas 7, 8, 9 e 10).

Tabela 9. Sobreposição de nicho (O) entre as espécies-grupo da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP. Área grifadas em cinza=sobreposição (O≥0,6).

Lac	Grupo Funcional	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28		
4	Zooplâncton	1.00																										
5	Camarões	0.95	1.00																									
6	Insetos	0.18	0.43	1.00																								
7	<i>Serrasalmus gibbus</i>	0.00	0.00	0.00	1.00																							
8	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0.75	0.78	0.18	0.00	1.00																						
9	<i>Geophagus proximus</i>	0.15	0.40	0.94	0.00	0.27	1.00																					
10	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0.00	0.00	0.00	0.92	0.00	0.02	1.00																				
11	<i>Curimata inornata</i>	0.96	0.93	0.18	0.00	0.73	0.14	0.00	1.00																			
12	<i>Psectrogaster af. falcata</i>	0.96	0.93	0.18	0.00	0.73	0.14	0.00	1.00	1.00																		
13	<i>Pimelodus ornatus</i>	0.20	0.20	0.05	0.60	0.17	0.13	0.68	0.17	0.17	1.00																	
14	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0.42	0.48	0.29	0.46	0.36	0.37	0.53	0.36	0.36	0.74	1.00																
15	<i>Charax gibbosus</i>	0.35	0.44	0.30	0.34	0.56	0.45	0.43	0.31	0.31	0.64	0.78	1.00															
16	<i>Pimelodus blochii</i>	0.29	0.52	0.88	0.00	0.40	0.98	0.03	0.27	0.27	0.21	0.49	0.56	1.00														
17	<i>Leporinus affinis</i>	0.42	0.63	0.83	0.05	0.50	0.92	0.08	0.39	0.39	0.27	0.57	0.62	0.98	1.00													
18	<i>Tripottheus angulatus</i>	0.00	0.24	0.87	0.00	0.10	0.94	0.05	0.00	0.00	0.22	0.33	0.38	0.91	0.83	1.00												
19	<i>Cichla ocellaris</i>	0.00	0.00	0.00	0.88	0.00	0.00	0.93	0.00	0.00	0.58	0.48	0.40	0.00	0.06	0.00	1.00											
20	<i>Roeboides affinis</i>	0.30	0.30	0.06	0.43	0.25	0.17	0.55	0.26	0.26	0.92	0.76	0.64	0.28	0.34	0.28	0.45	1.00										
21	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0.00	0.00	0.00	0.19	0.00	0.16	0.32	0.00	0.00	0.66	0.39	0.37	0.21	0.19	0.40	0.20	0.79	1.00									
22	<i>Hoplias aimara</i>	0.00	0.00	0.00	0.69	0.00	0.00	0.76	0.00	0.00	0.52	0.38	0.35	0.00	0.04	0.00	0.79	0.37	0.16	1.00								
23	<i>Astyanax bimaculatus</i>	0.77	0.82	0.40	0.00	0.67	0.48	0.06	0.69	0.69	0.48	0.66	0.62	0.63	0.72	0.45	0.00	0.64	0.44	0.00	1.00							
24	Outro detritívoros	0.96	0.93	0.18	0.00	0.73	0.14	0.00	1.00	1.00	0.17	0.36	0.31	0.27	0.39	0.00	0.00	0.26	0.00	0.00	0.69	1.00						
25	Outros herbívoros	0.00	0.26	0.98	0.00	0.07	0.91	0.00	0.00	0.00	0.01	0.20	0.23	0.81	0.74	0.87	0.00	0.00	0.00	0.00	0.25	0.00	1.00					
26	Outros piscívoros	0.00	0.00	0.00	0.94	0.00	0.00	0.95	0.00	0.00	0.60	0.45	0.37	0.00	0.06	0.00	0.93	0.45	0.20	0.76	0.00	0.00	0.00	1.00				
27	Outros Onívoros	0.66	0.79	0.63	0.00	0.59	0.72	0.05	0.59	0.59	0.41	0.67	0.64	0.83	0.90	0.66	0.00	0.54	0.36	0.00	0.95	0.59	0.50	0.00	1.00			
28	Outros planctívoros	0.17	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.10	1.00		

Tabela 10. Sobreposição de nicho (O) entre as espécies-grupo da área Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, AP. Área grifadas em cinza=sobreposição (O≥0,6).

Mon	Grupo Funcional	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
4	Zooplâncton	1.00																											
5	Camarões	0.97	1.00																										
6	Insetos	0.18	0.19	1.00																									
7	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0.21	0.20	0.04	1.00																								
8	<i>Leptodoras sp.</i>	0.39	0.38	0.89	0.13	1.00																							
9	<i>Serrasalmus gibbus</i>	0.00	0.00	0.00	0.74	0.00	1.00																						
10	<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0.97	0.99	0.19	0.20	0.41	0.00	1.00																					
11	<i>Tripottheus angulatus</i>	0.00	0.01	0.98	0.03	0.85	0.00	0.02	1.00																				
12	<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	0.00	0.01	0.00	0.81	0.01	0.93	0.00	0.01	1.00																			
13	<i>Electrophorus electricus</i>	0.11	0.10	0.13	0.71	0.20	0.77	0.11	0.13	0.81	1.00																		
14	<i>Psectrogaster af. falcata</i>	0.96	1.00	0.18	0.18	0.36	0.00	0.99	0.00	0.00	0.09	1.00																	
15	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00	0.45	0.00	0.00	0.40	0.32	0.00	1.00																
16	<i>Hypostomus plecostomus</i>	0.96	1.00	0.18	0.18	0.36	0.00	0.99	0.00	0.00	0.09	1.00	0.00	1.00															
17	<i>Tripottheus auritus</i>	0.00	0.01	0.95	0.02	0.89	0.00	0.03	0.99	0.01	0.13	0.00	0.00	0.00	1.00														
18	<i>Laemolyta petiti</i>	0.51	0.51	0.92	0.15	0.93	0.00	0.50	0.84	0.01	0.18	0.49	0.00	0.49	0.82	1.00													
19	<i>Gymnotus sp.</i>	0.75	0.72	0.61	0.34	0.82	0.06	0.74	0.50	0.09	0.25	0.69	0.04	0.69	0.51	0.85	1.00												
20	<i>Hoplias aimara</i>	0.00	0.00	0.00	0.53	0.00	0.71	0.00	0.00	0.68	0.45	0.00	0.42	0.00	0.00	0.00	0.07	1.00											
21	<i>Myleus thomboidalis</i>	0.00	0.01	0.97	0.00	0.87	0.00	0.03	0.99	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.99	0.81	0.49	0.00	1.00										
22	<i>Pimelodus ornatus</i>	0.00	0.00	0.00	0.54	0.00	0.74	0.00	0.00	0.76	0.93	0.00	0.36	0.00	0.00	0.00	0.03	0.45	0.00	1.00									
23	<i>Boulengerella cuvieri</i>	0.00	0.00	0.00	0.65	0.00	0.84	0.00	0.00	0.81	0.92	0.00	0.41	0.00	0.00	0.00	0.04	0.46	0.00	0.92	1.00								
24	<i>Geophagus proximus</i>	0.61	0.60	0.85	0.18	0.94	0.00	0.60	0.76	0.01	0.19	0.58	0.00	0.58	0.75	0.99	0.92	0.00	0.74	0.00	0.00	1.00							
25	<i>Myleus rubripinnis</i>	0.00	0.01	0.98	0.00	0.82	0.00	0.01	0.99	0.00	0.11	0.00	0.00	0.00	0.97	0.82	0.46	0.00	0.99	0.00	0.00	0.73	1.00						
26	Outros detritívoros	0.96	1.00	0.18	0.18	0.36	0.00	0.99	0.00	0.00	0.09	1.00	0.00	1.00	0.00	0.49	0.69	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	1.00					
27	Outros herbívoros	0.00	0.01	0.97	0.00	0.87	0.00	0.03	0.99	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.99	0.81	0.49	0.00	1.00	0.00	0.00	0.74	0.99	0.00	1.00				
28	Outros piscívoros	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.79	0.00	0.00	0.79	0.91	0.00	0.34	0.00	0.00	0.00	0.03	0.45	0.00	0.96	0.92	0.00	0.00	0.00	1.00				
29	Outros Onívoros	0.69	0.66	0.64	0.34	0.85	0.00	0.68	0.56	0.06	0.24	0.63	0.00	0.63	0.57	0.86	0.98	0.00	0.54	0.00	0.00	0.92	0.51	0.63	0.54	0.00	1.00		
30	Outros planctívoros	0.15	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	1.00	

Propriedades ecossistêmicas

O somatório de fluxos totais sistêmicos (t.km⁻². ano⁻¹) foi maior nas áreas Reservatório e Lacustre, e menor nos modelos das áreas Jusante e Montante. Do total destes fluxos, a maior parte deveu-se ao consumo (39,35%), seguido do fluxo para detritos (27,54%), fluxos respiratórios (12,46%) e exportação (29,28%), na área Jusante. Nas demais áreas, os fluxos deveram-se principalmente ao fluxo para detritos, seguido de fluxos exportados totais, fluxo para o consumo e respiração (Tabela 11).

Os valores de biomassa total ($t.km^{-2}$) de cada área mostraram que as maiores biomassas totais, excluindo detritos, estavam nas áreas Reservatório e Jusante, e, as menores, nas áreas Montante e Lacustre. Os valores da quantidade total e parcial de matéria orgânica que flui por cada compartimento dos modelos analisados estão sumarizados na Tabela 11.

A relação entre produção primária total e respiração total (PPT/RT) apresentou valores de 1,24 para a área Jusante, 3,677 para a área Reservatório, 3,407 para a área Lacustre e 3,354 para a área Montante. Os valores próximo à unidade na área Jusante caracterizam um estado próximo à maturidade ecossistêmica. A produção primária total/biomassa total estimada pelo modelo foi de $1,26 \text{ ano}^{-1}$ para a área Jusante, $2,39 \text{ ano}^{-1}$ para a área Reservatório, $2,43 \text{ ano}^{-1}$ para a área Lacustre e $2,43 \text{ ano}^{-1}$ para a área Montante. A produção líquida foi maior na área Reservatório e Lacustre e menor nas áreas Montante e Jusante (Tabela 11).

Em relação à razão biomassa total/fluxos totais (BT/FT), todos os modelos estimaram valores baixos, sendo 0,263 na área Jusante, 0,186, na área Reservatório, 0,177 na área Lacustre e 0,173 na área Montante. O consumo total ($t.km^{-2}. \text{ano}^{-1}$) foi maior nas áreas Reservatório e Jusante (Tabela 2). As maiores capturas promovidas pela pesca ocorreram nas áreas Jusante ($1,930 t.km^{-2}. \text{ano}^{-1}$) e Montante ($1,11 t.km^{-2}. \text{ano}^{-1}$) (Tabela 11).

O índice de conectividade que revela o grau de inter-relação entre os diversos grupos em termos de conexões tróficas apresentou maiores valores nas áreas Lacustre e Montante. O índice de ciclagem de Finn (ICF) que representa a proporção do total de fluxos reciclados no próprio sistema apresentou maior valor percentual nas áreas Jusante e Montante. As maiores Ascendências foram para as áreas Reservatório e Lacustre, e, as menores foram para as áreas Jusante e Montante. Os valores estimados de Overhead apresentaram-se maiores nas áreas Jusante e Montante, estando semelhantes entre as áreas Reservatório e Lacustre (Tabela 6). Em todas as áreas, o índice de ciclagem de Finn apresentou relação inversa com a ascendência e relação direta com o overhead (Figura 11).

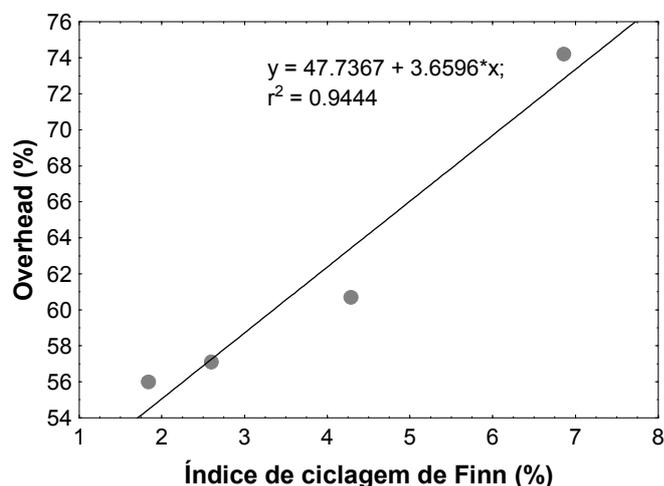


Figura 11. Correlação entre o Índice de ciclagem de Finn e Overhead das áreas de influência da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

A razão de Schörödinger apresentou maiores valores nas áreas Jusante (13,71) e Lacustre (8,39). O maior comprimento de caminhos foi da área Jusante; nas demais áreas, os valores foram similares, mas bem inferiores do valor da área Jusante. O número de caminhos foi superior nas áreas Jusante e Reservatório e nas áreas Lacustre e Montante bem inferior (Tabela 11).

Tabela 11. Valores comparativos dos parâmetros ecossistêmicos das áreas Jusante, Reservatório, Lacustre e Montante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes, Amapá.

Compartimentos/Áreas	Jusante	Reservatório	Lacustre	Montante
Soma do consumo total (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	5.790,493	5.810,634	3.047,026	1.273,854
Soma de todas as exportações (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	943,855	10.326,870	4.891,962	1.941,283
Soma de todos os fluxos respiratórios (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	3.926,267	3.906,915	2.037,746	826,4184
Soma de todos os fluxos para detritos (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	4.052,345	12.265,740	6.128,092	2.588,059
Fluxos totais no sistema (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	14.712,96	32.310,15	16.104,830	6.629,614
Soma da produção total (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	5.594,151	15.107,060	7.342,640	2.964,420
Produção Primária Líq. total calculada (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	4.888,022	14.365,470	6.942,766	2.771,755
Produção Primária Total/Respiração Total	1,240	3,677	3,407	3,354
Produção Líquida do sistema (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	961,760	10.458,560	4.905,020	1.945,336
Produção Primária Total/Biomassa Total	1,264	2,391	2,432	2,416
Biomassa Total/Fluxos totais	0,263	0,186	0,177	0,173
Biomassa Total (exceto detritos) (t. km ⁻²)	3.866,418	6.007,963	2.854,277	1.147,249
Captura (pesca) Total (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	1,930	0,880	0,615	1,107
Índice de conectividade	0,214	0,210	0,272	0,261
Índice de onivoria do sistema	0,067	0,086	0,102	0,052
Fluxos reciclados (exceto detritos) (t.km ⁻² . ano ⁻¹)	127,03	42,470	57,900	52,540
Índice de ciclagem de Finn (%)	6,860	1,840	2,600	4,290
Ascendência (%)	25,800	44,000	42,900	39,300
Overhead (%)	74,200	56,000	57,100	60,700
Razão de Schrödinger (TRe/TB)	13,710	7,660	8,396	6,090
Comprimento do Caminho [Tf/(TE _x +TRe)]	30,280	7,940	7,240	5,150
Número de Caminhos	50001,00	24958,00	820,00	314,00

Discussão

A modelagem matemática de reservatórios de UHEs com Ecopath vêm se tornando uma ferramenta útil na descrição de como estes ecossistemas estão organizados, assim como na avaliação das relações entre a estabilidade e a diversidade de espécies, por meio da descrição da transferência de energia, fluxos tróficos, eficiências de assimilação e dissipação (Gubiani et al. 2011). Apesar da modelagem de ecossistemas ser uma prática difícil e com críticas, ela fornece uma percepção integrada do ecossistema, tornando-se importante na avaliação de impactos que o ambiente modelado está submetido, assim como nas alterações da abundância de um grupo particular sobre outros grupos (Arreguín-Sánchez 2000). Essas informações são úteis para subsidiar o manejo multiespecífico e a conservação das populações destes ambientes (Baird e Ulanowicz 1993; Beck et al. 2001; Hilborn et al. 2003).

No presente estudo, as principais modificações realizadas para ajuste dos quatro modelos foram nas suas respectivas matrizes de dieta. Estas modificações foram necessárias pelo fato de ser difícil estimar com precisão, a composição da dieta de todos os compartimentos do ecossistema analisado, especialmente para os piscívoros, já que neste grupo os compartimentos foram compostos por espécies individualizadas, sendo que não existem trabalhos detalhadas para todas elas. Essas incertezas na distribuição da dieta são consideradas padrões recorrentes nos estudos com Ecopath (Rosado-Solórzano e Guzmán Del Próo 1998; Morales-Zárate et al. 2004; Angelini e Agostinho 2005; Villanueva et al., 2006a; 2006b; Fetahi e Mengistou 2007; Angelini et al. 2007; Gubiani et al. 2011).

Os valores do Índice de Pedigree (IP) de cada modelo resultou abaixo da variação mínima de qualidade esperada para os modelos Ecopath (Christensen et al. 2000; Villanueva et al. 2006b) e se justificam pelo pequeno número de dados disponíveis de biomassa, e às muitas entradas sobre produção e consumo. Essa condição diminui o peso da avaliação pelo Ecopath. Entretanto, a entrada de dados de PB e QB da maioria dos compartimentos calculados foram bastante consistentes e permitiram uma avaliação muito próxima do mínimo aceitável de $IP=0,5$ (Christensen et al. 2000; Villanueva et al. 2006b).

A semelhança na estrutura dos compartimentos ecossistêmicos escolhidos, bem como da composição de espécies entre os quatro ambientes modelados deveu-se à sua proximidade física e por pertencerem à mesma bacia hidrográfica. A situação diferencial

dos atributos ecosistêmicos observados entre as áreas está relacionada tanto à heterogeneidade física de cada ambiente, que disponibiliza recursos de forma diferenciada, quanto às situações imprevisíveis da dinâmica hídrica, diferentes em cada área, em decorrência do controle do nível hidrométrico das áreas represada, através das comportas da UHE Coaracy Nunes. Desta forma, o comportamento trófico de algumas espécies que ocorrem simultaneamente nas quatro áreas varia, como *Ageneiosus ucayalensis* que, na área Jusante comportou-se como piscívoro (IO=0,09) e na área Lacustre, como onívoro-piscívoro (IO=0,29).

As eficiências ecotróficas de entrada para os produtores estavam coerentes com estudos realizados em ambientes semelhantes (Salomão et al. 1998; Angelini et al. 2006; Higuchi et al. 2007; Gubiani et al. 2011), principalmente para os compartimentos floresta ripária e algas filamentosas. Para os compartimentos fitoplâncton e detritos, as eficiências ecotrófica calculadas pelo modelo apresentaram valores baixos em todas as áreas, como os observados em outros modelos EwE de reservatórios realizados por Angelini e Agostinho (2006) e Gubiani et al. (2011).

As altas biomassas com baixa eficiência ecotrófica, tanto da floresta ripária quanto das algas filamentosas, apesar de bastante consumidas por alguns compartimentos superiores, indicam que estes grupos tem condições de serem mais utilizadas pelo sistema. Na ausência da utilização mais eficaz, estes compartimentos acumulam-se na forma de detritos, aumentando consideravelmente a biomassa deste compartimento, influenciando a sua eficiência ecotrófica para baixo, mesmo sendo bem consumido.

Em relação à biomassa dos compartimentos peixes, os quatro modelos mostraram valores de biomassa estimados semelhante aos valores de biomassa relativa (CPUE) estimadas no capítulo 1 desta tese, realizadas em coletas com redes de emalhar nas mesmas áreas estudadas. Os resultados obtidos, tanto pelo Ecopath, quanto por esses autores demonstram que as maiores biomassas em todas as áreas pertenciam às mesmas espécies de peixes. Esses resultados demonstram que o modelo Ecopath pode estimar, de forma razoável, a biomassa dos grupos funcionais de ambientes de água doce menores como lagos, reservatórios e trechos de rios de pequeno e médio porte, a partir da produção, consumo, eficiência ecotrófica e da dieta dos compartimentos consumidores.

A taxa de transferência de eficiência média estimada em cada área evidenciou valores próximos ao esperado para os ecossistemas aquáticos (10%), tanto pela cadeia de detritos, quanto pela cadeia de produção fotossintética (Lindeman 1942; Pauly e

Christensen 1995). De forma geral, a maioria dos compartimentos de peixes compôs os níveis tróficos intermediários, ao passo que os invertebrados (Zooplâncton, Insetos e Camarões) constituíram os níveis tróficos inferiores de consumidores. A maior concentração de biomassa permaneceu nos níveis tróficos iniciais (I e II), principalmente em função da floresta ripária, detritos e algas filamentosas no nível I, e, peixes herbívoros, detritívoros e onívoros no nível trófico II para todas as áreas modeladas.

Em todas as áreas, a importância da floresta ripária foi evidente, no entanto, nas áreas Jusante e Montante o fluxo de detritos para o nível trófico II foi maior que o dos produtores, que assumiram importância secundária nessas duas áreas. Essa situação pode está relacionada à maior velocidade da água nas duas áreas, que transporta mais eficazmente frutos, folhas e sementes, que foram os principais itens oriundos da produção primária consumidos pelos compartimentos superiores. Diferentemente, nas áreas Reservatório e Lacustre, as condições lênticas da água permitem que os itens da produção primária permaneçam por mais tempo disponíveis para os consumidores, aumentando o fluxo de biomassa e energia dos produtores em relação ao compartimento detritos.

É importante ressaltar que em ecossistemas aquáticos, as teias tróficas são caracterizadas pela grande mobilidade de nutrientes limitantes e de matéria orgânica, no entanto, as características dos organismos aquáticos favorecem que estes sistemas demonstrem fortes ligações tróficas, ocorrendo uma grande integração do processamento da matéria orgânica com as interações da comunidade. Nestas condições, como evidenciado no presente estudo, percebe-se a importância da matéria alóctone, da produção primária e da sazonalidade para a manutenção e estruturação das comunidades aquáticas, principalmente da vegetação marginal, que neste estudo, passou a ser considerado um componente do sistema, e, portanto, autóctone (Hauer e lamberti 1996; Finiay et al. 2002).

A floresta ripária apresenta importantes funções para a integridade de sistemas aquáticos e para os peixes, interferindo desde trocas de material orgânico (folhas, troncos, frutos, insetos e outro invertebrados) entre o sistema terrestre e aquático que servem de alimento e substrato para o desenvolvimento de biota aquática (Angermeier e Karr 1984, Pusey e Arthington 2003) até a interceptação de sedimentos, fertilizantes e pesticidas que adentram nos rios através do escoamento superficial ou subterrâneo (Naiman et al. 2005). Esta relação torna-se importante na medida em que essa relação de interface terra-água se intensifica (Barrela et al. 2001). Em reservatórios, a interação da floresta ripária com o

meio aquático torna-se mais acentuada devido às alterações ocorridas no ambiente para a implantação do empreendimento, que muda a fitofisionomia original do sistema empobrecendo-o, ficando, a floresta ripária, como a principal fonte primária do sistema e, em última análise, secundária na produção de detritos. Assim, a manutenção das florestas ripárias é uma situação indispensável para os ecossistemas aquáticos (Casatti 2010).

Em termos de integração trófica, os grupos funcionais Zooplâncton, Camarões e Insetos, todos pertencentes ao nível trófico II, assumiram uma papel funcional de elo de conexão trófica entre o nível trófico I e o nível dos consumidores de segunda ordem, demonstrando sua importância na integração da cadeia alimentar em todas as áreas analisadas, mas com diferentes graus de importância em cada ambiente.

A pesca, mesmo que de subsistência, mostrou ser uma importante variável na dinâmica funcional dos ecossistemas analisados, influenciando a biomassa de espécies de maior interesse comercial, como *T. trilobatus*, *C. ocellaris*, *G. proximus* e *H. aimara*, como também, as demais populações influenciadas por elas. Os efeitos produzidos pela pesca também são ressaltados nas quatro matrizes de Leontief demonstrando que esta atividade não pode ser desprezada na avaliação dos ecossistemas em estudo.

O consumo de organismos por parte dos peixes é um aspecto importante, que pode regular a estrutura trófica e influenciar a estabilidade, a resiliência e a dinâmica da cadeia alimentar do ecossistema aquático (Engel et al. 1999).

As espécies chave são consideradas espécies que afetam a organização da comunidade de um modo muito mais intenso do que seria previsível com base na abundância ou na biomassa dessas espécies (Paine 1966). Essas espécies pertencem, geralmente, a níveis tróficos intermediários e podem desempenhar um controle denominado *wasp-waist*, em que alterações na sua abundância ocasionam efeitos tanto em seus predadores quanto nas suas presas (Rice 1995; Cury et al. 2000; Shannon et al. 2004; Hunt e McKinnell 2006; Libralato et al. 2006). Não obstante, existem comunidades que são determinadas por um controle combinado, ou seja, com influência tanto dos produtores como dos consumidores (Achá e Fontúrbel 2003; Libralato et al. 2006).

No presente estudo, em todas as áreas, os resultados do índice de espécie-chave evidenciaram que as principais espécies-chaves pertenciam à categoria trófica dos piscívoros, indicando um possível controle do tipo *top-down*. No entanto, algumas espécies onívoras como *Geophagus proximus* e *Pellona flavipinnis* nas áreas Lacustre e Jusante, respectivamente, também estiveram entre as principais espécies-chave,

sugerindo um controle *wasp-waist* (Rice 1995). Além dessas espécies, o compartimento insetos apresentou-se como espécie-chave em todas as áreas, sugerindo também um controle do tipo *wasp-waist*. Em nenhuma das áreas, o compartimento dos produtores (primários) apresentou valor importante do índice de espécie-chave, indicando ausência de controle do tipo *botton-up*. Isso não significa que esses compartimentos não controlam de alguma forma a estabilidade do ecossistema, pois os produtores são compartimentos estruturantes de fundamental importância para a formação e manutenção dos ecossistemas.

A análise de impacto misto mostrou que o efeito combinado do incremento da biomassa de alguns grupos funcionais interfere na biomassa de vários grupos, indicando que as associações diretas (predação) e indiretas (competição) são fatores responsáveis pelo aumento ou redução da biomassa dos grupos. Este balanço de biomassa variou principalmente entre consumidores primários que se alimentaram de produtores como a floresta ripária, algas filamentosas e detritos, de onde a maior parte da biomassa do ecossistema é oriunda. A maioria desses impactos foram positivos em todas as áreas.

De forma geral, se percebe que cada área apresenta um mosaico de grupos com diferentes plasticidades tróficas diante de uma perturbação, que poderia ser natural ou artificial. Apesar da análise ser interessante, ressalta-se que a mesma é limitada para as previsões ecossistêmicas, uma vez que as alterações em biomassa podem conduzir alterações na dieta, e esta modificação não pode ser prevista na análise. Apesar disso, esta análise indica a ocorrência de efeitos indiretos no sistema, cuja identificação é indispensável para implantação de manejo adequado na área (Angelini et al. 2005).

O elevado número de sobreposição de nicho entre os diversos pares de espécies, em todas as áreas, não implica em competição entre elas, pois a competição depende da disponibilidade restrita de recursos (Goulding 1980). Tilman et al. (1996) afirmam que a estrutura de um ecossistema é o produto da competição interespecífica quando o estresse impacta negativamente algumas espécies e permite que outras proliferem mantendo as funções, incrementando a variabilidade na abundância dos grupos.

O conceito de maturidade utilizado por Odum (1969) sugere que os ecossistemas, sem qualquer impacto humano podem evoluir em sucessão em direção à maturidade. De acordo com este conceito, um ecossistema maduro é mais resiliente por ter maior qualidade ambiental que proporciona o desenvolvimento de uma biota mais rica e estável. A análise de rede trófica pode ser usada para quantificar a integridade, saúde e

maturidade dos ecossistemas (Christensen 1995; Christensen e Pauly 1998; Ulanowicz 2000), além de ajudar a avaliar a magnitude do estresse imposto em um ecossistema (Mageau et al. 1998). Essa avaliação envolve as variações dos fluxos internos e controle de retro-alimentação da biomassa e energia dos compartimentos, assim como o crescimento da diversidade do ecossistema (Christensen 1995).

As abordagens ecossistêmicas descrevem a dinâmica funcional do ambiente, suas propriedades tróficas e globais, expondo padrões ecológicos que comparam e classificam diferentes ambientes quanto aos seus níveis de desenvolvimento e estabilidade. O conceito de estabilidade é importante para se tentar prever a resiliência do sistema frente à impactos (Christensen e Pauly, 2005; Angelini 2002).

De acordo com Constanza e Mageau (1999) um ecossistema resiliente é um sistema sustentável, organizado e com vigor ou capacidade suficiente para chegar à maturidade ou ao estado de clímax ecológico. Por outro lado, os sistemas submetidos a impactos ou insalubres são não-sustentáveis o suficiente para atingir esta maturidade climática.

Na presente análise, os atributos ecossistêmicos que indicam maturidade, resiliência, estabilidade e, indiretamente refletem a qualidade ambiental do ecossistema frente aos distúrbios decorrentes do barramento do rio foram: proporção produção primária/ respiração, estrutura da teia, tipo de cadeia, número de compartimentos, razão biomassa/fluxos totais, produção líquida, nível trófico, índice de onivoria, índice de ciclagem de Finn, resiliência (overhead), ascendência, entropia (razão de Schrödinger), nível trófico da pesca e matriz de impacto trófico (Odum 1969; Christensen e Pauly 1995; Constanza e Mageau 1999; Janjua e Gerdeaux 2009).

A análise sistêmica evidenciou que a relação PP/RT apresentou valores baixos em todas as áreas, entretanto, somente a área Jusante apresentou valor próximo a 1. Esses valores, segundo Odum (1969), não representam um ecossistema maduro, mas um sistema em desenvolvimento próximo à maturidade. Esta situação indica que o ambiente da área Jusante tem maior maturidade que as demais áreas, indicando melhor condição ambiental em relação aos outros ambientes deste estudo. Autores como Gubiani et al (2011) modelando 30 reservatório tropicais e Angelini et al. (no prelo) modelando lagos de planícies inundáveis tropicais estimaram resultados semelhantes ao do presente estudo com valores de $0,0 < PP/RT < 2,0$. Angelini (2002) comparou os ecossistemas do reservatório de Itaipu e da planície de inundação do alto rio Paraná e encontrou valores da

razão PPT/RT de 6,3 e 6,8 para o reservatório de Itaipu, em dois períodos de tempo distintos, e de 2,1 para a planície de inundação, concluindo que a planície apresenta maior maturidade do que o reservatório.

A estrutura da teia trófica das áreas Reservatório e Lacustre apresentou-se mais linear que da área Jusante, mais complexa e com maior número de grupos interagindo. Essas configurações sugerem que a área Jusante tem maior grau de complexidade e, portanto maior maturidade em relação às demais áreas. A heterogeneidade ambiental desta área possibilitou o aumento da sua diversidade, permitindo a existência de uma teia complexa com maior número de caminhos, típica de ambientes saudáveis (Constanza e Mageou 1999; Agostinho et al. 2005; Janjua e Gerdeaux 2009). Christense e Pauly (1998) consideram que a diversidade de microhabitats colabora com o fluxo de internalização (ciclagem) que contribui com o desenvolvimento do ecossistema, possibilitando seu amadurecimento e clímax ecológico.

Apesar da biomassa do compartimento Detritos não ter sido estimada, os fluxos evidenciaram que este compartimento contribuiu expressivamente na dinâmica trófica dos ecossistemas das áreas analisadas, sendo uma importante fonte alimentar para o zooplâncton, camarões e peixes, principalmente nas áreas Jusante e Montante. Nestas áreas, a cadeia trófica de detritos foi superior à de pastagem, diferente das cadeias das áreas Reservatório e Lacustre que tiveram superioridade na cadeia de pastagem, o que indica menor maturidade (Odum 1969) para estas áreas e maior para as áreas Jusante e Montante, as quais ainda mantêm características originais do rio antes do barramento, portanto, menos alteradas.

Os valores da proporção entre a produção primária e a biomassa total do sistema (PP/BT) demonstraram que a área Jusante (1,26) está em processo de maturação mais avançado que as demais áreas (Odum 1969) o que reflete sua qualidade ambiental superior as das outras áreas, principalmente as represadas.

Na presente análise, os ambientes analisados apresentaram valores elevados de produção líquida, indicando que todos estão em processo de desenvolvimento, e, portanto, imaturos (Odum 1969). No entanto, é importante ressaltar que grande parte da produção primária contabilizada em todos os sistemas analisados é de origem alóctone, fato que interfere na avaliação da produção primária líquida exclusiva do ambiente aquático. Apesar disso, os valores de produção líquida para a área Jusante foi bem inferior às das demais áreas, principalmente Reservatório e Lacustre. Essa situação indica

que a área Jusante está em um estágio de maturidade mais avançado que as demais áreas, provavelmente devido às suas melhores condições ecológicas.

Os valores do Índice de ciclagem de Finn foram mais baixos para as áreas Reservatório e Lacustre. Este índice é utilizado como indicador de estresse ambiental (Ulanowicz 1986; Christensen 1995; Vasconcellos et al. 1997; Angelini e Agostinho, 2006), onde valores baixos sugerem perturbação ecossistêmica. Nas áreas Jusante e Montante os valores deste índice foram maiores, semelhantes aos encontrados por Angelini e Agostinho (2005) na planície de inundação do rio Paraná e Angelini et al. (no prelo) em lagos de planície inundável da região do Pantanal brasileiro. Ressalta-se que as áreas Jusante e Montante também apresentam ambientes de planície de inundação com características físicas originais pré-barramento do rio.

Em relação às áreas Reservatório e Lacustre, os valores do índice de ciclagem de Finn foram baixos, indicando menor reciclagem nestas áreas. Resultados semelhantes foram encontrados por outros autores em reservatórios tropicais (Angelini, Agostinho e Gomes, 2006; Gubiani et al. 2011). Os baixos valores deste índice podem ter sido influenciados também pela elevada taxa de decomposição ecossistêmica comum em ecossistemas lânticos e/ou semi-lânticos, como os reservatórios.

O Índice de onivoria mais elevado para as áreas Reservatório e Lacustre retratam situações de ambientes impactados destas áreas, onde as espécies onívoras e oportunistas têm mais sucesso que as especialistas (Hahn et al. 2004).

O Nível trófico médio do ecossistema pode indicar seu estado de maturidade e qualidade ambiental (Pauly 1998). Na presente análise a área Jusante foi a que apresentou menor nível trófico médio, indicando haver condições de sobrevivência para todos os tipos de consumidores, principalmente os primários, o que reflete a melhor qualidade ambiental desta área. Da mesma forma, o nível trófico médio da pesca revelou maiores valores para as áreas Reservatório e Lacustre, sugerindo maior pressão seletiva pela pesca. De acordo com Pauly et al. (1998) a exploração em níveis tróficos mais elevados pode indicar imaturidade ambiental.

As estimativas da Ascendência e Overhead para os quatro modelos evidenciaram valores superiores a 50% para o overhead. No entanto, entre as áreas, Jusante e Montante apresentaram maiores valores de overhead, mostrando que têm maior energia de reserva, conseqüente mais resiliência e maturidade (Odum 1969; Angelini 2002; Cristensen e Pauly 1995). Esta situação é esperada, pois são sistemas que ainda

guardam características originais do rio. De outra forma, em reservatórios, as características da ictiofauna, que normalmente se desenvolve em tempos ecológicos mais curtos do que as de lagos naturais e rios, sugere que estão mais propensas a perturbações externas e efeitos tróficos em cascata, ou seja, são menos resilientes (Quirós e Boveri 1999). A situação deste compartimento do ecossistema aquático (ictiofauna) pode indicar a situação ecológica do sistema como um todo, ou seja, se a ictiofauna é menos resiliente, o ecossistema, provavelmente também é.

Os valores de ascendência e overhead das áreas Reservatório e Lacustre estão coerentes com aqueles encontrados por Angelini e Agostinho (2006) no reservatório de Itaipu e por Gubiani et al. (2011) em reservatórios do estado do Paraná-Brasil. Da mesma forma, os valores observados para as áreas Jusante e Montante estão próximos aos encontrados por Angelini e Agostinho (2005) e Agostinho et al. (no prelo) nas planícies de inundação do rio Paraná e em lagoas da planície inundável do Pantanal, respectivamente, revelando um padrão de ascendência e overhead semelhante para planícies inundáveis.

A capacidade-velocidade de retorno ao estado anterior que um ecossistema apresenta diante de distúrbios é chamada de resiliência (Odum 1969). A razão de Schrödinger é uma medida de energia em ecossistemas (Christensen 1995; Angelini 2002). O padrão de resiliência de um sistema está relacionado ao seu balanço energético de entropia-entalpia. Ambientes submetidos a distúrbios naturais recorrentes apresentam alta entropia, a qual é compensada pela capacidade de retorno ao seu estado entálpico (estável) pelo próprio ecossistema, diferentemente quando os distúrbios são de origem antropogênica, nem sempre a estabilidade inicial é novamente alcançada (Christensen 1995; Ulanowicz 2000; Angelini 2002).

No presente estudo, o maior valor da razão de Schrödinger foi da área Jusante, com valor bem acima das áreas Lacustre, Reservatório e Montante. Essa situação deve estar relacionada à dinâmica hidráulica da UHE Coaracy Nunes na manutenção diária da cota d'água do reservatório. A regulação do nível hidrométrico (cota d'água) do reservatório, efetuada através das comportas da barragem, afeta diretamente estas áreas; a abertura das comportas aumenta a vazão da água para Jusante, aumentando o nível e velocidade da água, provocando perturbação física, química e biológica recorrentes, como aumento da entropia do ambiente. As características de melhor qualidade ambiental desta área possibilitam o retorno entálpico do ecossistema, evidenciando a sua maior resiliência (overhead), maturidade e estabilidade.

De forma geral, os resultados das propriedades ecossistêmicas permitem qualificar a área Jusante como a de maior resiliência e maturidade; as áreas Reservatório e Lacustre, menos resilientes e maturidade; e, a área Montante com padrão intermediário de resiliência e maturidade. A literatura ecológica mostra que vários autores (Macarthur 1955; Elton 1958; Martinez 1991; Hall e Raffaelli 1993; Thompson e Townsend, 2000) têm opiniões díspares quanto às relações entre os atributos que denotam a estabilidade, resiliência e complexidade dos ecossistemas, dentre eles, Pimm (1979) afirma que as relações entre esses atributos são complicadas, principalmente nas comunidades qualificadas como estáveis.

Conclusão

Os modelos tróficos das quatro áreas de influência da UHE Coaracy Nunes estão coerentes com as restrições termodinâmicas e ecológicas gerais, podendo ser considerados satisfatórios para representar ecossistemicamente cada ambiente analisado.

Os quatro modelos representam ecossistemas com elevada produção primária, representada pela floresta ripária e algas filamentosas, que são utilizadas parcialmente. A cadeia trófica baseada em detrito apresentou ser mais importante que a produção primária nas áreas Reservatório e Lacustre. A maioria dos fluxos ocorre nos compartimentos de níveis tróficos baixos. Além disso, o compartimento detritos parece ser o compartimento mais importante a produzir impactos positivos sobre a maioria dos grupos funcionais em todas as áreas, seguido da floresta ripária.

Os atributos ecossistêmicos para todos os modelos encontravam-se dentro dos valores comumente observados em reservatórios tropicais nas áreas Reservatório e Lacustre e, em planícies inundáveis de ecossistemas epicontinentais tropicais, nas áreas Jusante e Montante.

Os atributos que indicam o estado de desenvolvimento dos ecossistemas denotam estados particulares para cada ecossistema analisado. No balanço geral pode-se considerar com base nas métricas calculadas a seguinte hierarquia em maturidade e qualidade ambiental: 1º Jusante, 2º Montante, 3º Reservatório e 4º Lacustre.

A análise Ecopath revelou uma visão holística das áreas em estudo com resultados razoáveis e com padrões que argumentam em favor deste tipo de análise para avaliar o estado ecológico e efeitos de alterações nos ecossistemas, demonstrando ser uma ferramenta apropriada na análise de ecossistemas e avaliação da qualidade ambiental

Bibliografia

- Achá D C, Fontúrbel F R (2003) La diversidad de una comunidad, ¿está controlada por top-down, bottom-up o una combinación de estos? La revista 13: 1-15
- Angelini R (2002) Bases para a aplicação da teoria da informação em ecossistemas com ênfase à ascendência. Acta Scientiarum. Biological Science. Maringá 24(2): 275-283
- Angelini R, Abuabara M A P, Rietzler A C (1996) Application of de Bernardi and Di Cola model in a *Argyrodiaptomus furcatus* (zooplankton – copepod) from Broa Reservoir (São Carlos, SP, Brazil). Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia 54: 69–75
- Angelini R, Agostinho A A, Gomes L C, Costa R S, Latini J D (2005) Análise ecossistêmica de reservatórios. In: Rodriguez L, Thomaz S M, Agostinho A A, Gomes L C (Org.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa 25: 311-321
- Angelini R, Agostinho A A (2005) Parameter estimates for fishes of the Upper Paraná River floodplain and Itaipu Reservoir (Brazil). NAGA, TheWordFish Center Quarterly, Manila 28: 53-57
- Angelini R, Agostinho A A (2005b) Food web model of the Upper River Foodplain: description and aggregation effects. Ecological Modelling, Amsterdam 181:109-121
- Angelini R, Agostinho A A, Gomes L C, Costa R S, Latini J D (2005) Análise ecossistêmica de reservatórios. In: Rodriguez L, Thomaz S M, Agostinho A A, Gomes L C (Org.). Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RiMa 25: 311-321
- Angelini R, Agostinho A A, Gomes L C (2006) Modeling energy flow in a large neotropical reservoir: a tool to evaluate fishing and stability. Neotropical Ichthyology 4: 253-260
- Angelini R, Fabré N N, Silva JR, U L (2006) Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish. African Journal of Agricultural Research 1: 151-158
- Angelini R, Gomes L C (2008) O artesão de ecossistemas: construindo modelos com dados. Editora Eduem, Maringá
- Angermeier P L, Karr J R (1984) Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. In Evolutionary ecology of neotropical freshwater fishes (T.M. Zaret, ed.). The Hague, Netherlands, p.39-57.
- Arreguín-Sánche F (2000) Octopus-red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan México. Ecological Modelling, Amsterdam 129: 119-129
- Barrela W, Petrere Jr M, Smith W S, Montag, L F. 2001. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In Matas ciliares: conservação e recuperação (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP, FAPESP, São Paulo, p.187-207.
- Baird D, Ulanowicz R E (1993) Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. Marine Ecology Progress Series, Oldendorf/Luhe, 99: 221-237

- Beck M W, Heck Jr K L, Able K W, Childers D L, Eggleston D B, Gillanders B M, Halpern, B, Hays C G, Hoshino K, Minello T J, Orth R J, Sheridan P F, Weinstein, M P (2001) The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, Washington DC, 51: 633-641
- Benzie H A J (2005) The genus *Daphia* (including *Daphniopsis*) (Anomopoda: Daphniidae), Kenobi Productions e Backhuys publishers
- Bezerra P E, Cunha B C C, Del'Arco J O, Drago V A, Montalvão R M G, Eulálio H N J J, Prado P, Amaral Filho Z P, Novaes A S, Vieira P C, Fraga A Y C, Costa J R S, Salgado L M G, Brazão J E M (1990) Projeto de zoneamento de recursos naturais da Amazônia Legal. IBGE/Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro, 212p
- Casati L (2010) Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna Biota Neotrop., vol. 10, no. 4
- Brodeur R D, Pearcy W G (1990) Trophic relations of juvenile Pacific salmon off the Oregon and Washington coast. *Fish. Bull. U.S.* 88: 617-636
- Cherrett J M (1989) Leaf-cutting ants. Pp. 473-486. In: H. Lieth & M. J. A. Werger (Eds.) *Ecosystems of the world*. Elsevier, New York
- Christensen V, Pauly D (1991) A Guide to the ECOPATH II software system (version 2.0). International Center for Living Aquatic Resources Management. Manila, Philippines
- Christensen V, Pauly D (1992) ECOPATH II—a software of balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61:169–185
- Christensen V, Pauly D (1992a) A guide to the ECOPATH II software system (version 2.1). ICLARM Software 6, 72 p. International Center for Living Aquatic Resources Management (ICLARM), Manila
- Christensen V, Pauly D (1993a) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conference Proceedings, No. 26. 390 pp
- Christensen V, Pauly D (1993b) Flow characteristics of aquatic ecosystems. In *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. Ed. by V. Christensen, and D. Pauly. ICLARM Conference Proceedings 26: 339–355
- Christensen V (1995) Ecosystem maturity - towards quantification. *Ecological Modelling* 77: 3-32
- Christensen V (1995b) Ecosystem maturity—towards quantification. *Ecological Modelling*. Amsterdam 77:3-32
- Christensen V, Pauly D (1998) Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. *Ecological Applications* 8 (1) Supplement S104 – S109
- Christensen V, Walters C J and Pauly D (2005) *Ecopath with Ecosim: A user's guide*, Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada, 154 p

- Christensen V, Walters C J, Pauly D (2000) Ecopath with Ecosim: a user's guide. October 2000 edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 130 p
- Christensen V, Walters C (2004) Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172: 109–139
- Christensen V, Walters CJ, Pauly D (2005) Ecopath with Ecosim: A User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver, Canada, 154 pp
- Costanza R and Mageau M (1999) What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* 33: 105–115
- Cook C D K (1990) Origin, autoecology, and spread of some of the world's most troublesome aquatic weeds. In: Pieterse, A. H., Murphy, K. J. (Eds.), *Aquatic Weeds: The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation*. Oxford Science Publications, New York, pp. 31–38
- Creitz G I, Richards F A (1955) The estimation and characterization of the plankton populations by pigment analysis. III. A note of the use of Millipore membrane filters in the estimation of plankton pigments. *Journal of Marine Research*, New Have, v. 14, n. 3, p. 211-216
- Cury P, Bakun A, Crawford R J M, Jarre A, Quinones R A (2000) Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “waspwaist” ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57(3):603
- D'Incao F (1990) Mortalidade de *Penaeus* (*Farfantepenaeus*) *paulensis* Perez-Farfante, 1967 no estuário da lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (Crustacea, Penaeidae). *Atlantica* 12 (2), 31–51
- Eletronorte (1997) <http://www.eln.gov.br>
- Elmoor-Loureiro L M A (1997) Manual de identificação dos Cladóceros límnicos do Brasil- Editora Universa. Universidade Católica de Brasília
- Elton C S (1958). *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen. London, RU. 81 pp
- Engel D W, Gordon W T, Evans D W (1999) Linkage between fishery habitat quality, stressors, and fishery populations. *Environmental Science & Policy*. n..2, p. 465-475
- Fao (2002) *FAO Yearbook. Fishery Statistics. Capture Production*. Vol. 94/1, Roma, 642 p
- Fao-Iclarm (1996) *Stock Assessment Tools: User's Manual*. FAO-ICLARM, Rome, Italy, 123 pp
- Fernando C H (2002) *A guide to tropical freshwater zooplankton (Identification, ecology and Impact on Fisheries)* -Backhuys publishers
- Fetahi T, Mengistou S (2007) Trophic analysis of Lake Awassa (Ethiopia) using mass-balance Ecopath model. *Ecological Modelling*, Amsterdam, 201: 398-408

- Finn J T (1980) Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology* 61:562-571
- Finn J T (1976) Measures of ecosystem structure and functioning derived from analysis of flows. *J. Theor. Biol* 56: 363–380
- Finlay, J C, Khandwala, S e Power, M E (2002) Spatial Scales of Carbon Flow in a River Food Web. *Ecology*, 83 (7): 1845-1859
- Gardner M R, Ashby W R (1970) Connectance of large, dynamical (cybernetic) systems. *Nature* 228-784
- Goulding M (1980) *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press: Berkeley, CA, USA. 280p
- Gubiani E A, Angelini R, Vieira C G L, Gomes L C, Agostinho A A (2011) Trophic models in Neotropical reservoirs: Testing hypotheses on the relationship between aging and maturity. *Ecological Modelling* 222 3838– 3848
- Hahn, N. S.; Fugi, R.; Lourero-Crippa, V. E.; Peretti, D.; Russo, M. R., 2004: Trophic structure of the fish fauna *In*: Agostinho, A. A.; Rodrigues, L.; Gomes, L. C.; Thomaz, S. M.; Miranda, L. E. eds. *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Maringá, EDUEM. p. 139-143.
- Hauer F R, Lambert G A (1996) *Methods in Stream Ecology*. Academic Press Inc., California 674 pp
- Hall S J, Raffaelli D G (1993) Food webs. Theory and reality. *Advances in Ecological Research* 24: 187–239
- Higuchi N, Santos J, Ribeiro JR, Freitas J V, Vieira G, Coic A M (1997) Crescimento e incremento de uma floresta amazônica de terra-firme manejada experimentalmente. BIONTE Relatório Final. Manaus: INPA/DIFID
- Higuchi N, Lima A J N, Teixeira L M, Carneiro V M C, Santos J. (2007) Biomass stock and structural analysis of a secondary forest in Manaus (AM) region, ten years after clear cutting followed by fire.. *Acta Amaz.* vol.37 no.1 Manaus.
- Hilborn R, Branch T A, Ernst B, Magnusson A, Minte-Vera C V, Scheuerell M D, Valero J L (2003) State of the world's fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, Palo Alto, 28: 358-399
- Hunt Jr G L, McKinnell S (2006) Interplay between top-down, bottom-up and waspwaist control in marine ecosystems. *Progress in Oceanography* 68:115-124
- Ibge (2010) WWW.ibge.gov.br/acesso em 10.10.2010
- Janjua M Y and Gerdeaux D (2009) Preliminary trophic network analysis of subalpine Lake Annecy (France) using an Ecopath model. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 392, 02
- Incao D F (1990) Mortalidade de *Penaeus* (Farfantepenaeus) *paulensis* Perez-Farfante, 1967 no estuário da lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (Crustacea, Penaeidae). *Atlantica* 12 (2), 31–51

- Lansac-Toha F A, Bonecker C C, Velho LFM, Lima AF (1997) Composição, distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. In: Vazzoler AEM, Agostinho A A, Hahn NS. (Eds.) A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Ed. da Universidade Estadual de Maringá, pp. 117–155
- Levine S (1980) Several measures of trophic structure applicable to complex food webs. *J. Theor. Biol* 83:195-207
- Leontief W W (1951) The structure of the American economy, 2 ed. Oxford University Press. New York, 264 p
- Libralato G, Losso C, Arizzi N A, Avezzù F, Scandella A, Volpi Ghirardini A (2006) Toxicity bioassays as effective tools for monitoring the performances of wastewater treatment plant technologies: SBR and UF-MBR as case studies, Proceedings of 4th MWWD and 2nd IEMES, Antalya, Turkey
- Lindeman R (1942) The trophic–dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23: 399–418
- MacArthur R H (1955) Fluctuation of animal populations and a measure of community stability. *Ecology* 36: 533–536
- Mageau M T, Constanza R and Ulanowicz R E (1998). Quantifying the trends expected in developing ecosystems. *Ecol. Model.* 112: 1–22
- Margalef R (1963) On a certain unifying principles in ecology. *American Naturalist* 97:357-374
- Martinez N D (1991) Artifacts or attributes? Effects of resolution on the little rock Lake Food Web. *Ecol Monogr* 61: (4) 367–392
- Morales-Zárate M V, Arreguín-Sánchez F, López-Martínez J, Lluchcota S E (2004) Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, México. *Ecological Modelling Amsterdam* 174: 331-345
- Morrisette L, Hammill M O, Savenkoff C (2006) The trophic role of marine mammals in the Northern Gulf of St Lawrence. *Mar Mamm Sci* 22:74-103
- Müller F (1997) State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling. Amsterdam* 100:135-161
- Odum E P (1960) Organic production and turnover in old Field succession. *Ecology* 41: 34-49
- Odum E P (1962) "Relationship between Structure and Function in Ecosystems". *Japanese Journal of Ecology* 12:108-118
- Odum E P (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262– 270
- Odum E P (1971) *Fundamentals of Ecology*. W. B. Saunders Co., Philadelphia, USA, 574 pp
- Odum W E, Heald E J (1972) Trophic analyses of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science* 22: 671–738

- Optiz S (1991) Quantitative models of trophic interactions in Caribbean coral reefs. Dissertation (Doktorgrades der Mathematisch- Naturwissenschaftlichen) – Fakultät der Christian-Albrechts, Universität zu Kiel, Kiel, 285 f., ill
- Paine R T (1966) Food web complexity and species diversity. *Am. Nat* 100:65-75
- Paine R T (1969 a) A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103:91-93
- Paine R T (1969 b) The *Pisaster-Tegula* interaction: prey patches, predator food preference, and intertidal community structure. *Ecology* 50: 950-961
- Palacios J A, Rodriguez J A, Angulo R (1993) Estructura poblacional de *Peneausstylirostris* enel (Decapoda: peneaidae) Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 41, 233–237
- Pauly D, Soriano M, Palomares M L (1987) On improving the construction, parametrization and interpretation of “steady-state” multispecies models. In: SHRIMP AND FINFISH FISHERIES MANAGEMENT, 9th, 1987. Workshop Kuwait: International Center for Living Aquatic Resources Management. ICLARM Contribution, n. 627
- Pauly D, Soriano M L, Palomares M L (1993) Improved construction, parametrization and interpretation of steady state ecosystem models. *In*: V. Christensen, D. Pauly, (Eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26:1-13
- Pauly D, Christensen V (1995) Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255–257.
- Pauly D, Christensen V, Walters C (2000) Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J Mar Sci* 57 (3): 697–706
- Pimm S L (1979) Complexity and stability: another look at MacArthur original hypothesis. *Oikos* 33: 351-357
- Pimm S L (1991) *The balance of nature?* University of Chicago Press, Chicago 434p
- Polovina J J (1984) Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *coral Reefs* 3:1–11
- Polis GA, Winemiller KO (1996) *Food webs: integration of patterns & dynamics*. New York: Chapman & Hall, 472 p
- Power M E, Dietrich W E (2002) Food webs in river networks. *Ecological Research* 17 (4): 451-471
- Provam (1990) Programa de Estudos e Pesquisas nos Vales Amazônicos. Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. v. 1, Belém, PA. 189 p
- Rabelo H, Araújo L C (2002) A dieta e o consumo diário de alimento de *Cichla monoculus* na Amazônia Central. *Acta Amazonica* 32: 707-724

- Rice J (1995) Food web theory, marine food webs, and what climate change may do tonorthern marine fish populations. In: Beamish, R. J. (Ed.), Climate Change and Northern Fish Populations. Can Spec Publ Fish Aquat Sci 121: 561-568
- Richards F A, Thompson, T G (1952) The estimation and characterization of plankton populations by pigments analysis II. A spectrophotometric method for the estimations of plankton pigments. Journal of Marine Research, New Haven, v. 11, n. 2, p. 156-172
- Ricklefs RE (2003) A economia da natureza. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 501p
- Rosado-Solórzano R, Guzmán Del Pró S A (1998) Preliminary trophic structure model for Tampamachoco lagoon, Vera Cruz, Mexico. Ecological Modelling Amsterdam109: 141-154
- Salomão R P, Nepstad D C, Vieira I C (1998) Biomassa e estoque de florestas tropicais primária e secundária. In: Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo (Gascon, C. e Moutinho, P. editores). p. 99119
- Shannon L J, Field J G, Moloney C L (2004). Simulating anchovy-sardine regimeshifts in the southern Benguela ecosystem. Ecological Modelling 172:269-281
- Silva Jr U L (1998) Análise da produção pesqueira de um lago de várzea do Baixo Amazonas através de um modelo de balanço de massas. Dissertação de mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus (AM)
- Sipaúba-Tavares L H, Bachion M A, Rocha O (1994) Estudo do crescimento populacional de três espécies zooplancônicas em laboratório e o uso do plâncton na alimentação de alevinos de *Oerochromis niloticus* (tilápia) e *Astyanax scabripinis* paranae (lambari). Rev. UNIMAR 16 (Suplemento 3), 189–201
- Tilman D, Wedin D, Knops J(1996) Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. Nature 379:718–720
- Thomaz S M, Bini L M (1999) A expansão das macrofitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo da represa de Itaipu. In: Henry, R. (Ed.), Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Ed Fapesp e Fundibio, 597–626p
- Thomaz S M, Bini L M, Souza M C, Kita K K , Camargo A F M (1999) Aquatic macrophytes of Itaipu Reservoir, Brazil: survey of species and ecological considerations. Brazil Arch ofBiol and Tech 42(1): 15-22
- Ulanowicz R E (1986) Growth and Development: Ecosystems Phenomenology. Springer, New York, 203 pp
- Ulanowicz R E (1995) The part-whole relation in ecosystems. In: Patten, B. C., Jorgensen, S. E., Auerbach, S. I. (Eds.), Complex Ecology. Prentice Hall, New Jersey, pp. 549-560
- Ulanowicz R E (1996) Trophic flow networks as indicators of ecosystem stress. In: G. Polis and K. Winemiller (eds.), Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics. Chapman-Hall, New York. pp. 358-368

- Ulanowicz R E (2000) Toward the measurement of ecological integrity. In: Pimentel D, Westra L and Noss R F (eds.), *Ecological Integrity*, Island Press, Washington USA 102–113.
- Vasconcellos M, Mackinson S, Slogan K, Pauly D (1997) The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling* 100: 125–134
- Villanueva M C, Laléye P, Albaret J J, Laë R, Tito de Morais L, Moreau J (2006b) Comparative analysis of trophic structure and interactions of two tropical lagoons. *Ecological Modelling*, 197:1-17
- Villanueva, M C, Ouedraogo M, Moreau J (2006a) Trophic relationships in the recently impounded Bagré reservoir in Burkina Faso. *Ecological Modelling* 191: 243- 259
- Warren P H (1994) Making connections in food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, Cambridge 9 (4): 136-141
- Winemiller K O, Jepsen D B (1998) Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53: 267-296
- Wolff M, Koch V, Isaac V (2000) A trophic model of Caeté Mangrove Estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal Shelf Sci* 50: 789–803
- Wulff F, Field J G, Mann K H (1989) *Coastal and estuarine studies. Network analysis in marine ecology - methods and applications*. Ed. Springer-Verlag. 284p

Anexos

Tabela 1. Matriz de composição da dieta dos compartimentos ecossistêmicos da área Jusante da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes- AP.

Presa \ predador	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
1 Fitoplâncton	0.15	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0	0	0.11	0	0	0	0.1	0.5
2 Algas filamentosas	0	0.02	0.03	0	0.15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0.009	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.05	0
3 Floresta ripária	0	0.1	0.8	1	0.05	0	0	0	0.9	0	0	0	0	0	0	0	0.215	0.6	0	0.724	0	0.53	0.386	0	0.38	0	0	0	0.39	0	0.95	0	0.4	0
4 Zooplâncton	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.1	0	0	0	0.09	0.08	0	0.2	0	0	0	0.2	0	0	0	0.03	0.5
5 Camarões	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.05	0	0	0	0.036	0.001	0.004	0	0	0.004	0.038	0	0.004	0	0.01	0	0	0.26	0.004	0	0	0	0.03	0
6 Insetos	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0.08	0	0	0	0	0.23	0.02	0.118	0.1	0	0.061	0	0.02	0.017	0	0.07	0	0	0.295	0.036	0	0	0	0.07	0
7 Tometes trilobatus	0	0	0	0	0.01	0.04	0	0	0.043	0.005	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0
8 Hemiodus unimaculatus	0	0	0	0	0	0.15	0.05	0	0	0.067	0.015	0	0	0	0.041	0.01	0	0	0	0	0.021	0	0	0	0	0	0	0.035	0	0	0	0.01	0	0
9 Ageneiosus ucayalensis	0	0	0	0	0	0	0.056	0	0	0.046	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.023	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
10 Boulengerella cuvieri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.027	0	0
11 Harttia duriventris	0	0	0	0	0	0.05	0.023	0	0	0.083	0.04	0	0	0	0.044	0.037	0	0	0	0	0.078	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
12 Leporinus af. parae	0	0	0	0	0	0.05	0.056	0	0	0.083	0.045	0	0	0	0.044	0.037	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
13 Serrasalmus gibbus	0	0	0	0	0	0	0.019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.014	0	0	0	0.013	0	0
14 Charax gibbosus	0	0	0	0	0	0.04	0.037	0	0	0.043	0.007	0	0	0	0.006	0.019	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
15 Hypostomus plecostomus	0	0	0	0	0	0.01	0.023	0	0	0.01	0	0	0	0	0.02	0.02	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
16 Pseudacanthicus spinosus	0	0	0	0	0	0.05	0.023	0	0	0.083	0	0	0	0	0.044	0	0	0	0	0	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
17 Peckoltia oligospila	0	0	0	0	0	0.05	0.056	0	0	0.05	0	0	0	0	0.03	0.02	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
18 Plagioscion squamosissimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
19 Acestrorhynchus falcatus	0	0	0	0	0	0	0.085	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.002	0	0	0	0	0	0
20 Astyanax bimaculatus	0	0	0	0	0	0.05	0.03	0	0	0	0.044	0	0	0	0.044	0.05	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0.019	0	0	0	0.055	0	0
21 Geophagus proximus	0	0	0	0	0	0.03	0.028	0	0	0.08	0.04	0	0	0	0.044	0.03	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.035	0	0
22 Glyptoperichthys joselimaiani	0	0	0	0	0	0.03	0.022	0	0	0	0	0	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
23 Laemolyta petiti	0	0	0	0	0	0.07	0.023	0	0	0	0.04	0	0	0	0.044	0.037	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
24 Pimelodus ornatus	0	0	0	0	0	0	0.056	0	0	0.068	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.059	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
25 Retroculus lapidifer	0	0	0	0	0	0.01	0.05	0	0	0.041	0.04	0	0	0	0.044	0.07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
26 Satanoperca acuticeps	0	0	0	0	0	0.03	0.055	0	0	0	0	0	0	0	0.044	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
27 Bivibranchia notata	0	0	0	0	0	0.07	0.028	0	0	0.084	0.04	0	0	0	0.044	0.073	0	0	0	0	0.078	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
28 Chaetobranthys flavescens	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
29 Hemiodus microlepis	0	0	0	0	0	0.04	0.05	0	0	0.02	0.002	0	0	0	0.017	0.05	0	0	0	0	0.017	0	0	0	0	0	0	0.025	0	0	0	0.03	0	0
30 Hypostomus emarginatus	0	0	0	0	0	0.07	0.028	0	0	0	0.04	0	0	0	0.044	0.04	0	0	0	0	0.075	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0	0
31 Pellona flavipinnis	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0.055	0.01	0	0	0	0.04	0.09	0	0	0	0	0.016	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.06	0	0	
32 Retroculus septentrionalis	0	0	0	0	0	0.03	0.056	0	0	0	0.03	0	0	0	0	0.06	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0.033	0	0	0	0.036	0	0
33 Outros detritívoros	0	0	0	0	0	0.05	0.021	0	0	0.035	0	0	0	0	0.04	0.05	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0.009	0	0	0	0.044	0	0
34 Outros herbívoros	0	0	0	0	0	0.03	0.05	0	0	0.04	0.07	0	0	0	0.05	0.07	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0.032	0	0	0	0.049	0	0
35 Outros piscívoros	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0.009	0	0	0	0	0.008	0.009	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.04	0	0	0	0.005	0	0
36 Outros Onívoros	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0	0.01	0.035	0	0	0	0.01	0.042	0	0	0	0	0.041	0	0	0	0	0	0	0.024	0	0	0	0.014	0	0
37 Outros planctívoros	0	0	0	0	0	0.01	0.015	0	0	0.01	0.035	0	0	0	0.007	0.045	0	0	0	0	0.041	0	0	0	0	0	0	0.014	0	0	0	0.006	0	0
38 Detritus	0.75	0.88	0.17	0	0.75	0	0	1	0.08	0	0.332	1	1	1	0	0	0.6	0.2	1	0.211	0	0.36	0.504	1	0.27	1	1	0	0.26	1	0	0.32	0	

Tabela 2. Matriz de composição da dieta dos compartimentos ecossistêmicos da área Reservatório da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP.

Prey \ predator	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
1 Fitoplâncton	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.3
2 Algas filamentosas	0	0.05	0.05	0	0.25	0	0.05	0	0	0	0.102	0	0.055	0	0	0.111	0.05	0.2	0.2	0.15	0	0.3	0	0.1	0
3 Floresta ripária	0	0	0.9	0.02	0.05	0	0.503	0	0	0	0.706	0	0.865	0	0	0.4	0.21	0.7	0.5	0.5	0	0.7	0	0.3	0
4 Zooplâncton	0.033	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0.02	0.7
5 Camarões	0	0	0	0.05	0	0.011	0.044	0.05	0	0.05	0.04	0	0.025	0.05	0	0	0.02	0.05	0	0.02	0	0	0	0.02	0
6 Insetos	0	0.05	0	0.15	0	0.002	0.05	0.138	0	0.05	0.142	0	0.055	0.34	0	0	0.18	0.05	0.1	0.18	0	0	0	0.3	0
7 Ageneiosus ucayalensis	0	0	0	0	0	0.011	0	0	0	0.07	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0.172	0
8 Hemiodus unimaculatus	0	0	0	0.02	0	0.065	0	0.07	0	0.08	0	0	0	0.055	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
9 Serrasalmus gibbus	0	0	0	0.01	0	0	0	0.095	0	0.01	0	0	0	0	0.035	0	0	0	0	0	0	0	0	0.008	0
10 Geophagus proximus	0	0	0	0	0	0.133	0	0.068	0	0.115	0	0	0	0.055	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 Acestrorhynchus falcirostri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.109	0
12 Curimata inornata	0	0	0	0.03	0	0.053	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13 Pimelodus ornatus	0	0	0	0.004	0	0.004	0	0	0	0	0	0	0	0.004	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0.024	0
14 Triportheus auritus	0	0	0	0.04	0	0.065	0	0	0	0.057	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15 Psectrogaster af. falcata	0	0	0	0.056	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16 Leporinus affinis	0	0	0	0.055	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17 Roeboides affinis	0	0	0	0.045	0	0	0	0.068	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18 Hoplias aimara	0	0	0	0	0	0.006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
19 Leporinus af. parae	0	0	0	0.056	0	0	0	0	0	0.052	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0
20 Parauchenipterus galeatus	0	0	0	0.01	0	0.012	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0.038	0
21 Triportheus angulatus	0	0	0	0.045	0	0.053	0	0.054	0	0.046	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22 Pimelodus blochii	0	0	0	0	0	0.132	0	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.065	0
23 Astyanax bimaculatus	0	0	0	0.035	0	0.078	0	0.068	0	0.046	0	0	0	0.045	0	0	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0
24 Outros detritívoros	0	0	0	0.044	0	0.026	0	0.13	0	0.015	0	0	0	0.018	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.12	0
25 Outros herbívoros	0	0	0	0.05	0	0.261	0	0.15	0	0.19	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0.17	0
26 Outros piscívoros	0	0	0	0	0	0.01	0	0.029	0	0.028	0	0	0	0.013	0.015	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27 Outros Onívoros	0	0	0	0.02	0	0.026	0	0.03	0	0.023	0.01	0	0	0.055	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.13	0
28 Outros planctívoros	0	0	0	0	0	0.052	0	0.03	0	0.008	0	0	0	0.025	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.044	0
29 Detritus	0.667	0.9	0.05	0.26	0.7	0	0.353	0	1	0.14	0	1	0	0.34	0	0.489	0.45	0	0.2	0.1	1	0	0.1	0.25	0

Tabela 3. Matriz de composição da dieta dos compartimentos ecossistêmicos da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP.

Prey \ predador	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
1 Fitoplâncton	0.3	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.05	0	0.1	0	0.02	0.4
2 Algas filamentosas	0	0	0.1	0	0.2	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.111	0	0	0	0	0	0.05	0	0.4	0	0.05	0
3 Floresta ripária	0	0.2	0.7	0	0.2	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0.446	0.4	0	0	0	0	0.1	0	0.5	0	0.3	0
4 Zooplâncton	0.1	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0.05	0.6
5 Camarões	0	0	0	0.05	0.1	0.2	0.13	0	0	0.213	0.256	0.118	0.4	0.111	0.25	0	0.236	0.362	0	0.2	0	0	0	0.25	0
6 Insetos	0	0	0	0	0.15	0.3	0	0	0	0.207	0.126	0.116	0.1	0.111	0.35	0	0.301	0.362	0	0.3	0	0	0	0	0.3
7 Serrasalmus gibbus	0	0	0	0	0	0	0.079	0	0	0	0.055	0	0.025	0	0	0.01	0	0	0.064	0	0	0	0.024	0	0
8 Hemiodus unimaculatus	0	0	0	0.05	0	0	0.075	0	0	0.05	0.066	0.059	0.025	0.006	0	0.138	0.031	0.004	0.158	0	0	0	0.128	0	0
9 Geophagus proximus	0	0	0	0.06	0	0	0.075	0	0	0.05	0.064	0.059	0.064	0.006	0	0.131	0.1	0.024	0.137	0	0	0	0.066	0	0
10 Acestrorhynchus falcirostris	0	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0.066	0.006	0	0.065	0	0	0	0.066	0	0
11 Curimata inornata	0	0	0	0.05	0	0	0.05	0	0	0.025	0.064	0.059	0.03	0	0	0.066	0.034	0	0.089	0	0	0	0.066	0	0
12 Psectrogaster af. falcata	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0.025	0.025	0.029	0.03	0	0	0.066	0.034	0.03	0.044	0	0	0	0.066	0	0
13 Pimelodus ornatus	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0.004	0.025	0.01	0.005	0	0	0	0	0	0.022	0	0	0	0.024	0	0
14 Ageneiosus ucayalensis	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0.004	0	0.005	0.005	0	0	0.011	0	0	0.104	0	0	0	0.024	0	0
15 Charax gibbosus	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0	0	0	0.025	0	0	0.034	0	0	0	0	0	0	0.049	0	0
16 Pimelodus blochii	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0.034	0	0	0.026	0	0	0	0.024	0	0
17 Leporinus affinis	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0.031	0.064	0.059	0.03	0	0	0.066	0.034	0.024	0.044	0	0	0	0.066	0	0
18 Triportheus angulatus	0	0	0	0.05	0	0	0.075	0	0	0.031	0.064	0.059	0.03	0.028	0	0.066	0.034	0.024	0.044	0	0	0	0.066	0	0
19 Cichla ocellaris	0	0	0	0.06	0	0	0.075	0	0	0	0	0	0	0	0	0.008	0.006	0	0.014	0	0	0	0.066	0	0
20 Roebooides affinis	0	0	0	0.05	0	0	0.075	0	0	0.025	0.025	0	0.03	0	0	0.066	0.006	0.025	0	0	0	0	0.033	0	0
21 Auchenipterus nuchalis	0	0	0	0.05	0	0	0.025	0	0	0.025	0	0.059	0.03	0	0	0.008	0.006	0	0	0	0	0	0.066	0	0
22 Hoplias aimara	0	0	0	0.08	0	0	0.056	0	0	0.05	0	0	0.03	0	0	0.017	0.006	0	0	0	0	0	0.02	0	0
23 Astyanax bimaculatus	0	0	0	0.05	0	0	0.075	0	0	0.147	0.1	0.118	0.062	0.028	0	0.133	0.136	0.12	0.089	0	0	0	0.066	0	0
24 Outro detritívoros	0	0	0	0.02	0	0	0.012	0	0	0.05	0.025	0.059	0.03	0.005	0	0.025	0.006	0.01	0.044	0	0	0	0.02	0	0
25 Outros herbívoros	0	0	0	0.02	0	0	0.012	0	0	0.005	0.025	0.029	0.008	0.005	0	0.014	0.006	0	0	0	0	0	0.02	0	0
26 Outros piscívoros	0	0	0	0.02	0	0	0.012	0	0	0.004	0.008	0.01	0.008	0	0	0.014	0.006	0.005	0.012	0	0	0	0	0	0
27 Outros Onívoros	0	0	0	0.02	0	0	0.012	0	0	0.004	0.008	0.117	0.008	0.005	0	0.014	0.006	0.005	0.044	0	0	0	0.02	0	0
28 Outros planctívoros	0	0	0	0.02	0	0	0.012	0	0	0	0	0.025	0	0.005	0	0.013	0.006	0.005	0	0	0	0	0.02	0	0
29 Detritus	0.6	0.8	0.2	0	0.3	0	0	1	1	0	0	0	0	0.133	0	0	0	0	0	0.2	1	0	0	0.03	0

Tabela 4. Matriz de composição da dieta dos compartimentos ecossistêmicos da área Lacustre da UHE Coaracy Nunes, Ferreira Gomes-AP.

Prey \ predator	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
1 Fitoplâncton	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.012	0.2	
2 Algas filamentosas	0	0	0.05	0	0.2	0	0.1	0.116	0	0.03	0	0	0	0.217	0	0.072	0	0.2	0	0	0.05	0.1	0	0.2	0	0.1	0	
3 Floresta ripária	0	0.01	0.8	0	0.52	0	0	0.8	0	0.05	0	0	0	0.731	0.59	0.28	0	0.8	0	0	0.5	0.9	0	0.8	0	0.3	0	
4 Zooplâncton	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0.8	
5 Camarões	0	0	0	0.078	0	0	0	0.009	0	0.034	0	0	0	0.009	0.001	0.014	0	0	0	0.05	0.008	0	0	0	0	0.007	0	
6 Insetos	0	0.04	0	0.156	0.03	0	0	0.075	0.076	0.033	0	0	0	0.043	0.049	0.072	0	0	0	0	0.032	0	0	0	0	0	0.15	0
7 Ageneiosus ucayalensis	0	0	0	0	0	0.006	0	0	0.006	0.008	0	0.059	0	0	0	0	0.008	0	0.021	0.011	0	0	0	0	0	0.039	0	0
8 Leptodoras sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0.024	0.12	0	0.042	0	0	0	0	0.079	0	0.18	0.089	0	0	0	0	0	0.124	0	0
9 Serrasalmus gibbus	0	0	0	0.008	0	0	0	0	0.003	0.003	0	0.045	0	0	0	0	0.009	0	0.01	0.005	0	0	0	0	0	0.009	0	0
10 Hemiodus unimaculatus	0	0	0	0.11	0	0.16	0	0	0.15	0.13	0	0	0	0	0	0	0.15	0	0.15	0.14	0	0	0	0	0	0.17	0	0
11 Triportheus angulatus	0	0	0	0.11	0	0.168	0	0	0.15	0.161	0	0	0	0	0	0.0005	0	0	0.18	0.185	0	0	0	0	0	0.18	0	0
12 Acestrorhynchus falcirostris	0	0	0	0.003	0	0.004	0	0	0	0.001	0	0	0	0	0	0	0.012	0	0.01	0.005	0	0	0	0	0	0.003	0	0
13 Electrophorus electricus	0	0	0	0	0	0.011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.064	0	0
14 Psectrogaster af. falcata	0	0	0	0.006	0	0.008	0	0	0.005	0.007	0	0.012	0	0	0	0	0.003	0	0.009	0.007	0	0	0	0	0	0.009	0	0
15 Serrasalmus rhombeus	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.006	0.007	0	0	0	0	0	0	0	0	0.009	0	0	0	0	0	0	0.006	0	0
16 Hypostomus plecostomus	0	0	0	0.005	0	0.004	0	0	0	0.005	0	0.004	0	0	0	0	0.011	0	0.004	0.055	0	0	0	0	0	0.004	0	0
17 Triportheus auritus	0	0	0	0.078	0	0.084	0	0	0.15	0.081	0	0.107	0	0	0	0.024	0.078	0	0.09	0.075	0	0	0	0	0	0.088	0	0
18 Laemolyta petiti	0	0	0	0.032	0	0.084	0	0	0.076	0.033	0	0	0	0	0	0	0.047	0	0.036	0.029	0	0	0	0	0	0.036	0	0
19 Gymnotus sp.	0	0	0	0.026	0	0.067	0	0	0.06	0.026	0	0.034	0	0	0	0	0.207	0	0.028	0.035	0	0	0	0	0	0.029	0	0
20 Hoplias aimara	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21 Myleus rhomboidalis	0	0	0	0.046	0	0.05	0	0	0.014	0.016	0	0.214	0	0	0	0	0.067	0	0.035	0.036	0	0	0	0	0	0.026	0	0
22 Pimelodus ornatus	0	0	0	0.003	0	0	0	0	0.006	0.004	0	0.005	0	0	0	0.007	0	0.005	0	0	0	0	0	0	0	0.003	0	0
23 Boulengerella cuvieri	0	0	0	0	0	0.007	0	0	0.007	0.007	0	0.007	0	0	0	0	0	0	0.012	0.003	0	0	0	0	0	0.002	0	0
24 Geophagus proximus	0	0	0	0.13	0	0.168	0	0	0.15	0.049	0	0.107	0	0	0	0.05	0.315	0	0.036	0.055	0	0	0	0	0	0.036	0	0
25 Myleus rubripinnis	0	0	0	0.062	0	0.067	0	0	0.025	0.026	0	0.107	0	0	0	0.002	0	0	0.036	0.045	0	0	0	0	0	0.029	0	0
26 Outros detritívoros	0	0	0	0.032	0	0.035	0	0	0.03	0.033	0	0	0	0	0	0	0	0	0.036	0.055	0	0	0	0	0	0.036	0	0
27 Outros herbívoros	0	0	0	0	0	0.034	0	0	0.03	0.033	0	0.215	0	0	0	0	0	0	0.036	0.055	0	0	0	0	0	0.036	0	0
28 Outros piscívoros	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29 Outros Onívoros	0	0	0	0	0	0.035	0	0	0.03	0.033	0	0.042	0	0	0	0.033	0	0	0.036	0.055	0	0	0	0	0	0.036	0	0
30 Outros planctívoros	0	0	0	0.005	0	0.008	0	0	0.002	0.02	0	0	0	0	0	0.003	0.007	0	0.041	0.01	0	0	0	0	0	0.035	0	0
31 Detritus	0.8	0.95	0.15	0.1	0.25	0	0.9	0	0	0.05	1	0	1	0	0.36	0.45	0	0	0	0	0.41	0	1	0	0	0.406	0	0

CONSIDERAÇÕES GERAIS

É consenso que a construção de barragens em rios promove impactos à biota original destes ambientes, interferindo, em primeira instância, na dinâmica do ecossistema fluvial e do represado, bem como na estrutura das comunidades presentes. Neste cenário, os peixes são considerados um grupo importante na análise ambiental dada a sua sensibilidade às mudanças que ocorrem nos locais submetidos a alterações.

Todo estudo de levantamento de biodiversidade requer procedimentos de coleta eficientes que reflitam, de forma coerente, a biota existente no ambiente prospectado. Portanto, um dos primeiros passos a serem considerados neste tipo de estudo é o delineamento amostral, com todos os recursos disponíveis e factíveis, atentando para minimização de impacto sobre a biota estudada para que o próprio estudo não se transforme em um problema ambiental.

O método amostral utilizado no presente estudo, com várias técnicas de pesca, demonstrou ser eficiente, principalmente nas áreas represadas, uma vez que a riqueza estimada pelos modelos foi muito próxima à observada e as curvas de rarefação revelaram suficiência amostral. Por outro lado, nas áreas de rio (Jusante e Montante) as estimativas revelaram que não houve suficiência amostral, apesar de apresentar valores muito próximos entre o estimado e o observado. De forma geral a riqueza das áreas acima da barragem foram inferiores à da área à jusante da represa, revelando uma diversidade esperada para ambientes represados.

Taxonomicamente observou-se que as espécies encontradas em todas as áreas refletem o padrão esperado para a região Neotropical com uma maior participação de Characiformes, Siluriformes e Perciformes (AGOSTINHO, 2005), contudo a diversidade na área do reservatório foi bem menor que aquela encontrada em ambientes naturais na região amazônica, como no rio Xingu, com aproximadamente 400 espécies e no rio Tapajós com 106 (CAMARGO *et al.*, 2004; GODÓI, 2008)

A abundância e biomassa dos peixes revelaram padrões díspares entre a área á jusante e as áreas acima da barragem, sendo que as maiores biomassas estavam na área jusante. Estes padrões, quando evidenciados pelas curvas ABC, K-dominância e dos modelos clássicos de espécie-abundância, mostraram que nas áreas represadas ocorre uma ictiofauna composta de espécies com indivíduos de pequeno porte, prolíferas, com

estratégia de vida do tipo “r” (oportunistas), típicas de ambientes alterados. Já na área à jusante, houve maior ocorrência de espécies com indivíduos de maior porte, com maior biomassa, apresentando estratégia do tipo K, evidenciando um melhor status ecológico da área.

Troficamente, a composição das assembléias revelou uma estrutura composta por cinco guildas: piscívora, onívora, herbívora, detritívora e carnívora, sendo as guildas piscívora e onívora, as mais expressivas nas áreas represadas. Na área fluvial à jusante, as guildas piscívora, detritívora e herbívora foram mais importantes que nas áreas represadas e à montante.

Em relação à dieta das espécies mais importantes em abundância, o estudo demonstrou que nas áreas represadas, a maioria das espécies apresentou comportamento alimentar oportunista e generalista, com alta plasticidade alimentar, variando a dieta de acordo com a disponibilidade sazonal dos itens alimentares. A análise da dieta evidenciou ainda que os itens de origem alóctone, oriundos da floresta ripária e os peixes foram bastante frequentes na dieta da maioria dos indivíduos das áreas represadas. De outra forma, na área à jusante, o item detritos foi também importante, assim como os peixes, insetos e vegetais, indicando que nesta área há maior diversidade e disponibilidade de recursos alimentares.

Os baixos valores de amplitude de nicho trófico na área jusante, bem como os altos valores de sobreposição entre os pares de espécie, são resultantes da abundância das principais presas destas espécies, como também das diferentes táticas de predação adotadas por espécies com nichos tróficos mais estreitos.

A análise ecossistêmica evidenciou que a área jusante apresenta maior maturidade e resiliência em relação às áreas acima da barragem, o que sugere ser uma área com características de ambientes em bom estado ecológico, com baixa alteração de origem antrópica e capaz de suportar distúrbios. Por outro lado, as áreas represadas revelaram padrões ecossistêmicos de baixa maturidade e resiliência, características típicas de ambientes alterados. Esta análise revelou ainda uma relevante importância da floresta ripária na estrutura e dinâmica funcional dos ambientes estudados, principalmente das áreas represadas, o que indica a importância da preservação das matas ciliares em reservatórios para garantir o suporte de recursos alimentares na manutenção da ictiofauna e servir como *buffer* na contenção de sedimentos e produtos químicos que possam contaminar o rio e suas áreas a jusante.

Esses resultados evidenciam que após quarenta anos da construção da barragem do reservatório de Coaracy Nunes, a fragmentação do ambiente proporcionou alterações ecossistêmicas negativas no ambiente, refletidas nas assembléias de peixes das áreas acima do barramento, como a redução da riqueza e diversidade, alteração da estrutura trófica e do hábito alimentar de algumas espécies que mudaram a dieta de acordo com disponibilidade dos recursos nas áreas represadas em relação aos indivíduos das mesmas espécies na área à jusante do barramento.

O presente estudo corrobora que as análises ecossistêmicas baseadas em fluxo de biomassa são ferramentas úteis para verificação de alterações ambientais provocadas por ação antrópica, podendo indicar propostas de manejo do ecossistema frente às perturbações que foi ou está sendo submetido, contribuindo com a mitigação de impactos, manutenção de estoques pesqueiros e propostas de manejo da pesca, uma vez que, com este tipo de análise é possível prever cenários do estado do ecossistema mediante simulações de impactos.

O presente estudo transcende sua importância não só pelo fato de que havia uma grande lacuna no conhecimento da ictiofauna deste trecho do rio Araguari, mas também pela importância de poder inferir sobre os impactos provocados ao ambiente pelo barramento do rio para a formação do reservatório da UHE Coaracy Nunes. Neste sentido, a área à jusante de Coaracy Nunes demonstrou estar em bom estado ecológico, revelando uma ictiofauna rica, diversa e equilibrada, o que justifica a preservação desta área para manutenção saudável da ictiofauna do rio Araguari. Um fato preocupante é que duas outras represas estão planejadas para serem implantadas em série, nas proximidades de Coaracy Nunes. Este tipo de implantação em cadeia fragmenta mais o rio e pode levar à extinção regional espécies da ictiofauna, além de causar depleção de nutrientes no rio.

Diante do exposto, recomenda-se a manutenção da floresta ripária de todas as áreas em questão, principalmente das represadas e que se evite a construção de reservatórios em cadeia neste rio. Além disso, é recomendável que mais estudos sejam efetuados, tomando por base o presente estudo, focalizando as fontes de impactos para que futuras decisões de manejo sejam tomadas para a conservação deste ambiente e da sua ictiofauna.

Bibliografia

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. 1(1): 70-78. 2005.

CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. Review of the Geographic Distribution of Fish Fauna of the Xingu River Basin, Brazil. **Ecotropica** 10:123 - 147, 2004.

GODÓI, D. S. **Diversidade e hábitos alimentares de afluentes do rio Teles-Pires, Drenagem do rio Tapajós, Bacia Amazônica**. Tese-Unifesp.Jaboticabal-SP. 2008