

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS

**Padrões espaciais e temporais na estrutura de  
assembleias de peixes de lagos de várzea: efeitos de  
fatores abióticos e da predação**

FLÁVIA KELLY SIQUEIRA DE SOUZA

MANAUS

2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
PESQUEIRAS NOS TRÓPICOS

FLÁVIA KELLY SIQUEIRA DE SOUZA

**Padrões espaciais e temporais na estrutura de  
assembleias de peixes de lagos na várzea Amazônica:  
efeitos da predação e de fatores abióticos**

Tese apresentada à Coordenação de Pós-Graduação em Ciências Pesqueiras nos Trópicos - CIPET/UFAM, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Pesqueiras nos Trópicos, área de concentração Uso Sustentável de Recursos Pesqueiros Tropicais

Orientador: Dr. Miguel Petrer Jr. - UFAM  
Co-orientador: Dr. Carlos E. C. Freitas – UFAM  
Co-orientador: PhD Lawrence Edward Hurd - WLU

MANAUS  
2012

### Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

S618p Siqueira Souza, Flavia Kelly  
Padrões espaciais e temporais na estrutura de assembléias de peixes de lagos na várzea Amazônica: efeitos da predação e de fatores abióticos / Flavia Kelly Siqueira Souza. 2012  
173 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Miguel Petrere Junior  
Coorientador: Carlos Edwar de Carvalho Freitas  
Coorientador: Lawrence Edward Hurd  
Tese (Doutorado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos) -  
Universidade Federal do Amazonas.

1. Diversidade. 2. Heterogeneidade. 3. Área alagada. 4. Ictiofauna. I. Petrere Junior, Miguel II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

FLÁVIA KELLY SIQUEIRA DE SOUZA

**Padrões espaciais e temporais na estrutura de assembleias  
de peixes de lagos de várzea: efeitos de fatores abióticos  
e da predação**

BANCA EXAMINADORA

Dra. Ana Cristina Belarmino de Oliveira  
Universidade Federal do Amazonas - UFAM

Dr. Jansen Alfredo Sampaio Zuanon  
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA

Dr. Jerry Magno Ferreira Penha  
Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT

Dra. Maria Letizia Petesse  
Universidade Estadual Paulista - UNESP

Profa. Tereza Cristina de Oliveira  
Universidade Federal do Amazonas – UFAM

## DEDICATÓRIA

Dedico a Deus, por sempre me mostrar o melhor caminho...

Dedico ao meu avô Tarcísio Mota (in memoriam), a lembrança mais saudosa que tenho...

Dedico a meus pais, por todo amor e ensinamentos que me transmitiram....

Dedico a meus irmãos, pelos momentos alegres e ternos que tivemos juntos...

Dedico ao sempre presente Carlos Freitas, pela felicidade que é caminhar ao seu lado...

Dedico a todos que me inspiram a ser uma pessoa melhor.

MEU MUITO OBRIGADO!!!

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela companhia constante;

Ao PPG-CIPET por toda infra-estrutura concedida, e a todos os seus docentes pela amizade e contribuição na minha formação;

À Universidade Federal do Amazonas por ser minha segunda casa desde o tempo em que eu era aluna de graduação, e hoje com orgulho, faço parte do quadro de docentes;

À Universidade Washington and Lee pela oportunidade e infra-estrutura disponibilizada durante os seis meses que passei elaborando minha tese.

À Capes – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo financiamento de minhas bolsas de doutorado e de estágio em doutorado sanduíche;

Ao meu querido e competente orientador Dr. Miguel Petreire Jr, por todo seu ensinamento, paciência e amizade. Agradeço muito por fazer parte do seu seleto grupo de orientados. Espero poder honrar por toda confiança depositada;

Ao meu coorientador Dr. Carlos E.C. Freitas que tem contribuído com minha vida acadêmica desde a época de Iniciação Científica na graduação, e fecha com muita competência este ciclo de orientação. Sou eternamente grata por todo ensinamento, companhia e amizade;

Ao meu orientador na Washington and Lee University Dr. Lawrence E. Hurd, por todo ensinamento e tempo dedicados durante minha estada no doutorado sanduíche. Assim como os demais amigos Dr. James Kahn, Dr. Robert Houston, e aos amigos John Knox, Trina Welsheimer e Stephanie Brandão que gentilmente me acolheram;

Ao pesquisador Dr. Jansen Zuanon e à Dra. Kedma Yamamoto, pela ajuda na identificação de algumas espécies de peixes e ao Prof. Clauzionor Silva com informações sobre geomorfologia na área de várzea;

Aos colegas do DEPESCA/UFAM pela amizade e parceria profissional, em particular os professores Ana Cristina Belarmino e Álvaro Lima pela ajuda com as disciplinas durante meu estágio na WLU.

Aos amigos do Projeto Piatam pela amizade e pelos bons momentos compartilhados, especialmente nas atividades em campo;

Às amigas da vida Hostilia Campos, Lenizi Maria e Wildes Clay, sou eternamente grata por tê-las conhecido “nesta vida” ☺;

Aos amigos do PIATAM, Lucirene Aguiar, Beatriz Rodriguez, Renata Mourão,

Márcia Melo, Alexandre Rivas, Ila Clícia, Kedma Yamamoto, Caroline Campos, Michel Catarino, Sandrelly Ynomata, Gisele Correa,

À equipe que me ajudou nas coletas em campo Mário Rezuti, Claire Bayer, Fabrício Barros, Glauciney Macedo, Sabrina Cruz, por toda colaboração, especialmente aos meus amigos pescadores China, Ivanildo Santos, Luis Cosmo, Fonseca e João Pena;

Aos meus filhotinhos felinos, Pancinha, Gadú e Pretinha (in memorian) por todo carinho e denço gratuitos que me deram, principalmente no momento da redação final da tese. Amo de paixão todos;

Às agências de financiamento FINEP e CNPq pelo suporte financeiro de minhas coletas em campo.

A todos os moradores da calha do Solimões, municípios de Iranduba e Manacapuru, pela acolhida durante as coletas de campo.

Meu agradecimento a todos os pesquisadores e técnicos do Projeto Piatam. Projeto este que me propiciou o encontro com a ciência e que tenho muito orgulho em fazer parte.

A todos que de alguma forma contribuíram na elaboração desta tese.

MEU MUITO OBRIGADO!

## RESUMO

A avaliação de padrões espaciais e temporais em áreas alagadas tem revelado informações importantes quanto ao melhor entendimento a cerca dos fatores que regulam as assembléias de peixes, em particular quando associados a aspectos das condições ambientais e a processos bióticos como a predação. Este estudo foi realizado em 2011 em nove lagos de várzea localizados entre os municípios de Iranduba e Manacapuru no estado do Amazonas. As amostragens ocorreram nas estações hidrológicas de enchente e vazante em duas escalas espaciais, a primeira para tipo de lago (costa, ilha e terra firme) e a segunda para tipo de habitat (água aberta, bancos de macrófitas aquáticas e floresta alagada da várzea). Foram coletados 18.783 peixes (1.406 quilos) pertencentes a 167 espécies. A ordem Characiformes e a família Characidae revelaram maior riqueza e abundância. *Psectrogaster rutiloides* e *Pygocentrus nattereri* foram as espécies mais abundantes. Lagos de terra firme apresentaram maior riqueza com 130 espécies, enquanto lagos de costa evidenciaram maior abundância numérica (42%) e peso (38%) em relação ao total capturado. O habitat de floresta alagada e a estação de vazante apresentaram maiores valores de riqueza e abundância numérica e peso. Lagos de terra firme revelaram maior ocorrência de espécies exclusivas, com 20 espécies. A organização das assembléias de peixes apresentou padrão espacial diferenciado para lagos de terra firme de lagos de costa e ilha. Houve diferença significativa na riqueza para tipo de habitat, enquanto diversidade e equitatividade diferenciaram para tipo de lago e habitats. As variáveis pH, O<sub>2</sub>S e transparência variaram significativamente entre os tipos de lago, e a profundidade entre habitats. Acreditamos que a presença de igarapés no entorno de lagos de terra firme seja um fator de influência na estruturação das assembléias e variáveis ambientais na áreas de várzea avaliada. A riqueza de espécies predadoras, proporcionalmente 30% de todas espécies encontradas, é apontada como fator relevante na avaliação da diversidade de peixes em lagos de várzea.

## ABSTRACT

We sampled nine floodplain lakes in 2010, by two seasons of the hydrological cycle (rising water and receding water). The samplings were made by two spatial scales, the first one represented by the type of lake (coastal, island and *terra firme*) and second by the type of habitat (open water, macrophyte banks and flooded forest). We collected 18,783 individuals (1,406 kg) belonging 167 species. The order Characiformes and the family Characidae showed the highest species richness and abundance. *Psectrogaster rutiloides* and *Pygocentrus nattereri* were the most abundant. The *terra firme* lakes showed the highest richness, with 130 species, and coastal lake showed the highest abundance, by number of individuals caught (42%) and weight (38%). Flooded forest habitat and the receding water season showed the greatest occurrence of unique species, with 20 species. The structure of fish assemblages showed spatial pattern, distinguishing *terra firme* lakes from coastal and island lakes. The Analysis of Variance - ANOVA identified statistical difference about richness for habitat type, diversity and evenness for type of lake and type of habitat. The Analysis of Similarity - ANOSIM showed similarity ( $p > 0.05$ ) in the fish composition for the type of lake and type of habitat. The ANOVA with environment date showed pH, O<sub>2</sub>S and transparency were different between the types of lake. Depth was different between the habitats. The temperature was different by season and type of lake. The Canonical Correspondence Analysis - CCA showed that its first axe was structured by the type of lake and its second axe by the type of habitat. The richness and abundance of predators influenced the fish diversity of floodplain lakes. Transparency, depth and dissolved oxygen were determinant for the predators.

## SUMÁRIO

Introdução Geral .....	7
Formação da planície amazônica .....	7
Os lagos na várzea.....	8
Relação das áreas de várzea com o ciclo hidrológico.....	9
A heterogeneidade espacial e a ictiofauna .....	11
Material e Métodos Geral.....	15
Área de estudo .....	15
Pescarias e identificação dos peixes coletados.....	18
Coleta das variáveis ambientais.....	20
Análise dos dados.....	23
Capítulo 1 .....	32
A ocorrência de igarapés influenciando a heterogeneidade espacial de lagos de várzea e o nível de organização das assembleias de peixes no ambiente.....	32
Introdução .....	33
Material e métodos .....	35
Área de estudo e amostragens .....	35
Ânálise dos dados.....	35
Resultados .....	37
Ictiofauna de lagos de várzea .....	37
Composição e estrutura da ictiofauna na concepção de espaço e tempo em ambiente de várzea .....	38

Heterogeneidade espacial e temporal em lagos de várzea e a relação com a ictiofauna.....	48
Discussão .....	52
Capítulo 2 .....	68
A heterogeneidade espacial como um fator determinante para a diversidade de peixes na várzea Amazônica .....	68
Introdução .....	69
Material e métodos .....	71
Resultados .....	73
Discussão .....	87
Capítulo 3 .....	97
Organização de espécies predadoras frente a heterogeneidade espacial e temporal nas áreas de várzea Amazônica.....	97
Introdução .....	98
Material e métodos .....	100
Resultados .....	101
Discussão .....	116
Considerações .....	126
Anexos .....	128
Referências Bibliográficas .....	154

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Figura ilustrativa da disposição das malhadeiras nos habitat de água aberta (AA), macrófitas aquáticas (MA) e floresta alagada (FA) nos lagos de várzea. ....	18
Figura 2 – Imagens da coleta de peixes nos lagos de várzea.....	21
Figura 3 – Atividades realizadas em campo – Coleta de variáveis limnológicas e imagem de um predador e sua presa.....	22
Capítulo I	
Figura 1 – Estrutura das assembleias de peixes avaliadas em 9 lagos de várzea de três ambientes, três habitat e duas estações hidrológicas. ....	38
Figura 2 – Composição da ictiofauna em três diferentes tipos de lagos. (N = indivíduos; P = peso; S = riqueza de espécies) .....	41
Figura 3 – Distribuição da ictiofauna com relação ao fator espacial (lago x habitat) e temporal (estação hidrológica). ....	42
Figura 4 – Organização de espécies exclusivas em lagos, habitat e estação hidrológica. (*) espécies com um único indivíduo coletado.....	44
Figura 5 – Apresentação dos atributos de riqueza (S), diversidade de peixes (H') e equitabilidade (E) das assembleias de peixes quanto ao tipo de lago, a associação do lago x habitat e do lago x estação hidrológica. .	47
Figura 6 – Modelo Lognormal das assembleias de peixes para os três tipos de lagos, lagos x habitat, e lagos x estação hidrológica.....	47
Figura 7 – Padrão de organização das assembleias de peixes através da análise de agrupamento com dados de presença e ausência de espécies para lagos x habitat (7A) e lago x estação hidrológica (7B). Análise de	

NMDS com dados de abundância numérica e peso para lagos x habitat (7C) lago x estação hidrológica (7D). Índice cofenético de 0,80 (Figura 7A) e 0,84 (Figura 7B)..... 49

Figura 8 – Médias para os fatores tipos de lagos e tipo de habitat, com variáveis respostas Riqueza(S), Índice de Shannon (H'), Equitatividade (J) em dados de abundância Numérica (N) e em peso (P). ..... 51

## Capítulo II

Figura 1 – Organização das assembleias de peixes associadas ao tipo de lago x habitat nas estações de enchente e vazante nas áreas de várzea. 74

Figura 5 – Níveis de concentração de oxigênio dissolvido (superfície e em profundidade) e riqueza de peixes obtidos em diferentes horários, nas estações de enchente e vazante, e nos tipos de lagos e habitat. 5-A Oxigênio dissolvido; 5-B riqueza de peixes. .... 79

Figura 6 – Gráficos do resultado Post-hoc da ANOVA nas variáveis: pH, Oxigênio em profundidade (O<sub>2</sub>-P), Temperatura de superfície (°C-S) e profundidade e (°C-P), Transparência e Profundidade. .... 81

Figura 7 – Análise de Correspondência Canônica na estação de enchente explicando 69% da variação dos dados. 7-A – Locais de amostragem lagos x habitat; 7-B- Variáveis ambientais e famílias de peixes; 7-C-Abundância numérica de 24 famílias de peixes. .... 85

Figura 8 – Análise de Correspondência Canônica na estação de vazante explicando 60% da variação dos dados. 8-A – Locais de amostragem lagos x habitat; 8-B - Variáveis ambientais e famílias de peixes; 8-C - Abundância numérica de 25 famílias de peixes..... 86

## Capítulo III

Figura 1 – Relação de equivalência de predadoras na ictiofauna total encontrada nas assembleias dos três tipos de lagos, quanto a riqueza, abundância numérica e peso. ....	103
Figura 2 – Relação de equivalência de predadores nas assembleias de peixes em referência aos habitat avaliados.....	104
Figura 3 – Espécies comuns e exclusivas aos tipos de ambiente nas áreas de várzea.....	105
Figura 4 – Relação de riqueza e abundância das espécies predadoras nas assembleias de peixes em referência as estações hidrológicas, tipos de lago e habitat. AA = água aberta; MA = macrófitas aquáticas; FA = floresta alagada. ....	106
Figura 5 – Destaque para as três espécies mais abundantes em cada habitat e tipo de lago nas duas estações hidrológicas. AA = água aberta; MA = macrófitas aquáticas; FA = floresta alagada. ....	108
Figura 7 – Organização das espécies em cada tipo de habitat e lago na estação de vazante. ....	110
Figura 8 – Riqueza e abundância das espécies quanto ao horário amostrado. A = estação de Enchente e B = estação de Vazante. ....	112
Figura 9 – Análise de correlação canônica realizada nas estações de enchente e vazante, explicando respectivamente 94% e 95% da variação das famílias de peixes em referência ao tipo de lago e habitat. ....	115

## LISTA DE TABELAS

### **Capítulo I**

Tabela 1- Resultado da ANOVA three-way usando como variáveis resposta a Riqueza(S), Índice de Shannon (H') com dados de abundância numérica (N) e em peso (P) e Equitatividade (J), em abundância numérica. (*) significância em $p = 0,05$ . ....	50
Tabela 2 - Resultado da ANOSIM tendo como fatores o tipo de lago e habitat e variável resposta a abundância numérica (N) e em peso (P). ...	51

### Capítulo II

Tabela 1 – Resultado da Anova Three-way com dados das variáveis ambientais pH, oxigênio dissolvido na superfície, oxigênio dissolvido em profundidade, Transparência e Profundidade. (*) valores significativos $p < 0.05$ . ....	80
---	----

## LISTA DE ANEXOS

Anexo I - Figura da área de estudo, entre as cidades de Iranduba e Manacapuru, mostrando os nove lagos de várzea nos três tipos de ambiente costa, ilha e terra firme. ....	128
Anexo II - Abundância numérica da ictiofauna de lagos de várzea em referencia a sazonalidade, tipo de lago e tipo de habitat. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada).....	129
Anexo III - Abundância em peso (grama) da ictiofauna de lagos de várzea em referencia a sazonalidade, tipo de lago e tipo de habitat. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada).....	137
Anexo IV – Valor médio das oito variáveis ambientais em referência ao tipo de lago e habitat encontrado nas estações hidrológicas de enchente e vazante. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada). ....	145
Anexo V – Abundância numérica de espécies predadoras, encontradas nas estações de enchente e vazante, nos três tipos de lagos e habitat no estudo. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada). ....	146
Anexo VI – Abundância em peso (grama) das espécies piscívoras, encontradas nas estações de enchente e vazante, nos três tipos de lagos e habitat no estudo. (AA = água aberta; MA = macrófita aquática; FA = floresta alagada). ....	150

# Introdução Geral

## Formação da planície amazônica

O processo de formação de uma planície aluvial tem o componente exclusivo do canal do rio (Irion, 1995). Modelada pela atual drenagem, a planície inundável do rio Amazonas está inserida nos níveis mais elevados da terra firme, denominada de baixo platô Terciário (Soares, 1977), unida a um sistema complexo composto por inúmeras ilhas, lagos, canais, furos, paranás, meandros, que variam permanentemente em relação à sua forma, tamanho e dependência ao nível das águas (Soares, 1977; Junk, 1983).

Geologicamente a várzea é formada por material depositado por colmatagem nos lagos e terrenos periodicamente inundados. O aumento do nível das águas, durante as cheias, diminui a capacidade de transporte e permite a sedimentação, que constrói e modifica o leito durante cada pulso de inundação. Como resultado formam-se os bancos fluviais rasos e os lagos tendem a ser colmatados ao longo do tempo.

Para Soares (1977), os processos geomorfológicos peculiares ao clima amazônico resultaram da ação da erosão plúvio-fluvial que originaram os elementos da drenagem tanto de terra firme quanto da várzea amazônica, incluindo aqui os lagos de várzea e os lagos de terra-firme.

## **Os lagos na várzea**

Os lagos formados nas áreas de planície não são considerados verdadeiros<sup>1</sup> (Schäfer, 1985), pois são conectados ao menos durante a cheia a outros “lagos”, canais ou aos próprios rios por outros canais. Estas conexões conferem aos corpos d’água uma conformação dendrítica, como de canais que se ramificam em canais menores, que se subdividem em “lagos”, que se interconectam ao menos uma vez por ano (Lowe-McConnell, 1999). Dentre os tipos de “lagos” existentes na Bacia Amazônica podemos destacar os Lagos de Costa, Lagos de Ilha e Lagos de Terra Firme.

Lagos de várzea (**Lagos de costa**) - Os lagos de várzea são, em geral, rasos e com margens indefinidas. A profundidade é variável e muito dependente da flutuação do nível da água ao longo do ano. O continuado processo de deposição e erosão nas curvas dos rios meândricos origina lagos de várzea, que são formados com o abandono e fechamento dos meandros. Na Amazônia recebem o nome de “saco abandonado”, “lago de sacado” ou “lago de saco”, e em Inglês são denominados “oxbow lakes” (Soares, 1977). Esses lagos ocorrem nas margens dos grandes rios, e podem ser alimentados no verão por pequenos igarapés provenientes da floresta circundante (Santos &

---

<sup>1</sup> Os lagos que apresentam origem fluvial formaram-se, geralmente, nas bacias de rios que apresentam alta dinâmica de vazão durante o ano, e assim, carregavam grande quantidade de material em suspensão. Tais modificações do nível e da força ativa da água alteraram, em curto prazo, toda a morfologia da bacia do rio.

Ferreira, 1999). Parte dos lagos de várzea situa-se ao longo dos rios Solimões e Amazonas (Cox- Fernandes & Petry, 1991).

**Lagos de ilha** – São lagos inseridos no interior de ilhas que se formam pela deposição de partículas sedimentares, ao longo de décadas (Jardim et al. 2005). A direção da água e a diminuição da correnteza dos rios carregam sedimentos para área de remansos, depositando-os em lugares mais calmos. A formação das ilhas nos rios da Amazônia, com grandes dimensões, abriga uma complexidade de lagos com diferentes graus de conectividade com o canal principal do rio. No período de águas altas os lagos conectados tornam-se uma única área alagada, ao passo que quando as águas retrocedem a formação de diferentes lagos isolados pode ser evidenciada.

**Lagos de terra firme** – Definidos por serem alongados, profundos e dendríticos, ocupam antigas “rias fluviais”, cujas bocas foram colmatadas pelo material sólido carregado pelos rios de água branca. Também são denominados “lagos de barragem”, dado o represamento da foz de um curso d’água por aluviões oriundos do canal do rio principal (Soares, 1977). Na formação deste tipo de lago, ressalta-se o encontro de igarapés, que são elementos da drenagem do platô Terciário (terra firme) (Walker, 1995; Oliveira et al. 2008).

### **Relação das áreas de várzea com o ciclo hidrológico**

O pulso de inundação, cuja importância ecológica foi bem explicitada por Junk et al. (1989) no *Flood Pulse Concept* (FPC), é a principal força natural responsável pela produtividade e pelas

interações da biota nas áreas inundáveis adjacentes aos grandes rios de planície da Amazônia.

As características do pulso de inundação relacionadas com amplitude, duração, frequência e previsibilidade de ocorrência, afetam fortemente os organismos, que precisam desenvolver adaptações específicas e estratégias de sobrevivência para conviver com a variabilidade entre períodos de cheia e seca. Contudo, o efeito que este fenômeno ocasiona aos organismos deve variar consideravelmente, dada a heterogeneidade geomorfológica dos habitats nessas áreas (Junk et al. 2011).

Uma classificação para tipos de terras úmidas na várzea Amazônica foi proposta por Junk et al. (2011), incluindo como premissas critérios hidrológicos, a química das águas e do solo, além de parâmetros botânicos.

Os lagos de várzea que compõem as unidades amostrais (UAs) de nosso estudo podem ser classificados de forma geral como “Terras úmidas com oscilação do nível da água” e mais especificamente “áreas de várzea com alta fertilidade, associadas a planície de rios de águas brancas” (Junk et al. 2011).

Entretanto, de outra forma, os lagos que compõem a unidade amostral de terra firme, poderiam também ser classificados como de “terra úmida associada a pequenos igarapés e riachos (igarapés de 1° a 5° ordem)”, muito embora, neste caso os autores considerem como característica as terras úmidas serem sujeitas a curtos e imprevisíveis pulsos poli-modais de inundação devido ao efeito de chuvas

localizadas. E, uma vez que todos os tipos de lagos em nosso estudo encontram-se em uma mesma área de planície, recebendo a influência do pulso de inundação de forma “similar”, acreditamos que todos os tipos de lagos devem permanecer com a classificação “Terras úmidas com oscilação do nível da água”, ainda que a presença de igarapés acrescente um componente de heterogeneidade espacial nas áreas de várzea amazônica.

### **A heterogeneidade espacial e a ictiofauna**

A heterogeneidade encontrada em lagos de várzea, decorrente de suas características morfométricas, circulação da água e grau de conectividade com o restante do sistema, resulta em diferenças marcantes na estrutura das assembleias de peixes (Agostinho & Zalewski, 1996). De forma geral, os peixes usam a estrutura física do ambiente, tais como os diversos tipos de habitat (Vega-Corredor, 2004), como forma de encontrar recursos alimentares, áreas reprodutivas ou de refúgio contra predadores (Rodriguez & Lewis, 1997; Sánchez-Botero et al. 2001; Correa et al. 2008), bem como a procura de melhores condições ambientais em vista de baixa concentração de oxigênio, fator este que se torna limitante para muitas espécies (Junk et al. 1983; Saint-Paul & Soares, 1987; Barthem, 1987).

A distribuição espacial de peixes depende fundamentalmente de seus requerimentos fisiológicos e comportamentais aliados a disponibilidade de habitats (Wootton, 1998). Fatores como

características físico-químicas, complexidade de habitats, competição e predação têm sido sugeridos como reguladores da distribuição da ictiofauna (Junk et al. 1983; Rahel, 1984; Savino e Stein, 1989; Venupogal e Winfield, 1993; Gophen et al. 1993).

Uma questão importante em estudos ecológicos é o entendimento acerca de como as condições ambientais e os processos bióticos podem determinar a abundância e a distribuição das espécies (Brown, 1984). Sendo assim, os padrões espaciais e temporais em comunidades de peixes resultam de complexos relacionamentos ecológicos entre as espécies, estando limitados pelas características ambientais de cada ecossistema e pela sua composição, os quais estabelecem mecanismos de consistentes variações espaços-temporais no uso do espaço limitado (Welcomme, 1979).

O conceito de complexidade do hábitat é abstrato, frequentemente medido em termos de diversidade de habitat ou heterogeneidade espacial (i.e., grau pelo qual um habitat difere de outros) (Matthews, 1998). Para Pianka (1994), ambientes estruturalmente complexos tendem a oferecer uma variedade de micro-habitats maior do que ambientes mais simples. Portanto, ambientes que são mais heterogêneos espacialmente podem acomodar mais espécies, porque eles provêm uma maior quantidade de micro-habitats, uma gama maior de microclimas, mais esconderijos contra a ação de predadores, dentre outros fatores (Townsend et al. 2006).

Siqueira-Souza (2007) avaliando a diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  de assembleias de peixes em lagos de ambiente de costa e ilha na

Amazônia observou uma diferença clara entre os dois ambientes. O principal fator identificado foi a heterogeneidade espacial decorrente da presença de igarapés em um tipo de lago e ausência no outro, enquanto o fator temporal apresentou importância secundária. Assim, a proposta deste estudo foi verificar se características particulares na constituição de lagos de várzea, associadas a dinâmica do do pulso de inundação, e a influência de fatores bióticos, como predação, e abióticos comuns ao ambiente, podem ser considerados fatores importantes e estruturadores da organização e manutenção da diversidade de peixes nas áreas de várzea Amazônica.

Esta tese está dividida em uma “Introdução geral”, que norteia o assunto a ser explorado no estudo; “Material e métodos geral”, que explica com detalhes o protocolo de coletas realizado em campo e todas as análises de dados aplicadas; e a elaboração de três capítulos que abordam as seguintes temáticas:

O primeiro capítulo intitulado “*A ocorrência de igarapés influenciando a heterogeneidade espacial de lagos de várzea e o nível de organização das assembleias de peixes no ambiente*”, propõe que a presença de igarapés favorece a diversidade de peixes em lagos de várzea, especificamente em lagos de terra firme. Discute o papel dos igarapés como contribuinte de espécies exclusivas em lagos de terra firme. Evidencia a abundância de algumas espécies em lagos de costa e ilha, especialmente espécies formadoras de cardume. Enfatiza a importância de habitats complexos para a manutenção da riqueza, diversidade numérica e equitabilidade nas áreas de várzea.

Entretanto, ainda que haja heterogeneidade espacial nas áreas de várzea, a composição da ictiofauna revela-se muito semelhantes entre os tipos de lagos.

No segundo capítulo, denominado “A heterogeneidade espacial como um fator determinante para a diversidade de peixes na várzea”, o objeto de discussão é a influência de algumas variáveis ambientais e sua contribuição para a heterogeneidade espacial encontrada na área estudada. Corrobora a importância de igarapés nas áreas de várzea, especialmente contribuindo com o auto nível de oxigênio, nas duas estações hidrológicas.

O terceiro capítulo, “Organização de espécies predadoras frente à heterogeneidade espacial e temporal nas áreas de várzea Amazônica”, propõe o debate acerca da influência de espécies predadoras para a diversidade de peixes em lagos de várzea. Enfatiza a contribuição em abundância e diversidade de predadores em relação as duas estações hidrológicas. Destaca a abundância de *Pygocentrus nattereri* na área de várzea e sua contribuição na organização da diversidade de peixes. Corrobora o efeito positivo de profundidade, oxigênio e transparência na organização das espécies predadoras em lagos de várzea.

Os itens Considerações, Anexos e Referências bibliográficas contemplam todo o estudo.

# Material e Métodos Gerais

Este item descreve, de modo mais amplo, todo o material e métodos utilizados para o desenvolvimento do estudo. Entretanto, é possível encontrar as especificações de material e métodos aplicados em cada capítulo.

## Área de estudo

Nove lagos de várzea, localizados no trecho inferior do rio Solimões entre os municípios de Iranduba e Manacapuru - AM, foram estudados por representarem três fisionomias de ambiente comuns em áreas de várzea, mas com características próprias de paisagem, definidos como *i*) Lagos situados em ambiente de costa (C) – encontrados as margens do rio Solimões, em região de depressão rasa, tendo como característica o recebimento de águas oriundas do lençol freático, do transbordamento do rio no período de águas altas e algumas vezes de igarapés oriundos da floresta circundante na várzea. As três réplicas deste ambiente foram os lagos Padre (-3,19661S; -59,93148W), Camaleão (-3,664323S; -60,909816W) e Cacauzinho (-3,668614S; -60,871198W); *ii*) Lagos situados em ambiente de ilha (I) – encontrados no interior de ilhas, que são formadas pelo acúmulo de sedimentos das águas do rio Solimões ao longo de anos, e que tem

sua rede hídrica abastecida pelo lençol freático e pelas águas do rio no período de águas altas, porém perdem a conexão com o rio principal quando o nível das águas diminui. As unidades amostradas foram o lago Central - na Ilha da Marchantaria (-3,253823S; -59,970098W), o lago Sacambú - na ilha da Paciência (-3,306744S; -60,243298W) e o lago Camboa - na ilha Linda Nova (-3,584226S; -60,844022W); e *iii*) Lagos próximos a região de terra firme (TF) – localizados em áreas de várzea próximas a terrenos mais elevados, denominado platô Terciário (Soares, 1977), exibindo conformação dendrítica devido à ocorrência de igarapés que nascem nas áreas mais altas e circundam a várzea. Estes lagos recebem contribuição de águas do lençol freático, das águas do rio principal no período de águas altas e dos igarapés. Os lagos que representaram esse ambiente foram Calado (-3,313896S; -60,580843W), Santo Antonio (-3,245241S; -60,244719W) e Lagunho (-3,393994S; -60,244719W) (Anexo I).

Em uma segunda escala espacial, realizamos amostragens em três habitats comuns aos lagos de várzea (Figura 1), e que são considerados importantes para o ciclo de vida da biota aquática, sendo estes água aberta (AA), localizado na região central dos lagos de várzea; macrófitas aquáticas (MA) representadas por bancos de plantas herbáceas de composição mista posicionados às margens dos lagos; e floresta alagada (FA) de várzea, que se torna acessível no período em que o nível da água permite o alagamento da floresta circundante (normalmente enchente, cheia e início de vazante). Deste modo, as unidades amostrais foram subdivididas para amostragens

em unidades de habitat dentro de cada lago, consistindo da combinação dos três tipos de lagos e três tipos de habitat: CAA, CMA, CFA; IAA, IMA, IFA; e TFAA, TFMA e TFFA.

Com referência à temporalidade no estudo, as amostragens ocorreram nos meses de maio e agosto/2011 correspondentes às estações de enchente (E) e vazante (V) do ciclo hidrológico, respectivamente. A escolha dessas duas épocas teve como objetivo assegurar a possibilidade de realizar amostragens nos três tipos de habitats em dois momentos do ciclo hidrológico.

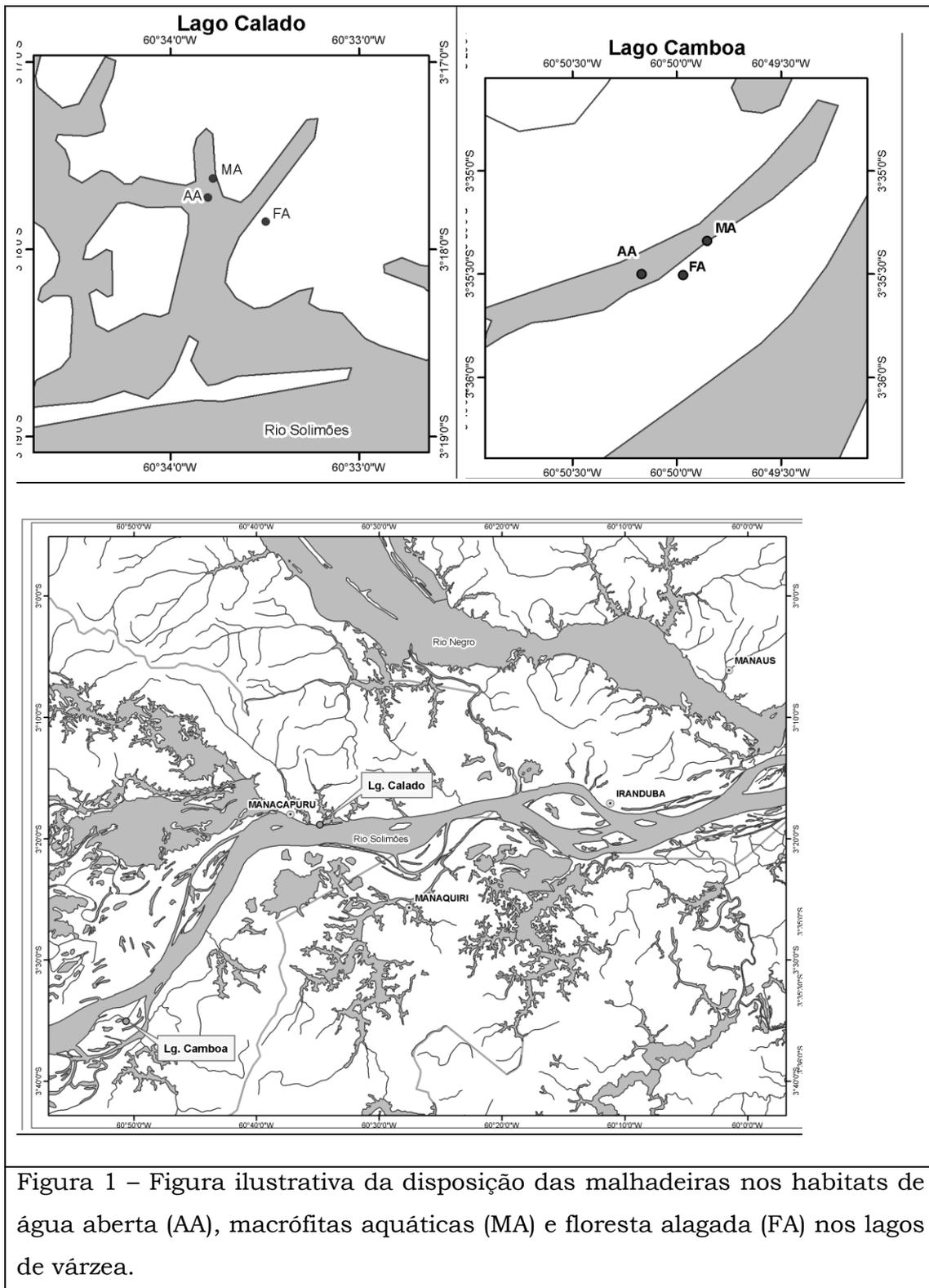


Figura 1 – Figura ilustrativa da disposição das malhadeiras nos habitats de água aberta (AA), macrófitas aquáticas (MA) e floresta alagada (FA) nos lagos de várzea.

### **Amostragens da ictiofauna e identificação das espécies.**

O esforço de pesca foi padronizado com o uso de redes de emalhar, com dimensões fixas de 15 metros de comprimento e 2 de

altura e tamanhos de malha de 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 110 e 120 mm entre nós opostos. Cada conjunto de 10 redes formava uma bateria. Em cada lago, utilizávamos três baterias simultaneamente, dispostas em cada tipo de habitat: água aberta, macrofita aquática e floresta alagada, com tempo de permanência das redes de 48 horas e despescas a cada 6 horas. A localização das malhadeiras em cada habitat foi alterada a cada 24 horas, com a finalidade de minimizar a ação de predadores atraídos pelos peixes emalhados.

Após cada pescaria, os peixes foram triados, identificados em campo com auxílio de chaves dicotômicas e material de referência, e pesados individualmente (g). Os peixes que não puderam ser identificados em campo foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados contendo solução de formaldeído a 10% e levados para laboratório da Universidade Federal do Amazonas para uma identificação acurada por meio da colaboração de pesquisadores da Universidade Federal do Amazonas - UFAM e Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA. Exemplares testemunho de algumas espécies foram acondicionados em vidros contendo álcool (70%) para posterior deposição na Coleção de Peixes do INPA.

A seleção das espécies que iriam compor a categoria de “predadores” nas amostragens foi realizada a partir de consultas a dissertações e teses defendidas junto a programas de pós-graduação e artigos publicados em revistas científicas que tivessem classificado os grupos de piscívoros/carnívoros nas áreas de várzea amazônica.

## **Mensuração das variáveis ambientais**

As variáveis ambientais foram mensuradas nos períodos hidrológicos e em todos os sítios amostrais, sempre próximos ao local de disposição das malhadeiras, com intervalo de medida de 6 horas, ao longo das 48 horas de coleta em cada local.

As variáveis selecionadas e sua forma de medida foram as seguintes:

Oxigênio dissolvido (mg/L) e Temperatura (°C) – medidas na camada superficial  $\approx 0,50\text{m}$  ( $\text{O}_2\text{-S}$  e  $^{\circ}\text{C-S}$ ) e em porção mais profunda ( $\approx 1\text{metro}$  de profundidade) ( $\text{O}_2\text{-F}$  e  $^{\circ}\text{C-F}$ ), com auxílio de aparelho portátil digital multiparâmetros modelo Hanna HI 9828;

pH e Condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) – medidas com o mesmo aparelho anterior;

Profundidade e Transparência (cm) – sendo a primeira variável medida com auxílio de um peso de metal acoplado em corda graduada em intervalos de 10 cm, tendo o valor total da profundidade confirmado a partir do uso de uma trena; a transparência da água foi obtida com uso de disco de Secchi, preso a uma corda também graduada a cada 10 cm e posteriormente confirmada com uso de trena. Estas duas variáveis foram sempre mensuradas as 12:00h.

Coordenada geográfica dos pontos de coleta e registro fotográfico – o GPS foi utilizado para marcar as coordenadas geográficas de referência do tipo de lago e habitat amostrado. A câmera foi usada

para fotografar a paisagem e a atividade de coleta durante o estudo (Figuras 2 e 3).



Figura 2 – Imagens da coleta de peixes nos lagos de várzea.



Figura 3 – Atividades realizadas em campo: Mensuração de variáveis limnológicas e imagem de predadores e suas presas.

## **Análise dos dados**

### **Estimativas ecológicas**

#### Riqueza de espécies (S)

Análise quantitativa das espécies presentes em cada local (lago, habitat e período hidrológico).

#### Riqueza de espécies únicas (US)

Análise quantitativa das espécies que ocorreram exclusivamente em um tipo de lago e habitat.

#### Abundância numérica (N)

Análise quantitativa do número de indivíduos capturados por local (lago, habitat e período hidrológico).

#### Abundância em peso (P)

Análise quantitativa do peso (g) dos indivíduos amostrados em cada local (lago, habitat e período hidrológico).

#### Índice de diversidade de Shannon-Weaver

Baseado na teoria da informação, proposta por Margalef (1958), a informação seria uma função do número de escolhas possíveis entre estados igualmente prováveis de um certo nível de organização necessário para entendê-lo completamente. Assim, quanto maior o número de escolhas necessárias para entender a organização num certo nível, maior

o conteúdo de informação. Se a base logarítmica usada for a base 2 ( $\log_2$ ), a unidade de medida da diversidade é expressa em bits/indivíduo. Este índice é expresso por:

$$H = -\sum P_i(\ln P_i) \quad (\text{Shannon \& Weaver, 1949})$$

onde,

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

$n_i$  é o número de indivíduos da espécie  $i$ ,

$N$  é o número total de indivíduos de todas as espécies presentes na amostra.

Esta estimativa foi realizada com dados de abundância numérica e em peso, com uso do Software Paleontological Statistic Software Package-Past, Versão 2.07 (Hammer et al. 2001).

#### Índice de Equitabilidade ou equabilidade

Seu cálculo fornece informações sobre a repartição das abundâncias das espécies na comunidade. Seu valor máximo é atingido quando todas as espécies têm a mesma abundância.

Ela é estimada pela fórmula:

$$E = H' / \ln S \quad (\text{Magurran, 2004}),$$

onde:

$H'$  é o índice de diversidade de Shannon-Weaver;

$S$  é o número total de espécies presentes na amostra.

Esta estimativa foi realizada com dados de abundância numérica e em peso, com o uso do Software Paleontological Statistic Software Package-Past, Versão 2.07 (Hammer et al. 2001).

### Estimador Jackknife

Visto que o número de espécies numa amostra geralmente é menor do que a riqueza da comunidade, foi calculada uma estimativa não viciada do número de espécies através da técnica Jackknife (Heltsh & Forrester, 1983), que se baseia na frequência de espécies únicas (espécies que só ocorreram em um ponto de amostragem) representada pela seguinte equação:

$$S^* = s + \left(n - \frac{1}{n}\right)^k$$

Sendo,

$S^*$  = Estimativa Jackknife de riqueza de espécies;

$s$  = Número total de espécies na amostra;

$n$  = Número total de pontos amostrados;

$k$  = Número de espécies únicas.

Esta análise foi realizada com uso do pacote estatístico Ecological Methodology – Versão 5.1 (Krebs, 1998).

### Fator biótico

A partir de uma Análise de Variância fatorial Three-way (2 X 3 X 3), foi testado se os fatores temporal (correspondente aos dois períodos hidrológicos) e espacial (para os atributos de tipo de lago e habitat)

estavam influenciando, ao nível de  $p < 0.05$ , as assembleias de peixes em áreas de várzea, a partir das seguintes variáveis resposta: riqueza de espécies, diversidade de Shannon-Weaver com dados numéricos ( $H' N$ ) e peso ( $H' P$ ), equitabilidade  $J (N)$ . As variáveis riqueza, abundância numérica e equitabilidade em peso não tiveram as premissas de normalidade e homocedasticidade atendidas na análise, sendo então retiradas.

### Fatores abióticos

De outra forma os mesmos fatores temporal e espacial foram avaliados quanto a influência das variáveis abióticas pH,  $O_2-S$ ,  $^{\circ}C-S$ ,  $^{\circ}C-P$ , Transparência e Profundidade que estivessem atuando significativamente ( $p < 0.05$ ) nas assembleias de peixes.

Para a Anova Three-Way, as variáveis respostas que foram significativas, aplicamos o teste a posteriori de *Tukey Honestly Significant Difference* (Tukey HSD). O software utilizado nesta análise foi o Statistica – Data Analysis Software System, versão 9.0.

O modelo fatorial utilizado é composto pelo tipo de ambiente, (lago de costa, ilha e terra firme), tipo de habitat (água aberta, macrófita aquática e floresta alagada), os períodos hidrológicos (enchente e vazante) e as réplicas relativas aos tipos de lagos avaliados conforme desenho experimental abaixo:

Réplicas	Estação Hidrológica	TIPO DE AMBIENTE								
		Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra Firme		
		TIPO DE HABITAT *								
		A.A.	M.A.	F.A.	A.A.	M.A.	F.A.	A.A.	M.A.	F.A.
Lago 1	Enchente									
	Vazante									
Lago 2	Enchente									
	Vazante									
Lago 3	Enchente									
	Vazante									

\* Legenda: A.A. (água aberta), M.A. (macrofitas aquáticas), F.A. (floresta alagada)

### **Modelo espécie abundância – Lognormal**

Este modelo é considerado como um bom descritor da estrutura de comunidades naturais, particularmente para comunidades grandes, estáveis, em equilíbrio ou nas proximidades deste (Whittaker, 1970; May, 1975). Em geral, a porção à esquerda da curva da distribuição permanece oculta, tornando-se truncada no ponto em que as espécies são representadas por um único indivíduo, ou seja raras, ao passo que a maior abundância observada reflete o papel de espécies intermediárias na comunidade (Preston, 1948). A análise foi realizada com o uso do pacote estatístico Ecological Methodology – Versão 5.1 (Krebs, 1998).

### **Análise de Similaridade (ANOSIM)**

Considerando que os índices descritivos da estrutura das assembleias de peixes podem permanecer constantes, apesar de modificações na composição de espécies, foram aplicadas análises de similaridade ANOSIM bi-fatoriais (Clarke e Green, 1998) nas estações hidrológicas de enchente e vazante a partir dos fatores: tipos de lagos x habitats, com dados de abundância numérica e peso. As análises foram geradas pelo pacote estatístico PRIMER 6 (Clarke & Gorley, 2006).

### **Regressão Múltipla**

A análise de regressão múltipla pretende explorar a relação entre a variável dependente (Y) e as “n” variáveis independentes (X), permitindo de outra forma, fazer previsões sobre o valor de Y quando alguns valores das variáveis Xs são conhecidos (Draper & Smith, 1981).

Neste estudo, a riqueza (S) e abundância numérica (N) de espécies predadoras foram utilizadas como variáveis explicativas para verificar o grau de influência na diversidade de peixes ( $H'$ ) dos lagos nas áreas de várzea. O software utilizado nesta análise foi o Statistica – Data Analysis Software System, versão 9.0.

### **Análise de agrupamento – Cluster**

O primeiro passo para realizar uma análise de agrupamento é fazer o cálculo da matriz de similaridade entre objetos (Modo Q) ou descritores (Modo R). Os objetos utilizados neste tipo de análise são reunidos um após o outro, respeitando uma determinada sequência de operações, e os elementos-objetos de um grupo tornam-se elementos do grupo superior, constituindo assim uma série hierárquica (Valentin, 1995). Em nosso estudo utilizamos o método de ligação média não ponderada (UPGMA), associado com a métrica de Bray-Curtis, com dados qualitativos de presença e ausência de espécies, medida pelo coeficiente de Jaccard. O ajuste entre a matriz de similaridade e o dendrograma foi estimado pelo coeficiente de correlação cofenética (Ter Braak, 1995). O quão mais próximo da unidade é o valor, melhor será a representação.

Esta técnica foi realizada com o uso dos programas Ecological Methodology, Versão 5.1 (Krebs, 1998) e Paleontological Statistic Software Package-Past, Versão 2.07 (Hammer et al.2001).

### **Análise de ordenação - NMDS (Escalonamento Multidimensional não-métrico)**

Esta técnica é utilizada quando se pretende descrever a estrutura de uma comunidade através do resumo das informações em menos eixos do que outras técnicas indiretas de ordenação. Seu cálculo é baseado em uma matriz de dissimilaridade ou de similaridade (Legendre & Legendre, 1998).

Realizamos a NMDS com medida de distância de Morisita para dados quantitativos nas medidas de abundância numérica e peso. Esta medida de distância foi escolhida por não depender muito do tamanho da amostra e da riqueza de espécies (Wolda, 1981). A combinação dos fatores tipo de lago e tipo de habitat, e tipo de lago e período hidrológico, foram utilizadas na análise.

### **Análise de Correspondência Canônica**

Considerada uma análise de gradientes diretos, a CCA é utilizada quando se pretende avaliar conjuntamente as relações entre dois grupos de variáveis, um primeiro grupo representando as variáveis dependentes (componente biótico), e o segundo grupo as variáveis explanatórias (componente abiótico), permitindo uma avaliação de como a composição da comunidade varia de acordo com o ambiente (Manly, 1944, Ter Braak, 1995). A apresentação gráfica consiste em sintetizar, a partir de eixos perpendiculares, a variação multidimensional do conjunto apresentado.

Em nosso estudo, os dados para a análise de correspondência canônica foram compostos por duas matrizes de entrada, a primeira organizada com dados de abundância numérica das famílias de peixes e a segunda constituída de variáveis ambientais. A análise foi realizada para cada uma das estações hidrológicas (enchente e vazante), tendo como referencia os dados bióticos e abióticos obtidos nos fatores tipo de lago (costa, ilha e terra firme) e tipo de habitat (água aberta, macrófitas aquáticas e floresta alagada).

Para melhorar a interpretação dos resultados no Capítulo II, apresentamos três gráficos para cada CCA realizada. O primeiro gráfico contém a combinação dos fatores onde a coleta foi realizada (tipo de lago x habitat), o segundo gráfico contém somente os dados bióticos (famílias de peixes), e o terceiro contém a combinação dos dois grupos avaliados: componentes bióticos e abióticos.

# Capítulo 1

A heterogeneidade espacial de lagos de várzea e a organização das assembleias de peixes no ambiente.

Siqueira-Souza, F.K.;

Freitas, C.E.C;

Hurd, L.E.

Petrere-Jr, M.;

Flávia Kelly Siqueira de Souza<sup>1</sup>, Miguel Petrere Jr.,<sup>1</sup> Carlos Edwar de Carvalho Freitas<sup>1</sup>

Lawrence Eduard Hard<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Faculdade de Ciências Agrárias (FCA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Av. General Rodrigo Otávio Ramos Jordão, 3000. Coroado, Manaus-AM, 69077-000.

<sup>2</sup> Washington and Lee University, University Place, Lexington, VA – USA.

Palavras-chaves: diversidade, habitats, igarapés, ictiofauna

# Introdução

Na região Neotropical, as áreas de várzea se constituem num dos melhores ambientes para se estudar o comportamento e estilo de vida da comunidade de peixes em escala local e regional, dadas as condições complexas do ambiente. Um dos principais fatores é a variação sazonal do nível da água, pois no período de águas altas os corpos d'água estão conectados, garantindo maior disponibilidade espacial e novos habitats para diferentes espécies de peixes. Quando as águas baixam, a área alagada diminui, reduzindo a oferta de habitat, que combinado com as interações bióticas locais podem estreitar e especificar a composição das assembleias de peixes (Petry et al. 2003a; Freitas et al. 2010; Wolfshaar et al. 2011).

Assim, várias pesquisas em áreas de planície alagada vêm propondo explicações acerca dos padrões de distribuição, abundância e diversidade de peixes, através de processos que atuam em escalas espaciais e temporais (Saint-Paul et al. 2000; Agostinho et al. 2001; Okada et al. 2003; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Granado-Lorencio et al. 2005; Siqueira-Souza, 2007; Scarabotti et al. 2011), associados à influência de fatores abióticos sobre a composição das espécies (Junk et al. 1983; Anjos et al. 2008; Macedo-Soares et al. 2010) e interações bióticas, como a predação (Zaret & Paine, 1973; Suárez et al. 2001; 2006; Freitas et al. 2010; Yamamoto, 2011).

Habitats como bancos de macrófitas aquáticas, florestas alagadas e águas abertas apresentam forte relação com a diversidade de peixes em lagos de várzea, sendo ocupados por diferentes espécies

como áreas propícias para alimentação, áreas de refúgio, crescimento e reprodução (Sánchez-Botero et al. 2003; Claro-Jr., et al, 2004; Petry et al. 2003b; Correa et al. 2008; Dibble & Pelicice, 2010; Dias et al. 2011; Gomes et al. 2012). Em outros estudos, fatores ambientais como profundidade, distância de conexão e isolamento de corpos d'água, concentração de oxigênio e transparência da água também evidenciaram a influência na composição e diversidade de peixes no sistema (Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al. 1998; Pouilly & Rodriguez, 2004; Suárez et al. 2004; Montañá & Winemiller, 2010).

Siqueira-Souza et al. (em preparação), encontraram diferenças significativas na diversidade de peixes em doze lagos de várzea em dois tipos de ambientes, seis lagos em ambiente de costa e seis em ambiente de ilha, sugerindo que a presença de uma rede de drenagem (igarapés) conectada aos lagos de costa seria o fator determinante para as diferenças observadas.

Neste estudo, avaliamos a influência de dois fatores espaciais, tipos de lagos e de habitat, além do fator temporal (a partir da sazonalidade determinada pelas estações de enchente e vazante) sobre as assembleias de peixes em lagos de várzea, testando as seguintes hipóteses nulas H0: 1) as assembleias de peixes das áreas de várzea são similares na sua composição e diversidade nos períodos hidrológicos de enchente e vazante; 2) a diversidade das assembleias de peixes é similar em lagos de várzea com características particulares de paisagem; e 3) habitat comuns aos lagos de várzea apresentam a mesma composição e estrutura das assembleias de peixes.

# Material e métodos

## **Área de estudo e amostragens**

As amostragens ocorreram nas estações de enchente (E) e vazante (V), meses de maio e agosto de 2011 respectivamente, em nove lagos de várzea (Anexo I) representativos de ambientes de costa (C), ilha (I) e terra firme (TF), nos habitats de águas abertas (AA), macrófitas aquáticas (MA) e floresta alagada (FA).

Foram utilizadas malhadeiras de tamanhos de malha variando de 30 a 120 mm entre nós opostos, dispostas em um intervalo total de 48 horas em cada ponto de coleta, 06:00 às 00:00hs e despescas ocorrendo a cada seis horas. De cada peixe coletado foi obtido seu peso total (g).

## **Análise dos dados**

Para a caracterização da composição e estrutura da ictiofauna, calculamos as estimativas de riqueza, índice de diversidade de Shannon-Weaver e Equitabilidade, com abundância numérica, presente nos diferentes tipos de lagos, habitat e período hidrológico. A estimativa de riqueza pela técnica Jaccknife, baseada na frequência de espécies únicas e o modelo de espécie-abundância Log-normal, também foram utilizados.

O padrão de organização das assembléias de peixes de lagos de várzea no tempo e espaço foi observado através da análise de agrupamento, com ligação UPGMA, com medida de distância de Bray-

Curtis e dados qualitativos de presença e ausência pelo coeficiente de Jaccard. Com dados quantitativos de abundância numérica e de peso, geramos uma ordenação tipo NMDS com medida de distância de Morisita, escolhida por não depender muito do tamanho da amostra e da riqueza de espécies (Wolda, 1981).

Para estimar o efeito dos fatores temporal (períodos do ciclo hidrológico) e espacial, em duas escalas (tipo de lago e habitat) sobre a estrutura das assembleias de peixes, foi aplicada uma análise de variância fatorial com três fatores ( $3 \times 3 \times 2$ ), tendo como variáveis resposta a riqueza de espécies, o índice de Shannon-Weaver (medido com dados de abundância numérica ( $H'N$ ) e em peso ( $H'P$ )), e Equitabilidade ( $JN$ ) com dados de abundância numérica, pois a medida em peso não atendeu às premissas para realização da análise. Para as variáveis que apresentaram significância, foi empregado o teste *a posteriori* de Tukey (Tukey HSD).

Considerando que os índices descritivos da estrutura das assembleias de peixes podem permanecer constantes, apesar de modificações na composição de espécies, foram realizadas análises de similaridade (ANOSIM) bi-fatoriais nos períodos hidrológicas de enchente e vazante, para: tipos de lagos x habitats, com dados de abundância numérica e peso.

# Resultados

## Ictiofauna de lagos de várzea

Um total de 18.783 peixes e 1406,11 kg, distribuídos em 167 espécies, 27 famílias e 9 ordens foram coletados (Anexos II e III). Characiformes foi a ordem com maior abundância e riqueza, (81% da abundância numérica, 77% de abundância em peso e 70 espécies), seguida de Siluriformes (14% dos exemplares, 18% em peso e 60 espécies), e as demais ordens, juntas, corresponderam a 37 espécies, 5% da abundância numérica e 10% da abundância em peso (Figura 1). Das famílias encontradas, Characidae e Curimatidae mostraram maior abundância numérica e em peso, enquanto riqueza de espécies foi maior para Characidae, Doradidae e Cichlidae (Figura 1, Anexos II e III).

De todas as espécies coletadas o curimatídeo *Psectrogaster rutiloides* foi mais abundante em número (12%), seguido da piranha *Pygocentrus nattereri* com 11%, e de outro curimatídeo *Potamorhina latior*, com 10%; em peso as três espécies juntas expressaram 33% do total (Anexos II e III).

O lago do Padre (C) apresentou maior riqueza com 94 espécies, enquanto a maior abundância numérica e em peso foi encontrada no lago Camboa (I) com 22% dos exemplares e 24% do peso total. A floresta alagada apresentou maior riqueza, com 140 espécies, enquanto as macrófitas aquáticas concentraram as maiores abundâncias, em número e em peso, com 40% e 39% do total, respectivamente. O número de espécies amostradas foi o mesmo nas

estações, mas abundância (em número e peso) foi superior na vazante, com mais de 50% do total (Figura 1).

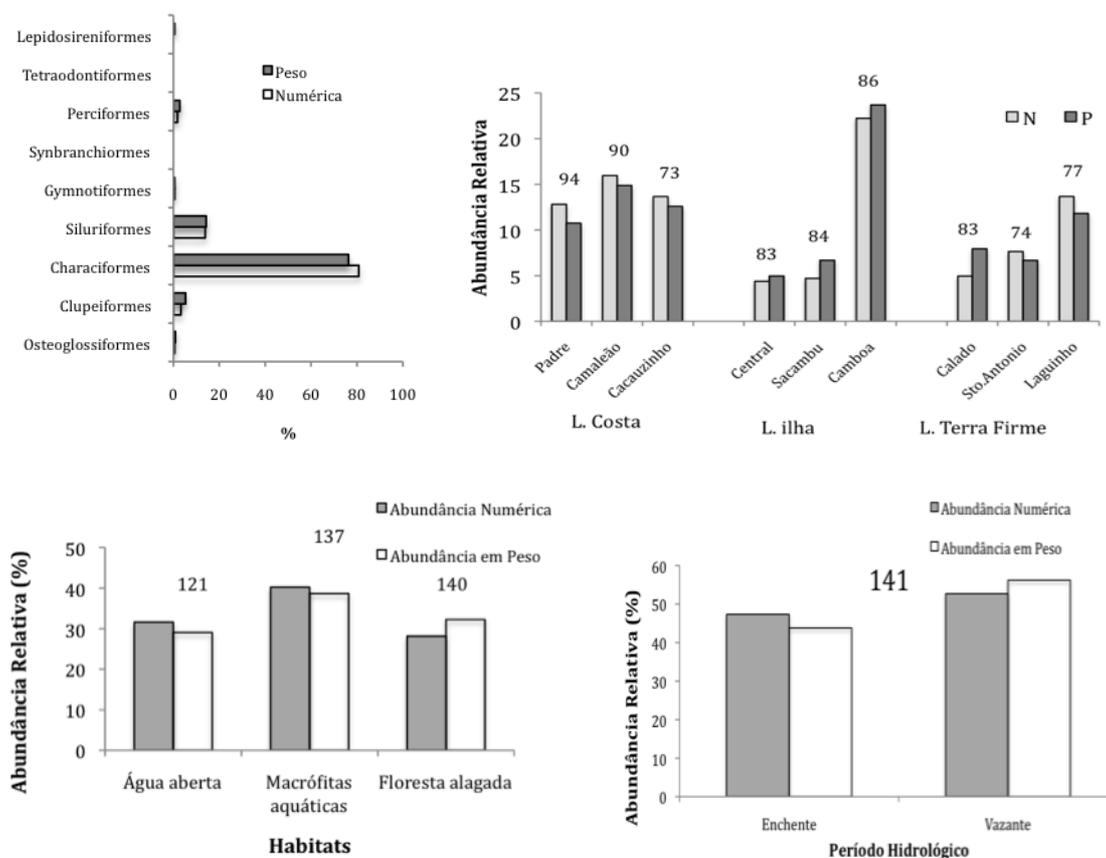


Figura 1 – Estrutura das assembleias de peixes avaliadas em nove lagos de várzea representando três tipos de ambientes e habitats e dois períodos hidrológicos.

### **Variação espacial e temporal na composição e estrutura da ictiofauna em lagos de várzea**

Nos lagos de costa a ictiofauna distribuiu-se em 126 espécies, 8 ordens e 24 famílias, constituídas em 42,4% de indivíduos e 38,2% de peso total (g). Characidae foi a família com maior riqueza (22 espécies), seguida de Doradidae e Cichlidae com 13 espécies cada uma. Em lagos de ilha as assembléias foram constituídas por 121

espécies, sete ordens e 21 famílias, representando 31,3% de exemplares e 35,3% de peso total. As maiores riquezas foram encontradas nas famílias Characidae e Auchenipteridae, com 21 e 14 espécies, respectivamente. A ictiofauna de lagos de terra firme foi constituída de 130 espécies, sete ordens e 23 famílias, com abundância numérica de 26,3% e abundância em peso de 26,4%. Characidae e Cichlidae tiveram maior riqueza, com 25 e 17 espécies, respectivamente (Figura 2).

Entre os habitats, a riqueza variou de 72 a 108 espécies, com valores mínimo e máximo encontrados nas coletas em lagos de costa. Macrófita aquática foi o habitat com mais alta abundância numérica e peso, ainda que lagos de terra firme o valor das mesmas tenha sido muito similar. Os habitat de água aberta e floresta alagada apresentaram abundância numérica similar em lagos de costa e ilha, mas com diferença para abundância em peso. Na floresta alagada observamos valor mais baixo para abundância numérica e peso em lagos de terra firme em cerca de 6% cada. Para riqueza de peixes FA foi detentor de maior riqueza em lagos de costa, com 108 espécies e ilha com 104 espécies, enquanto em lagos de terra firme o habitat de MA foi mais rico com 101 espécies. Observamos em comum aos três tipos de lagos, o baixo valor de riqueza na água aberta, com 72 espécies em lagos de costa, 79 em ilha e 91 em terra firme (Figura 3).

A estação de vazante apresentou valor alto para riqueza de peixes com 107 espécies em lago de costa, 99 em ilha e 106 em lagos de terra firme, assim como abundância numérica e em peso para

lagos de costa com mais de 20% da abundância total cada. Enchente foi maior somente para abundância em peso em lagos de terra firme, com pouco mais de 15% da abundância encontrada (Figura 3).

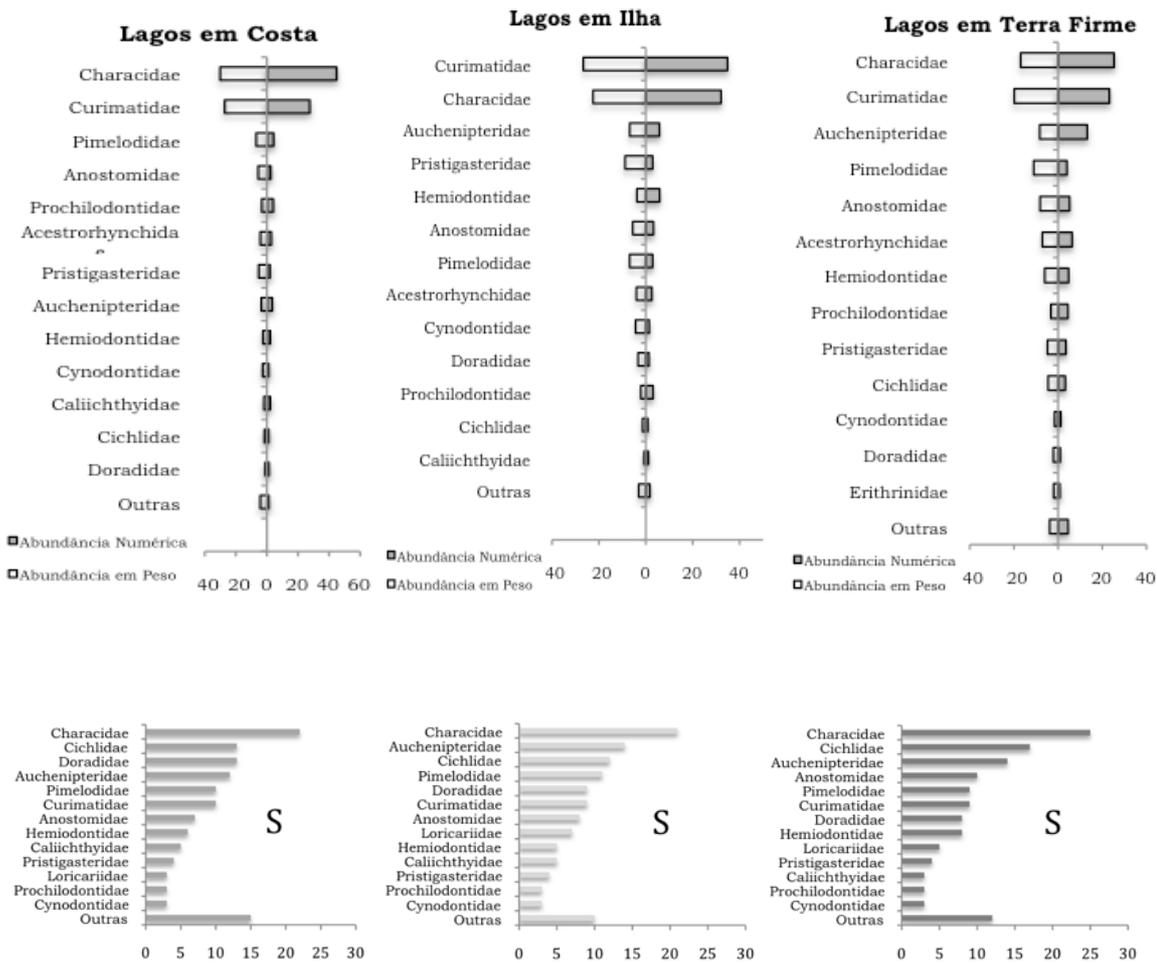
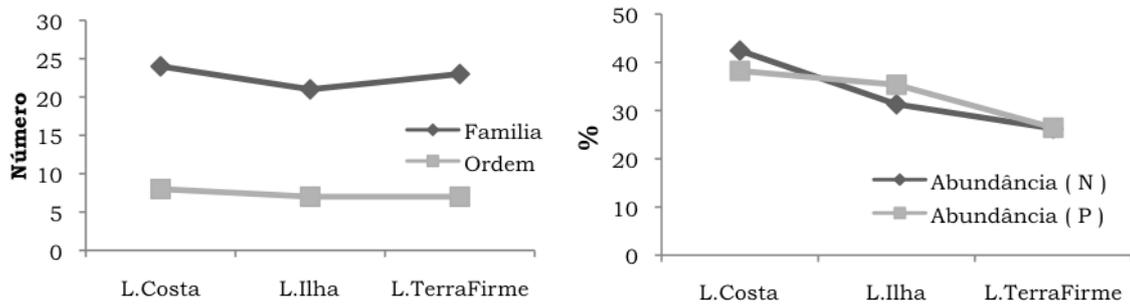
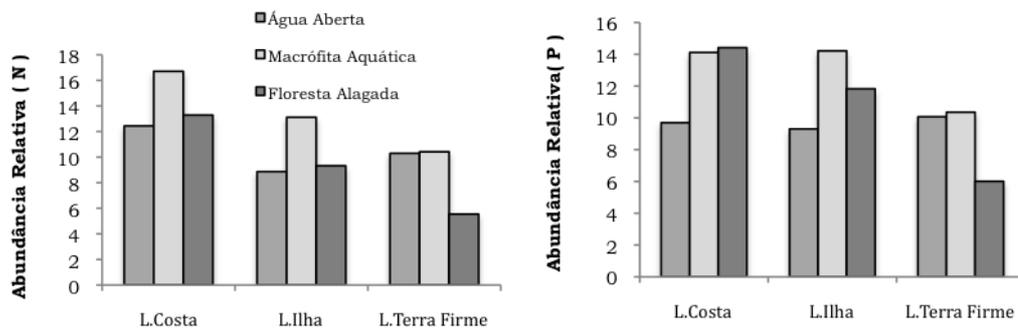
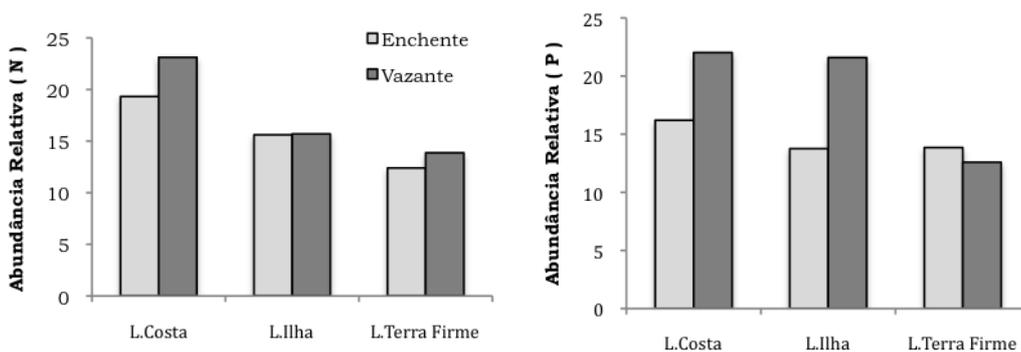


Figura 2 – Composição da ictiofauna em três diferentes tipos de lagos. (N = indivíduos; P = peso; S = riqueza de espécies)



	AA	MA	FA
L. Costa	72	102	108
L. Ilha	70	89	104
L. Terra Firme	91	101	97



	Enchente	Vazante
L. Costa	99	107
L. Ilha	97	99
L. Terra Firme	107	106

Figura 3 – Distribuição da ictiofauna com relação aos fatores espaciais (tipo de lago x tipo de habitat) e temporais (período hidrológico). N=abundancia em números, e P= abundancia em peso.

A estimativa Jackknife de riqueza de espécies para os três tipos de lagos, foi de 196 espécies,  $dp= 5,5$ , intervalo de confiança de 173 a 220 ( $p=0,05$ ) e ocorrência de 44 espécies únicas. Das 167 espécies encontradas, 86 estiveram presentes nos três tipos de lagos, 37

espécies foram comuns a dois tipos, ocorrendo 13 espécies em C/I, 14 em C/TF e 10 espécies coletadas em I/TF, e 44 espécies encontradas em único tipo de lago, sendo 13 em lagos de costa, representadas em 6 ordens e destas Siluriformes teve maior ocorrência com 6 espécies; 11 espécies em lagos de ilha, representadas por 3 ordens, e destas Siluriformes também foi detentora de maior riqueza com 8 espécies; e 20 espécies únicas em lagos de terra firme, pertencentes a 5 ordens, sendo Characiformes dominante com 11 espécies (Figura 4).

Cento e uma espécies foram encontradas nos três habitats, enquanto 29 estiveram somente em dois tipos, 5 em AA/MA, 5 em AA/FA e 19 em MA/FA, e 37 ocorreram em um único hábitat; neste caso, 10 espécies foram coletadas em AA, 12 somente em MA e 15 espécies coletadas em FA. Das espécies exclusivas, não encontramos em água aberta espécies que fossem comuns a dois ou três tipos de lagos, ocorrendo exclusividade das espécies em cada um dos tipos avaliados, ao contrário do que ocorreu com as macrófitas aquáticas, pois das 12 espécies únicas encontradas, 4 foram comuns a dois tipos de lagos, enquanto as demais 8 espécies pertenceram a um único ambiente. Para floresta alagada, das 15 espécies únicas, 7 ocorreram em dois tipos de lagos e 8 foram específicas ao habitat de um mesmo tipo de lago. Considerando a sazonalidade, 115 espécies foram comuns às coletas em enchente e vazante, com ocorrência exclusiva de 26 espécies em cada um dos períodos hidrológicas (Figura 4).

Em um cenário geral, lagos de terra firme foram distintos de lagos de costa e ilha, apresentando maior ocorrência de espécies

únicas. Setenta e sete espécies foram mais frequentes, ocorrendo nas três fisionomias de lagos e de habitat e nas duas estações hidrológicas, representadas pelas ordens Characiformes (43 espécies), Siluriformes (26 espécies), Perciformes (4), Clupeiformes (3) e Osteoglossiformes (uma espécie). As demais espécies estiveram ausentes em um dos tipos de lagos, habitats ou período hidrológico.

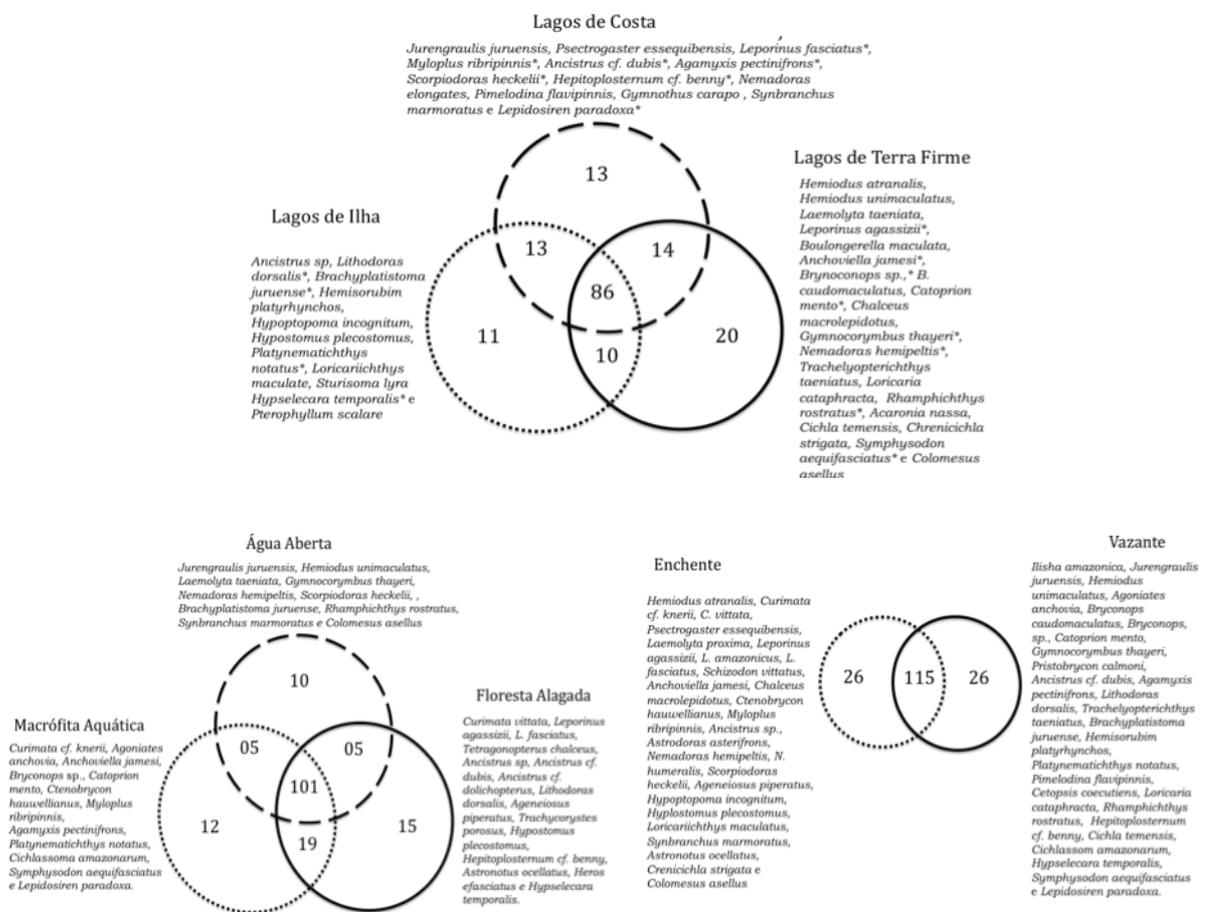


Figura 4 – Organização de espécies exclusivas em lagos, habitats e período hidrológico. (\*) espécies com um único exemplar coletado.

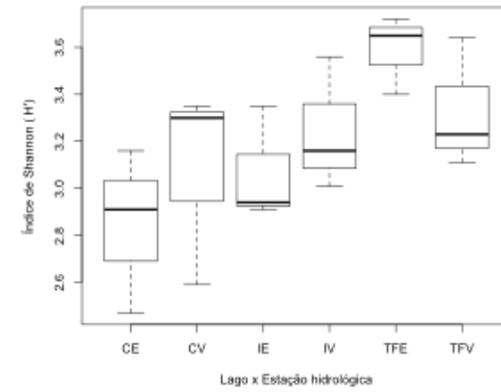
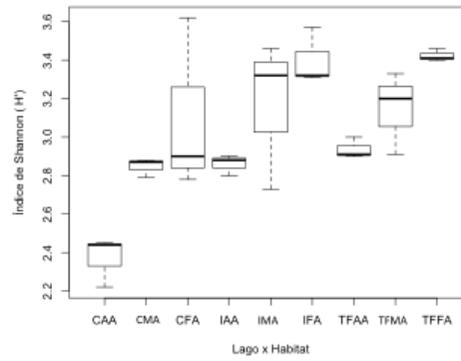
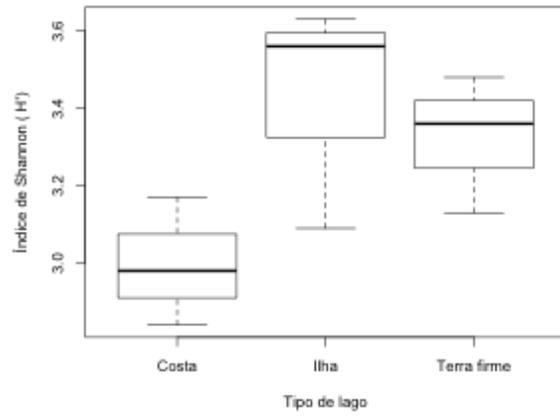
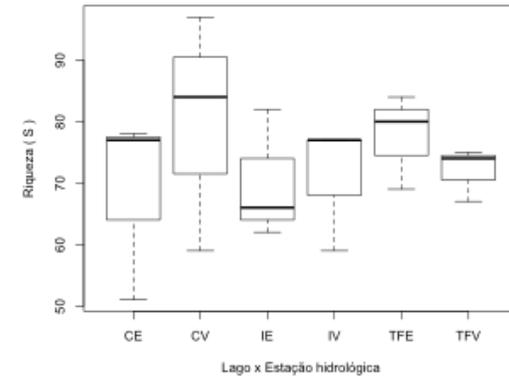
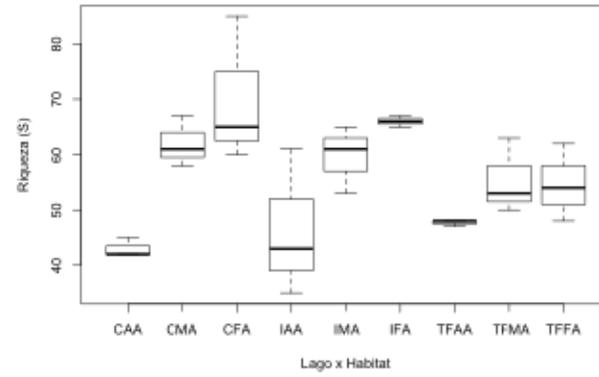
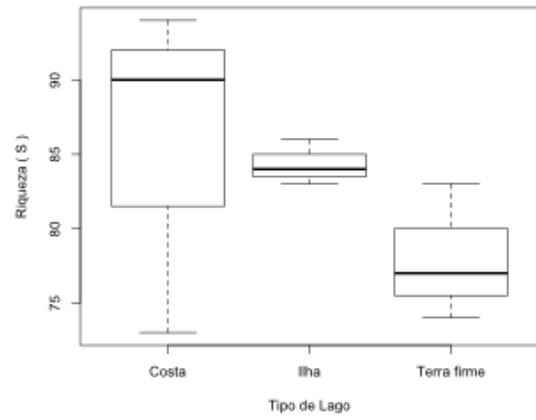
Os atributos de diversidade local ou diversidade  $\alpha$  (calculada através dos valores de riqueza), índice de Shannon-Weaver e equitabilidade revelam lagos em ambiente de costa com maior

variação para riqueza de peixes (73 a 94 espécies). O valor mais baixo para riqueza foi encontrado em águas abertas em lagos de ilha, com 35 espécies, e valor mais alto em floresta alagada em lagos de costa, 85 espécies. A estação de vazante apresentou maior riqueza em lagos de costa, com 97 espécies, enquanto na enchente o menor valor ocorreu no mesmo tipo de lago, com 51 espécies (Figura 5).

Para a diversidade e homogeneidade, respectivamente  $H'$  e  $J$ , lagos de ilha apresentam valor mais alto enquanto lagos de costa resultado contrario. O resultado indica ainda um incremento das variáveis de fora para dentro na região de localização dos habitats, especificamente no sentido de AA para FA (Figura 5). A região de floresta alagada apresentou valor mais elevado para os dois índices nos três ambientes.

A análise das variáveis quanto os dois períodos hidrológicos, o padrão aparente é de aumento dos valores da enchente para vazante para lagos em costa e ilha, e o inverso para lagos de terra firme (Figura 5).

As assembleias de peixes em todos os lagos (C, I, TF), habitats (AA, MA, FA) e períodos hidrológicos (E, V) apresentaram ajuste a distribuição lognormal ( $p > 0,05$ ) (Figura 6).



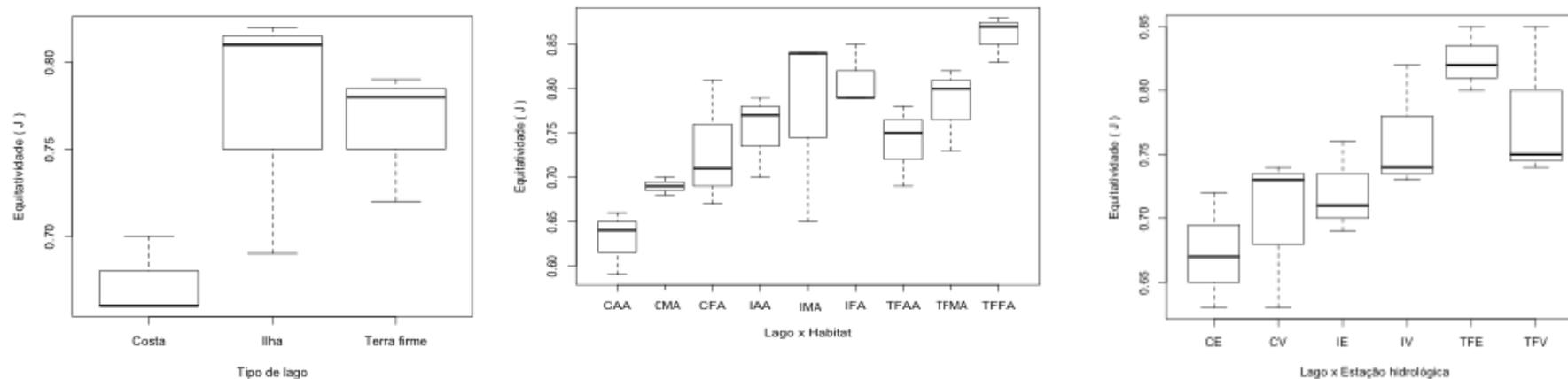


Figura 5 – Apresentação dos atributos de riqueza (S), diversidade de peixes (H') e equitabilidade (E) das assembleias de peixes quanto ao tipo de lago, a associação do lago x habitat e do lago x estação hidrológica.

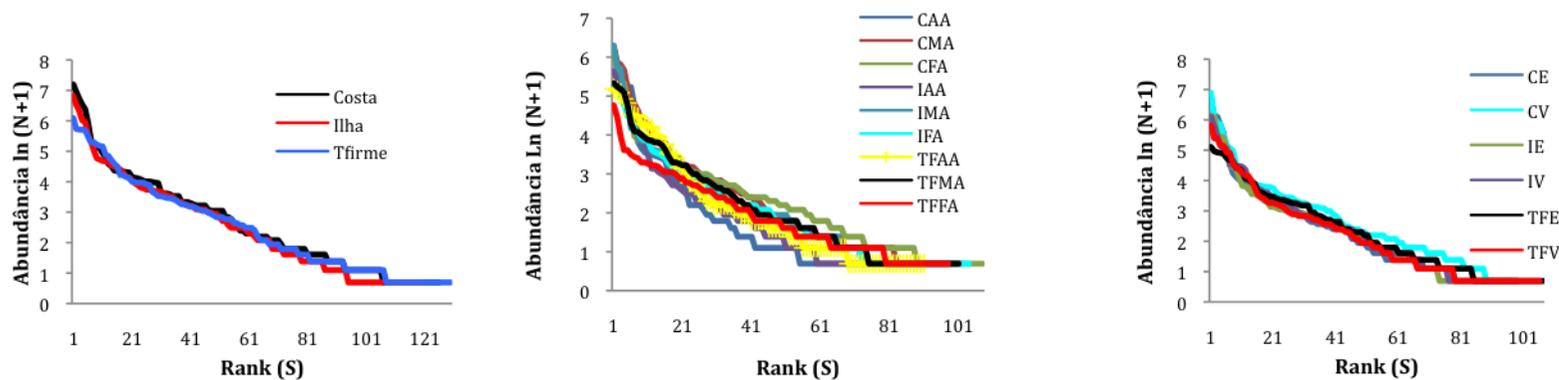


Figura 6 – Modelo Lognormal das assembleias de peixes para os três tipos de lagos, lagos x habitat, e lagos x estação hidrológica.

## **Heterogeneidade espacial e temporal em lagos de várzea e a relação com a ictiofauna**

As análises de agrupamento com dados qualitativos e NMDS com dados quantitativos resultaram em padrão similar com efeito espacial na separação para tipos de lagos, formando dois grandes grupos. O primeiro plano formado a partir do agrupamento dos lagos em ambiente de costa e ilha e em outro plano lagos de terra firme (Figura 7). Nas duas análises os dados foram organizados para os fatores lagos e habitats (Figura 7A e 7C) e lagos e período hidrológico (Figura 7B e 7D).

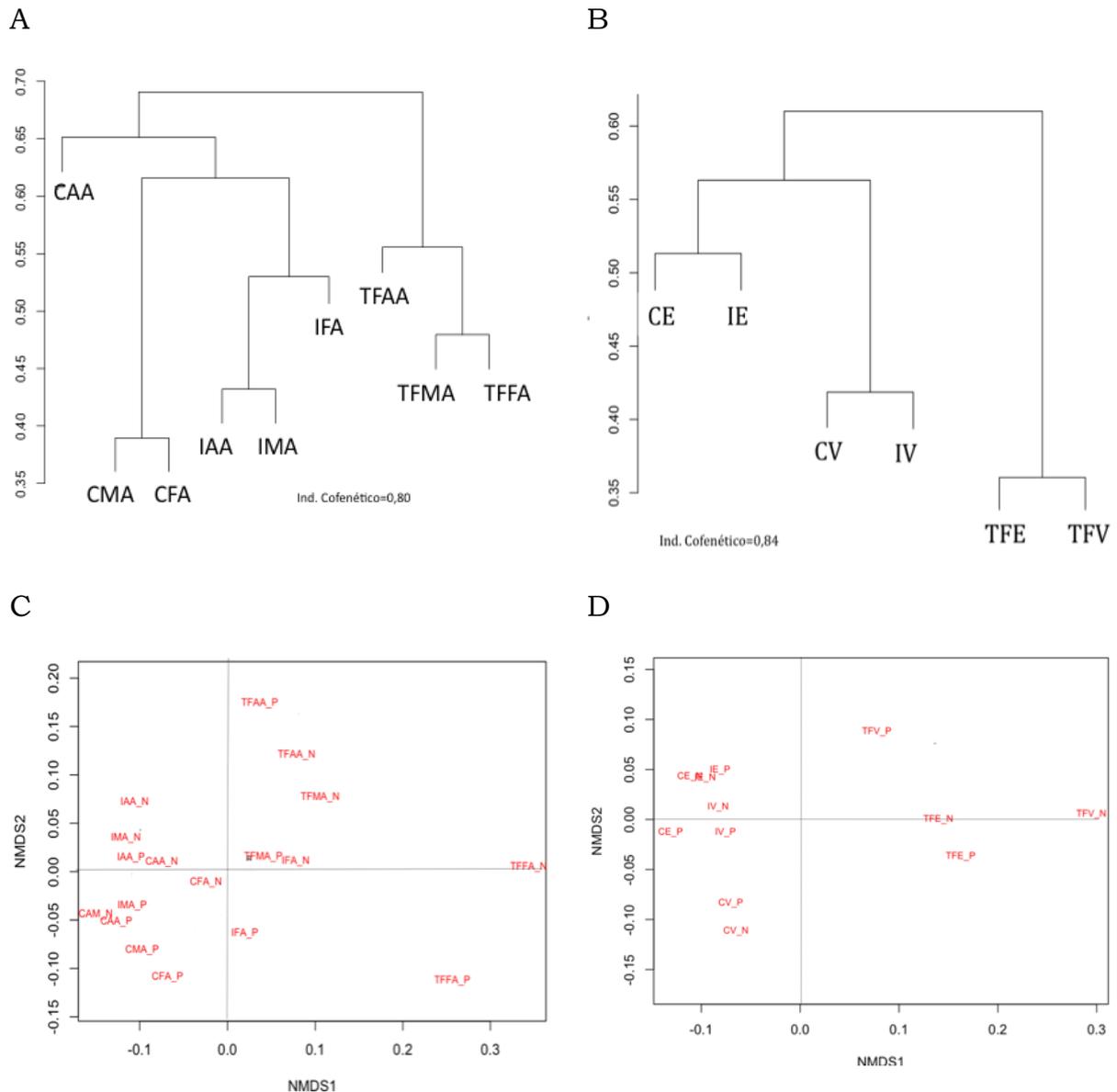


Figura 7 – Padrão de organização das assembleias de peixes através da análise de agrupamento com dados de presença e ausência de espécies para lagos x habitat (7A) e lago x estação hidrológica (7B). Análise de NMDS com dados de abundância numérica e peso para lagos x habitat (7C) lago x estação hidrológica (7D). Coeficiente de correlação cofenética de 0,80 (Figura 7A) e 0,84 (Figura 7B).

A análise de variância revelou diferenças significativas para tipo de lago para as variáveis resposta  $H'(N)$  e  $J(N)$ , enquanto as variáveis  $S$ ,  $H'(N)$ ,  $H'(P)$  e  $J(N)$  evidenciaram efeito do fator “tipo de habitat” (Tabela 1; Figura 8). Após aplicação do teste Tukey HSD, o habitat de

água aberta revelou-se mais baixo para as variáveis S, H'(N) e J(N), enquanto que H'(P) a diferença foi observada entre os três tipos de habitat. Para o tipo de ambiente, lago de costa apresentou valores mais baixos em H'(N) e J(N). A variável J(P) foi retirada por não atender as premissas do teste.

Tabela 1- Resultado da ANOVA three-way usando como variáveis resposta a Riqueza(S), Índice de Shannon (H') com dados de abundância numérica (N) e em peso (P) e Equitatividade (J), em abundância numérica.

	S			H'(N)		H'(P)		J(N)	
	<i>gl</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Estação Hidrológica (EH)	1	0.42	0.52	0,00	1.00	0.74	0.40	0.002	0.97
Tipo de Lago (L)	2	0.38	0.46	5.65*	0.01	2.36	0.11	10.48*	0.00
Tipo de Habitat (H)	2	10.94*	0.00	13.09*	0.00	23.24*	0.00	7.26*	0.00
EH * L	2	0.74	0.48	2.91	0.07	0.57	0.57	1.34	0.27
EH * H	2	0.20	0.83	1.91	0.16	0.52	0.60	0.77	0.47
TL * H	4	1.20	0.33	0.75	0.57	0.52	0.72	0.51	0.73
EH * L * H	4	0.27	0.90	0.29	0.88	0.87	0.49	0.49	0.74
Resíduo	36								

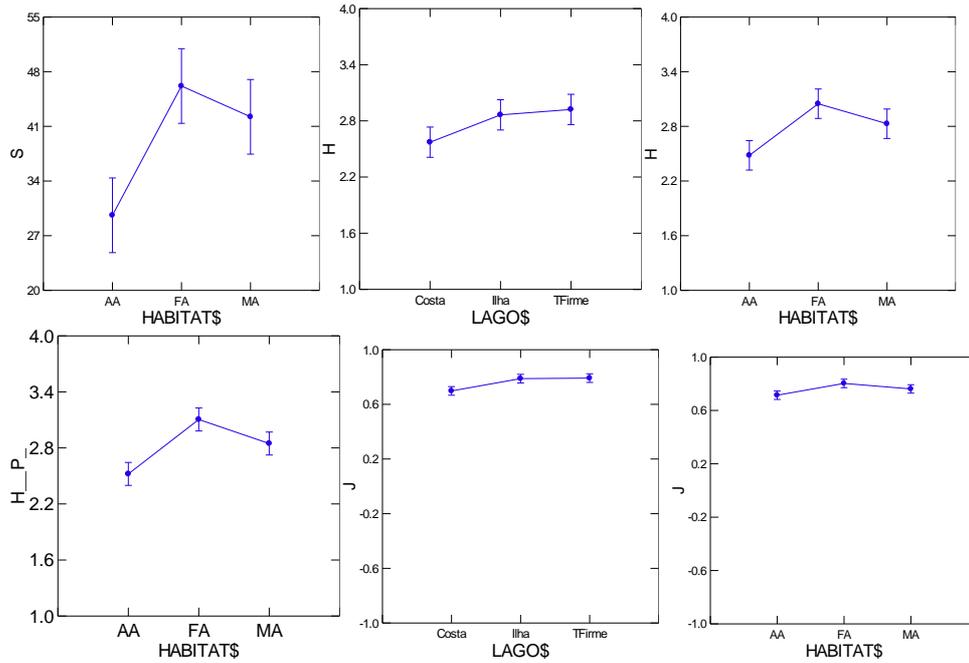


Figura 8 – Médias para os fatores tipos de lagos e tipo de habitat, para as variáveis respostas Riqueza(S), Índice de Shannon (H'), Equitatividade (J) em dados de abundância numérica (N) e peso (P).

A análise de similaridade realizada pela ANOSIM bi-fatorial ( $p=0,05$ ), com 1000 permutações, não revelou diferenças significativas das assembleias de peixes por tipo de lago e tipo de habitat com os dados de abundância numérica e peso (Tabela 2).

Tabela 2 - Resultado da ANOSIM tendo como fatores o tipo de lago e habitat e variável resposta a abundância numérica (N) e em peso (P).

	Variável	R	P	Variável	R	P
Tipo de lago		0,139	0,14		0,193	0,07
	N			P		
Tipo de habitat		-0,081	0,78		0,056	0,29

## Discussão

Diversos estudos avaliando a ictiofauna em lagos de planície de inundação adjacente a rios de águas brancas da Amazônia resultaram em aproximadamente 185 espécies (Do Vale, 2003; Siqueira-Souza, 2007; Saint Paul et al. 2000; Freitas e Garcez, 2004) pertencentes principalmente as ordens Characiformes e Siluriformes, abundantes e frequentes em muitos ambientes da região Neotropical (Lowe-McConnell, 1999; Kavalco & Pazza, 2007). A alta estimativa de riqueza e abundância de Characiformes e Siluriformes em ambiente tropical deve-se a diferentes fatores, tais como a ampla distribuição do grupo em biótopos lóticos e lênticos (Cox-Fernandes & Petry, 1991; Petry et al. 2003a; Soares et al. 2007); variadas táticas alimentares (Mérona & Rank-de-Mérona, 2004) e reprodutivas (Winemiller, 1989; Winemiller & Jepsen, 1989; Araújo-Lima & Ruffino, 2003; Moreira, 2004; Maciel, 2010); e adaptações morfológicas e fisiológicas para sobreviver a condições ambientais limítrofes, como a baixa concentração de O<sub>2</sub> na água (Saint-Paul et al. 1987; Junk, et al. 1983; Carvalho et al. 2001; Soares & Junk, 2000; Soares et al. 2006).

A elevada abundância da piranha *Pygocentrus nattereri* e das branquinhas *Potamorhina pristigaster* e *P. latior* em lagos de várzea é evidenciada em literatura (Saint Paul et al. 2000; Do Vale, 2003; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Vega-Corredor, 2004; Siqueira-Souza, 2007; Soares et al. 2007; Silvano et al. 2008; Soares et al. 2009), fator este que deve-se provavelmente pela primeira tratar-se de uma espécie com comportamento generalista, habitando diferentes

ambientes e horários (Soares et al. 2007; Sain-Paul et al. 2000), com hábito alimentar piscívoro, consumindo presas de diferentes tamanhos (Pauly, 1994; Behr & Signor, 2008), incluindo as que ficam retidas nas malhadeiras e favorecem seu emalhe, muito embora outros tipos de itens já tenham sido encontrados no conteúdo estomacal (Sazima & Machado, 1990; Silva & Araújo-Lima, 2003; Piorski et al. 2005).

Outros fatores considerados dão conta de que *Pygocentrus nattereri* se reproduz duas vezes ao ano (Queiroz et al. 2010), possui crescimento rápido e baixa mortalidade (Bevilacqua & Soares, 2010), além de apresentar escasso interesse comercial (Ruffino et al. 2006) o que contribui para o sua alta abundância. Ocorre com frequência em ambientes normóxicos (Anjos et al. 2008), ainda que em nosso estudo tenha sido dominante em lagos com baixa concentração de oxigênio (0,2mg/l). Tem sido sugerida como uma espécie indicativa da qualidade ambiental em estudos nas áreas de várzea amazônica em face de sua ampla ocorrência e elevada abundância (Freitas & Siqueira-Souza, 2009).

Já os representantes de Curimatidae, são formadores de cardume, migradores (Granado-Lorencio, et al. 2005) e com comportamento pelágico o que facilita sua captura pelas malhadeiras nos diferentes habitat (Saint-Paul et al. 2000; Vega-Corredor, 2004; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Siqueira-Souza, 2007), tendo ainda o caráter de sobrevivência a ambientes hipóxicos devido sua adaptação em respirar na superfície da água (Soares & Junk, 2000; Soares et al.

2006), o que pode contribuir em sua dominância em lagos com condições limitrofes. Freitas et al. (no prelo) perceberam que o grupo de branquinhas foi dominante nas assembleias de peixes de lagos de várzea um ano após a seca de 2005, considerada de forte impacto na região, teorizando que o crescimento de gramíneas no fundo exposto dos lagos resultou em um processo de enriquecimento, favorecendo o rápido crescimento da população dessas espécies logo após a reentrada das águas.

### **Heterogeneidade espacial em lagos de várzea**

No intuito de entender os fatores determinantes para a organização das espécies de peixes em ambientes tropicais, diversos autores têm proposto uma associação positiva entre a diversidade e a complexidade ambiental (Junk et al. 1997; Petry et al. 2010; 2003a; Suárez et al. 2004; Pouly & Rodrigues, 2004; Siqueira-Souza, 2007). Schlosser (1995) considera que pelo menos três fatores devem ser levados em consideração na avaliação de heterogeneidade espacial em comunidades de peixes, sendo estes *i*) Influência da interface aquático-terrestre em processos ecológicos; *ii*) o papel desempenhado pelo ambiente espacial, em uma escala regional; e *iii*) a presença ou ausência de áreas de abrigo, em face de condições ambientais adversas.

Em áreas de várzea da bacia Amazônica, a dinâmica hidrológica entre o período de águas altas e baixas, ocasionada pelo fenômeno natural do pulso de inundação (Junk et al. 1989), propicia a formação

de habitats que servem como áreas de reprodução, alimentação e refúgio para a ictiofauna (Cox & Petry, 1991; Soares et al. 1999; Saint-Paul et al. 2000; Claro Jr. et al. 2004; Vega-Corredor, 2004, Maciel, 2011), contribuindo para a manutenção e diversidade de peixes (Freitas et al. 2010a).

Siqueira-Souza (2007), avaliando dois tipos de ambientes de lagos de várzea na Amazônia central, observou diferenças significativas na diversidade de peixes, considerando que a ocorrência de igarapés em lagos de costa e ausência em lagos de ilha poderia ser um fator estruturador da ictiofauna que habita áreas de várzea.

Em lagoas no Pantanal, Suárez et al. (2004) avaliaram a riqueza e equitabilidade da ictiofauna e observaram forte relação ambiental com o tempo de isolamento dos lagos, profundidade e distância do canal do rio, sugerindo que em condições desfavoráveis as assembleias de peixes podem declinar na diversidade. Para Abes e Agostinho (2001), a riqueza e equitabilidade de espécies de peixes em um riacho na bacia do rio Paraná aumentavam em direção ao encontro deste com o rio, tendo como fator principal a maior largura do riacho e a presença de vegetação ripária.

Sullivan et al. (2009), pesquisando a ictiofauna de alguns riachos conectados a planície de inundação nos EUA, observaram que em 17 riachos, com alta e limitada conectividade, 20 espécies consideradas incomuns, raras ou extremamente raras foram encontradas nas áreas de várzea, revelando que áreas mais amplas, como as formadas pela conectividade entre várzea e riachos podem

estabelecer boas condições e suportar um número maior de espécies. Os autores perceberam que espécies comuns às duas áreas tinham o comportamento generalista na alimentação e alta tolerância a variações ambientais. Taylor & Waner Jr. (2001) sugerem que riachos mais amplos e com baixa variabilidade ambiental, podem representar áreas de refúgio depois de eventos sazonais fortes por permitir a colonização e aumentar a composição da ictiofauna.

Em nosso estudo, lagos de terra firme apresentaram valor maior que os outros dois tipos de lagos na ocorrência de espécies exclusivas. Na análise de agrupamento com dados de presença e ausência de espécies, também observamos a separação de lagos de terra firme dos demais, o que nos remete ao entendimento de que igarapés localizados no entorno de lagos de várzea podem refletir na composição da ictiofauna, conforme sugeriu Siqueira-Souza (2007).

Junk et al. (2011) postularam que a variabilidade na duração e amplitude do pulso de inundação nas áreas de várzea podem contribuir no aumento da diversidade de espécies, favorecendo a comunicação lateral e entrada de espécies que habitam áreas de terra firme.

Algumas espécies que ocorreram exclusivamente em lagos de terra firme já foram registradas em estudos que avaliaram a composição da ictiofauna em igarapés em áreas de terra firme, como *Hemiodus atranalis*, *H. unimaculatus*, *Leporinus agassizi*, *Boulengerella maculata*, *Bryconops caudomaculatus*, *Catoprion mento*, *Gymnocorymbus thayeri*, *Rhamphichthys rostratus* e *Acarania nassa*

(Mojica et al, 2009). E dentre estas, quatro espécies apresentaram um único indivíduo na coleta, enquanto as demais forneceram mais indivíduos distribuídos entre os diferentes habitat em lagos de terra firme. Outra particularidade das coletas neste ambiente deve-se ao encontro de *Trachelyopterichthys taeniatus*, pertencente à família Auchenipteridae em lagos do rio Solimões, uma vez que esta espécie tinha registros anteriores na bacia do rio Negro e, mais recentemente foi amostrada nas várzeas do interflúvio Purus-Madeira (Rapp Py-Daniel & Deus, 2003).

A medida em que as ordens de igarapés vão aumentando, características como profundidade (Buhrnhein, 2002), velocidade de corrente e tipo de substrato (Anjos, 2005; Mendonça et al. 2005), vão se alterando e novos nichos podem surgir (Anjos, 2005; Pazin, et al. 2006) propiciando boas condições ambientais para a ictiofauna. Carvalho (2008) avaliando a ictiofauna de igarapés de 1° a 5° ordem em região de terra firme na Amazônia Central percebeu um padrão de adição e substituição de espécies nos igarapés sentido cabeceira-foz, com espécies típicas de cabeceira sendo encontradas em igarapés de tamanho maior, havendo características morfológicas, hidráulicas e estruturais que influenciavam a composição da ictiofauna. Padrão similar foi encontrado em riachos do rio Paraná com elevado valor de riqueza sentindo montante a foz (Abes & Agostinho, 2001).

Em igarapés de 1° a 3° ordem, Mendonça et al. (2005) encontraram espécies com ampla distribuição e outras mais restritas, a exemplo de *Bryconops inpai* que ocorreu principalmente em

igarapés de 1º ordem enquanto *B. giacopini* foi mais abundante a medida que o tamanho do igarapé aumentava, numa possível situação de substituição das espécies conforme as modificações existentes no meio.

Diante do exposto, acreditamos que é a existência de um gradiente longitudinal nos igarapés, no sentido cabeceira → foz (Vannote et al. 1980) propicia a ocorrência de espécies com plasticidade adaptativa para ocupar os trechos inferiores dos igarapés e os lagos de várzea dendríticos, ligados a bacia de drenagem da área.

Características físicas e estruturais de áreas alagadas e de igarapés na bacia Amazônia, podem traduzir em certa similaridade da ictiofauna entre os biótopos. Isso foi observado por Mojica et al. (2009) em dois trechos de um igarapé que deságua na várzea do rio Amazonas, um próximo a área alagadas do rio e outro de 4km a montante, que revelou uma riqueza de 171 espécies, com valor de espécies únicas muito próximo, ocorrendo 40 espécies na região de influência com a área alagada e 38 na região a montante do igarapé. Da riqueza total, 22 espécies pertenceram as amostragens nos dois trechos do igarapé, 17 somente no trecho próximos a várzea e 7 espécies unicamente no trecho situado acima 4 km, o que nos permite a suposição de um “continuum” de condições ambientais entre os dois biótopos que favoreça a ocorrência das espécies e incremente o valor de riqueza.

Interações bióticas, como a predação, podem ser importantes fatores que influenciam a diversidade de peixes em lagos na

Amazônica (Freitas et al. 2010a), pois estudos revelam alto valor da estimativa associado à ocorrência de muitas espécies predadoras (Saint Paul, et al. 2000; Do Vale, 2003; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Siqueira-Souza, 2007; Yamamoto, 2011). Na pesquisa de Soares et al. (2009) em lago de terra firme, das 25 espécies mais abundantes, 36% pertenciam à categoria de predadores, enquanto que nossas coletas, no mesmo tipo de lago, a ocorrência foi em torno de 27%. Observamos ainda que lagos de terra firme foram os detentores de auto valores de diversidade de peixes, o que pode ser um indicativo da relação positiva entre predadores e a diversidade de peixes.

A menor diversidade observada em lagos de costa pode estar relacionada a ocorrência de algumas espécies dominantes como *Psectrogaster rutiloides* e *Potamorhina latior*, com abundância numérica superior às espécies mais abundante encontradas nos outros dois tipos de lagos, e resistentes a ambientes hipóxicos (Soares & Junk., 2000; Anjos et al. 2008), como encontrado em lagos de costa, permitindo seu estabelecimento e domínio.

Siqueira-Souza & Freitas (2004) também encontraram em seu estudo em lagos de várzea da Amazônia Central, baixa diversidade e elevada dominância de poucas espécies em lagos de costa considerando como fator a coleta em cardumes de espécies de branquinhas que deviam estar se alimentando de detritos e perifíton comuns em lagos de várzea.

Siqueira-Souza (2007), avaliando assembleias de peixes em lagos de costa e ilha, encontrou maiores valores de riqueza e diversidade de peixes em lagos de costa, considerando como fator as diferenças estruturais de paisagem, já que estes lagos eram associados a igarapés oriundos da floresta circundante, e no período de águas baixas, isso poderia contribuir com nova circulação de água e entrada de novas espécies ao ambiente. Já os lagos de ilha, sem ocorrência de igarapés, permaneciam desconectados entre si e do canal principal do rio, caracterizando de certa forma uma assembleia de composição similar.

Consideramos que uma possibilidade de apoio em nosso estudo, a existência de um tipo de escala para os três tipos de lagos, que possuem espécies de peixes comuns às áreas de várzea, mas com distinção na ocorrência de espécies únicas, com maior ocorrência encontrada em lagos de terra firme e menor em lagos de ilha, fato que pode ser sustentado pelas características geomoforológicas e particulares de cada ambiente.

### **Varição de habitats para a ictiofauna em lagos de várzea**

Encontramos nas áreas de várzea uma variedade de ambientes tais como canais de rios, lagos e outros corpos d'água que propiciam o aumento da diversidade entre habitat (diversidade  $\beta$ ) através da criação de habitat com diferentes elevações, substratos e distância do canal do rio principal (Junk et al. 2011).

Em águas altas e no início da vazante, os peixes em ambiente de várzea realizam contínuos deslocamentos no sentido planície → rio (Cox-Fernandes & Petry, 2001) a procura de melhores condições ambientais que favoreçam as etapas do seu ciclo de vida, a exemplo de áreas para crescimento, alimentação, reprodução e de abrigo (Lowe-MacConnell, 1999).

Na estação de enchente/cheia é comum o movimento de peixes nos lagos de várzea para explorar diferentes habitats como a região de floresta alagada, conhecida por ser uma excelente fonte de alimentação alóctone, através de frutas, sementes e invertebrados que caem das copas das árvores (Goulding, 1980; Junk & Robertson, 1997; Claro-Jr. et al, 2004), áreas de banco de macrófitas aquáticas que estabelecem local ideal para o crescimento de indivíduos jovens, reprodução e refúgio contra predadores (Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Sánchez-Botero, 2003; Correa et al. 2008; Prado, et al. 2010; Gomes et al. 2012) e, a região central de lagos, denominada de água aberta, que serve como “área de deslocamento” dos organismos de um ambiente para outro, bem como é local freqüente entre espécies como sardinhas, apapás e alguns planctófagos que a utilizam para se alimentar (Soares et al. 1999; Vega-corredor, 2004).

Saint Paul et al. (2000), avaliando a riqueza de peixes em áreas de floresta alagada e água aberta em um lago de várzea na região Amazônica, encontraram maior valor de riqueza no primeiro habitat, considerando que este resultado deve-se à existência de áreas de

refúgio contra predadores, diferente da região central que deixa as espécies mais vulneráveis a captura.

Na região do baixo rio Amazonas, Martelo et al. (2008) estudaram a preferência por habitat de 14 espécies de peixes exploradas pela pesca comercial, encontrando uma forte relação com lagos de várzea para metade das espécies e, destas, cinco mostraram preferência pela região de água aberta. Este padrão refletia a estratégia de pesca dos pescadores que utilizavam o apetrecho na área central dos lagos, local de passagem das espécies.

Em nosso estudo, a região de água aberta apresentou os menores valores de diversidade. No entanto, algumas espécies como *Psectrogaster rutiloides*, *Triporthus albus*, *Pygocentrus nattereri* e *Potamorhina latior*, formadoras de cardume e migradoras (a exceção de *P. nattereri* que tem comportamento sedentário), tiveram forte dominância na região central dos lagos, correspondendo a 14% do total de indivíduos e 11% do total de peso, contribuindo para a baixa diversidade do habitat.

Ainda na região de várzea da Amazônia, Vega-Corredor (2004) encontrou elevada abundância das espécies *T. albus*, *P. rutiloides* e *P. latior* na região de água aberta, considerando como fator o comportamento de deslocamento das espécies em cardume. e a maior incidência de coleta durante o período noturno, que dado a redução de oxigênio nos habitat marginais favorece o deslocamento das espécies a região central dos lagos e conseqüente captura pelas malhadeiras.

Entre os três tipos de habitat, a região de água aberta também apresentou a menor diversidade em peso, fato que pode estar associado à abundância de algumas espécies formadoras de cardume, como já mencionado. Em oposição, a região de floresta alagada apresentou uma assembléia mais diversa em peso, provavelmente devido à maior oferta de alimento com itens de origem alóctone oriundos da copa das árvores como frutos, sementes e invertebrados (Araújo-Lima & Goulding, 1998; Kubitzki & Ziburski, 1994; Claro-Jr. et al, 2004) contribuindo na alimentação de diferentes espécies de peixes.

Claro-Jr. et al. (2004) perceberam que quanto maior era a área de floresta alagada em lagos de várzea maior era a biomassa de três espécies consumidoras de itens alóctones. Yamamoto et al. (2004) percebeu que na época de enchente/cheia indivíduos da sardinha *T. angulatus*, tiveram preferência para alimentar-se nas áreas de floresta alagada consumindo principalmente insetos, frutos, sementes, enquanto no período de águas baixas sua alimentação foi reduzida e constituída somente de insetos, confirmando a importância das áreas alagadas na dieta da espécie.

Correa et al. (2008) avaliando a riqueza das assembléias de peixes nos habitat de floresta alagada e macrófitas aquáticas, em várzeas peruana, encontrou maior valor de riqueza na floresta alagada, principalmente no período noturno. A autora considerou que a estrutura do habitat, por apresentar substratos mais abertos, como folhas e troncos imersos, pode ter favorecido a ocorrência de mais

espécies de peixes, enquanto macrófitas aquáticas, por ser mais complexa com um emaranhado de raízes, pode ter restringido o acesso ao habitat.

Em nosso estudo, bancos de macrófitas aquáticas apresentaram posição intermediária na diversidade de Shannon  $H'$  em peso (P), em relação aos outros dois habitat. E o caráter múltiplo de seu uso pode revelar espécies utilizando-o para diferentes fins, pois estudos apontam que a importância de bancos de macrófitas aquáticas em lagos de várzea deve-se ao refugio que se forma, dada a complexa estrutura de abrigo a espécies que se escondem de seus predadores (Petry et al. 2003b, Correa et al. 2008; Prado et al. 2010; Dias et al. 2011). Comportando grande biomassa de indivíduos (Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Pelicie et al. 2005), especialmente de espécies que apresentam importância comercial na região (Sánchez-Botero et al. 2003). E constituindo um bom local para espécies residentes que raramente deixam o local (Henderson & Hamilton, 1995).

### **Homogeneidade do ambiente aquático e as assembleias de peixes**

O movimento de subida e descida das águas que ocorre anualmente nas áreas de várzea influencia as comunidades aquáticas (Junk, et al. 1989), especialmente a ictiofauna (Lowe-McConnel, 1999), provocando variações comportamentais (Cox-Fernandes & Petry, 1991), fisiológicas (Junk et al. 1983; Almeida-Val et al. 1999), e morfo-anatômicas (Soares & Junk, 2000; Soares et al. 2006).

O período inicial de subida das águas é importante por viabilizar a conexão entre diferentes corpos d'água, a exemplo do canal principal do rio e as áreas laterais da planície, e a comunicação entre a zona aquático-terrestre que contribui com a entrada de material orgânico em decomposição proveniente de plantas aquáticas e semi-aquáticas, restos de animais e da floresta circundante (Goulding, 1980; Forsberg, et al. 1993; Junk & Piedade, 1997). A formação de alguns habitat para a ictiofauna proporcionando áreas de alimentação, crescimento, reprodução e abrigo contra predadores também é favorecida (Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Claro-Jr., et al. 2004; Saint Paul et al. 2000; Vega-Corredor, 2004; Correa et al. 2008).

Quando as chuvas cessam e as águas começam a baixar, a perda de conexão entre os corpos d'água culmina no isolamento, em muitas vezes, dos lagos de várzea com o canal do rio principal, na redução da área alagada com diminuição na oferta de habitats e intensificação de processos bióticos como a predação, e em modificação de variáveis ambientais configurando uma nova composição da ictiofauna nas áreas de várzea (Freitas et al. 2010a).

Em alguns estudos essa variação na sazonalidade tem sido o fator de estruturação e organização nas comunidades ictiicas (Soares et al. 1999; Agostinho et al. 2001; Petry et al. 2003a; Do-Vale, 2003; Granado-Lorencio et al. 2005; Soares et al. 2009; Freitas et al. 2010b), entretanto em nosso estudo, o fator temporal de enchente e

vazante não foi significativo para as variáveis ecológicas avaliadas apresentando similaridade da ictiofauna entre os dois períodos.

Similar ao nosso resultado, Siqueira-Souza (2007) observou significância espacial entre dois tipos de lagos em ambiente de costa e ilha mas não encontrou diferença na diversidade de peixes entre as estações hidrológicas de enchente, cheia, vazante e seca, propondo que mecanismos estruturais de paisagem possam ser mais relevantes que as fases hidrológicas na estruturação da ictiofauna dos lagos avaliados.

Freitas et al. (2010b) também avaliando lagos de várzea em ambiente de ilha quanto a influência de sua localização espacial e da conectividade com o canal do rio principal não encontraram diferenças na riqueza e homogeneidade das assembléias de peixes em referencia a sazonalidade e posição do lago nas ilhas, mas perceberam significância quanto a abundância numérica das espécies entre as estações hidrológicas, com maior valor em águas baixas, devido a retração das águas e maior ocorrência de indivíduos nos lagos, mas não entre as distâncias de conexão dos lagos com o rio.

Ainda em várzea Amazônica, Granado-Lorencio et al. (2005) avaliando a influência das águas altas na abundância de peixes em diferentes tipos de lagos de várzea perceberam que espécies migradoras foram mais influenciadas pela conectividade dos corpos d'água do que espécies com comportamento sedentário, em um entendimento de que o período de águas altas propicia a

homogeneização dos corpos d'água no sistema, mas pode diferenciar a composição de espécies em função das estratégias de vida.

Em nosso estudo, o fator significativo foi evidenciado para o efeito espacial, mas não no efeito temporal na estrutura das assembleias de peixes nos lagos avaliados, fornecendo indícios de que característica quanto o tipo de lago e tipo de habitat são mais marcantes na estruturação das assembleias de peixes na várzea do rio Solimões, do que o efeito da sazonalidade que permitiu a similaridade na composição das espécies. Lagos de várzea localizados próximos a igarapés abrigam uma maior diversidade de peixes e podem ser elementos importantes na manutenção da biodiversidade de área alagadas.

## Capítulo 2

### A heterogeneidade espacial como um fator determinante para a diversidade de peixes em lagos de várzea na Amazônia

Siqueira-Souza, F.K.;

Freitas, C.E.C;

Hurd, L.E

Petrere, M.;

.

Flávia Kelly Siqueira de Souza<sup>1</sup>, Carlos Edwar de Carvalho Freitas<sup>1</sup>;  
Lawrence Eduard Hurd<sup>2</sup>; Miguel Petrere Jr.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Faculdade de Ciências Agrárias (FCA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Av. General Rodrigo Otávio Ramos Jordão, 3000. Coroado, Manaus-AM, 69077-000.

<sup>2</sup> Washington and Lee University, University Place, Lexington, VA – USA.

Palavras-chaves: fator espacial, variáveis abióticas, assembleias de peixes.

# Introdução

Diversos estudos foram realizados com o objetivo de identificar os fatores responsáveis pela organização da ictiofauna em ambientes lacustres, levando em conta a localização (Siqueira-Souza, 2007; Macedo-Soares et al. 2010), a morfologia dos lagos (Nolan et al. 2009), os tipos de habitat disponíveis (Petry et al. 2003b; Correa et al. 2008; Rysava-Novakova & Ondrackova, 2009; Gomes et al. 2012) o tipo de conexão entre lagos e outros corpos d'água (King et al. 2003; Granado-Lorencio, 2005; Lasne et al. 2007; Dibble & Pelicice, 2010; Miyazono et al. 2010; Freitas et al. 2010b; Gomes et al. 2012), a influência de fatores bióticos como a predação (Rodriguez & Lewis, 1997; Yamamoto, 2011) e abióticos (Anjos et al. 2008; Petry et al, 2010; Scarabotti et al. 2011).

As áreas da várzea amazônica são altamente influenciadas pelo regime hidrológico (Junk et al. 1989), que propicia a homogeneização do ambiente durante as águas altas, em função da mistura entre diferentes corpos d'água, e sua posterior separação quando as águas retraem (Thomaz et al. 2007), resultando em uma configuração de paisagem sazonal. Uma vez que os ambientes aquáticos apresentem condições adversas à manutenção das espécies de peixes, duas formas básicas podem ser utilizadas de forma a suprir tais condições: a saída das espécies destas áreas, por meio de migrações ou o desenvolvimento de adaptações para suportar essa variação extrema (Lowe-McConnel, 1999).

Dentre as variáveis ambientais, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade da água revelam-se importantes para a ictiofauna em áreas

de planície alagada (Saint-Paul & Soares 1987; Rodrigues & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al. 1998; Suárez et al. 2004; Soares et al. 2006; Pouilly & Rodriguez, 2004). Ambientes normóxicos, são muito importantes para espécies de peixes; entretanto, quando a concentração de oxigênio diminui, algumas espécies deslocam-se para áreas com maior concentração ou desenvolvem adaptações morfológicas, fisiológicas e etológicas que aumentam as chances de sua sobrevivência (Val & Almeida-Val., 1999; Soares et al. 2006; Anjos et al. 2008).

Ambientes com transparência elevada e mais profundos podem favorecer espécies pelágicas que se orientam visualmente, enquanto ambientes turvos e rasos são mais frequentados por espécies demersais e possuidoras de estruturas sensoriais que possibilitam a sua orientação independente da visão (Rodrigues & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al. 1998; Pouilly & Rodriguez, 2004; Melo et al. 2009; Miranda, 2011).

A sazonalidade gerada pelo pulso de inundação, a conexão existente entre lagos e demais corpos d'água, e a existência de diversos habitats que tornam o ambiente de várzea estruturalmente complexo, contribuem para a existência de uma ictiofauna diversa e variável (Do Vale, 2003; Vega-Corredor, 2004; Siqueira-Souza, 2007; Correa et al. 2008; Sánchez et al. 2008). Neste sentido, avaliamos a influência de variáveis ambientais sobre a ictiofauna de lagos de várzea da Amazônia Central, testando as seguintes hipóteses nulas: 1) A variação temporal e espacial (tipo de lago e tipo de habitat) não influencia as condições limnológicas em áreas de várzea; 2) A ictiofauna apresenta a mesma composição em vista do padrão temporal e espacial avaliado. E além

disso examinamos a seguinte questão: qual (is) variável(is) ambiental(is) pode(m) ser considerada (s) importante (s) na organização da ictiofauna em frente a mudança sazonal e os aspectos particulares de paisagem para tipos de lago e habitats na várzea amazônica?

## Material e métodos

As unidades definidas para as amostragens nos lagos de várzea foram subdivididas em unidades de habitat, resultando na combinação espacial de tipo de lago costa (C), ilha (I) e terra firme (TF), e tipo de habitat água aberta (AA), macrófitas aquáticas (MA) e floresta alagada (FA) de forma hierárquica (habitats dentro de lagos). O fator temporal foi representado pelas estações de enchente e vazante.

As variáveis ambientais pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido mensurados na região sub superficial ( $\approx 0,50\text{cm}$ ) ( $\text{O}_2\text{-S}$ ) e em profundidade ( $\approx 100\text{cm}$ ) ( $\text{O}_2\text{-F}$ ), temperatura na região de superfície ( $^{\circ}\text{C-S}$ ) e em profundidade ( $^{\circ}\text{C-F}$ ), transparência da água (TR) e profundidade (PR) foram medidas em cada unidade de coleta (lago x habitat x período).

O intervalo de amostragem com malhadeiras foi de seis horas (06:00h, 12:00h, 18:00h e 00:00h) em um total de 48 horas em cada local; as variáveis transparência e profundidade foram coletadas somente no horário de 12:00 horas.

Uma ANOVA three-way foi realizada para avaliar a influência do período hidrológico, do tipo de lago e tipo de habitat sobre as variáveis

ambientais. Entretanto, visto que as variáveis condutividade elétrica e oxigênio dissolvido sub superficial, não atenderam as premissas de normalidade e homogeneidade, mesmo ao se transformar os dados originais ( $\ln x+1$ ), decidimos por retirá-las da análise e usar somente as que obedeceram as premissas. O programa usado foi o Statistic - Data Analysis Software System, version 9.0.

A variável oxigênio dissolvido, na região sub superficial e profundidade, foi medida também quanto aos horários em que ocorreram as despescas, para cada período hidrológico, tipo de lago e habitat, sendo também estimado o valor de riqueza de espécies encontrado em cada horário (Figura 5).

Uma análise de similaridade foi realizada com dados de captura por unidade de esforço CPUE (número de indivíduos/número de malhadeiras x área do apetrecho x horas de pescaria) das 27 famílias de peixes coletadas. Os fatores avaliados foram tipos de lago e habitat nas estações hidrológicas de enchente e vazante. Estas análises foram feitas com o uso do PRIMER 6 (Plymouth, 2012).

Aplicamos a análise de correspondência canônica (CCA), para cada estação (enchente e vazante) em separado, considerando os fatores tipo de lago e tipo de habitat, com dados de CPUE das famílias de peixes e das variáveis ambientais. O software utilizado na análise da CCA foi o pacote estatístico livre “R” - Versão 2.14.2 (S. Urbanek et al. 2012).

# Resultados

Coletamos 18.783 peixes com 1406kg, distribuídos em 167 espécies, 27 famílias e 9 ordens (Anexo II). Characiformes apresentou maior riqueza com 70 espécies, além de maior abundância numérica e em peso, 81% e 77% respectivamente. Siluriformes foi a segunda ordem mais importante com 60 espécies e 14% da abundância total (numérica e em peso). As demais ordens, juntas, somaram 37 espécies com 5,3% da abundância numérica e 9,4% da abundância total em peso. Das 27 famílias, Characidae e Curimatidae, juntas, expressaram a maior abundância numérica e em peso, com respectivamente 64% e 49% do valor total, enquanto as maiores riquezas foram observadas em Characidae (29 espécies) e Cichlidae (21) (Anexos II e III).

A análise de similaridade não revelou diferença entre os tipos de lagos ( $R=0.089$ ,  $p=0.22$ ), e entre habitats ( $R=-0.139$ ,  $p=0.89$ ), resultado análogo ao visto na vazante para tipo de lago ( $R=-0.037$ ,  $p=0.56$ ) e habitat ( $R=-0.114$ ,  $p=0.87$ ) (Figura 1).

Condutividade e pH apresentaram maior variação numérica e menor valor médio nos lagos em ambiente de costa nas duas estações hidrológicas, enquanto o pH revelou valor médio elevado em lagos de terra firme (enchente) e condutividade em lagos de ilha (vazante) (Anexo IV, Figura 2).

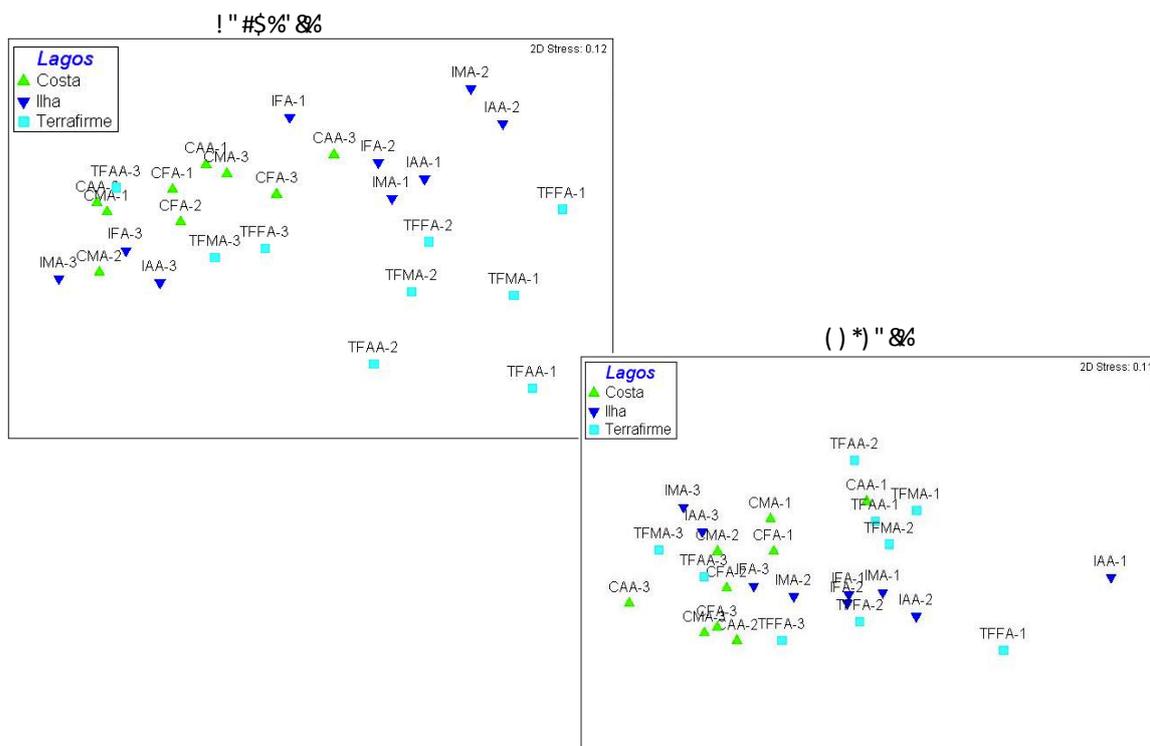


Figura 1 – ANOSIM realizada com dados de CPUE da abundância das famílias de peixes associadas ao tipo de lago x habitat nas estações de enchente e vazante.

A concentração de oxigênio dissolvido, na superfície e no fundo, apresentou média superior e maior variabilidade em lagos de terra firme, com valor mais elevado no habitat de AA. Ao contrário, as concentrações médias numericamente mais baixas foram encontradas em lagos de costa, com maior variação na estação de vazante nos habitat de AA e FA (Figuras 2 e 3).

O padrão de temperatura nas regiões de superfície e profundidade foi numericamente similar em lagos de costa e ilha nas duas estações hidrológicas, enquanto que em lagos de terra firme observamos valor numericamente maior (Figura 3).

A transparência da água foi alta em lagos de terra firme e baixa em lagos de ilha, nos dois períodos hidrológicas, com maior variação em TF

na época de enchente e lagos de costa na vazante. Já a profundidade foi mais elevada na região de água aberta (Figura 4).

A concentração de oxigênio dissolvido em lagos de costa apresentou valor numericamente mais elevado na estação de vazante na região de superfície. Lagos de ilha apresentaram valor muito similar entre todos os horários, ainda que na enchente a área de FA tenha apresentado valores sempre baixos. A concentração do gás em lagos de terra firme foi muito próxima entre os horários na região de superfície. Em todos os lagos vemos uma tendência de valor numericamente mais alto ao habitat de água aberta (AA) e macrófitas aquáticas (MA) (Figura 5-A). Analisando o padrão de riqueza por horário, o período noturno (estabelecido em 00:00 e 06:00) apresentou valores mais elevados que o período diurno nos dois períodos (Figura 5-B).

Dentre as oito variáveis analisadas, apenas pH, oxigênio na superfície e transparência diferiram entre os tipos de lago. A profundidade variou entre os tipos de habitats, enquanto a temperatura, nas duas regiões medidas, variou entre os períodos hidrológicos e o tipo de lago (Tabela 1).

O teste *a posteriori* de Tukey revelou que lagos de costa apresentaram valores baixos para as variáveis pH e O<sub>2</sub>-P (Figura 6). Lagos de terra firme foram diferentes dos outros dois tipos de lagos, com valores estatisticamente mais altos para °C-S e transparência. Os lagos de ilha e terra firme foram diferentes na °C-P. O valor de temperatura, na sub superficial e profundidade, revelaram valores estatisticamente mais

elevados na estação de vazante. A profundidade dos lagos foi sempre estatisticamente menor no habitat de floresta alagada (Figura 6).

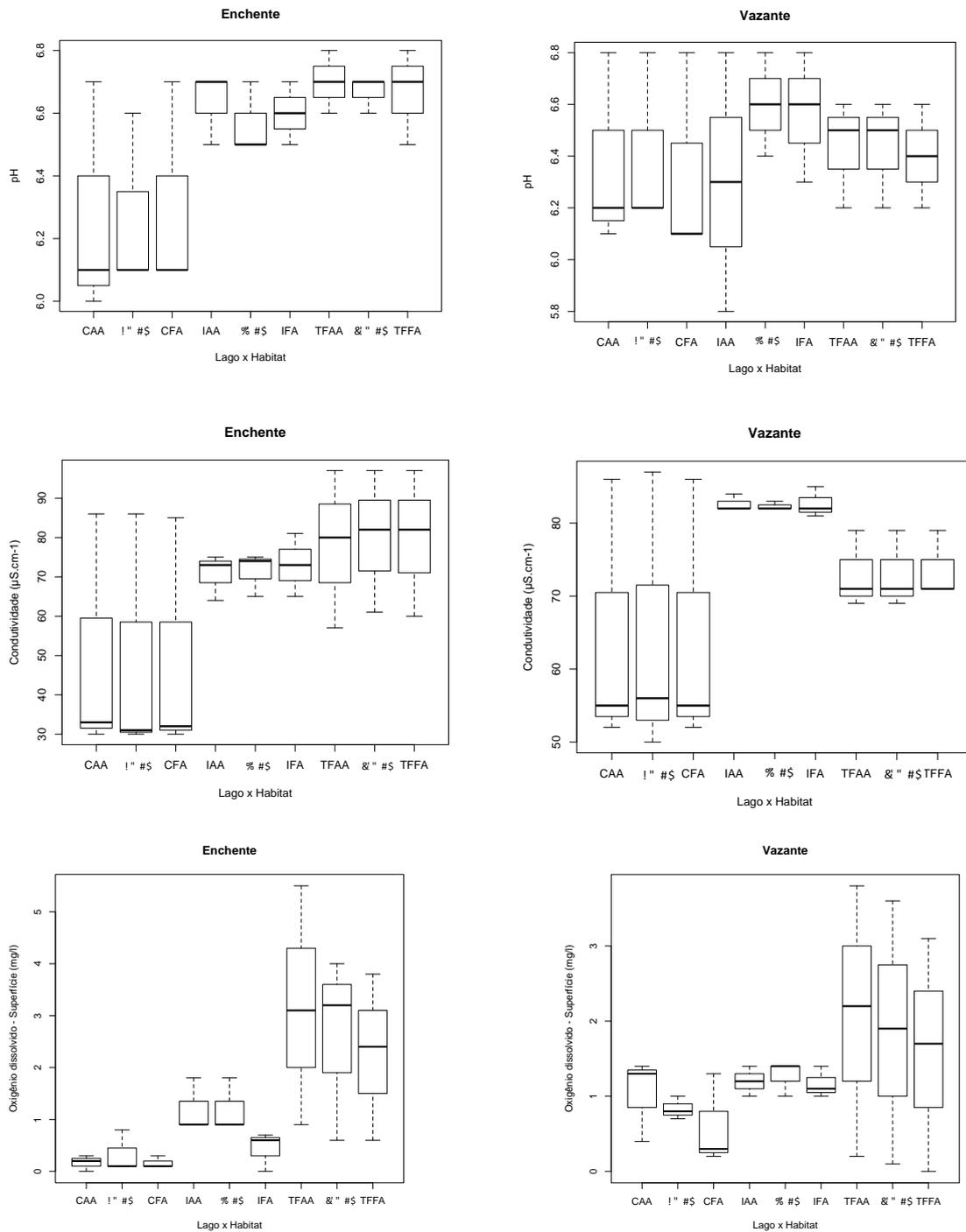


Figura 2 – Valores das variáveis ambientais pH, condutividade e oxigênio dissolvido (na superfície) quanto ao fator sazonal e os dois espaciais (lago x habitat) nas áreas de várzea.

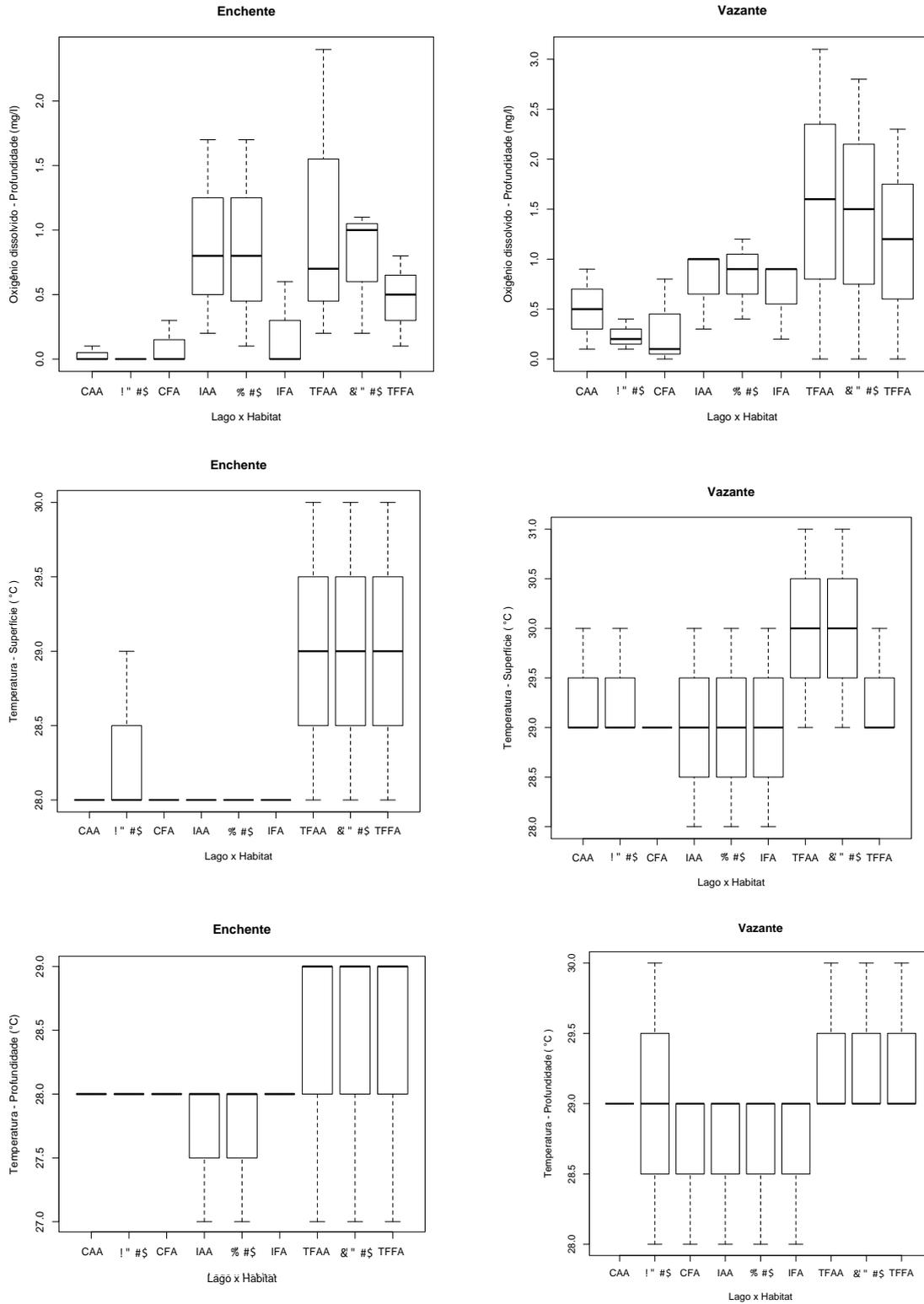


Figura 3 - Valores das variáveis ambientais oxigênio dissolvido (profundidade) e temperatura (superfície e profundidade) por período hidrológico e tipos de lagos e habitats nos nove lagos de várzea.

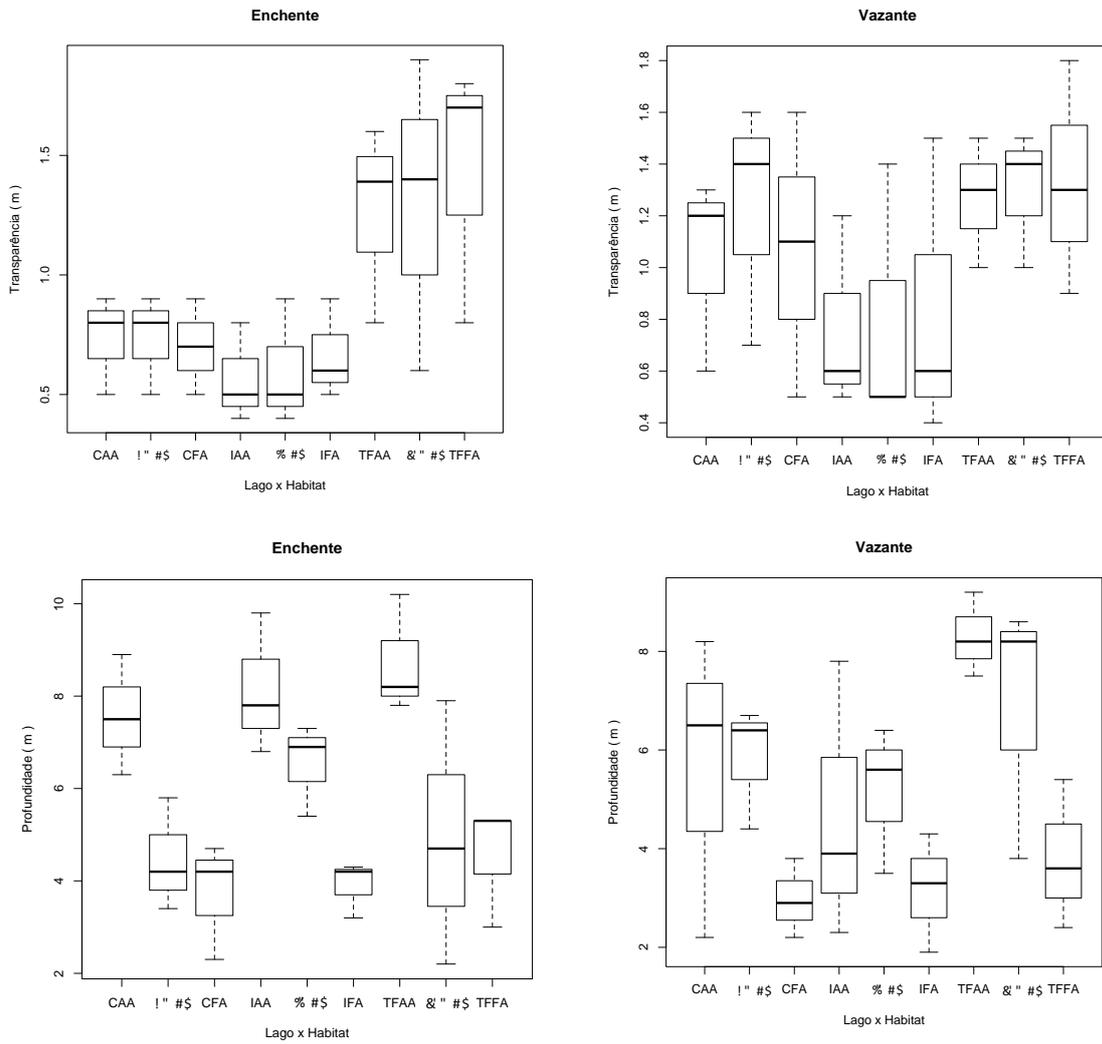


Figura 4 – Valores das variáveis ambientais transparência e profundidade das águas quanto ao fator sazonal e os dois espaciais (lago x habitat) nas áreas de várzea espacial nas áreas de várzea.

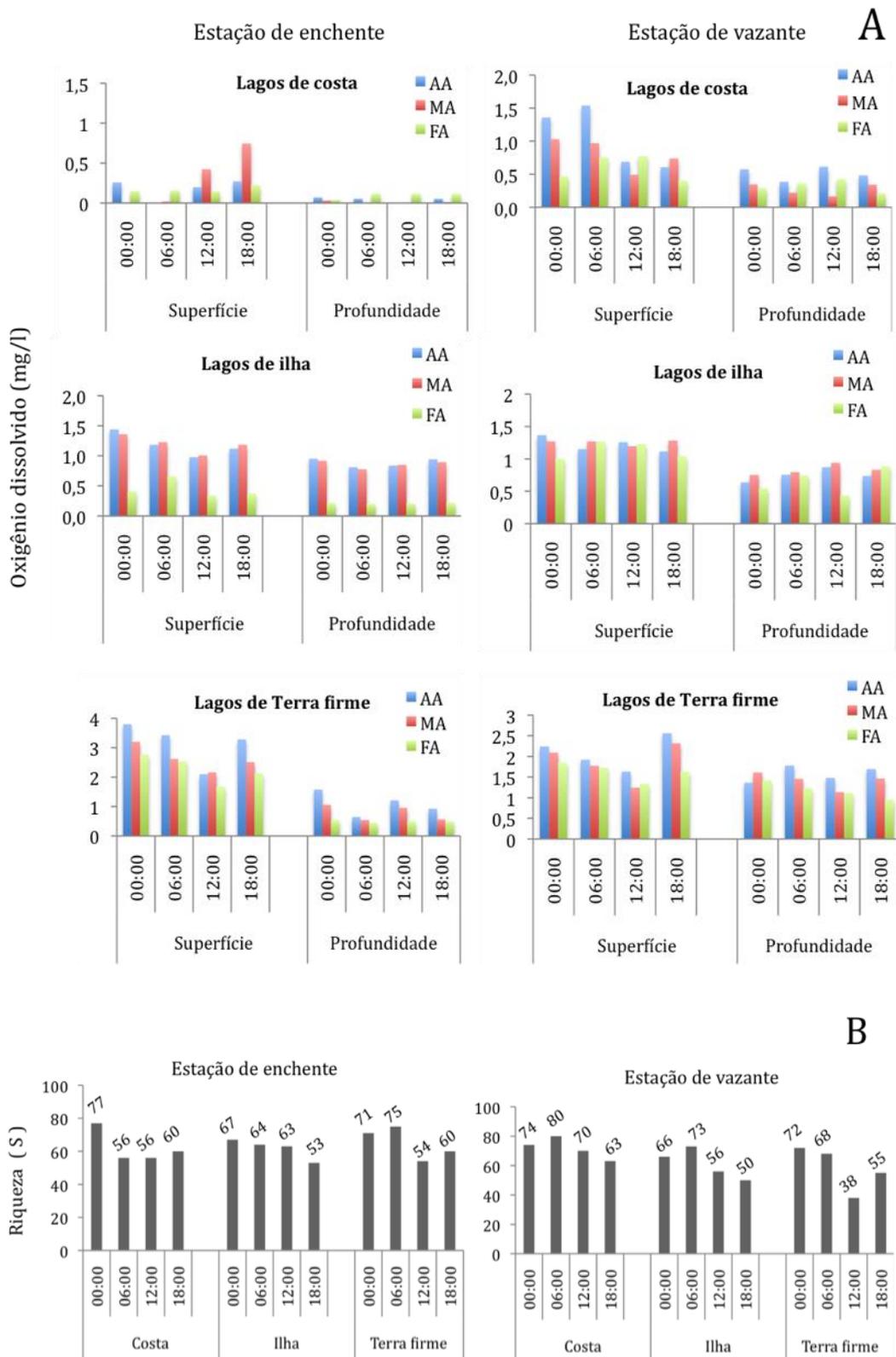


Figura 5 – Níveis de concentração de oxigênio dissolvido (superfície e em profundidade) e riqueza de peixes obtidos em diferentes horários, nas estações de enchente e vazante, e nos tipos de lagos e habitat. 5-A Oxigênio dissolvido; 5-B riqueza de peixes.

Tabela 1 – Resultado da Anova Three-way com dados das variáveis ambientais pH, oxigênio dissolvido na superfície, oxigênio dissolvido em profundidade, Transparência (TR) e Profundidade (PR). (\*) valores significativos  $p < 0.05$ .

Fator Ecológico	pH			O <sub>2</sub> (F)		°C (S)		°C (F)		TR		PR	
	<i>gl</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
Estação Hidrológica (EH)	1	1.57	0.22	2.04	0.16	24.04*	0.00	29.4*	0.00	2.68	0.11	2.49	0.12
Tipo de Lago (TL)	2	4.12*	0.02	8.17*	0.00	9.12*	0.00	4.0*	0.03	10.5*	0.00	2.35	0.11
Habitat (H)	2	0.10	0.91	0.73	0.49	0.81	0.45	0.0	0.96	0.14	0.87	15.69*	0.00
EH * TL	2	1.83	0.16	0.68	0.51	0.27	0.77	0.0	0.96	1.23	0.30	2.03	0.15
EH * H	2	0.32	0.73	0.12	0.89	0.50	0.61	0.0	0.96	0.06	0.94	2.84	0.07
TL * H	4	0.15	0.96	0.34	0.85	0.06	0.99	0.0	0.99	0.09	0.99	0.80	0.53
EH * TL * H	4	0.26	0.90	0.20	0.93	0.10	0.98	0.0	0.99	0.04	0.99	0.59	0.68
Residuo	36												

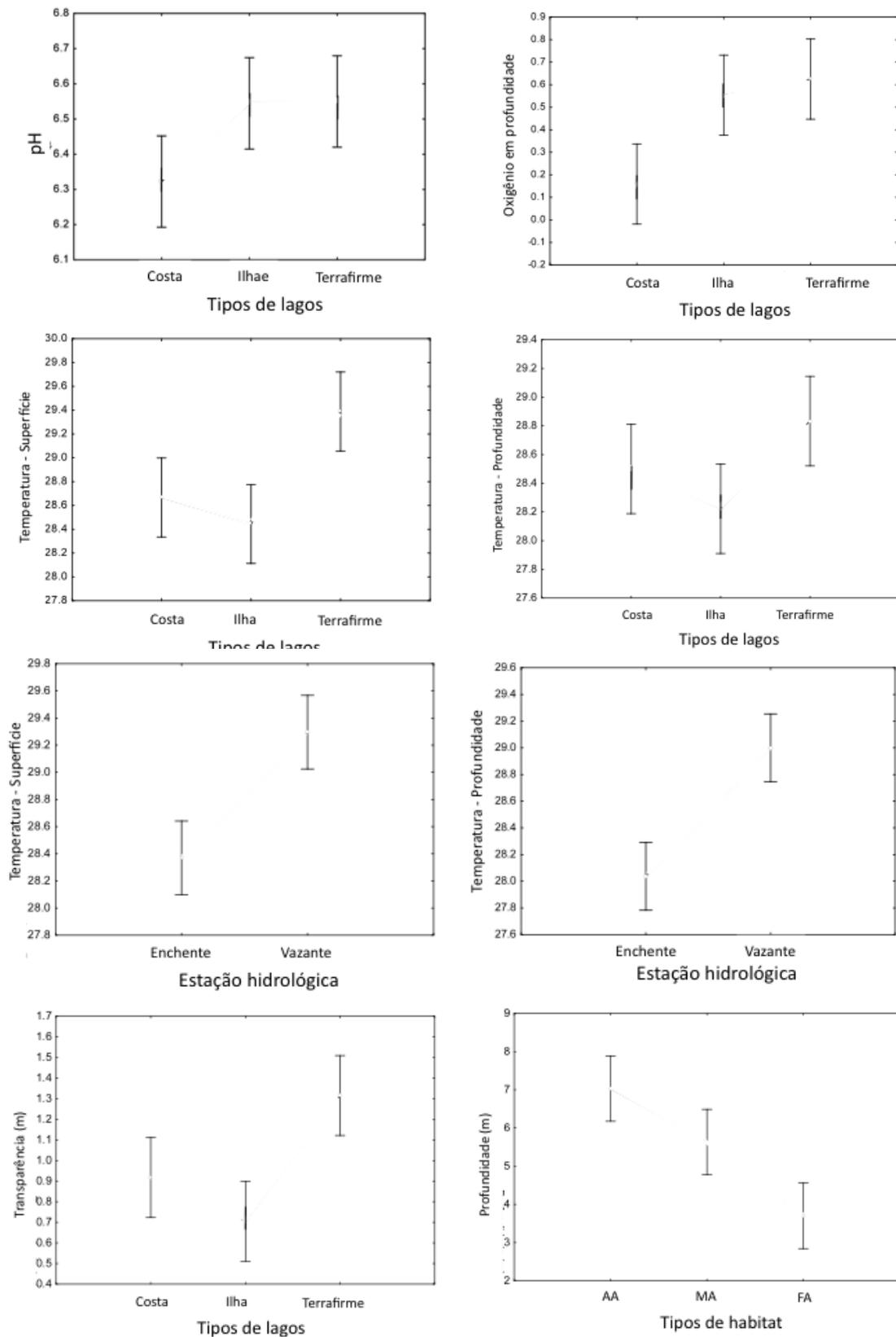


Figura 6 – Gráficos do resultado Post-hoc da ANOVA nas variáveis: pH, Oxigênio em profundidade ( $O_2$ -P), Temperatura de superfície ( $^{\circ}C$ -S) e profundidade e ( $^{\circ}C$ -P), Transparência e Profundidade.

Os dois eixos da análise de correspondência canônica na estação de enchente explicaram 69% da variação na abundância numérica das famílias de peixe. Enquanto na vazante, os dois eixos explicaram 60% do padrão de ordenação observado (Figuras 7 e 8).

Na análise da enchente (Figura 7) o tipo de lago é o fator determinante para formação do primeiro eixo, explicado por 43% da ordenação, separando os lagos de terra firme, principalmente em função das medidas de profundidade, condutividade, pH, transparência, °C-S, O<sub>2</sub>-S e O<sub>2</sub>-P, com maior importância às quatro últimas. As famílias associadas positivamente a lagos de terra firme foram Pristigasteridae, Engraulidae, Sciaenidae, Cichlidae, Tetraodontidae, Doradidae, Auchenipteridae, Pimelodidae, Loricariidae, Hemiodontidae, Prochilodontidae, Ctenolucidae e Cynodontidae. Na porção negativa do eixo, encontramos o agrupamento dos lagos de costa e ilha, associados à variável de temperatura (no fundo) e a abundância das famílias Characidae e Curimatidae, mais abundantes, além de Anostomidae, Acestrorhynchidae, Erithrinidae, Osteoglossidae, Apterontidae, Sternopygidae, Gymnotidae e Synbranchidae (Figura 7).

No eixo 2, que explica 26% da variação dos dados, é possível ver uma separação espacial para tipo de habitat. Relacionados positivamente estão água aberta e macrofita aquática, influenciadas pelas variáveis de condutividade, pH e profundidade, em associação com as famílias Osteoglossidae, Pristigasteridae, Curimatidae, Prochilodontidae, Cynodontidae, Characidae, Doradidae, Auchenipteridae, Pimelodidae, Synbranchidae e Sciaenidae. Na posição negativa encontramos o habitat

de floresta alagada associado às demais famílias de peixes e as variáveis °C-S, °C-P, transparência O<sub>2</sub>-S e O<sub>2</sub>-P (Figura 7).

Na estação de vazante (Figura 8), o primeiro eixo da CCA que explica 38% da variação dos dados, novamente o tipo de lago foi o fator decisivo. As famílias de peixes Osteoglossidae, Curimatidae, Anostomidae, Erithrinidae, Acestrorhynchidae, Characidae, Callichthyidae, Gymnotidae e Lepidosirenidae associadas aos lagos de costa foram influenciadas pela variável transparência. Enquanto que em lagos de ilha e terra firme, Pristigasteridae, Engraulidae, Hemiodontidae, Prochilodontidae, Ctenolucidae, Cynodontidae, Doradidae, Auchenipteridae, Pimelodidae, Cetopsidae, Loricariidae, Apterontidae, Rhamphichthyidae. Sternopygidae e Sciaenidae, Cichlidae estiveram relacionadas as demais variáveis, com maior importância para °C-S, O<sub>2</sub>-S e O<sub>2</sub>-P.

Já o segundo eixo da análise da vazante, explicado por 22% da variação dos dados, verificamos a ocorrência positiva de Pristigasteridae, Engraulidae, Hemiodontidae, Curimatidae, Prochilodontidae, Erithrinidae, Acestrorhynchidae, Cichlidae e Lepidosirenidae associadas ao habitat de MA e a sete variáveis ambientais. No quadrante negativo vemos a organização da maioria das famílias de peixes associadas a variável pH e ao habitat de floresta alagada (Figura 8).

O cenário geral observado nas duas estações hidrológicas avaliadas, apresentou o primeiro eixo com tendência de organização da ictiofauna para o fator tipo de lago, relacionando positivamente lagos de terra firme as variáveis pH, condutividade, O<sub>2</sub>-S, O<sub>2</sub>-P, °C-S e

profundidade e onze famílias de peixes, dentre as quais todas as pertencentes às ordens Clupeiformes e Perciformes. O eixo de ordenação negativa revelou os representantes de oito famílias, incluindo Osteoglossidae e as mais abundantes Characidae e Curimatidae associados a lagos de costa.

No segundo eixo das CCAs, houve maior tendência a organização dos dados quanto ao tipo de habitat, ainda que não observemos uma separação exclusiva a um mesmo tipo de habitat. As famílias Prochilodontidae, Curimatidae e Clupeidae estiveram sempre associadas positivamente às regiões de AA e MA, nas duas estações. Já as famílias Anostomidae, Ctenolucidae, Pimelodidae, Callichthyidae, Loricariidae, Apterontidae, Sternopygidae e Gymnotidae estiveram associadas ao quadrante negativo do eixo, e a região de floresta alagada nos dois períodos hidrológicos (Figuras 7 e 8).

## ENCHENTE

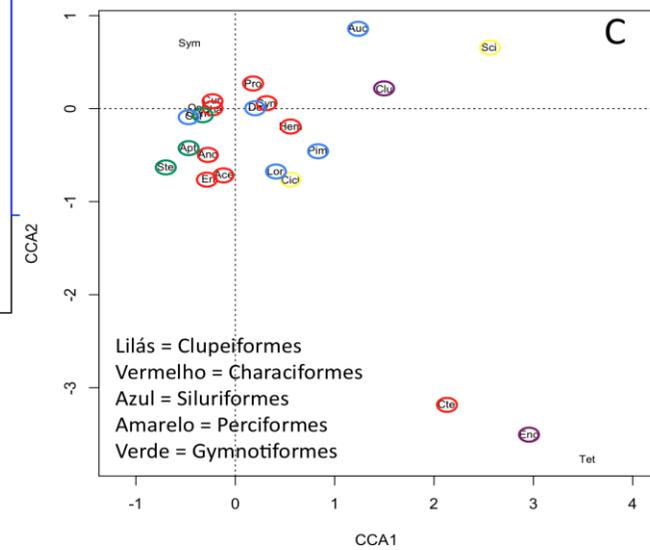
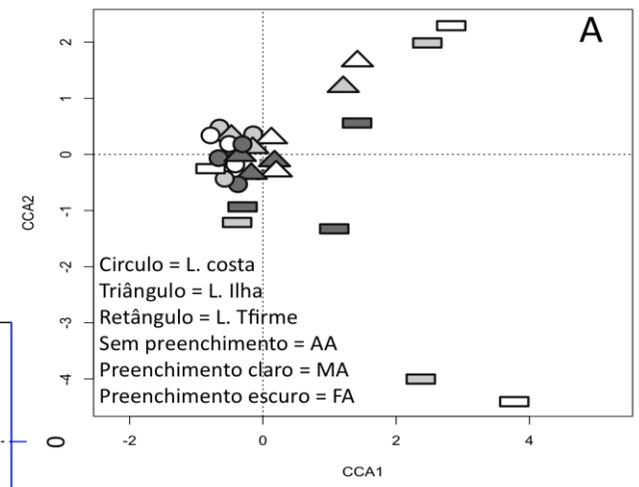
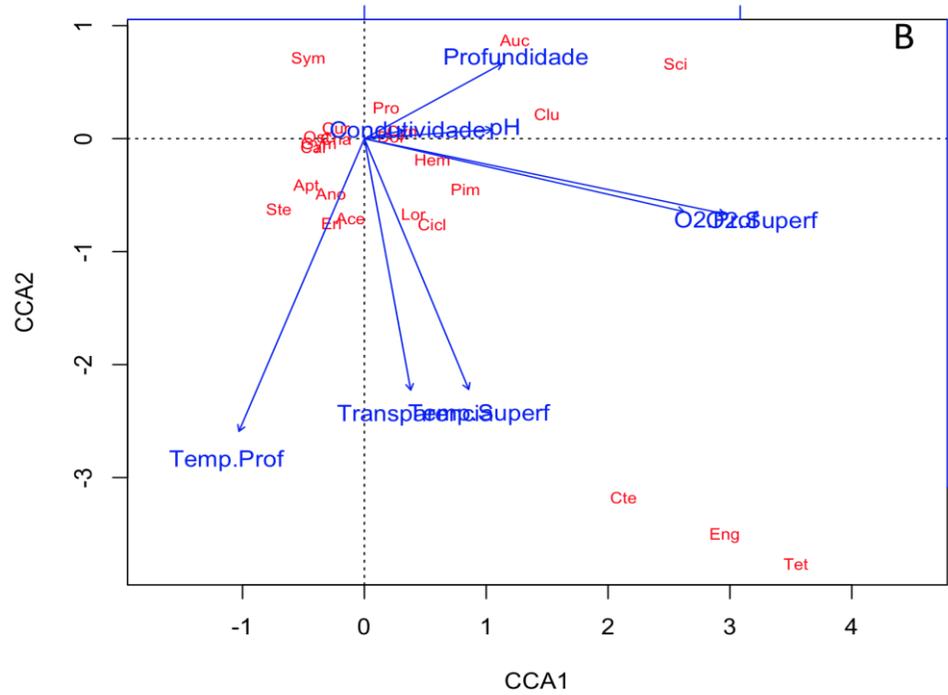


Figura 7 – Análise de Correspondência Canônica na estação de enchente explicando 69% da variação dos dados. 7-A – Locais de amostragem lagos x habitat; 7-B- Variáveis ambientais e famílias de peixes; 7-C-Abundância numérica de 24 famílias de peixes.

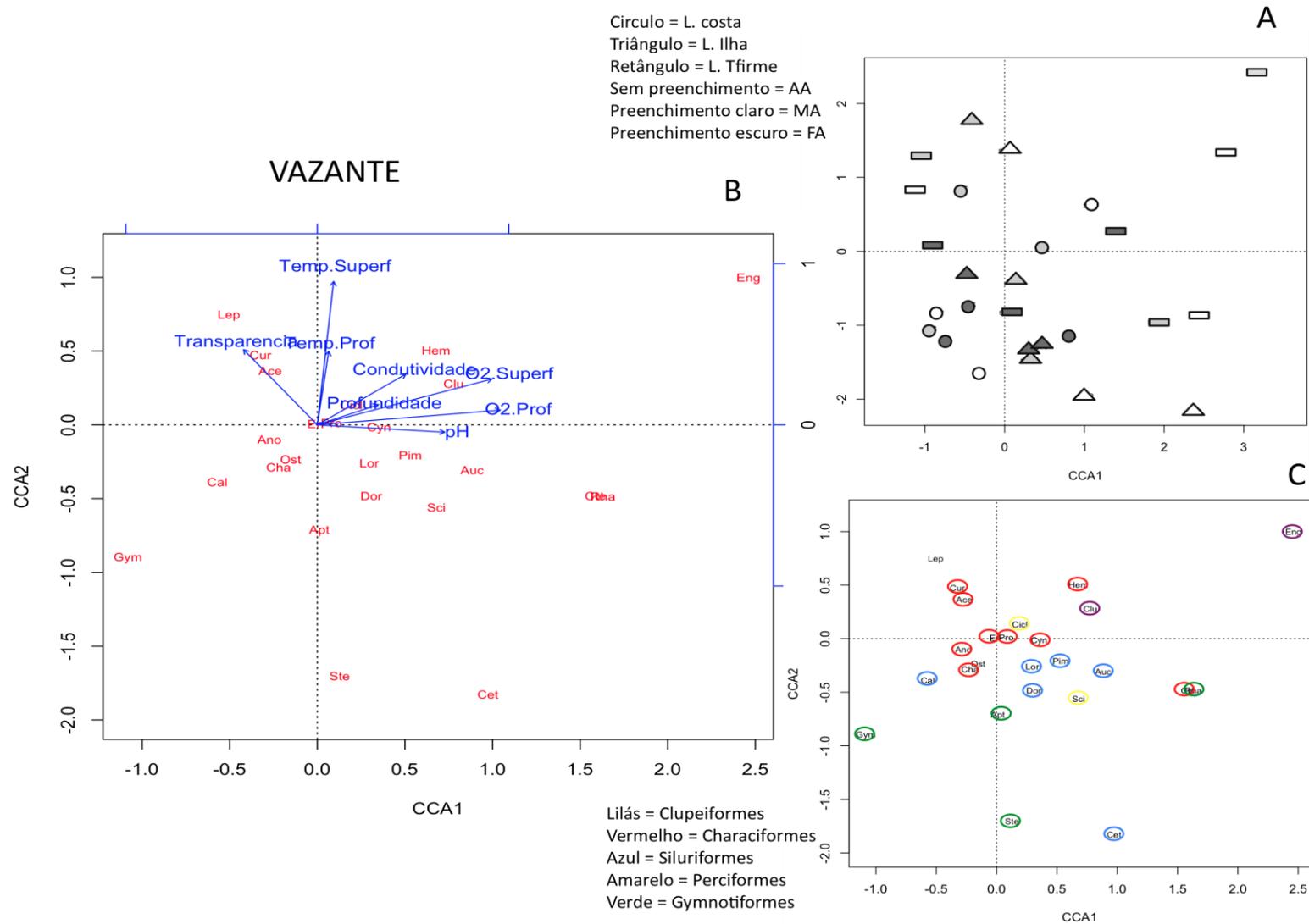


Figura 8 – Análise de Correspondência Canônica na estação de vazante explicando 60% da variação dos dados. 8-A – Locais de amostragem lagos x habitat; 8-B - Variáveis ambientais e famílias de peixes; 8-C - Abundância numérica de 25 famílias de peixes.

# Discussão

A influência do pulso de inundação nas áreas de várzea condiciona a ictiofauna a adaptar-se a variação sazonal com períodos de águas altas e baixas (Junk et al. 1989, Freitas et al. 2010a) influenciando sua riqueza e abundância (Lowe-McConnel, 1999; Saint-Paul et al. 2000; Do Vale, 2003; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Vega-Corredor, 2004; Siqueira-Souza, 2007; Soares et al. 1999; Freitas et al. 2010b).

As condições ambientais de lagos nas planícies alagáveis, durante a fase de águas altaa, tendem a homogeneizar o ambiente (Thomaz et al. 2007; Almeida e Melo, 2009; Macedo et al. 2010; Message, 2011) dada a contribuição da água das chuvas e a conexão que se forma entre lagos e os demais corpos d'água (Junk et al. 1989; Siqueira-Souza, 2007). Na retração das águas, as características limnológicas dos lagos se modificam (Almeida e Melo, 2009), dada a perda de comunicação com outros biótopos (Freitas & Garcez, 2004) e redução do volume d'água, tornando as condições do meio limitantes para certos organismos aquáticos (Saint-Paul & Soares, 1987; Soares et al. 2006).

Para Junk et al. (2011), a composição química da água nas áreas de várzea pode variar consideravelmente de acordo com o parâmetro avaliado e fatores de conexão com o canal do rio, o nível da água, o influxo de águas subterrâneas e ciclos biogênicos internos de nutrientes.

Dentre as variáveis ambientais que são associadas à variação do nível da água, o oxigênio dissolvido tem sido constantemente avaliado e relacionado ao padrão de estrutura das assembleias de peixes em áreas alagadas, eliminando as espécies que não apresentam adaptações às baixas concentrações do gás (Saint-Paul & Soares, 1987; Soares & Junk, 2000; Chiparri-Gomes et al. 2003; Soares et al. 2009; Junk, et al. 2006; Scarabotti et al. 2011).

Carvalho et al. (2001) realizaram um estudo comparativo acerca da limnologia em área de várzeas da América do Sul, e observaram que o nível de saturação de oxigênio apresentou a maior variabilidade entre as estações de águas altas e baixas nos estudos avaliados, indicando que a inundação pode agir como um processo regional de aumento na similaridade das características limnológicas de lagos nas áreas de várzea.

Almeida & Melo (2009) estudaram a limnologia de um complexo de lagos de várzea situado nas proximidades da cidade de Manaus, e observaram que na estação de águas altas houve valores mais elevados ( $\approx 2$  a  $7\text{mg/l}$ ) que a estação de águas baixas ( $\approx 0$  a  $2\text{ mg/L}$ ), oscilação esta que foi associada a posição dos lagos próximos ou distantes a canais de conexão com outros corpos d'água.

Em nosso estudo, a concentração de oxigênio dissolvido foi baixa na região mais profunda de lagos de costa. Nesse ambiente observamos a dominância de espécies que apresentam adaptações fisiológicas, morfológicas e comportamentais para viver em ambientes com baixa saturação de oxigênio ( $<0,1\text{mg/L}$ ), a exemplo da piranha caju *Pygocentrus nattereri*, das branquinhas *Psectrogaster rutiloides*,

*Potamorhina latior* e da sardinha *Triportheus angulatus* (Saint-Paul & Soares, 1987; Soares & Junk, 2000; Soares et al. 2006; Anjos et al. 2008).

Em lagos de costa próximo à cidade de Manaus, Do-Vale (2003) também observou elevada abundância de espécies de branquinhas *Potamorhina* spp., e *Psectrogaster* spp., sardinhas *Triportheus* spp., e da *P. nattereri* em locais com baixa saturação de oxigênio dissolvido na estação de enchente/cheia. Siqueira-Souza (2007) avaliando seis lagos de costa e seis lagos de ilha na região do médio rio Solimões observou a dominância de branquinhas dos gêneros *Psectrogaster* spp., e *Potamorhina* spp., em lagos de costa com menor concentração de oxigênio, nas regiões de superfície e em profundidade.

No estudo de Vega-Corredor (2004) em um lago na ilha do Murutu, rio Solimões, a concentração de oxigênio dissolvido na estação de enchente foi no máximo de 0,4mg/l, com dominância das espécies *P. rutiloides*, *P. latior* e *T. angulatus*. Em todos estes casos, acreditamos que a estratégia de formação de cardumes e a adaptação para realizar respiração na superfície da água em ambientes hipóxicos (Saint-Paul & Soares, 1987; Soares & Junk, 2000; Soares et al. 2006) pode contribuir na abundância das espécies.

Esta baixa disponibilidade de oxigênio em lagos de costa não afetou a riqueza de peixes, que revelou ser a maior entre os três tipos de lagos analisados, semelhante ao detectado por outros estudos no mesmo tipo de ambiente (Do Vale, 2003; Siqueira-Souza & Freitas, 2004; Siqueira-Souza, 2007). A composição da ictiofauna em lagos de costa foi constituída por espécies das ordens Characiformes,

Siluriformes e Gymnotiformes, enquanto que nos lagos de terra firme e ilha a composição foi mais ampla, ocorrendo as três ordens e mais Clupeiformes e Perciformes. Contudo, a análise de similaridade não revelou mudança na composição da ictiofauna entre os tipos de lagos analisados.

Lagos de costa possuem como característica, além da conexão com o canal do rio principal no período de águas altas, também uma conexão com canais de lagos interiores, localizados nas florestas circundantes, especialmente quando as águas baixam. Este tipo de conexão, aparentemente, beneficia o ambiente, elevando a diversidade de peixes nos lagos (Siqueira-Souza, 2007). Entretanto, o papel dos igarapés influenciando variáveis ambientais parece não ser muito evidente, pelo menos para a concentração de oxigênio dissolvido, pois no estudo da autora, lagos de ilha, que não apresentam conexão com igarapés, apresentaram valores mais elevados de  $O_2$ Sup no que lagos de costa. Ainda que a distância de conexão dos lagos com o canal do rio Solimões não tenha sido significativamente diferente para os dois tipos de lagos, a autora considerou que lagos de ilha, por estarem inseridos no “centro” do canal do rio podem receber contribuição de água mais oxigenada, pelo menos nas estações de enchente e cheia.

Outro fator a ser levado em consideração na avaliação de lagos de costa foi o valor um pouco mais baixo do pH (5,8), ainda que o limite observado esteja dentro do encontrado normalmente em lagos de várzea (Carvalho et al. 2001, CONAMA, 357/05). Esta alteração no pH é conhecida e regulada pelas características ambientais naturais dos corpos hídricos amazônicos (Cunha & Pascoalato, 2006). Esteves

(1988) já havia mencionado que o pH nos ambientes lacustres está associado a quantidade de material orgânico, onde processos de decomposição deste material poderiam alterar o pH dos lagos.

De acordo com Wismer & Christie (1987), a temperatura da água pode interferir no ciclo de vida da ictiofauna que apresenta taxas de tolerância e resistência a diferentes faixas de temperatura. Cada espécie possui um intervalo termal ótimo, com valores mínimos e máximos, e ambientes com valores extremos de temperatura podem afetar o crescimento e a reprodução das espécies.

A estação de vazante revelou diferença na temperatura, em torno de 1°C, em relação à estação de enchente, refletindo uma variação térmica entre estações. Na vazante, com a interrupção das chuvas e início do verão amazônico o aquecimento das águas pode ser favorecido, pois ambientes até então conectados a outros corpos d'água no momento de águas altas, tendem a ficar isolados e com menor profundidade, propiciando valores mais altos de temperatura nas águas de ambientes lênticos.

Lagos de terra firme também apresentaram diferença no valor de temperatura, com valores mais altos que os outros dois ambientes. Entretanto, apesar de tal distinção, os valores observados nos três ambientes estão dentro do encontrado em estudos em áreas de várzea na região, ( $\approx$  27 a 30°C), independente do período hidrológico (Salati, 1985; Furch & Junk, 1997; Filizola et al. 2006; Almeida & Melo, 2009).

O horário noturno, com baixa luminosidade, pode favorecer o movimento vertical de algumas espécies como os Siluriformes e Gymnotiformes. Peixes de hábitos bentônicos, são mais ativos a noite e podem utilizar a região mais superficial a procura de alimentação (Rodriguez & Lewis, 1997; Pohlmann et al. 2001; 2004; Pouilly & Rodriguez, 2004; Noveras et al. 2012). No estudo de Saint-Paul et al. (2000), das 50 espécies mais abundantes no lago de várzea, representantes de Siluriformes ocorreram com maior frequência nas amostragens noturnas, enquanto os Characiformes foram mais evidentes no período do dia.

Das espécies presentes no horário noturno, muitas foram predadoras, pertencentes às ordens Siluriformes e Gymnotiformes que possuem estruturas sensoriais para habitar regiões com menor luminosidade à procura de presas (Alves-Gomes, et al. 1995; Pohlmann et al. 2001; 2004). Enquanto as amostragens diurnas, a ocorrência de espécies com capacidade de orientação visual como Clupeiformes e Perciformes foi mais frequente. Em camadas mais profundas, a intensidade de luz é afetada por substâncias úmicas coloridas e pela quantidade de material em suspensão (Furch e Otto, 1987), diferente das camadas mais superficiais.

Em áreas alagadas, a transparência da água revelou ser uma importante variável estruturadora da ictiofauna (Rodrigues & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al. 1998; Pouilly & Rodriguez, 2004; Melo, et al. 2009; Centofante & Melo, 2012). Em nosso estudo podemos corroborar tal observação, pois lagos de terra firme revelaram-se

diferentes, com maior valor de transparência, de que os outros dois ambientes.

A presença de uma rede de drenagem (igarapés) localizada no entorno de lagos de terra firme pode ser um elemento de influência nas áreas de várzea, contribuindo com um novo aporte de águas aos lagos e conseqüente aumento na transparência. As águas dos igarapés de terra firme tem como característica serem mais ácidas, devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos, e pobres em nutrientes (Walker, 1995) com algumas regiões bem transparentes.

A composição da ictiofauna associada positivamente a lagos de terra firme foi diversa, com representantes das cinco ordens. Representantes das famílias Cichlidae, Sciaenidae, Pristigasteridae e Cynodontidae são conhecidos pela preferência em habitar ambientes com maior transparência, especialmente espécies predadoras (Rodriguez & Lewis, 1997; Pouilly & Rodriguez, 2004; Melo et al. 2009). Em um lago isolado na planície do rio Araguaia, Centofante & Melo (2012) observaram que a transparência da água foi o atributo ecológico mais importante na organização da ictiofauna, pois representantes das ordens Characiformes e Perciformes, detentores de orientação primariamente visual, totalizaram mais de 90% da abundância numérica encontrada.

Representantes de espécies migradoras como Prochilodontidae, Hemiodontidae e Pimelodidae (Cox-Fernandes & Petri, 1991; Granado-Lorencio, 2005) tiveram valores de abundância numérica e peso positivamente associadas às variáveis de profundidade e oxigênio dissolvido, nos dois períodos hidrológicos. Na enchente algumas

espécies iniciam seu processo reprodutivo, como é o exemplo de jaraquis e curimatãs, deslocando-se dos lagos para o canal dos rios para desovar e posteriormente retornam à várzea para procurar abrigo e alimentação (Ribeiro, 1983). De outro modo, espécies da família Auchenipteridae foram sempre encontradas em abundância na região central dos lagos, onde a transparência, profundidade e oxigênio são maiores (observação pessoal).

Acompanhando os estudos que revelam que espécies de Curimatidae, Characidae, Erythrinidae apresentam características que permitem viver em ambientes hipóxicos (Saint-Paul & Soares, 1987; Jucá-Chagas, 2004; Soares et al. 2006), percebemos relação mais fraca com a variável oxigênio dissolvido. De forma similar, algumas espécies da ordem Gymnotiformes possuem a característica de habitar regiões com menor luminosidade como folhiços e bancos de macrófitas aquáticas (Alves-Gomes, et al. 1995; Prado et al. 2010) com adaptações para viverem em baixa concentração de oxigênio (Crampton, 1998).

A família Acestrorhynchidae, constituída por espécies carnívoras/piscívoras, esteve associada positivamente a lagos de costa e ilha, muito provavelmente devido à alta disponibilidade de presas no ambiente, como Characidae e Curimatidae de pequeno porte também associados a esses ambientes. A transparência pode ter tido uma influência positiva da transparência na vazante, ao propiciar melhor captura visual das presas, já que espécies da família são conhecidas pelo comportamento voraz de ingestão total de presas (Moreira, 2004, observação pessoal).

A região de floresta alagada na várzea é um dos habitats mais frequentados pela ictiofauna no período de águas altas, fato que se deve pela disponibilidade de itens alimentares de origem alóctone como sementes, frutos e invertebrados que caem da copa das árvores e servem de fonte de energia para muitas espécies de peixes (Goulding,1980).

No estudo de Vega-Corredor (2004) a autora verificou a disponibilidade de habitats para a ictiofauna em um lago de várzea, através da análise de imagens de radar, e detectou uma influência mais forte sobre a área de floresta alagada.

A autora encontrou valor mais baixo de riqueza e abundância de peixes nas áreas de floresta alagada, entretanto, nessa região a quantidade de coletas foi menor dado o período em que a floresta encontra-se alagada durante o ano. Este fator pode ter influenciado o resultado encontrado. Saint-Paul et al. (2000) observaram valor alto de riqueza na área de floresta alagada quando comparada com a região de águas abertas de um lago de várzea, com maior ocorrência de espécies residentes e esporádicas. Correa et al. (2008), avaliando a ictiofauna em habitat de floresta alagada e macrófita aquática em uma área de várzea no Peru, também observou elevada riqueza no primeiro habitat e ocorrência de muitas espécies raras.

Ainda que haja uma riqueza de peixes na região de floresta alagada, algumas espécies são mais fortemente relacionadas ao habitat, como *Triportheus* spp., *Mylossoma duriventre*, *Brycon amazonicus*, *Piaractus brachypomus*, *Colossoma macropomum*, *Parauchenipterus galeatus* e *Osteoglossum bicirrhosum*, dada a

possibilidade de uso desse hábitat para obtenção alimentar (Claro-Jr. et al. 2004, Vega-Corredor, 2004; Correa et al. 2008).

Em nosso estudo a região de floresta alagada foi associada positivamente as famílias Anostomidae, Ctenolucidae, Pimelodidae, Callichthyidae, Loricaridae, e três da ordem Gymnotiformes, nos dois períodos hidrológicos. Destas algumas fazem uso de itens de origem alóctone como Anostomidae e Pimelodidae (Soares et al. 2007), enquanto Ctenolucidae, que é predadora, pode ter facilidade na caça de peixes que estejam se alimentando. Representantes de Gymnotiformes preferem ambientes mais escuros e escondidos como raízes e troncos caídos, folhiços, facilmente encontrados nas áreas de floresta alagada, daí a forte relação das famílias a este habitat.

# Capítulo 3

## Espécies predadoras e o efeito espacial e temporal em lagos de várzea na Amazônica

Siqueira-Souza, F.K.;

Freitas, C.E.C;

Hurd, L.E.

Petrere, M.;

Flávia Kelly Siqueira de Souza<sup>1</sup>, Miguel Petrere Jr. <sup>1</sup> Carlos Edwar de Carvalho Freitas<sup>1</sup>

Lawrence Eduard Hard<sup>2</sup>, Robert Houston<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Faculdade de Ciências Agrárias (FCA), Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Av. General Rodrigo Otávio Ramos Jordão, 3000. Coroado, Manaus-AM, 69077-000.

<sup>2</sup> Washington and Lee University, University Place, Lexington, VA – USA.

Palavras-chaves: peixes predadores, diversidade de peixe, variáveis ambientais

# Introdução

As planícies alagáveis constituem ambientes complexos, formado por um mosaico de biótopos lóticos e lênticos interconectados, resultantes da dinâmica de inundação sazonal que permite a mistura das águas e o intercâmbio de material biótico e abiótico (Junk et al. 1989), além de assegurar elevada heterogeneidade espacial com inúmeros habitats utilizados pelas espécies ao longo do seu ciclo de vida (Sánchez-Botero & Araújo-Lima 2001; Claro-Jr. et al. 2004; Vega-Corredor, 2004; Correa et al. 2008; Martelo et al. 2008).

Os lagos situados na várzea do rio Amazonas apresentam diferentes aspectos estruturais, relacionados à sua forma, tamanho, posicionamento na planície e grau de conexão com outros corpos d'água: igarapés, paranás e rios, que podem influenciar em maior ou menor escala os atributos ecológicos da organização da ictiofauna (Cox-Fernandes, 1997; Santos & Ferreira, 1999; Do Vale, 2003; Freitas & Garcez, 2004; Siqueira-Souza 2007; Almeida & Melo, 2009; Nolan et al. 2009).

De modo geral, as assembleias de peixes de lagos de várzea têm revelado alta ocorrência de espécies predadoras (Saint Paul et al. 2000; Petry et al. 2003; Vega-Corredor, 2004; Anjos et al. 2008; Freitas et al. 2010a), provavelmente em função da grande abundância de presas e da heterogeneidade ambiental (Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al. 1998; Pouilly & Rodriguez, 2004; Siqueira-Souza, 2007).

Um fator relevante na dinâmica das comunidades de peixes é a relação predador-presa, no que tange o nível de regulação que os predadores podem exercer na estrutura da comunidade (Carpenter et al. 1985; He & Kitchell, 1990; Ramcharan et al. 1995; Jackson et al. 2001; Luz-Agostinho, et al. 2008). Alguns estudos sugerem que um número moderado de espécies predadoras pode condicionar níveis maiores de abundância de presas (Paiva et al. 1994; Heinlein et al. 2010), podendo aumentar também na diversidade (Okada et al. 2003) e na equitabilidade das assembleias de peixes (Petry et al. 2010).

Áreas de refúgio em áreas alagadas atuam como atrativos para espécies predadoras (Saint-Paul et al. 2000; Vega-Corredor, 2004) aumentando a diversidade  $\alpha$  nos lagos (Siqueira-Souza, 2007), uma vez que até ambientes hipóxicos podem não atuar como refúgios para predadores na várzea (Anjos et al. 2008).

Em face da reconhecida importância da predação na estruturação de comunidades naturais (MacArthur, 1969), inclusive em ambientes aquáticos neotropicais (Zaret, 1980), os objetivos deste capítulo são: *i*) verificar se há influência de espécies predadoras na diversidade de peixes de lagos de várzea; *ii*) se há diferença entre a riqueza e abundância numérica e peso de predadores nos períodos de enchente e vazante; e *iii*) se variáveis ambientais influenciam a composição de predadores em lagos de várzea.

# Material e métodos

Duas amostragens foram realizadas nos meses de maio e agosto de 2011, respectivamente nas estações de enchente e vazante. As pescarias foram realizadas com malhadeiras, com tamanho de malha variando de 30 a 120 mm entre nós opostos. Uma bateria de malhadeiras foi armada em cada tipo de lagos: costa, ilha e terra firme, e habitat: floresta alagada, macrófitas aquáticas e água aberta, constituindo um total de três baterias por lago. As despescas ocorreram a cada 6 horas (06:00h, 12:00 h, 18:00 h e 00:00 h) em um período de 48 horas.

Durante as amostragens realizamos a mensuração das variáveis ambientais: oxigênio dissolvido na região de superfície ( $\approx 50$  cm), com intervalo a cada 6 horas, próximo às malhadeiras dispostas em cada habitat. Transparência e profundidade da água foram sempre mensuradas na despesca de 12:00hs.

Para a identificação das espécies predadoras em lagos da planície amazônica, fizemos uso de material de referência como dissertações, teses e artigos publicados em periódicos científicos (Mérona & Ranking-de-Mérona, 2004; Vera-Corredor, 2004; Soares et al. 2007; Anjos et al. 2008; Yamamoto, 2011). As assembleias de peixes predadores foram analisadas por meio de dados de abundância numérica (N) e em peso (P), para os dois períodos hidrológicos e os três tipos de lagos e habitats.

Para avaliar a influência de predadores na assembleia de peixes em lagos de várzea realizamos uma regressão múltipla (Zar, 1999) por

meio do Software *Estatistic* – Versão 9.0, tendo como variável dependente o índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) das espécies presas nas assembleias de peixes (Anexo II) e como variáveis preditivas a riqueza (S) e a abundância de espécies predadoras (N) (Anexo V). Os dados de entrada da regressão foram organizados para os nove lagos de várzea e as duas estações hidrológicas (C1E, C2E, C3E, C1V, C2V, C3V.... TF3V).

Análises de correspondência canônica (CCA) foram executadas para os dois períodos hidrológicos, usando duas matrizes: (i) na primeira os objetos foram representados pelos tipos de lago e habitat e como descritores os dados de CPUE (em número de exemplares) das famílias de predadores; (ii) a segunda foi composta pelos mesmos objetos e os descritores foram as medidas das variáveis ambientais. O software utilizado na análise da CCA foi o pacote estatístico livre “R” - Versão 2.14.2 (Urbanek, et al. 2012).

## Resultados

Foram coletados 6159 peixes de predadores, correspondentes a 542kg, distribuídos em 54 espécies, 16 famílias e seis ordens. Characiformes e Siluriformes constituíram a maior riqueza com 19 e 17 espécies respectivamente, além da maior abundância numérica, com 65% na enchente e 52% na vazante, e em peso, com 22 (enchente) e 23% (vazante). Para as famílias, o maior valor de riqueza foi encontrado para Characidae e Pimelodidae, com 11 espécies cada,

seguida de Auchenipteridae e Cichlidae, com sete espécies, enquanto as demais foram representadas por menos de quatro espécies cada uma. A piranha *Pygocentrus nattereri* foi o predador mais abundante, com 34% dos exemplares coletados e 21% do peso total, seguida do peixe cachorro *Acestrorhynchus falcistrostris* com 11% e 13% respectivamente. A piranha preta *Serrasalmus rhombeus* foi a terceira espécie mais abundante numericamente, com 8%, enquanto o apapá *Pellona castelnaeana* foi a terceira espécie mais abundante em peso, representando 10% do total (Anexos V e VI).

#### Relação de espécies predadoras ocorrendo nas assembleias de peixes

Os predadores totalizaram 35% das espécies encontradas nos três tipos de lagos (Anexo II), com valores de riqueza entre 44 e 45 espécies (Anexo V; Figura 1). A abundância numérica representou cerca de 33% e a abundância em peso 39% da proporção dos predadores observados nas assembleias de peixes dos três ambientes (Figura 1).

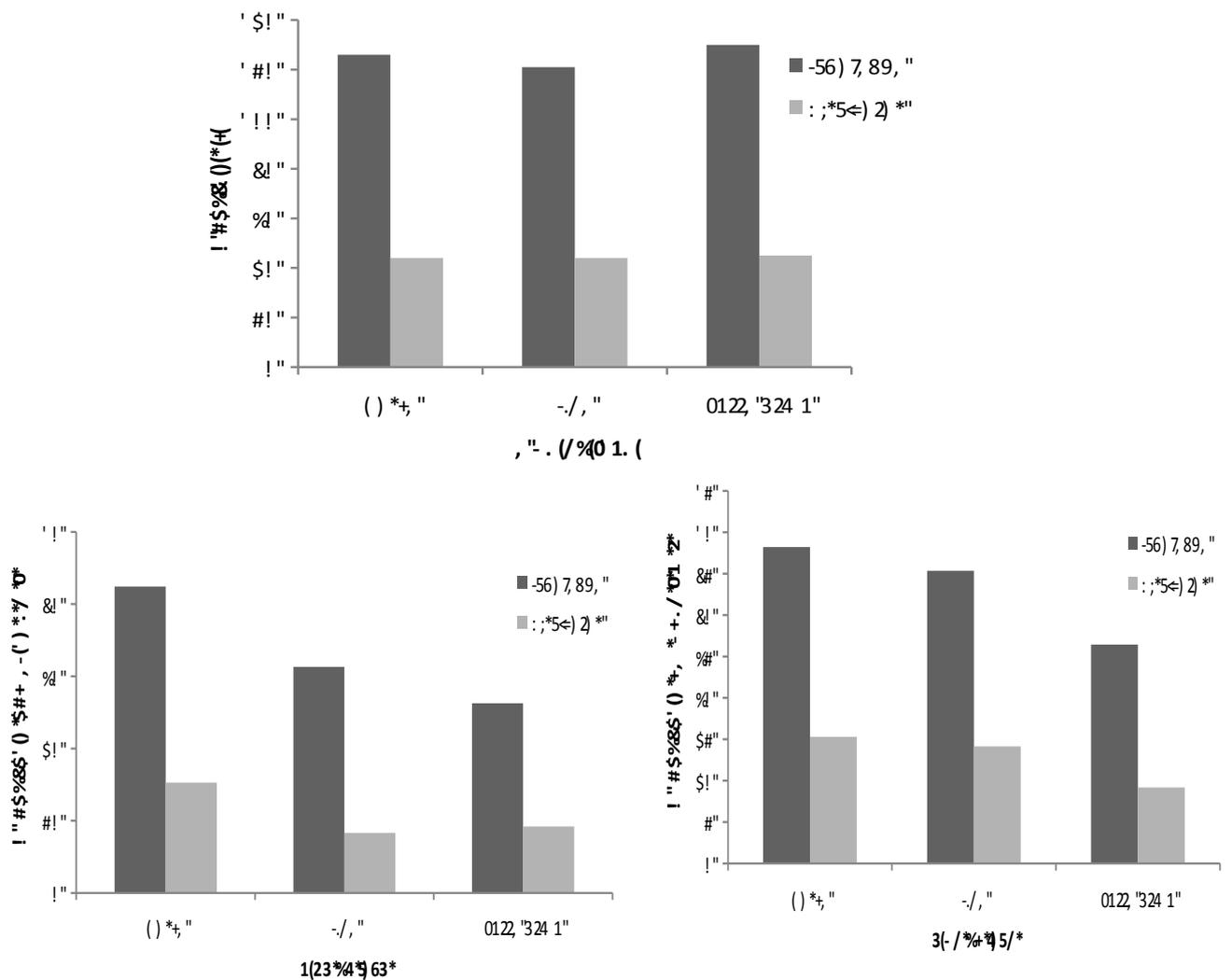


Figura 1 – Relação de equivalência de predadoras na ictiofauna total encontrada nas assembleias dos três tipos de lagos, quanto a riqueza, abundância numérica e peso.

As macrófitas aquáticas abrigaram a maior riqueza de predadores com 50 espécies, seguida da água aberta com 42 espécies, e floresta alagada com 47 espécies predadoras (Figura 2). O resultado encontrado para a abundância numérica e em peso para as espécies predadoras foi muito equilibrado entre os habitats.

Trinta e sete espécies de predadores foram comuns a três tipos de lagos, equivalendo a 68% dos predadores no estudo. Das espécies exclusivas em cada ambiente, lagos de terra firme apresentaram

maior riqueza, com sete espécies, seguido de lagos de ilha com três e costa com duas espécies (Figura 3).

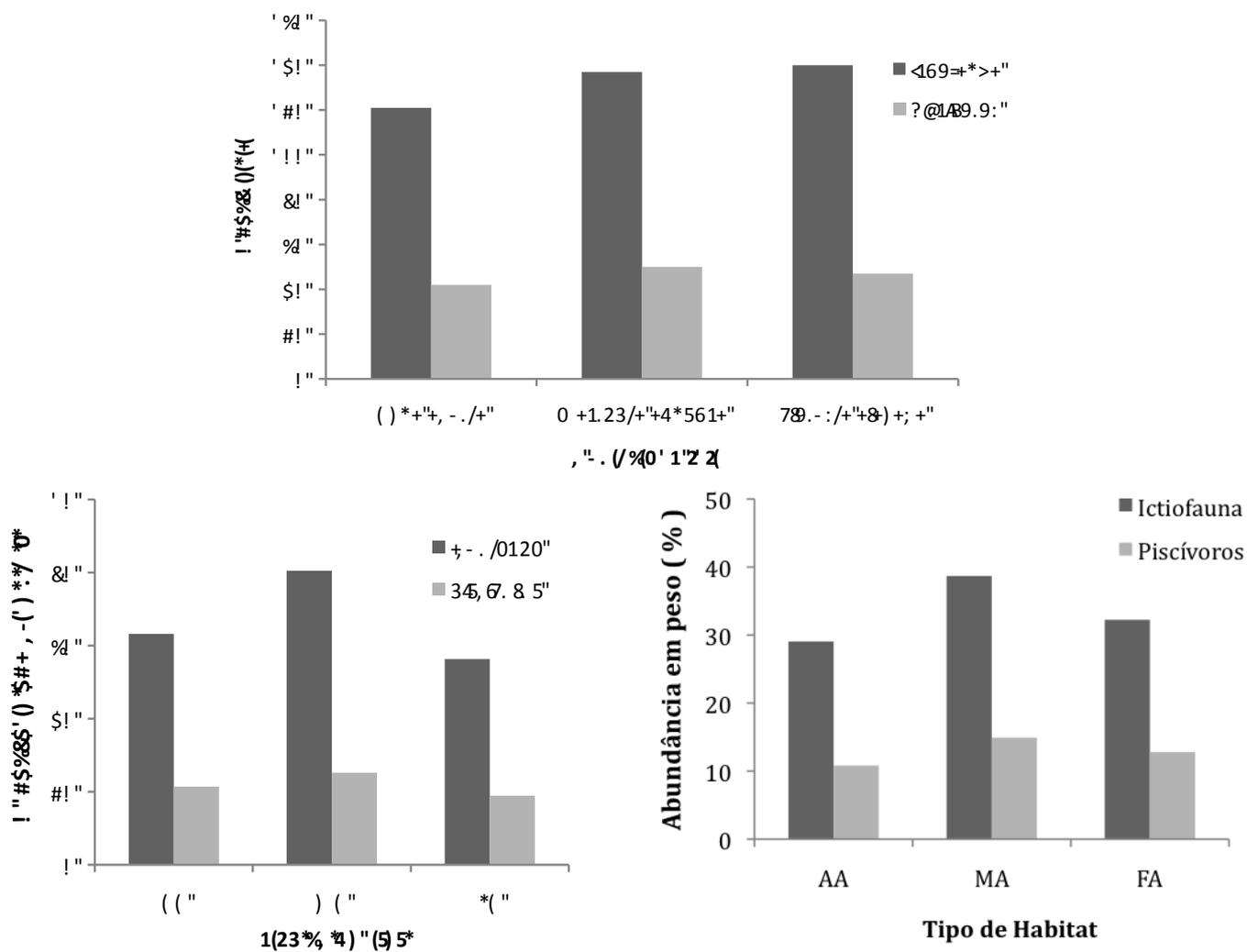


Figura 2 – Relação de equivalência de predadores nas assembleias de peixes em referência aos habitat avaliados.

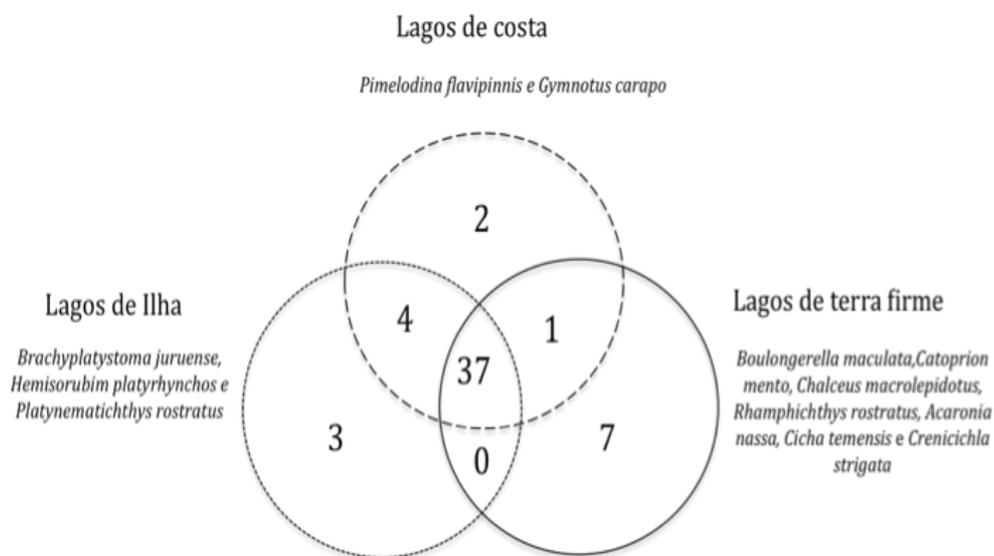


Figura 3 – Espécies comuns e exclusivas de predadores aos tipos de ambiente nas áreas de várzea.

Dos dois períodos hidrológicos amostrados, a época de enchente apresentou 44 espécies predadoras, das quais 32 ocorreram em lagos de costa, 31 em lagos de ilha e 37 em lagos de terra firme. A região de água aberta apresentou a menor riqueza com 16 espécies em lagos de costa, enquanto o maior valor, com 27 espécies, foi observado em macrófitas aquáticas em lagos de terra firme. A região de água aberta apresentou valor baixo para abundância numérica em lagos de costa e ilha, enquanto abundância em peso foi menor somente em lagos de costa. O valor mais alto na abundância numérica foi visto na região central de lagos de terra firme, enquanto que para peso a área de floresta alagada de lagos de costa foi maior. Em áreas de macrófitas aquáticas a abundância numérica e em peso foi muito semelhante em todos os ambientes (Figura 4).

Na estação de vazante encontramos 51 espécies de predadores, das quais 43 foram encontradas em lagos de costa, 41 em ilha e 40

em terra firme. Lagos de costa apresentaram o valor mais baixo e alto para riqueza, havendo respectivamente 23 espécies na região de AA e 40 em floresta alagada. De forma similar a abundância numérica e em peso foi superior em lagos de costa, enquanto o contrário foi observado em lagos de terra firme (Figura 4).

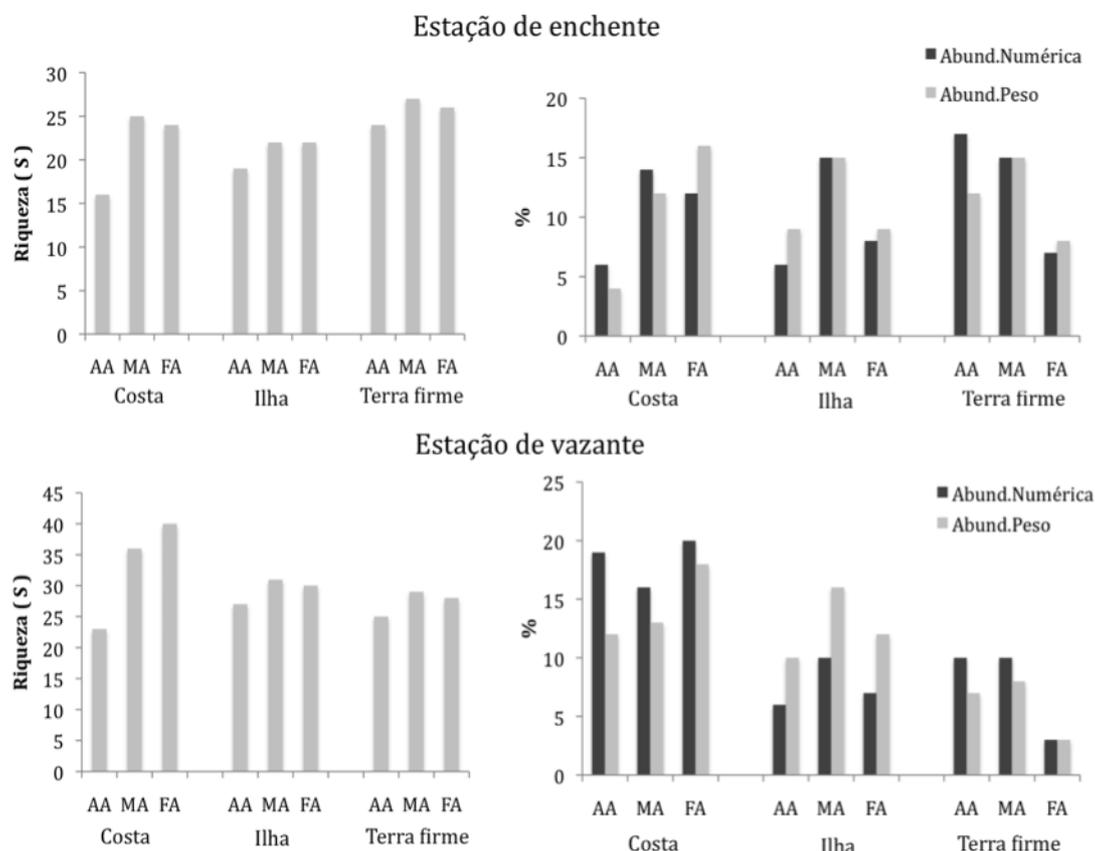


Figura 4 – Relação de riqueza e abundância das espécies predadoras nas assembleias de peixes em referência as estações hidrológicas, tipos de lago e habitat. AA = água aberta; MA = macrófitas aquáticas; FA = floresta alagada.

Das espécies predadoras mais abundantes por ambiente, cinco se destacaram em lagos de costa, sendo estas a piranha caju *Pygocentrus nattereri*, nas duas estações hidrológicas e três habitat, *Pimelodus blochii* na enchente, *Serrasalmus rhombeus* na vazante, além de *Acestrorhynchus falcirostris* e *Auchenipterus nuchalis* (Figura

5 A e B). Em lagos de ilha seis espécies foram mais abundantes, e similar ao ambiente anterior, *P. nattereri* também foi dominante nos dois períodos e habitat, seguida de *Pellona flavipinnis* na vazante, *A. falcirostris* na enchente e vazante, incluindo ainda *S. rhombeus*, *Serrasalmus elongatus* e *A. nuchalis* (Figura 5 C e D). Para lagos de terra firme, o número de espécies abundantes foi mais elevado, com nove espécies, das quais *A. falcirostris* foi superior na enchente e vazante, bem como *P. nattereri* e *Auchenipterus britskis* na enchente e *A. nuchalis* na vazante, ocorrendo ainda *Chalceus erithurus*, *Cichla monoculus*, *Lycengraulis batesii* e *P. flavipinnis* (Figura 5 E e F).

A frequência de ocorrência das espécies registradas nos diferentes períodos hidrológicos, tipos de lago (C, I e TF) e habitat (AA, MA e FA) resultou em sete espécies comuns a todos os lagos e habitats *Pellona castelnaeana*, *A. falcirostris*, *P. nattereri*, *S. rhombeus*, *A. nuchalis*, *P. blochii* e *Sorubim lima*. Diferente de *Catoprion mento*, *Brachyplatystoma juruense*, *Platinematichthys notatus* e *Rhamphichthys rostratus* que tiveram uma única ocorrência no estudo. Quatro espécies ocorreram somente na estação de enchente e dez na vazante (Figuras 6 e 7).

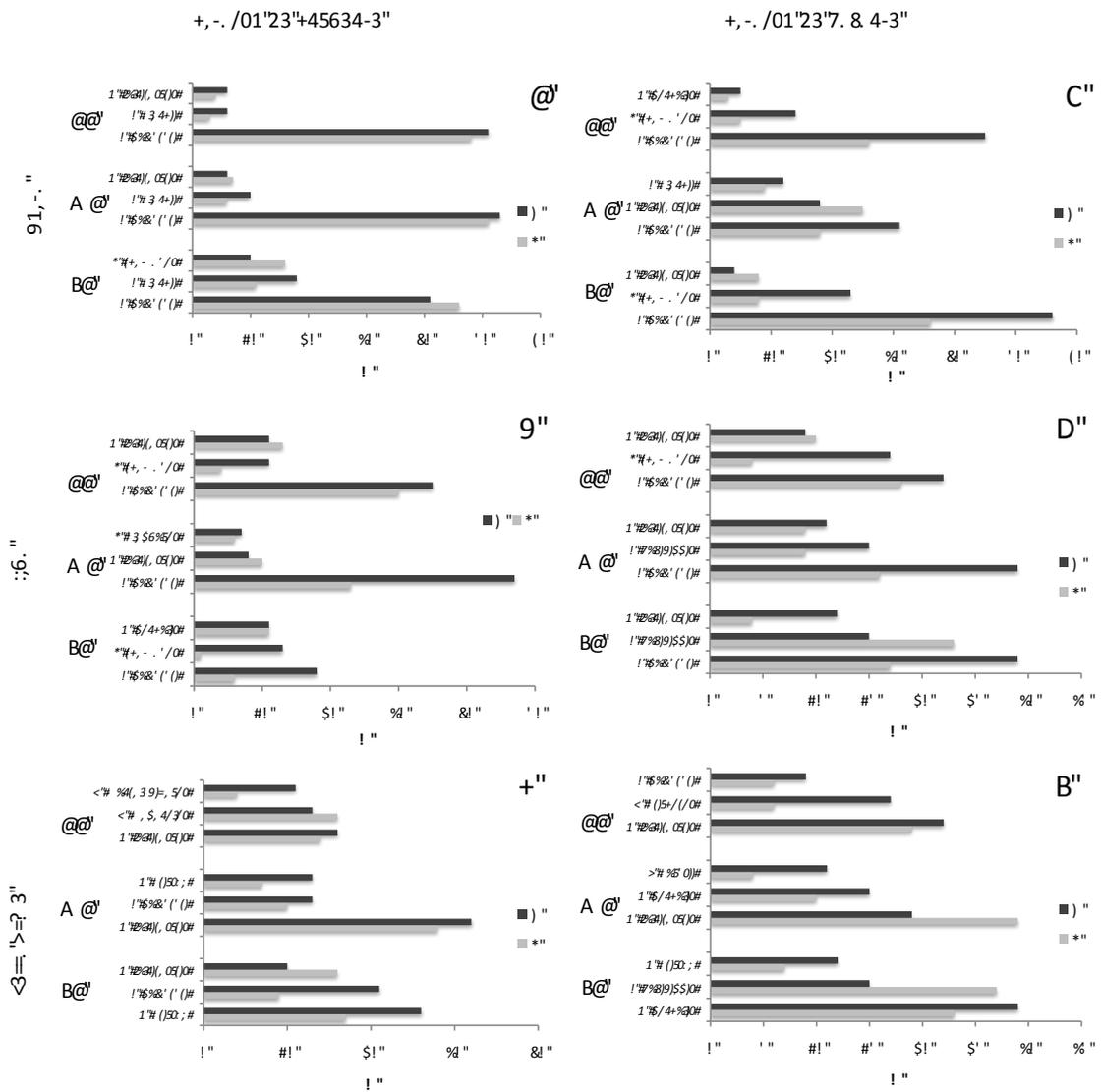


Figura 5 – Destaque para as três espécies mais abundantes em cada habitat e tipo de lago nas duas estações hidrológicas. AA = água aberta; MA = macrófitas aquáticas; FA = floresta alagada.

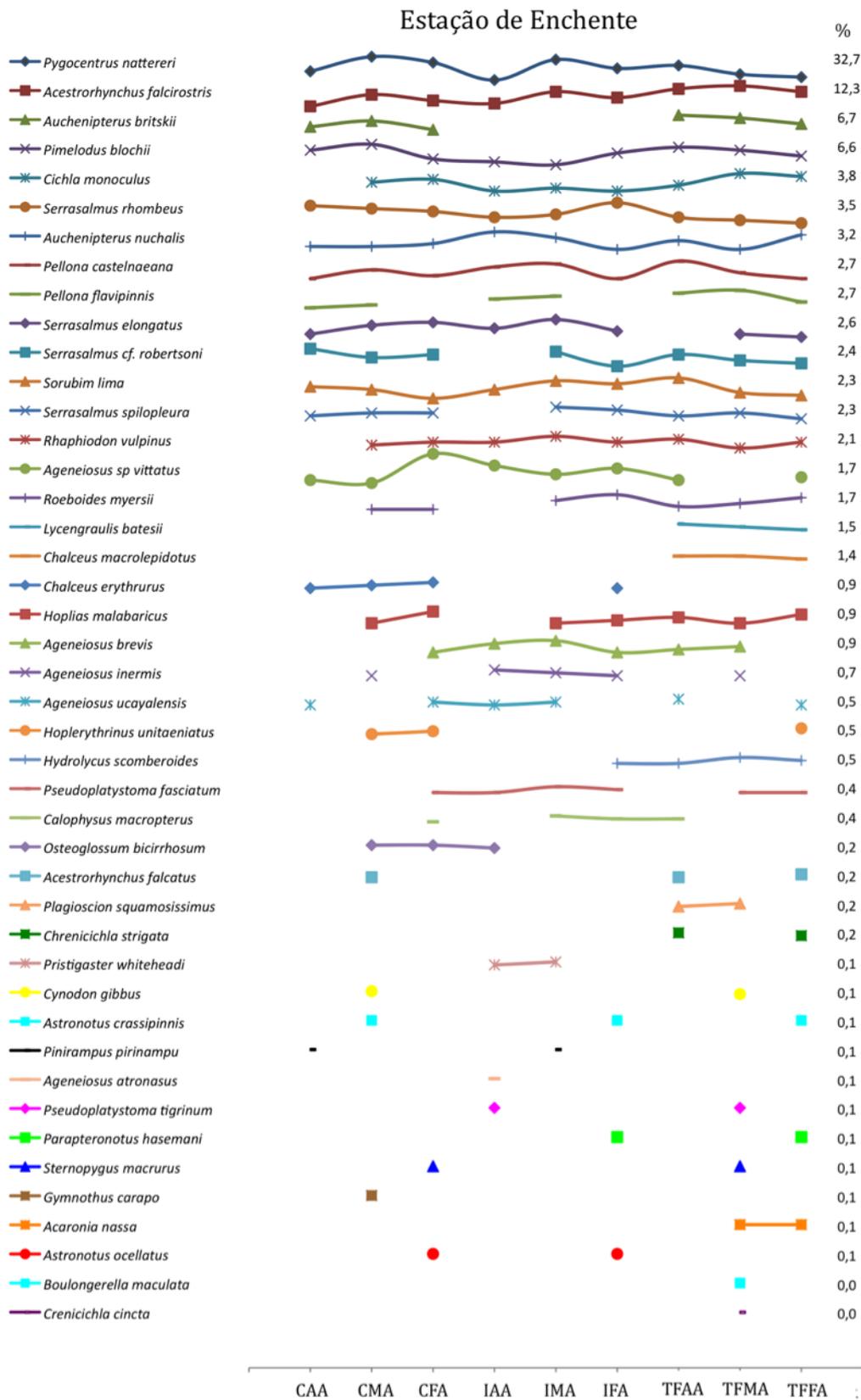


Figura 6 – Organização das espécies em cada tipo de habitat e lago na estação de enchente. C = costa; I = ilha; TF = terra firme; AA = água aberta, FA = floresta alagada; MA = macrófita aquática.

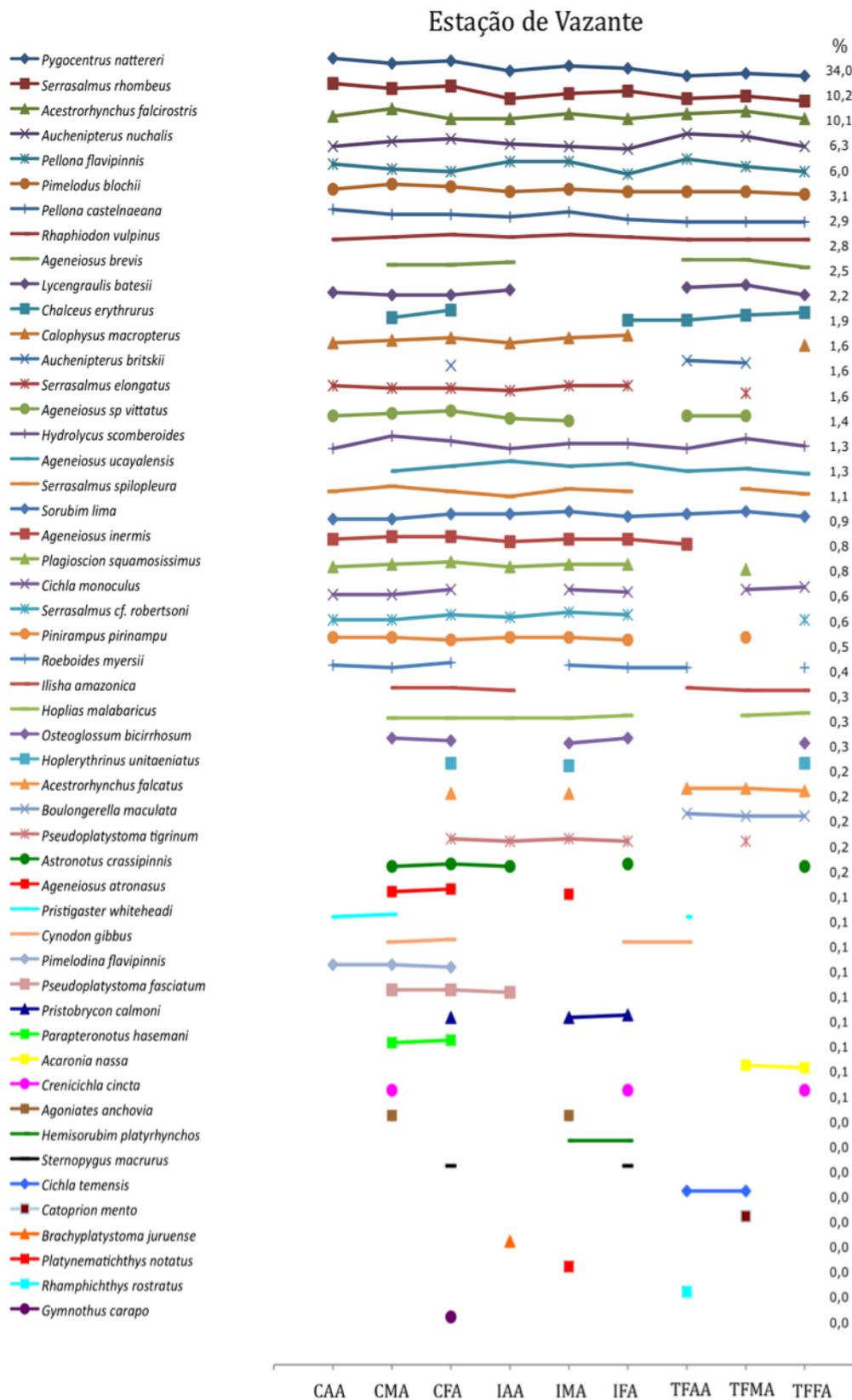


Figura 7 – Organização das espécies em cada tipo de habitat e lago na estação de vazante. C = costa; I = ilha; TF = terra firme; AA = água aberta, FA = floresta alagada; MA = macrófita aquática.

O horário em que mais encontramos espécies predadoras na estação de enchente foi de 00:00, com valor mínimo de 23 espécies em lagos de ilha e máximo de 29 em ambiente de costa. Enquanto que as 12:00 hs identificamos como o horário de menor encontro de predadores nos lagos, ainda que em ambiente de costa e ilha um outro horário com menor riqueza de predadores também tenha sido observado (Figura 8-A). Para abundância numérica, os horários foram diferenciados em cada ambiente havendo maior abundância as 00:00 hs em lagos de costa, nos horário de 12:00 e 18:00 hs em lagos de ilha e 06:00 hs nos lagos de terra firme. Entretanto, sendo comum aos horários e tipos de lagos a abundância de *P. nattereri* e *A. falcirostris*.

Quando as águas começaram a baixar, os predadores permaneceram sendo maioria em riqueza e abundância numérica no horário de 00:00 hs, mas também com grande ocorrência as 06:00 hs, com predominância novamente de *P. nattereri* e *A. falcirostris* (Figura 8-B). Observamos ainda que na estação de enchente o numero de espécies mais abundantes em cada ambiente foi de quatro espécies, enquanto na estação de vazante esse valor variou de três espécies em lagos de costa e ilha até seis espécies mais abundantes em lagos de terra firme (Figura 8 A e B).

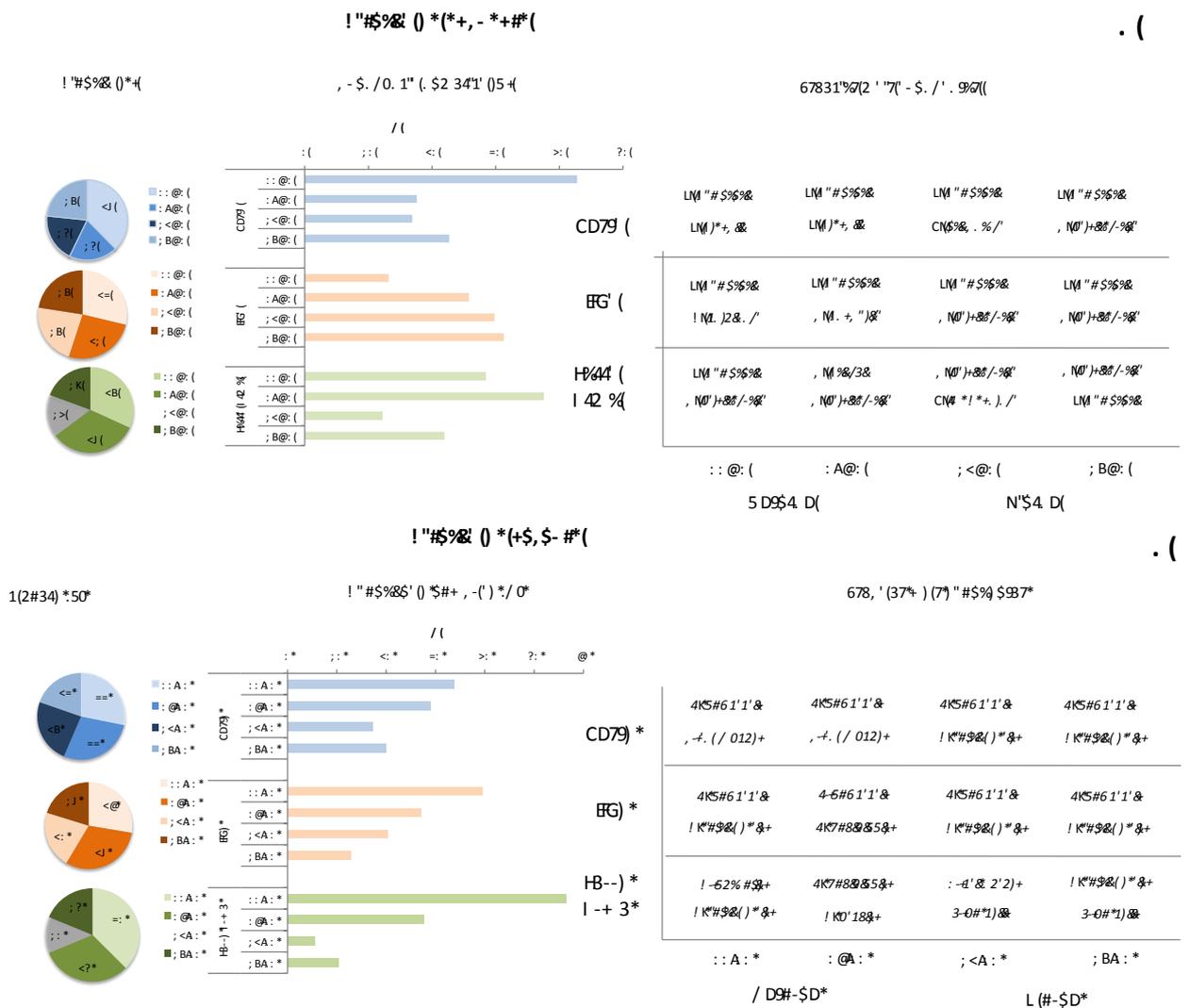


Figura 8 – Riqueza e abundância das espécies quanto ao horário amostrado. A = estação de Enchente e B = estação de Vazante.

Na avaliação da regressão múltipla (N=54; R=0,17; R<sup>2</sup>=0,14; p=0,008), as variáveis resposta riqueza e abundância numérica de predadores foram significativos para a diversidade das assembleias de espécies presas nos lagos de várzea com resultado de b=0,039 (t=3.206 , p = 0,002) para riqueza, e b=-0,001, (t=-1.994 p=0,05) para abundância numérica.

A análise de correspondência canônica (CCA) mostrou que 94% da variação na abundância das famílias de predadores na estação de enchente foi explicada pelas três variáveis ambientais, enquanto que

na vazante as mesmas três variáveis explicam 95% de variação. Observamos no eixo 1 das duas CCAs, com 63% de variação na enchente e 84% na vazante, um padrão de separação quanto ao tipo de lago, com relação positiva dos lagos de terra firme com as variáveis ambientais e a maioria das famílias de predadores, o que é diferente dos predadores comparados com os lagos de costa e ilha com menor influência das variáveis. Os valores de O<sub>2</sub>S e transparência foram maiores na estação de enchente para os predadores em lagos de terra firme (Figura 9-A). Na vazante, O<sub>2</sub>S e profundidade foram mais importantes (Figura 9-B).

Das 14 famílias de predadores presentes na enchente, 10 estavam relacionadas com lagos TF e as três variáveis no 1º eixo, enquanto quatro estiveram associadas a lagos de C e I, com destaque para as famílias Characidae (Cha) e Pimelodidae (Pim) mais abundantes no estudo. Já na vazante, das 16 famílias avaliadas, metade estiveram associadas a lagos de TF, enquanto as demais a lagos de costa e ilha (Figura 9). Vale ressaltar que as famílias Pristigasteridae (Pri), Engraulidae (Eng), Erythrinidae (Eri), Ctenoluciidae (Cte), Acestrorhynchidae (Ace), Auchenipteridae (Auc) e Cichlidae (Cicl) estiveram associadas a lagos TF e às variáveis ambientais nas duas estações hidrológicas.

No segundo eixo das CCAs, que explicaram 31% de variação na enchente e 11% na vazante, é possível observar a organização dos predadores quanto ao tipo de habitat. Na enchente, cinco famílias de predadores estão relacionadas positivamente as variáveis profundidade e O<sub>2</sub>S na região de AA. Nos habitat de MA e FA há nove

famílias relacionadas positivamente a transparência da água (Figura 9-A). Na vazante a separação foi percebida para FA com dez famílias de peixes associadas positivamente a transparência da água. Enquanto que MA e AA encontramos seis famílias de predadores correlacionadas positivamente a profundidade e oxigênio dissolvido (Figura 9-B).

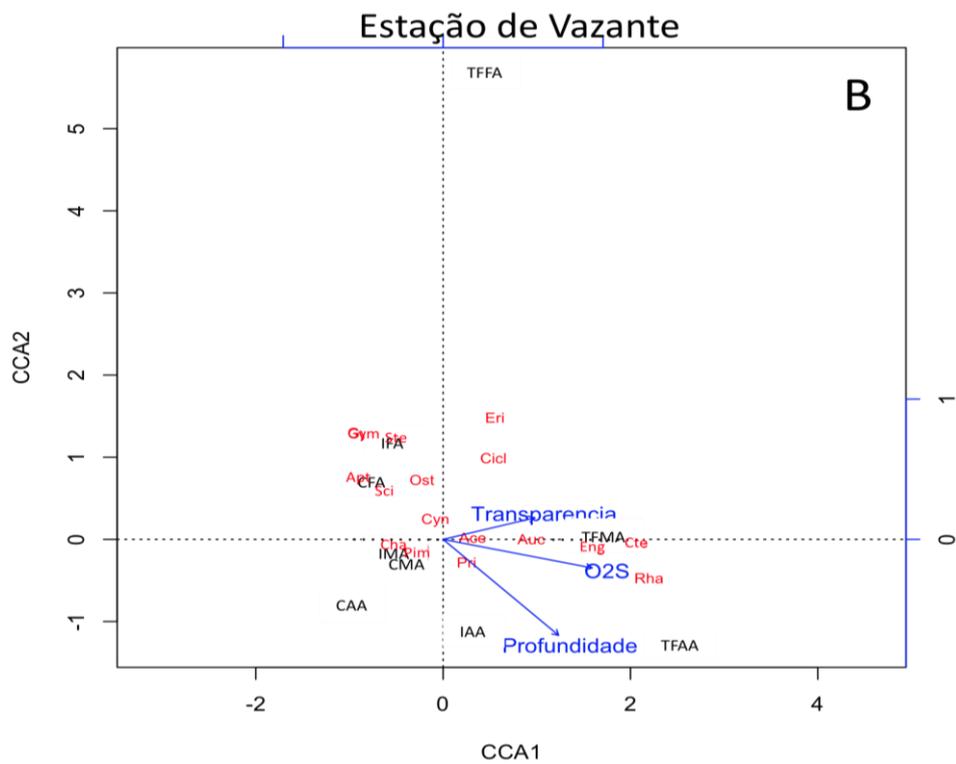
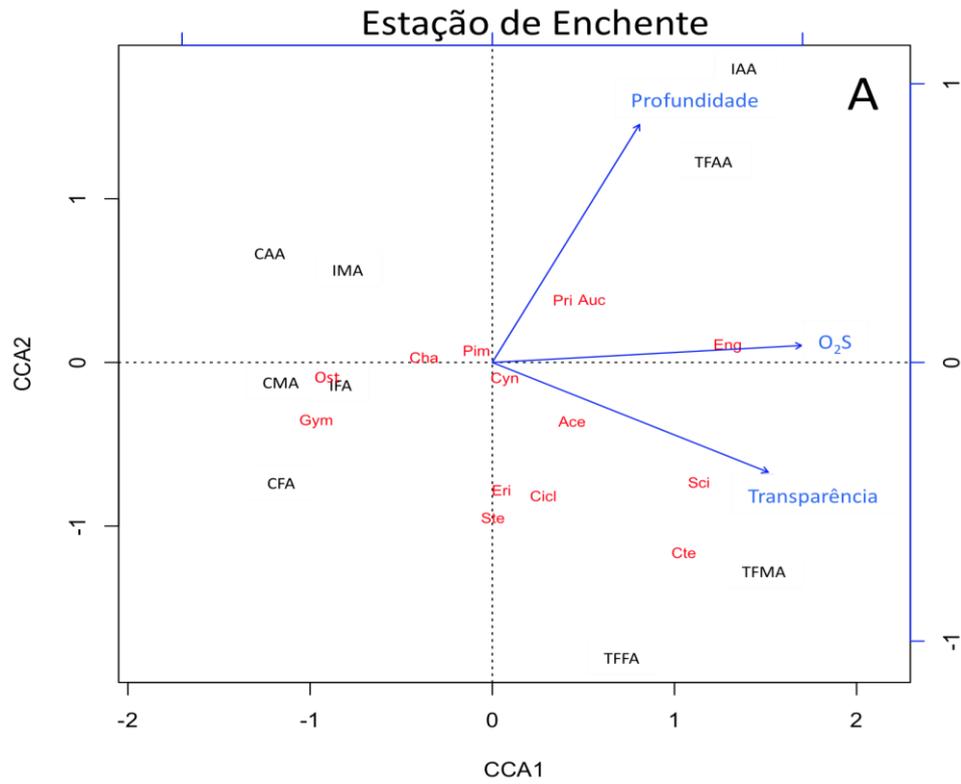


Figura 9 – Análise de correlação canônica realizada nas estações de enchente e vazante, explicando respectivamente 94% e 95% da variação das famílias de peixes em referência ao tipo de lago e habitat.

# Discussão

A heterogeneidade ambiental encontrada na várzea pode contribuir para a manutenção da diversidade de peixes. Freitas et al. (2010a) sugeriram que a diversidade de peixes em lagos de várzea pode estar relacionada a processos bióticos como a predação, já que cerca de 50% das espécies encontradas nas áreas de várzea pertencem a categoria de carnívoros/piscívoros. Em nosso estudo a influência da riqueza e da abundância de predadores sobre a diversidade das assembleias explica parcialmente a proposta.

Outros estudos já haviam sinalizado o papel que predadores poderiam desempenhar na estrutura da ictiofauna em diversos ambientes. Paiva et al. (1994) observaram a influência do número de espécies predadoras sobre o rendimento pesqueiro em reservatórios do nordeste brasileiro, em que valores intermediários de riqueza de predadores resultavam em rendimento mais alto, daí indicando que o aumento no número de predadores levaria a uma diminuição na produção pesqueira. Já Pelicice et al. (2005) notaram uma correlação negativa e significativa entre o peso das presas e o peso dos predadores em reservatórios no Paraná, direcionando o resultado a um possível mecanismo tipo top-down, atuando no controle da biomassa das presas ou a característica natural de baixa biomassa de presas nos reservatórios avaliados.

Por outro lado, Suárez et al. (2004) não detectaram nenhuma relação de influência para a riqueza e equitabilidade da ictiofauna de lagos

do Pantanal com abundância de piscívoros. Entretanto, algumas espécies muito abundantes tiveram correlação positiva e outras negativa na presença de piscívoros. Características no formato do corpo e o costume de habitar lagos mais profundos podem tornar uma espécie menos vulnerável à predação, enquanto a relação negativa devia-se a espécies que tem capacidade de dispersão e habitam lagos mais isolados usando o refúgio das macrófitas aquáticas como forma de garantir a sobrevivência contra predadores.

Em um experimento realizado em lagos na região do rio Paraná, Petry et al. (2010), verificaram uma redução na abundância de presas dominantes e aumento na equitabilidade da ictiofauna com a retirada do piscívoro *Hoplias aff. malabaricus*, em uma referencia de que sua presença favorece presas dominantes, já que poderiam não ser sua presa alvo, e sua ausência permite o uso do recurso por outros predadores que possivelmente são afugentados por sua presença.

É possível que *Pygocentrus nattereri* também exerça um papel importante na estruturação das assembleias de peixes nas áreas de várzea, pois nos ambientes onde a espécie foi dominante, o valor de equitabilidade entre predadores foi baixo. A dominância desta espécie e a redução da abundância de outros predadores típicos da várzea permite um equilíbrio na comunidade, uma vez que não foi observada redução na abundância de presas, como algumas espécies formadoras de cardumes das famílias Characidae e Curimatidae. Em lagos de terra firme, percebemos que *Pygocentrus nattereri* não foi dominante e o valor de equitabilidade entre os predadores foi mais alto. A maior diversidade de

predadores parece ser um fator determinante para a elevada diversidade  $\alpha$  observada nestes ambientes.

No estudo de Beukers-Stewart et al. (2011), em uma área controlada em recife de coral na Austrália, os autores avaliaram o comportamento de uma espécie de Serranidae sob diferentes densidades de presas, e perceberam que a espécie reagiu melhor, movimentando-se, alimentando-se e crescendo, em altas densidade de presas.

A alta frequência e abundância de *P. nattereri* em áreas de várzea é descrita na literatura (Saint Paul et al. 2000; Vega-Corredor, 2004; Siqueira-Souza, 2007; Soares et al. 2009). Dentre os fatores que favorecem tal característica, a espécie habita diferentes ambientes e horários (Saint-Paul et al. 2000), freqüentam lagos em condições hipóxicas (Anjos et al. 2008), reproduzem-se duas vezes ao ano (Queiroz et al. 2010) e apresentam baixo interesse comercial (Ruffino et al. 2006).

Estudos revelam o encontro de muitas espécies predadoras próximas a estruturas naturais e artificiais ou em condições ambientais adversas que sirvam como local de refúgio para presas (Vega-Corredor, 2004; Anjos et al. 2008, Correa et al. 2008; Yamamoto, 2011).

Na relação presa-predador, o período de águas altas beneficia espécies presas pela maior disponibilidade em áreas de refúgio, como os bancos de macrófitas aquáticas com complexa formação no emaranhado de caules, raízes e folhas (Correa et al. 2008; Prado et al. 2010; Gomes et al. 2012), e áreas de floresta alagada com raízes e troncos de árvores, galhadas, pedras e buracos (Araújo-Lima & Goulding, 1998; Claro-Jr. et al. 2004), que prejudicam a atuação de predadores dada a barreira visual

que se forma, ou pela dificuldade de acesso ao habitat por indivíduos de maior porte (Petry et al. 2003a; Dibble & Pelicice, 2010; Yamamoto, 2011).

Em contrapartida, o habitat de água aberta, com estrutura de refúgio inexistente ou em baixa quantidade, é o que apresenta menor chance de sobrevivência para a ictiofauna no momento de retração das águas, dado o reduzido espaço alagado que se forma, favorecendo alimentação de espécies predadoras (Abelha et al. 2001; Luz-Agostinho et al. 2008; 2009). Em nosso estudo, a riqueza de predadores entre os tipos de hábitat foi menor na região de água aberta e maior em MA e FA, fato que talvez se deva à maior possibilidade dos predadores visitarem as áreas laterais à procura de suas presas que estão se movimentando entre as áreas marginais alagadas a procura de alimentos que caem da copa das árvores e refúgio contra predadores (Saint-Paul et al. 2000; Sánchez-Botero & Araújo-Lima, 2001; Claro-Jr. et al. 2004). A região de água aberta é muito mais frequentada por predadores na seca, devido o confinamento da ictiofauna um possível maior sucesso na captura de presas (Vega-corredor, 2004).

Das cinco espécies comerciais predadoras e mais abundantes nas áreas de várzea amazônica, o estudo de Martelo et al. (2008) identificou três (*Cicha* spp., *Serrasalmus* spp., e *Pimelodina flavipinnis*) que estiveram associadas a região central dos lagos. Esta área é importante para a atividade pesqueira com uso de malhadeiras e redes de cerco, já que serve de passagem para muitas espécies, facilitando a ação dos pescadores. Vega Corredor (2004) lista 23 espécies carnívoras/piscívoras habitando as regiões de AA, MA e FA em um lago de várzea do rio Solimões, com elevada

abundância nas estações de vazante e seca. Saint-Paul et al. (2000) e Soares et al. (2009) também evidenciaram alta abundância de predadores nas estações de vazante em lagos de várzea, havendo consenso entre os autores de que a retração das águas e a perda de habitat laterais causa o confinamento de espécies forrageiras como sardinhas *Triportheus* spp., branquinhas *Potamorhina* spp., *Psectrogaster* spp., dentre outras, favorecendo a ação dos predadores no ambiente.

Em outra pesquisa realizada em lagos, canais e em parte do rio Paraná, Luz-Agostinho et al. (2009) perceberam que a alta duração e magnitude das cheias na região influenciava negativamente as espécies predadoras, já que a maior disponibilidade espacial favorecia o movimento das presas para áreas de refúgio, interferindo no sucesso de captura.

O horário noturno foi o de maior frequência das espécies predadoras em lagos de várzea, dado o alto índice de riqueza e abundância dos peixes, favorecidas provavelmente pela baixa luminosidade, a exemplo de Siluriformes dada s suas adaptações sensoriais que favorecem sua ação (Rodriguez & Lewis, 1997; Pohlmann et al. 2001; 2004). As espécies *Pellona flavipinnis* e *Rhaphiodon vulpinus* também só estiveram presentes nas coletas do período noturno, resultado semelhante ao relatado por Saint Paul, et al. (2000) e Noveras et al. (2012), que também as encontraram com alta abundância numérica durante a noite.

Costa et al. (2011), evidenciaram a maior abundância de *P. blochii*, *A. nuchalis*, , *P. flavipinnis* e *R. vulpinus* em um lago de várzea no horário de 06:00, considerado noturno em nosso estudo, em que a primeira espécie foi emalhada durante sua entrada em direção a bancos de

macrófitas enquanto que as demais estavam saindo do habitat, o que poderia evidenciar uma atividade predatória nesse local, visto que MA são conhecidas por abrigar muitas espécies e este fato atrair os predadores localizados em suas proximidades.

As espécies pertencentes à ordem Characiformes, *P. nattereri* e *A. falcirostris*, não tiveram preferência por horário. O Clupeiformes *Lycengraulis batesii* e o Perciformes *Cichla monoculus* foram os predadores mais abundantes nas coletas diurnas, o que pode significar uma capacidade maior de captura visualmente orientada, já que foram encontrados em lagos de terra firme, com os maiores valores de transparência, entre todas as estações e habitats amostrados

A constatação de que a heterogeneidade espacial orienta a organização das assembleias de predadores em lagos de várzea é revelada na análise de correlação canônica, em que altos índices de oxigênio dissolvido, profundidade e transparência, encontrados em lagos de terra firme, influenciam positivamente a maioria das famílias de peixes. Esta relação positiva nos remete, mais uma vez, a importância de igarapés no entorno da área, exercendo influência sob as condições limnológicas dos lagos e na composição das assembleias de predadores.

A transparência e a profundidade, revelaram-se determinantes na organização de espécies piscívoras em lagos de várzea do rio Orinoco (Rodrigues & Lewis, 1997), rio Araguaia (Tejerina-Garro et al. 1998) e rio Mamoré (Pouilly & Rodriguez, 2004), com predominância de espécies das famílias Pristigasteridae, Cichlidae, Characidae, Ctenoluciidae e Acestrorhynchidae, que dependem da acuidade visual para sucesso

durante a predação, habitando a zona pelágica, onde a transparência é maior. Em nosso estudo também foi observada a elevada abundância destes grupos em lagos de terra firme, que apresentaram alto valor de transparência nas duas estações hidrológicas.

A espécie *Acestorhynchus falcistrostris*, mais abundante em lagos de terra firme, possui a característica de habitar diferentes ambientes (Soares et al. 2007), com preferência por áreas com elevada transparência (Rodrigues & Lewis, 1997).

Por outro lado, espécies das famílias Cynodontidae, Pimelodidae, Sciaenidae e Gymnotidae apresentaram maior associação a ambientes com maior turbidez, e algumas destas espécies possuem estruturas sensoriais bem desenvolvidas o que permite a detecção e captura de presas em áreas com baixa visibilidade, a exemplo de Pimelodidae e Gymnotidae (Alves-Gomes, et al. 1995; Pohlmann et al. 2001; 2004).

Petry et al. (2003b) estudando a comunidade de peixes no sistema de lagos na ilha da Marchantaria, rio Amazonas, observaram que a composição de predadores se dividiam no uso do ambiente, com *Pellona* spp. e espécies da família Auchenipteridae preferindo lagos mais profundos, enquanto *Cichla monoculus* e representantes de Pimelodidae eram mais abundantes em ambientes com alta concentração de oxigênio e baixa transparência. A espécie *Cichla monoculus* também já teve sua abundância associada positivamente a lagos com alta concentração de oxigênio (Pereira et al. 2010).

A piranha *Pygocentrus nattereri* esteve associada a áreas pelágicas rasas, turvas e com baixa concentração de oxigênio, como as que

predominam em lagos de costa e ilha, o que corrobora a capacidade desta espécie em colonizar lagos com características ambientais bastante diversas (Sain-Paul et al. 2000; Soares et al. 2007; Anjos et al. 2008).

Vega-Corredor (2004) observou que espécies carnívoras/piscívoras foram abundantes na região de água aberta de um lago de várzea nas estações de águas altas e baixas, devido à baixa concentração de oxigênio evidenciada no momento de águas altas, que propiciou o deslocamento das espécies dos habitats marginais para a região central dos lagos, com maior possibilidade de alimentação com o confinamento das presas na água baixa. Dentre as espécies predadoras encontradas, *Acestorhynchus falcirostris*, *Pellona flavipinnis*, *Pygocentrus nattereri* e *Pellona castelnaeana* foram mais abundantes no estudo.

Neste estudo, representantes de Pristigasteridae, Characidae e Pimelodidae foram associados positivamente com as variáveis de profundidade e oxigênio na região de água aberta dos lagos, confirmando que a região central, mais profunda e oxigenada, pode favorecer a ação de alguns predadores na captura das presas, como visto para *Pellona* spp., no estudo de Petry et al. (2003) e espécies de Characidae por Saint Paul et al. (2000). *Osteoglossum bicirrhosum* esteve associado a região de floresta alagada, nos dois períodos hidrológicas, fato que corrobora outros estudos que argumentam que esta área, por apresentar abundância de itens alimentares alóctones como sementes e insetos, é a preferida pela espécie (Aragão, 1981; Mérona & Rank-de-Mérona, 2004).

Representantes de Erythrinidae, Cichlidae, Ctenoluciidae, Cynodontidae e de Gymntiformes também estão associados a este hábitat

e a lagos mais rasos e transparentes, fato que evidencia a propensão na captura visual por esses predadores a presas mais superficiais/pelágicas, que adentram a região alagada das florestas para se alimentar (Claro-Jr. et al. 2004; Soares et al. 2007). Exemplares de Cynodontidae também revelaram preferência por águas transparentes na planície do Bananal, Mato Grosso, indicando o uso de orientação visual que o grupo desenvolve nas capturas (Melo et al. 2009).

A disponibilidade de oxigênio dissolvido em decorrência das mudanças impostas pelo regime hidrológico e a influência que acomete a ictiofauna nas áreas de várzea tem sido objeto de várias pesquisas (Junk, et al. 1983; Kramer, 1987; Furch & Junk, 1997; Soares & Junk, 2000; Soares et al. 2006).

Anjos et al. (2008) associando o nível de oxigênio em resposta à pressão de espécies predadoras em uma área de várzea amazônica, não encontraram diferenças significativas entre a riqueza de predadores e não predadores em ambiente com hipóxia e normóxia, mas encontraram diferenças na abundância relativa dos indivíduos com maior proporção de predadores em ambiente de normóxia. Neste sentido, áreas com baixa concentração de oxigênio dissolvido, estariam como locais de refúgio de contra predadores. Entretanto, isso não parece inibir a atuação de predadores que apresentem adaptações para viver em ambientes hipóxicos, como confirmamos com a elevada abundância de *Pygocentrus nattereri* e *Pimelodus blochii* nos lagos de costa e ilha.

Similar ao modelo proposto por Rodrigues & Lewis (1997) denominado de PTM (Piscivoria-Transparência-Morfometria) na

estruturação das assembleias de peixes em áreas de planície, corroborado posteriormente por Tejerina-Garro et al. (1998), Suárez et al. (2001; 2004) e Pouilly & Rodriguez, (2004), e nosso estudo a composição de predadores em lagos de terra firme esteve associada às variáveis de transparência, profundidade e oxigênio dissolvido. Características estas que julgamos estarem associadas a presença de igarapés no entorno dos lagos, como um possível beneficiador das áreas de várzea, pois, além da relação positiva destas variáveis os lagos de terra firme também apresentaram um número superior de espécies exclusivas, algumas das quais já foram encontradas em estudos realizados em igarapés o que fortalece nossa hipótese da influência de igarapés na estruturação e composição das assembleias de peixes nas áreas de várzea amazônica.

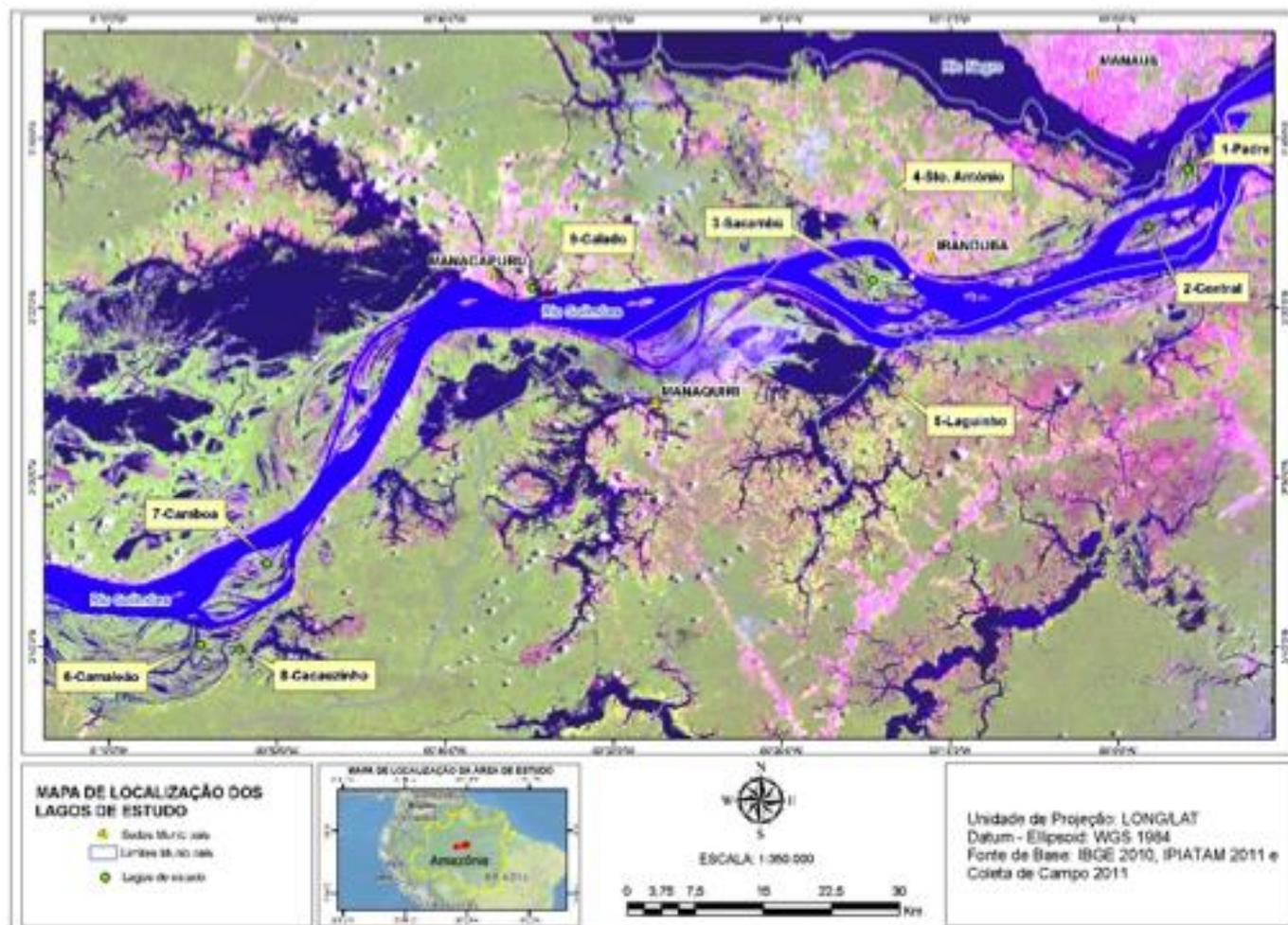
## Considerações Finais

- Um total de 167 espécies foram encontradas nos lagos de várzea, a maioria pertencendo à ordem Characiformes. As espécies *Psectrogaster rutiloides* e *Pygocentrus nattereri* foram as mais abundantes;
- Dentre os três tipos de ambiente avaliados, lagos de terra firme apresentaram maior riqueza e lagos de costa maior abundância. Entre os tipos de habitat, a floresta alagada exibiu maior riqueza e as macrofitas aquáticas tiveram maior abundância.
- De todas as espécies, 86 foram comuns aos três tipos de lagos, enquanto 44 foram exclusivas a somente um tipo. Lagos de terra firme apresentaram maior número de espécies exclusivas.
- Uma separação espacial, entre tipos de lagos, foi observada na organização das assembléias de peixes, dividindo lagos de terra firme de lagos de costa e ilha. Entretanto, a análise de similaridade não identificou diferenças na composição entre os ambientes.
- A análise de variância revelou diferença no fator espacial para tipos de lagos, com valor mais baixo de  $H'(N)$  e  $J(N)$  em lagos de costa, provavelmente em decorrência da dominância de algumas espécies, como as branquinhas *Psectrogaster* spp., e *Potamorhina* spp.
- pH e Oxigênio a menos de 1 metro de profundidade distinguiram os lagos de costa dos demais.

- A região central dos lagos revelou menores valores para riqueza, diversidade e equitabilidade, provavelmente por servir como área de dispersão das espécies que entram e saem dos lagos e também movimentam-se de um habitat para outro. A não evidência de locais de refúgio nesta área, também pode restringir o uso do espaço pela ictiofauna.
- Acreditamos que a presença de igarapés circundando lagos de terra firme pode ter contribuído para o alto valor de espécies exclusivas ao ambiente. Assim como a heterogeneidade espacial é um fator relevante quando se avaliar a elevada diversidade  $\beta$  de peixes na várzea amazônica.
- A riqueza e abundância numérica de espécies predadoras apresentaram relação direta com a diversidade de peixes-presa.
- As variáveis transparência da água, profundidade e oxigênio dissolvido atuam na composição de espécies predadoras nos lagos de várzea amostrados.

# Anexos

Anexo I - Figura da área de estudo, entre as cidades de Iranduba e Manacapuru, mostrando os nove lagos de várzea nos três tipos de ambiente costa, ilha e terra firme.



## Lagos de costa

- 1 - Padre
- 6 - Camaleão
- 8 - Cacauzinho

## Lagos de ilha

- 2 - Central
- 3 - Sacambú
- 7 - Camboá

## Lagos de terra firme

- 4 - Sto. Antônio
- 5 - Laguinho
- 9 - Calado

Anexo II - Abundância numérica da ictiofauna de lagos de várzea em referencia a sazonalidade, tipo de lago e tipo de habitat. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada).

	Vazante									Enchente									Total
	Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Tfirme			Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Tfirme			
	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	
<b>Osteoglossiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Osteoglossidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Osteoglossum bicirrhosum</i>	0	3	2	0	1	5	0	0	1	0	2	2	1	0	0	0	0	0	17
<b>Clupeiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pristigasteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ilisha amazonica</i>	0	4	3	1	0	0	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>Pellona castelnaeana</i>	33	16	17	13	19	9	3	3	4	1	8	2	9	11	1	19	6	1	175
<i>Pellona flavipinnis</i>	31	19	7	42	42	3	60	30	7	1	2		9	11		12	14	8	298
<i>Pristigaster whiteheadi</i>	1	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	8
<b>Engraulidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Jurengraulis juruensis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lycengraulis batesii</i>	2	1	1	5	0	0	35	42	1	0	0	0	0	0	0	19	12	1	119
<b>Characiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Hemiodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anodus elongatus</i>	31	10	6	20	7	2	12	5	1	14	13	1	56	16	16	21	10	0	241
<i>Anodus orinocensis</i>	1	1	0	0	0	0	18	2	0	0	0	0	0	0	0	5	6	2	35
<i>Hemiodus argenteus</i>	0	0	1	3	0	1	0	0	0	0	4	0	0	0	1	1	1	1	13
<i>Hemiodus atranalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	3
<i>Hemiodus immaculatus</i>	3	2	3	3	2	0	43	18	8	5	9	2	10	5	1	22	23	12	171
<i>Hemiodus microlepis</i>	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Hemiodus sp.</i>	6	11	4	95	57	5	1	1	1	0	32	2	24	7	14	3	4	3	270
<i>Hemiodus unimaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4

<b>Curimatidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Curimata cf. knerii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	3
<i>Curimata inornata</i>	0	2	1	0	2	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8	
<i>Curimata ocellata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	21	1	24	
<i>Curimata vittata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	
<i>Curimatella meyeri</i>	1	20	2	0	4	2	1	7	4	1	4	8	2	2	9	5	3	5	80
<i>Potamorhina altamazonica</i>	9	23	13	65	43	49	37	160	20	23	47	23	54	108	71	30	45	5	825
<i>Potamorhina latior</i>	98	175	95	73	122	42	44	158	18	128	157	180	125	180	138	47	30	5	1815
<i>Potamorhina pristigaster</i>	8	20	7	2	0	2	1	2	1	9	24	22	2	6	2	0	2	7	117
<i>Psectrogaster amazonica</i>	4	12	14	7	17	2	12	23	27	15	3	5	0	2	6	78	27	9	263
<i>Psectrogaster rutiloides</i>	66	121	55	132	304	14	84	78	8	233	415	151	148	240	68	94	39	4	2254
<i>Psectrogaster essequeibensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
<b>Prochilodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Prochilodus nigricans</i>	0	6	4	1	2	6	0	5	10	2	10	5	19	13	10	2	11	10	116
<i>Semaprochilodus insignis</i>	6	15	9	1	1	2	4	13	13	8	106	25	8	45	32	47	23	73	431
<i>Semaprochilodus taeniurus</i>	8	54	1	2	21	3	1	2	0	23	23	15	6	7	4	0	2	2	174
<b>Anostomidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laemolyta proxima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	0	0	0	0	3	8
<i>Laemolyta taeniata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	
<i>Leporinus agassizii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Leporinus amazonicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	4	0	0	2	9
<i>Leporinus fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leporinus friderici</i>	0	13	9	0	3	9	0	12	14	1	5	5	0	1	14	9	4	15	114
<i>Leporinus trifasciatus</i>	0	6	5	1	4	9	0	3	3	0	4	5	1	3	14	2	2	2	64
<i>Schizodon fasciatus</i>	1	13	11	0	3	17	1	17	4	3	17	18	0	10	8	1	8	22	154
<i>Schizodon vittatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	15	2	7	26
<i>Rhytiodus argenteofuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	1	0	3	2	2	0	1	13
<i>Rhytiodus microlepis</i>	1	33	9	8	21	18	1	17	7	4	16	12	4	12	18	13	30	29	253
<b>Erithrinidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	0	0	4	0	1	0	0	0	5	0	1	3	0	0	0	0	0	6	20

<i>Hoplias malabaricus</i>	0	1	1	1	1	2	0	2	5	0	1	6	0	1	2	3	1	5	32
<b>Ctenoluciidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Boulengerella maculata</i>	0	0	0	0	0	0	7	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	10
<b>Acestrorhynchidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acestrorhynchus falcatus</i>	0	0	1	0	1	0	3	3	2	0	1	0	0	0	0	1	0	3	15
<i>Acestrorhynchus falcirostris</i>	34	113	30	27	37	28	35	74	27	4	19	16	16	25	18	37	102	25	667
<b>Cynodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynodon gibbus</i>	0	1	2	0	0	1	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	8
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	1	16	10	1	5	4	1	13	2	0	0	0	0	0	1	1	6	2	63
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	3	12	29	13	28	12	5	6	6	0	4	6	6	8	6	7	1	6	158
<b>Characidae</b>																			0
<i>Agoniates anchovia</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Anchoviella jamesi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Brycon amazonicus</i>	0	4	6	5	3	18	0	0	6	0	1	5	0	10	70	0	1	1	130
<i>Brycon melanopterus</i>	0	2	3	0	0	5	0	1	5	0	2	1	1	3	15	2	1	7	48
<i>Bryconops caudomaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	8	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
<i>Bryconops</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Catoprion mento</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chalceus erythrus</i>	0	5	38	0	0	2	2	11	20	1	3	14	0	0	1	0	0	0	97
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	4	17	29
<i>Colossoma macropomum</i>	1	1	5	2	3	24	6	2	1	1	3	13	1	4	7	2	7	9	92
<i>Ctenobrycon hauxwellianus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	1	0	0	0	0	55
<i>Gymnocorymbus thayeri</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Metynnis hypsauchen</i>	0	0	0	0	8	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	12
<i>Myloplus rubripinnis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mylossoma aureum</i>	3	0	5	5	16	15	1	2	0	12	1	3	1	1	1	4	10	13	93
<i>Mylossoma duriventre</i>	6	13	14	4	38	45	6	12	7	21	4	15	1	6	11	5	12	19	239
<i>Piaractus brachypomus</i>	0	0	0	0	2	2	1	0	1	1	0	0	0	2	1	2	0	2	14
<i>Pristobrycon calmoni</i>	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4

<i>Pygocentrus nattereri</i>	427	198	359	77	159	96	11	30	11	52	157	133	13	152	59	75	43	13	2065
<i>Roebooides myersi</i>	3	1	7	0	3	1	1	0	1	0	1	1	0	7	12	3	4	9	54
<i>Serrasalmus cf. robertsoni</i>	1	1	6	2	8	6	0	0	1	11	6	8	0	10	1	8	5	2	76
<i>Serrasalmus elongatus</i>	13	8	10	5	14	13	0	1	0	2	9	10	6	21	5	0	2	1	120
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	173	63	109	5	19	29	2	11	1	13	12	10	4	9	18	4	3	1	486
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	4	14	4	1	9	4	0	8	2	4	5	5	0	18	8	4	5	1	96
<i>Triportheus albus</i>	79	56	11	118	45	10	96	26	14	233	129	85	109	86	40	75	18	10	1240
<i>Triportheus angulatus</i>	124	189	113	9	29	51	116	141	76	63	100	98	13	17	131	45	21	40	1376
<i>Triportheus elongatus</i>	113	17	28	36	18	23	12	12	18	1	19	3	8	1	6	6	5	14	340
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	3	0	0	2	11
<i>Tetragonopterus chalcus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4
<b>Siluriformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Doradidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anadoras grypus</i>	1	7	14	0	0	0	0	1	1	0	7	6	1	3	7	0	4	1	53
<i>Ancistrus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Ancistrus cf. dubis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ancistrus cf. dolichopterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3
<i>Agamyxis pectinifrons</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Astrodoras asterifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	1	0	0	0	5
<i>Doras punctatus</i>	0	3	7	0	3	0	0	1	1	1	2	3	2	1	3	0	5	4	36
<i>Hemidoras stenopeltis</i>	0	2	1	0	1	0	2	0	0	1	0	1	3	4	1	0	0	0	16
<i>Lithodoras dorsalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Megalodoras uranoscopus</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Nemadoras elongatus</i>	2	4	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	9

<i>Nemadoras hemipeltis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Nemadoras humeralis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Oxydoras niger</i>	2	3	12	4	20	4	1	0	0	0	0	3	2	5	6	5	6	7	80
<i>Pterodoras granulosus</i>	0	5	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	2	0	14
<i>Scorpiodoras heckelii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Auchenipteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ageneiosus atronasus</i>	0	2	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	8
<i>Ageneiosus brevis</i>	0	3	4	9	0	0	40	42	1	0	0	1	5	6	1	2	4	0	118
<i>Ageneiosus inermis</i>	3	8	8	2	6	4	1	0	0	0	1	0	7	4	1	0	1	0	46
<i>Ageneiosus piperatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
<i>Ageneiosus sp vittatus</i>	3	17	21	2	1	0	6	6	0	2	7	1	9	5	8	2	0	3	93
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0	2	7	17	7	12	2	3	1	1	0	2	1	2	0	3	1	1	62
<i>Auchenipterus dentatus</i>	1	0	4	3	12	6	0	0	0	0	1	1	2	5	1	0	1	0	37
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	5	20	43	9	3	2	113	57	3	3	3	4	22	11	1	10	1	14	324
<i>Auchenipterus britskii</i>	0	0	1	0	0	0	46	18	0	2	4	1	0	0	0	91	41	3	207
<i>Auchenipterus thoracatus</i>	0	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	29	19	0	64
<i>Centromochlus heckelii</i>	1	0	3	2	3	5	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	18
<i>Epapterus dispilurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	9	8	1	0	0	0	19
<i>Tatia intermedia</i>	0	0	0	0	1	0	1	3	12	0	0	0	0	0	0	1	2	2	22
<i>Trachelyopterus galeatus</i>	1	14	15	5	30	50	1	17	6	3	11	14	6	7	14	4	9	15	222
<i>Trachycorystes porosus</i>	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	6	0	0	0	12
<i>Trachelyopterichthys taeniatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<b>Pimelodidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachyplatystoma juruense</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Calophysus macropterus</i>	5	10	11	6	13	20	0	0	1	0	0	1	0	3	2	2	0	0	74
<i>Hemisorubim platyrhynchus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

<i>Hypophthalmus edentatus</i>	6	1	12	1	5	5	6	3	2	0	5	1	2	1	4	1	2	1	58
<i>Hypophthalmus fimbriatus</i>	1	2	4	0	0	0	4	5	3	0	0	0	0	0	0	4	1	3	27
<i>Hypophthalmus marginatus</i>	22	9	15	2	6	5	9	2	5	7	3	18	1	0	0	33	3	0	140
<i>Platynemichthys notatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pimelodina flavipinnis</i>	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Pimelodus blochii</i>	7	73	15	4	10	4	5	3	2	23	29	17	4	1	10	27	23	7	264
<i>Pirirampus pirirampu</i>	4	3	2	4	4	2	0	3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	24
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	3	2	0	1	1	14
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>	0	0	2	1	2	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	9
<i>Sorubim lima</i>	1	1	6	4	8	2	5	9	2	6	5	1	5	9	8	10	4	2	88
<b>Cetopsidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cetopsis coecutiens</i>	1	0	0	14	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17
<b>Callichthyidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dianema longibarbis</i>	2	6	17	0	1	0	1	0	0	1	3	8	0	0	0	0	0	0	39
<i>Dianema urostriatum</i>	4	5	7	0	0	0	1	0	0	1	6	3	0	0	0	0	0	0	27
<i>Hoplosternum littorale</i>	7	32	11	1	3	8	1	17	11	1	12	34	15	4	25	8	7	8	205
<i>Megalechis thoracata</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	8
<i>Hypoptopoma gulare</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Hypoptopoma incognitum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	4
<b>Loricariidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dekeyseria amazonica</i>	1	1	4	0	5	1	0	0	1	1	1	1	4	2	7	0	0	2	31
<i>Hypostomus plecostomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0		2
<i>Loricaria cataphracta</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2

<i>Loricariichthys maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	3
<i>Loricariichthys nudirostris</i>	0	0	0	0	3	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	6	3	19
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	0	3	5	2	2	7	0	1	0	0	2	10	4	2	4	0	0	2	44	
<i>Squaliforma emarginata</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	6	
<i>Sturisoma lyra</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	
<b>Gymnotiforme</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Apterontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Parapteronotus hasemani</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	5
<b>Rhamphichthyidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Sternopygidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sternopygus macrurus</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	4	
<b>Gymnotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gymnothus carapo</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	
<i>Hepitoplosternum cf. benny</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<b>Synbranchiiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Synbranchidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synbranchus marmoratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	
<b>Perciformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Sciaenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	2	3	16	2	3	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	37	
<b>Ciclidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acarichthys heckelii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	1	1	0	0	7	
<i>Acaronia nassa</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	5	
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0	1	2	1	0	2	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	10	

<i>Astronotus ocellatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2
<i>Chaetobranchopsis orbicularis</i>	0	2	3	0	0	0	0	8	6	1	1	3	0	0	0	0	0	1	25	
<i>Chaetobranchus flavescens</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	1	2	0	8	
<i>Cichla monoculus</i>	1	1	3	0	6	2	0	3	10	0	12	16	1	2	1	3	27	20	108	
<i>Cichla temensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Cichlasoma amazonarum</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Crenicichla cintacta</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	
<i>Chrenicichla strigata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	1	5	
<i>Geophagus proximus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	6	
<i>Heros efasciatus</i>	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	9	
<i>Heros severus</i>	0	0	2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	6	
<i>Hypselecara temporalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Mesonauta festivus</i>	1	8	5	4	8	3	0	9	8	1	4	5	1	0	5	5	3	6	76	
<i>Pterophyllum scalare</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	
<i>Satanoperca acuticeps</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0	1	0	1	0	8	
<i>Satanoperca jurupari</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	0	0	0	0	1	0	6	
<i>Symphysodon aequifasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Uaru amphiacanthoides</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	3	6	
<b>Tetraodontiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Tetraodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Colomesus asellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	
<b>Lepidosireniformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<b>Lepidosirenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Lepidosiren paradoxa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	

Anexo III - Abundância em peso (grama) da ictiofauna de lagos de várzea em referencia a sazonalidade, tipo de lago e tipo de habitat. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada).

	Estação de Enchente									Estação de Vazante								
	Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra firme			Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra firme		
<b>Osteoglossiformes</b>	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA
<b>Osteoglossidae</b>																		
Osteoglossum bicirrhosum	0	1323	1957	582	0	0	0	0	0	0	1124	243	0	538	2019	0	0	372
<b>Clupeiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pristigasteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilisha amazonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	147	198	31	0	0	69	34	45
Pellona castelnaeana	83	535	263	1682	3746	736	3137	1164	193	9380	2600	4989	4716	9750	8216	303	302	277
Pellona flavipinnis	19	123	0	293	827	0	814	598	354	5714	3136	1139	8161	5371	292	6852	2991	912
Pristigaster whiteheadi	0	0	0	19	20	0	0	0	0	11	45	0	0	0	0	12	0	0
<b>Engraulidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Jurengraulis juruensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	103	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycengraulis batesii	0	0	0	0	0	0	740	372	10	53	23	53	172	0	0	1121	1216	35
<b>Characiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Hemiodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anodus elongatus	845	1091	103	3456	876	1004	3602	821	0	2318	1028	489	1385	400	115	1113	589	36
Anodus orinocensis	0	0	0	0	0	0	676	972	439	177	160	0	0	0	0	2142	249	0
Hemiodus argenteus	0	441	0	0	0	22	269	169	32	0	0	44	117	0	56	0	0	0
Hemiodus atranalis	0	0	0	0	0	0	0	247	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemiodus immaculatus	320	1014	245	990	380	100	2323	1317	846	655	174	172	149	81	0	3314	1567	443
Hemiodus microlepis	0	104	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	169	197	0	0
Hemiodus sp.	0	2432	176	1451	400	925	137	205	200	461	827	307	3944	2596	279	89	42	43
Hemiodus unimaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	492	0	0

<b>Curimatidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curimata cf. knerii	0	100	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curimata inornata	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	145	40	0	129	0	138	59	0
Curimata ocellata	0	0	0	0	0	0	11	367	15	0	0	0	0	49	0	0	0	0
Curimata vittata	0	0	33	0	0	135	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Curimatella meyeri	91	279	586	87	135	463	150	191	195	97	694	92	0	270	145	13	491	186
Potamorhina altamazonica	3340	3091	2301	6382	9645	9146	1807	4862	600	1370	2307	1785	7738	4705	5111	4535	15087	2168
Potamorhina latior	1004	1105	1015															
	4	9	4	6713	8748	6334	3051	2475	544	9521	15303	8971	6178	10077	2466	2961	8589	771
Potamorhina pristigaster	1420	4247	3594	232	666	230	0	187	846	1172	2176	705	184	0	253	114	183	123
Psectrogaster amazonica	1095	309	254	0	65	286	3342	1681	381	327	889	1336	679	1132	126	580	1306	1285
Psectrogaster rutiloides	1116	1730																
	1	9	6718	6635	10646	2887	5742	2462	162	2969	5538	3001	7240	15814	598	2863	3061	292
Psectrogaster essequibensis	0	63	120	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Prochilodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prochilodus nigricans	261	3148	1425	823	1338	373	171	1078	1554	0	755	776	262	1539	2022	0	544	1783
Semaprochilodus insignis	198	3003	838	137	888	455	1039	386	2228	356	572	399	59	60	96	538	931	1259
Semaprochilodus taeniurus	977	795	421	140	205	144	0	339	66	519	2974	51	147	1515	372	59	143	0
<b>Anostomidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Laemolyta proxima	0	54	69	41	0	0	0	0	365	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Laemolyta taeniata	0	0	0	0	0	0	257	0	0	0	0	0	0	0	0	165	0	154
Leporinus agassizii	0	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leporinus amazonicus	0	0	0	306	0	225	0	0	351	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leporinus fasciatus	0	0	195	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leporinus friderici	20	208	583	0	21	719	248	250	635	0	834	542	0	277	839	0	581	1672
Leporinus trifasciatus	0	951	838	188	242	1002	390	330	74	0	623	1311	444	706	1188	0	401	993
Schizodon fasciatus	196	2335	2238	0	1795	1279	296	1372	3389	248	1647	2866	0	605	3849	49	935	195
Schizodon vittatus	0	0	0	58	0	118	1046	576	691	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Rhytiodus argenteofuscus	260	0	314	0	897	285	210	0	249	0	0	0	0	0	0	171	316	
Rhytiodus microlepis	1324	3546	2981	777	2180	2702	1033	4464	4913	209	3287	2214	1002	2713	3163	143	2118	1386
<b>Erithrinidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hoplerythrinus unitaeniatus	0	216	349	0	0	0	0	0	673	0	0	733	0	60	0	0	0	666
Hoplias malabaricus	0	72	2279	0	60	560	598	455	2272	0	97	69	521	502	1162	0	862	2023
<b>Ctenoluciidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boulengerella maculata	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	806	123	117
<b>Acestrorhynchidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acestrorhynchus falcatus	0	21	0	0	0	0	56	0	138	0	0	138	0	276	0	144	218	95
Acestrorhynchus falcirostris	207	1456	1107	1548	2817	2309	3738	7506	2050	3645	11889	4224	3524	4885	4522	2477	8125	2144
<b>Cynodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cynodon gibbus	0	128	0	0	0	0	0	113	0	0	50	127	0	0	148	28	0	0
Hydrolycus scomberoides	0	0	0	0	0	191	42	375	178	85	1977	1143	119	1011	386	62	724	249
Rhaphiodon vulpinus	0	249	1293	1407	2223	1784	1098	201	697	593	2390	6663	3207	7524	3641	1000	686	403
<b>Characidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Agoniates anchovia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	18	0	0	0	0
Anchoviella jamesi	0	0	0	0	0	0	0	73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brycon amazonicus	0	81	1238	0	581	4588	0	67	39	0	943	1146	1361	693	3991	0	0	948
Brycon melanopterus	0	69	38	20	61	443	120	129	468	0	184	436	0	0	513	0	170	323
Bryconops caudomaculatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	158	0	412
Bryconops caudomaculatus cf.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0
Catoprion mento	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	248	0
Chalceus erythrurus	123	235	1433	0	0	106	0	0	0	0	158	3232	0	0	225	81	418	644
Chalceus macrolepidotus	0	0	0	0	0	0	241	84	550	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Colossoma macropomum	149	1647	4194	87	1164	1506	189	1509	1715	401	304	2396	464	611	7206	1763	582	308

Ctenobrycon hauxwellianus	0	278	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnocorymbus thayeri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Metynnis hypsauchen	0	0	0	0	80	0	0	103	0	0	0	0	0	360	42	0	109	0
Myloplus rubripinnis	0	144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mylossoma aureum	714	10	231	13	52	107	358	1191	1275	103	0	214	306	781	1325	149	100	0
Mylossoma duriventre	2538	393	2106	12	308	963	628	1189	2086	362	349	1296	319	3985	4780	1010	469	505
Piaractus brachypomus	250	0	0	0	318	25	159	0	628	0	0	0	0	335	281	139	0	714
Pristobrycon calmoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	34	59	0	0	0
Pygocentrus nattereri	3698	11014	14685	949	6381	5245	2088	2851	1607	15582	8533	16232	6164	8855	8008	338	1181	681
Roebooides myersii	0	17	13	0	330	562	70	93	304	132	43	311	0	179	16	25	0	36
Serrasalmus cf. robertsoni	143	61	171	0	231	8	365	114	19	21	17	463	16	253	372	0	0	15
Serrasalmus elongatus	78	446	532	530	1575	366	0	108	52	617	349	614	404	1298	792	0	25	0
Serrasalmus rhombeus	1297	473	510	187	278	721	86	176	50	3451	1288	2947	347	964	1867	58	223	8
Serrasalmus spilopleura	435	82	57	0	1414	454	105	393	131	142	535	145	276	442	333	0	337	84
Triportheus albus	4391	2722	2026	2659	1779	934	2896	610	250	2394	1761	484	3426	890	231	3200	928	357
Triportheus angulatus	2058	3080	2793	413	394	3204	1468	1386	1769	8399	6860	6068	693	1819	2924	4360	5148	2784
Triportheus elongatus	46	904	182	235	39	170	714	350	1082	2786	621	1699	1413	1086	1610	446	655	947
Tetragonopterus argenteus	79	24	0	0	0	23	0	0	22	0	0	32	0	0	0	0	0	0
Tetragonopterus chalceus	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	32	0	0	0	0	0	0
<b>Siluriformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Doradidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anadoras grypus	0	403	334	87	154	454	0	208	49	10	349	530	0	0	0	0	51	77
Ancistrus	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancistrus cf. dubis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	148	0	0	0	0	0	0
Ancistrus cf. dolichopterus	0	0	116	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66
Agamyxis pectinifrons	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0
Astrodoras asterifrons	0	21	55	0	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Doras punctatus	25	49	64	113	34	68	0	226	159	0	26	179	0	109	0	0	37	44

Hemidoras stenopeltis	42	0	21	253	381	126	0	0	0	0	64	18	0	23	0	90	0	0
Lithodoras dorsalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1895	0	0	0
Megalodoras uranoscopus	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	0	78	0	0	17	0	0	0
Nemadoras elongatus	0	29	0	0	0	0	0	0	0	21	154	168	0	0	0	0	0	0
Nemadoras hemipeltis	0	0	0	0	0	0	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nemadoras humeralis	0	6	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oxydoras niger	0	0	349	666	673	1439	2878	1756	2015	273	443	1439	733	7023	1440	201	0	0
Pterodoras granulatus	0	17	0	117	106	24	58	98	0	0	139	27	0	421	0	0	0	0
Scorpiodoras heckelii	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Auchenipteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ageneiosus atronasmus	0	0	0	225	0	0	0	0	0	0	54	112	0	158	0	0	0	0
Ageneiosus brevis	0	0	55	295	538	49	161	326	0	0	94	112	260	0	0	1607	2125	49
Ageneiosus inermis	0	268	0	3212	1108	489	0	171	0	1680	3502	2607	697	2212	910	715	0	0
Ageneiosus piperatus	0	0	0	0	0	14	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ageneiosus sp vittatus	85	342	27	829	459	634	114	0	222	82	561	654	65	39	0	289	255	0
Ageneiosus ucayalensis	51	0	134	53	117	0	57	20	55	0	180	454	1896	670	968	258	198	73
Auchenipterus dentatus	0	39	40	188	360	63	0	101	0	59	0	214	237	973	430	0	0	0
Auchenipterus nuchalis	119	116	94	1947	1026	34	384	47	711	153	766	1903	370	168	83	5822	2720	212
Auchenipterus britskii	94	159	5	0	0	0	3834	1845	42	0	0	31	0	0	0	1816	957	0
Auchenipterus thoracatus	0	0	149	0	6	0	1168	1042	0	0	22	197	0	0	0	0	0	0
Centromochlus heckelii	0	0	0	0	0	11	0	10	7	7	0	34	30	33	60	6	0	0
Epapterus dispilurus	0	0	0	706	255	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0
Tatia intermedia	0	0	0	0	0	0	25	44	36	0	0	0	0	20	0	20	41	192
Trachelyopterus galeatus	142	606	913	489	453	1149	209	485	972	58	866	1181	616	3714	4285	42	896	372
Trachycorystes porosus	0	0	142	0	0	358	0	0	0	0	0	61	0	0	25	0	0	0
Trachelyopterichthys taeniatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64	41	114
<b>Pimelodidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Brachyplatystoma juruense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0
Calophysus macropterus	0	0	367	0	649	369	255	0	0	718	1548	2966	942	2843	5113	0	0	75
Hemisorubim platyrhynchos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	404	35	0	0	0
Hypophthalmus edentatus	0	570	126	534	215	837	303	365	32	476	40	1729	239	572	729	512	385	149
Hypophthalmus fimbriatus	0	0	0	0	0	0	776	26	161	181	255	271	0	0	321	313	324	212
Hypophthalmus marginatus	1196	126	1827	236	0	0	19164	1082	0	3837	1281	2728	132	699	977	3213	528	887
Platynemateichthys notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	605	0	0	0	0
Pimelodina flavipinnis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	62	25	0	0	0	0	0	0
Pimelodus blochii	912	1237	1055	249	22	538	2084	1709	544	303	4265	1025	200	645	343	512	242	277
Pinirampus pirinampu	81	0	0	0	956	0	0	0	0	417	438	431	1436	1321	209	0	2348	0
Pseudoplatystoma fasciatum	0	0	1289	1518	1823	656	0	703	365	0	600	1494	437	0	0	0	0	0
Pseudoplatystoma tigrinum	0	0	0	1045	0	0	0	311	0	0	0	740	651	1622	508	0	53	0
Sorubim lima	655	763	92	504	811	532	1193	370	184	54	93	429	541	776	383	397	936	115
<b>Cetopsidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cetopsis coecutiens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	1194	96	75	0	0	0
<b>Callichthyidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dianema longibarbis	15	70	134	0	0	0	0	0	0	64	137	451	0	15	0	11	0	0
Dianema urostriatum	23	150	81	0	0	0	0	0	0	74	156	215	0	0	0	17	0	0
Hoplosternum littorale	36	395	1383	570	263	982	348	485	506	818	3302	1975	164	273	1074	114	2083	1281
Megalechis thoracata	0	274	0	0	0	133	0	0	0	0	0	46	0	0	0	0	0	0
Hypoptopoma gulare	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	10	0	0	0
Hypoptopoma incognitum	0	0	0	12	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Loricariidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dekeyseria amazonica	53	26	25	174	79	224	0	0	103	47	5	218	0	265	70	0	0	47
Hypostomus plecostomus	0	0	0	0	0	248	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Loricaria cataphracta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97	40	0
Loricariichthys maculatus	0	0	0	44	71	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loricariichthys nudirostris	0	0	0	0	0	0	367	573	135	0	0	0	0	58	100	26	93	0
Pterygoplichthys pardalis	0	27	2691	67	228	36	0	0	40	0	875	1368	326	306	1596	0	62	0
Squaliforma emarginata	0	0	0	0	0	136	0	263	0	0	0	100	277	0	0	0	0	0
Sturisoma lyra	0	0	0	38	0	39	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0
<b><u>Gymnotiforme</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Apteronotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parapteronotus hasemani	0	0	0	0	0	120	0	0	24	0	148	256	0	0	0	0	0	0
<b>Rhamphichthyidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhamphichthys rostratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	258	0	0
<b>Sternopygidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternopygus macrurus	0	0	209	0	0	0	0	59	0	0	0	117	0	0	89	0	0	0
<b>Gymnotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnothus carapo	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	0	0	0	0	0	0
Hepitoplosternum cf. benny	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0
<b><u>Synbranchiformes</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Synbranchidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Synbranchus marmoratus	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b><u>Perciformes</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Sciaenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plagioscion squamosissimus	0	0	0	0	0	0	796	1102	0	596	882	5196	433	804	1500	0	287	0
<b>Ciclidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acarichthys heckelii	0	0	0	0	0	66	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	438
Acaronia nassa	0	0	0	0	0	0	0	137	117	0	0	0	0	0	0	0	181	159
Astronotus crassipinnis	0	40	0	0	0	442	0	0	165	0	190	353	272	0	714	0	0	178
Astronotus ocellatus	0	0	202	0	0	288	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Chaetobranchopsis orbicularis	28	53	109	0	0	0	0	0	134	0	246	219	0	0	0	0	331	257
Chaetobranchus flavescens	0	0	321	0	0	0	119	381	0	0	55	56	0	0	0	0	0	379
Cichla monoculus	0	2142	2245	66	491	35	428	5753	2246	265	171	273	0	2467	984	0	307	1127
Cichla temensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94	85	0
Cichlasoma amazonarum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	153	0	0	0	0	0	14	0
Crenicichla cincta	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	125	0	0	0	109	0	0	254
Chrenicichla strigata	0	0	0	0	0	0	366	0	208	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Geophagus proximus	0	0	95	0	0	0	0	280	0	0	0	0	0	0	0	96	130	144
Heros efasciatus	0	0	97	0	0	136	0	0	0	0	0	212	0	0	223	0	0	0
Heros severus	0	0	0	0	0	0	0	168	48	0	0	142	0	0	70	0	0	79
Hypselecara temporalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	104	0	0	0
Mesonauta festivus	9	63	93	12	0	71	111	79	191	26	114	100	48	106	39	0	165	141
Pterophyllum scalare	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0
Satanoperca acuticeps	0	30	65	0	0	24	0	96	0	0	71	0	0	0	0	0	0	191
Satanoperca jurupari	0	0	96	0	0	0	0	122	0	0	0	0	0	0	0	0	0	202
Symphysodon aequifasciatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0
Uaru amphiacanthoides	0	0	0	0	0	0	0	78	258	0	0	0	0	0	136	0	0	302
<b><u>Tetraodontiformes</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Tetraodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Colomesus asellus	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b><u>Lepidosireniformes</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Lepidosirenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidosiren paradoxa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1068	0	0	0	0	0	0	0

Anexo IV – Valor médio das oito variáveis ambientais em referência ao tipo de lago e habitat encontrado nas estações hidrológicas de enchente e vazante. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada).

Estação de Enchente

Lagos	Habitat	pH	Cond.	O <sub>2</sub> S	O <sub>2</sub> F	°C-S	°C-F	Transp.	Prof.
Costa	AA	6.26	49.63	0.17	0.04	27.9	27.7	0.72	7.55
	MA	6.25	48.82	0.33	0.01	28.22	27.8	0.75	4.46
	FA	6.29	48.93	0.16	0.09	27.81	27.72	0.67	3.71
Ilha	AA	6.64	70.79	1.18	0.89	27.79	27.61	0.55	8.12
	MA	6.55	71.17	1.19	0.86	27.83	27.57	0.58	6.50
	FA	6.57	73.17	0.45	0.21	27.85	27.63	0.65	3.88
Terra firme	AA	6.71	77.92	3.15	1.09	29.21	28.47	1.18	8.74
	MA	6.68	79.96	2.62	0.78	29.14	28.46	1.29	4.95
	FA	6.67	79.42	2.28	0.50	28.93	28.43	1.41	4.53

Estação de Vazante

Lagos	Habitat	pH	Cond.	O <sub>2</sub> S	O <sub>2</sub> F	°C-S	°C-F	Transp.	Prof.
Costa	AA	6.37	64.38	1.05	0.51	29.38	28.91	1.03	5.59
	MA	6.38	64.08	0.81	0.27	29.42	28.94	1.25	5.84
	FA	6.35	64.04	0.60	0.32	28.98	28.74	1.08	2.95
Ilha	AA	6.31	82.55	1.21	0.76	28.99	28.63	0.78	4.64
	MA	6.61	82.38	1.24	0.84	29.06	28.70	0.78	5.18
	FA	6.56	82.97	1.14	0.67	28.94	28.70	0.86	3.12
Terra firme	AA	6.44	73.04	2.09	1.58	29.74	29.41	1.27	8.31
	MA	6.46	72.83	1.85	1.42	29.84	29.40	1.29	6.85
	FA	6.41	73.58	1.63	1.18	29.53	29.29	1.34	3.82

Anexo V – Abundância numérica de espécies predadoras encontradas nas estações de enchente e vazante, nos três tipos de lagos e habitat no estudo. (AA = água aberta; MA = macrofita aquática; FA = floresta alagada).

Osteoglossiformes	Estação de Enchente									Estação de Vazante								
	Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra firme			Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra firme		
	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA
<b>Osteoglossidae</b>	0	2	2	582	0	0	0	0	0	0	1124	243	0	538	2019	0	0	372
Osteoglossum bicirrhossum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Clupeiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pristigasteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilisha amazonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	147	198	31	0	0	69	34	45
Pellona castelnaeana	83	535	263	1682	3746	736	3137	1164	193	9380	2600	4989	4716	9750	8216	303	302	277
Pellona flavipinnis	19	123	0	293	827	0	814	598	354	5714	3136	1139	8161	5371	292	6852	2991	912
Pristigaster whiteheadi	0	0	0	19	20	0	0	0	0	11	45	0	0	0	0	12	0	0
<b>Engraulidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycengraulis batesii	0	0	0	0	0	0	740	372	10	53	23	53	172	0	0	1121	1216	35
<b>Characiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Erithrinidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hoplerythrinus unitaeniatus	0	216	349	0	0	0	0	0	673	0	0	733	0	60	0	0	0	666
Hoplias malabaricus	0	72	2279	0	60	560	598	455	2272	0	97	69	521	502	1162	0	862	2023
<b>Ctenoluciidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boulengerella maculata	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	806	123	117
<b>Acestrorhynchidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acestrorhynchus falcatus	0	21	0	0	0	0	56	0	138	0	0	138	0	276	0	144	218	95
Acestrorhynchus falcirostris	207	1456	1107	1548	2817	2309	3738	7506	2050	3645	11889	4224	3524	4885	4522	2477	8125	2144
<b>Cynodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Cynodon gibbus	0	128	0	0	0	0	0	113	0	0	50	127	0	0	148	28	0	0
Hydrolycus scomberoides	0	0	0	0	0	191	42	375	178	85	1977	1143	119	1011	386	62	724	249
Rhaphiodon vulpinus	0	249	1293	1407	2223	1784	1098	201	697	593	2390	6663	3207	7524	3641	1000	686	403
<b>Characidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Agoniates anchovia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	18	0	0	0	0
Catoprion mento	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	248	0
Chalceus erythrus	123	235	1433	0	0	106	0	0	0	0	158	3232	0	0	225	81	418	644
Chalceus macrolepidotus	0	0	0	0	0	0	241	84	550	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pristobrycon calmoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	34	59	0	0	0
Pygocentrus nattereri	3698	11014	14685	949	6381	5245	2088	2851	1607	15582	8533	16232	6164	8855	8008	338	1181	681
Roebooides myersii	0	17	13	0	330	562	70	93	304	132	43	311	0	179	16	25	0	36
Serrasalmus cf. robertsoni	143	61	171	0	231	8	365	114	19	21	17	463	16	253	372	0	0	15
Serrasalmus elongatus	78	446	532	530	1575	366	0	108	52	617	349	614	404	1298	792	0	25	0
Serrasalmus rhombeus	1297	473	510	187	278	721	86	176	50	3451	1288	2947	347	964	1867	58	223	8
Serrasalmus spilopleura	435	82	57	0	1414	454	105	393	131	142	535	145	276	442	333	0	337	84
<b>Siluriformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Auchenipteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ageneiosus atronatus	0	0	0	225	0	0	0	0	0	0	54	112	0	158	0	0	0	0
Ageneiosus brevis	0	0	55	295	538	49	161	326	0	0	94	112	260	0	0	1607	2125	49
Ageneiosus inermis	0	268	0	3212	1108	489	0	171	0	1680	3502	2607	697	2212	910	715	0	0
Ageneiosus sp vittatus	85	342	27	829	459	634	114	0	222	82	561	654	65	39	0	289	255	0
Ageneiosus ucayalensis	51	0	134	53	117	0	57	20	55	0	180	454	1896	670	968	258	198	73
Auchenipterus nuchalis	119	116	94	1947	1026	34	384	47	711	153	766	1903	370	168	83	5822	2720	212
Auchenipterus britskii	94	159	5	0	0	0	3834	1845	42	0	0	31	0	0	0	1816	957	0
<b>Pimelodidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachyplatystoma juruense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0

Calophysus macropterus	0	0	367	0	649	369	255	0	0	718	1548	2966	942	2843	5113	0	0	75
Hemisorubim platyrhynchus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	404	35	0	0	0
Platynematchthys notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	605	0	0	0	0
Pimelodina flavipinnis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	62	25	0	0	0	0	0	0
Pimelodus blochii	912	1237	1055	249	22	538	2084	1709	544	303	4265	1025	200	645	343	512	242	277
Pinirampus pirinampu	81	0	0	0	956	0	0	0	0	417	438	431	1436	1321	209	0	2348	0
Pseudoplatystoma fasciatum	0	0	1289	1518	1823	656	0	703	365	0	600	1494	437	0	0	0	0	0
Pseudoplatystoma tigrinum	0	0	0	1045	0	0	0	311	0	0	0	740	651	1622	508	0	53	0
Sorubim lima	655	763	92	504	811	532	1193	370	184	54	93	429	541	776	383	397	936	115
<b><u>Gymnotiforme</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Apteronotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parapteronotus hasemani	0	0	0	0	0	120	0	0	24	0	148	256	0	0	0	0	0	0
<b>Rhamphichthyidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhamphichthys rostratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	258	0	0
<b>Sternopygidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternopygus macrurus	0	0	209	0	0	0	0	59	0	0	0	117	0	0	89	0	0	0
<b>Gymnotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnothus carapo	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	0	0	0	0	0	0
<b><u>Perciformes</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Sciaenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plagioscion squamosissimus	0	0	0	0	0	0	796	1102	0	596	882	5196	433	804	1500	0	287	0
<b>Ciclidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acaronia nassa	0	0	0	0	0	0	0	137	117	0	0	0	0	0	0	0	181	159
Astronotus crassipinnis	0	40	0	0	0	442	0	0	165	0	190	353	272	0	714	0	0	178
Astronotus ocellatus	0	0	202	0	0	288	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cichla monoculus	0	2142	2245	66	491	35	428	5753	2246	265	171	273	0	2467	984	0	307	1127

<i>Cichla temensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94	85	0
<i>Crenicichla cincta</i>	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	125	0	0	0	109	0	0	254
<i>Chrenicichla strigata</i>	0	0	0	0	0	0	366	0	208	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo VI – Abundância em peso (grama) das espécies predadoras encontradas nas estações de enchente e vazante, nos três tipos de lagos e habitat no estudo. (AA = água aberta; MA = macrófita aquática; FA = floresta alagada).

	Estação de Enchente									Estação de Vazante								
	Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra firme			Lagos de Costa			Lagos de Ilha			Lagos de Terra firme		
<b>Osteoglossiformes</b>	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA
<b>Osteoglossidae</b>	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA	AA	MA	FA
Osteoglossum bicirrhosum	0	1323	1957	582	0	0	0	0	0	0	1124	243	0	538	2019	0	0	372
<b>Clupeiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Pristigasteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ilisha amazonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	147	198	31	0	0	69	34	45
Pellona castelnaeana	83	535	263	1682	3746	736	3137	1164	193	9380	2600	4989	4716	9750	8216	303	302	277
Pellona flavipinnis	19	123	0	293	827	0	814	598	354	5714	3136	1139	8161	5371	292	6852	2991	912
Pristigaster whiteheadi	0	0	0	19	20	0	0	0	0	11	45	0	0	0	0	12	0	0
<b>Engraulidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lycengraulis batesii	0	0	0	0	0	0	740	372	10	53	23	53	172	0	0	1121	1216	35
<b>Characiformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Erithrinidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hoplerythrinus unitaeniatus	0	216	349	0	0	0	0	0	673	0	0	733	0	60	0	0	0	666
Hoplias malabaricus	0	72	2279	0	60	560	598	455	2272	0	97	69	521	502	1162	0	862	2023
<b>Ctenoluciidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Boulengerella maculata	0	0	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	0	0	0	806	123	117
<b>Acestrorhynchidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acestrorhynchus falcatus	0	21	0	0	0	0	56	0	138	0	0	138	0	276	0	144	218	95
Acestrorhynchus falcirostris	207	1456	1107	1548	2817	2309	3738	7506	2050	3645	1188 9	4224	3524	4885	4522	2477	8125	2144

<b>Cynodontidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynodon gibbus</i>	0	128	0	0	0	0	0	113	0	0	50	127	0	0	148	28	0	0
<i>Hydrolycus scomberoides</i>	0	0	0	0	0	191	42	375	178	85	1977	1143	119	1011	386	62	724	249
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	0	249	1293	1407	2223	1784	1098	201	697	593	2390	6663	3207	7524	3641	1000	686	403
<b>Characidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agoniatas anchovia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	18	0	0	0	0
<i>Catoprion mento</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	248	0
<i>Chalceus erythrus</i>	123	235	1433	0	0	106	0	0	0	0	158	3232	0	0	225	81	418	644
<i>Chalceus macrolepidotus</i>	0	0	0	0	0	0	241	84	550	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pristobrycon calmoni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	34	59	0	0	0
<i>Pygocentrus nattereri</i>	3698	11014	14685	949	6381	5245	2088	2851	1607	15582	8533	16232	6164	8855	8008	338	1181	681
<i>Roeboides myersii</i>	0	17	13	0	330	562	70	93	304	132	43	311	0	179	16	25	0	36
<i>Serrasalmus cf. robertsoni</i>	143	61	171	0	231	8	365	114	19	21	17	463	16	253	372	0	0	15
<i>Serrasalmus elongatus</i>	78	446	532	530	1575	366	0	108	52	617	349	614	404	1298	792	0	25	0
<i>Serrasalmus rhombeus</i>	1297	473	510	187	278	721	86	176	50	3451	1288	2947	347	964	1867	58	223	8
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	435	82	57	0	1414	454	105	393	131	142	535	145	276	442	333	0	337	84
<b>Siluriformes</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Auchenipteridae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ageneiosus atronasmus</i>	0	0	0	225	0	0	0	0	0	0	54	112	0	158	0	0	0	0
<i>Ageneiosus brevis</i>	0	0	55	295	538	49	161	326	0	0	94	112	260	0	0	1607	2125	49
<i>Ageneiosus inermis</i>	0	268	0	3212	1108	489	0	171	0	1680	3502	2607	697	2212	910	715	0	0
<i>Ageneiosus sp vittatus</i>	85	342	27	829	459	634	114	0	222	82	561	654	65	39	0	289	255	0
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	51	0	134	53	117	0	57	20	55	0	180	454	1896	670	968	258	198	73
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	119	116	94	1947	1026	34	384	47	711	153	766	1903	370	168	83	5822	2720	212
<i>Auchenipterus britskii</i>	94	159	5	0	0	0	3834	1845	42	0	0	31	0	0	0	1816	957	0
<b>Pimelodidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Brachyplatystoma juruense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0
Calophysus macropterus	0	0	367	0	649	369	255	0	0	718	1548	2966	942	2843	5113	0	0	75
Hemisorubim platyrhynchos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	404	35	0	0	0
Platynemachthys notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	605	0	0	0	0
Pimelodina flavipinnis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	106	62	25	0	0	0	0	0	0
Pimelodus blochii	912	1237	1055	249	22	538	2084	1709	544	303	4265	1025	200	645	343	512	242	277
Pinirampus pirinampu	81	0	0	0	956	0	0	0	0	417	438	431	1436	1321	209	0	2348	0
Pseudoplatystoma fasciatum	0	0	1289	1518	1823	656	0	703	365	0	600	1494	437	0	0	0	0	0
Pseudoplatystoma tigrinum	0	0	0	1045	0	0	0	311	0	0	0	740	651	1622	508	0	53	0
Sorubim lima	655	763	92	504	811	532	1193	370	184	54	93	429	541	776	383	397	936	115
<b><u>Gymnotiforme</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Apteronotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parapteronotus hasemani	0	0	0	0	0	120	0	0	24	0	148	256	0	0	0	0	0	0
<b>Rhamphichthyidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhamphichthys rostratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	258	0	0
<b>Sternopygidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sternopygus macrurus	0	0	209	0	0	0	0	59	0	0	0	117	0	0	89	0	0	0
<b>Gymnotidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gymnothus carapo	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61	0	0	0	0	0	0
<b><u>Perciformes</u></b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Sciaenidae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plagioscion squamosissimus	0	0	0	0	0	0	796	1102	0	596	882	5196	433	804	1500	0	287	0
<b>Ciclididae</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acaronia nassa	0	0	0	0	0	0	0	137	117	0	0	0	0	0	0	0	181	159

<i>Astronotus crassipinnis</i>	0	40	0	0	0	442	0	0	165	0	190	353	272	0	714	0	0	178
<i>Astronotus ocellatus</i>	0	0	202	0	0	288	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla monoculus</i>	0	2142	2245	66	491	35	428	5753	2246	265	171	273	0	2467	984	0	307	1127
<i>Cichla temensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94	85	0
<i>Crenicichla cincta</i>	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	125	0	0	0	109	0	0	254
<i>Chrenicichla strigata</i>	0	0	0	0	0	0	366	0	208	0	0	0	0	0	0	0	0	0

# Referências Bibliográficas

- Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A. & Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci., Biol. Sci* 23(2):425-434.
- Abes, S.S. & Agostinho, A.A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia* 445:217-227.
- Agostinho, A.A. & Zalewski, M. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação*. Maringá, PR: Editora da Universidade Estadual de Maringá. 100.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. & Zalewski, M. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Paraná. *Ecohydrology & Hydrobiology*. V.1:209-217.
- Almeida, F.F. & Melo, S. 2009. Considerações limnológicas sobre um lago de planície de inundação amazônica (lago Catalão – Estado do Amazonas, Brasil). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. V.31; 387-395.
- Almeida-Val, .M.F.; A.L.Val & Walker, I. 1999. Long- and short-term adaptation of Amazon fishes to varying O<sub>2</sub> levels: intraspecific phenotypic plasticity and interspecific variation. In Val, L.A. & V.M.F. Almeida-Val (eds.), *Biology of Tropical Fishes*. INPA. Manaus, 185-206.
- Alves-Gomes, J.A.; Haygood, G.O.M.; Heiligenberg, W. & Meyer, A. 1995. Phylogenetic Analysis of the South American Electric Fishes (Order Gymnotiformes) and the Evolution of Their Electrogenic System: A Synthesis Based on Morphology, Electrophysiology, and Mitochondrial Sequence Data. *Mol. Bid. Evol.* 12(2): 298-3, 18.
- Anjos, M.B. 2005. *Estrutura de comunidades de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central: composição, distribuição e características*

- tróficas*. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 68.
- Anjos, H. D. B. 2007. *Efeitos da fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas*. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 101.
- Anjos, M. B. & Zuanon, J. 2007. Sampling effort and fish species richness in small terra firme Forest streams of central Amazônia, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1):45-52.
- Anjos, M. B.; Oliveira, R.R. & Zuanon, J. 2008. Hypoxic environment as refuge against predatory fish in the Amazonian floodplain. *Braz. J. Biol.*, 68(1): 45-50.
- Aragão, L. P. 1981. Desenvolvimento embrionário e larval, alimentação e reprodução do aruanã, *Osteoglossum bicirrhosum* Vandelli, 1829, do lago Janauacá – Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus, Amazonas. 192.
- Araújo-Lima, C.A.R.M. & Goulding, M. 1998. Os frutos do tambaqui: ecologia, conservação e cultivo na Amazônia. Sociedade Civil Mamirauá/CNPq/Rainforest Alliance, Brasília, DF. 186.
- Araújo-Lima, C.A.R.M. & Ruffino, M.L. 2003. Migratory fishes of the Brazilian Amazon. In: CAROLSFIELD, J. et al. (Ed.). *Migratory fishes of South America: Biology, fisheries and conservation status*. IDRC – Canadá. P 233-302.
- Barthem, R. 1987. Uso de redes de espera no estudo de ritmos circadianos de algumas espécies de peixes nos lagos de várzea do rio Solimões. *Revista Brasileira de Zoologia*. 3(7): 409-422.
- Bayley, P.& Petrere, M. 1989. Amazon fisheries: assessment current status and management options. *Canadian special publications fisheries aquatic science*. 106: 385-98.
- Behr, E.R. & Signor, C.A. 2008. Distribuição e alimentação de duas espécies simpátricas de piranhas *Serrasalmus maculatus* e

- Pygocentrus nattereri* (Characidae, Serrasalminae) do rio Ibicuí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ilhering, Sér. Zool.* V.98(4): 501-507.
- Beukers-Stewart, B.D.; Beukers-Stewart, J.S. & Jones, G.P. 2011. Behavioural and developmental responses of predatory coral reef fish to variation in the abundance of prey. *Coral Reefs*, 30:855-864.
- Bevilacqua, D.R. & Soares, M.G.M. 2010. Crescimento e mortalidade de *Pygocentrus nattereri* Kner, 1985, em lagos de várzea da região de Manacapuru, Amazônia. *Rev. Bras. Eng. Pesca* 5(2): 43-52.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *Am. Nat.*, 124(2): 255-279.
- Buhrnhein, C.M. 2002 Heterogeneidade de habitat: rasos e fundos em assembléias de peixes de igarapés de terra firme na Amazônia Central, Brasil. *Revta Brás. Zool.*, 19(3): 889-905.
- Carneiro, D.P.; Sant'anna, I.R.A. & Soares, M.G.M. 2010. Composição taxônomica e dieta de peixes bentônicos do sistema lago Grande, Manacapuru, Amazonas, Brasil. *Saber do Norte - Uninorte Laureate*, 2(2):11-22.
- Carpenter, S.R.; Kitchell, J.F. & Hodgson, J.R. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634:639.
- Carvalho, L. N. 2008. *História natural de peixes de igarapés amazônicos: utilizando a abordagem do Conceito do rio Contínuo*. Tese de Doutorado – INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 142.
- Carvalho, P.; Bini, L.M.; Thomaz, S.M.; Oliveira, L.G.; Robertson, B.; Tavechio, W.L.G. & Darwisch, A.J. 2001. Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*. V23 (2):265-273.
- Centofante, E. & Melo, C.E. 2012. Estrutura e composição da ictiofauna em um lago isolado na planície do médio rio Araguaia, Mato Grosso – Brasil. *Biotemas*, 25(3):173-186.

- Chiparri-Gomes, A.R.; Lopes, N.P.; Paula-Silva, M.N.; Oliveira, A.R. & Almeida-Val, V.M.F. 2003. Hypoxia tolerance and adaptations in fishes: the case of Amazon Cichlids. In Val, Al and Kapoor, B.G. (eds.) *Fish adaptations*, Science Publishers, New Hampshire, 432.
- Claro-Jr. L.; Ferreira, E.; Zuanon, J. & Araujo-Lima, C. 2004. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. *Acta Amazônica*. Vol.34, 133-137
- Clarke K.R. & Green, R.H. 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study. *Marine Ecology – Progress Series, Mar. Ecol.Prog.Ser.* Vol. 46: 213-226.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N, 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Conama, 357/2005 - "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências."- Data da legislação: 17/03/2005 - *Publicação DOU: 18/03/2005*.
- Correa, S.B.; Crampton, W.G.R.; Chapman, L.J. & Albert, J.S. 2008. A comparison of flooded Forest and floating meadow fish assemblages in an upper Amazon floodplain. *Journal of Fish Biology*, 72:629-644.
- Costa, I.D.C.; Rocha, A.C.P.V.; Lima, M.A.C. & Zuanon, J.A.S. 2011. Composição e abundância de peixes da interface entre as águas abertas e bancos de macrófitas e sua dinâmica nos períodos de crepúsculos matutino e vespertino, no Catalão, Amazonas, Brasil. *Biotemas*, 24(2): 97-101.
- Cox-Fernandes, C. & Petry, P. 1991. A importância da várzea no ciclo de vida dos peixes migradores na Amazônia Central. p.315-320. In: Val, A. L.; Figliuolo, R.; Fildberg, E. (Edis.) *Bases científicas para estratégia de preservação e desenvolvimento da Amazônia: Fatos e Perspectivas*.

- Secretaria de Ciência e Tecnologia. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia. Manaus. 440.
- Cox-Fernandes, C.C. 1997. Lateral migrations of fishes in Amazon floodplains. *Ecology of Freshwater Fish*, 2:36-44.
- Crampton, W. G. R. 1998. Effects of anoxia on the distribution, respiratory strategies and electric signal diversity of gymnotiform fishes. *J. Fish. Biol.* 53, 307-330.
- Cunha, H.B. & Pascoaloto, D. 2006. *Hidroquímica dos rios da Amazônia. Manaus: Governo de Estado do Amazonas, Secretaria do Estado da Cultura, Centro Cultural dos Povos da Amazônia. Série Pesquisas, 127p.*
- Dias, M.S.; Toledo, J.J.; Jardim, M.M.; Figueiredo, F.O.G.; Cordeiro, C.L.O.; Gomes, A.C.S. & Zuanon, J. 2011. Congruence between fish and plant assemblages in drifting macrophyte rafts in Central Amazônia. *Hydrobiologia*, 661:457-461.
- Dibble, E.D. & Pelicice, F.M. 2010. Influence of aquatic plant-specific habitat on an assemblage of small neotropical floodplain fishes. *Ecology of Freshwater Fish*, 19:381-389.
- Do Vale, J.D. 2003. *Estudo da diversidade e estrutura da ictiofauna na área do Catalão, Amazônia Central*. Dissertação de mestrado, INPA/UFAM, Manaus-Amazonas, 48.
- Draper, N. & Smith, H. 1981. *Applied Regression Analysis*, 2nd Ed., New York: Wiley. 709.
- Esteves, F. A. 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro, Brasil. 575p.
- Filizola, N.; Silva, A.V.; Santos, A.M.C. & Oliveira, M.A. 2006. Cheias e secas na Amazônia: Breve abordagem de um contraste na maior bacia hidrográfica do globo. *T&C Amazônia*, Ano IV. 9: 42-49.

- Forsberg, B.R.; Araújo-Lima, C.A.R; Martinelli, L.A.; Victoria, R.L. & Bonassi, J.A. 1993. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. *Ecology* 74(3): 643-652.
- Freitas, C.E.C. & Garcez, R.C.S. 2004. Fish communities of natural channels between floodplain lakes and Solimões-Amazonas River (Amazon-Brazil). *Acta Limnol.*, 16(3): 273-280.
- Freitas, C.E.C. & Siqueira-Souza, F.K.S. 2009. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia Amazônica. *Revista Agrogeoambiental*. V1: 39-45
- Freitas, C.E.C.; Siqueira-Souza, F.K.; Prado, K.L.L.; Yamamoto, K.C. & Hurd, L.E. 2010a. Factors determining fish species diversity in Amazonian floodplain lakes. In: Amazon Basin: Plant life, Wildlife and Environment. Editors, Nicolas Rojas and Rafael Prieto. *Science Publishers*, In. Nova York, p 41 a 76.
- Freitas, C.E.C.; Siqueira-Souza, F.K.S.; Guimarães, A.R.; Santos, F.A. & Santos, I.L.A. 2010b. Interconnectedness during high water maintains similarity in fish assemblages of island floodplain lakes in the Amazonian Basin. *Zoologia*, 27(6):931-938.
- Freitas, C.E.C.; Siqueira-Souza, F.K. ; Humston, R. & Hurd, L.E. (no prelo). An initial assessment of drought sensitivity in Amazonian fish communities. *Hydrobiologia*.
- Furch, K.; Otto, B. 1987. Characterization of light regime changes (PAR) by irradiance reflectance in two Amazonian water bodies with different physico-chemical properties. *Archiv für Hydrobiologie*, 110: 579-587.
- Furch, K. & Junk, W.J. 1997. Physicochemical conditions in floodplains. In: Junk WJ (ed) *The Central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system*. Ecological studies, vol 126. Springer Verlag, Berlin, 69–108.
- Gomes, L.C.; Bulla, C.K.; Agostinho, A.A.; Vasconcelos, L.P. & Miranda, L.E. 2012. Fish assemblage dynamics in a Neotropical floodplain relative to aquatic macrophytes and the homogenizing effect of a flood pulse. *Hydrobiologia*, 685:97-107.

- Goulding, M. 1980. *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian natural history*. London: University of California Press. Berkeley, Los Angeles. 280.
- Granado-Lorencio, C.; Araujo-Lima, C.R.M. & Lobón-Cerviá, J. 2005. Abundance-distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. *Ecography* 28:515-520.
- Hammer, O. & Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*. V.4, 1-9.
- He, X & Kitchell, J.F. 1990. Direct and indirect effects of predation on a fish community: a wholelake experiment. *Transactions of the American Fisheries Society*. 119: 825-835.
- Heinlein, J.M.; Stier, A.C. & Steele, M.A. 2010. Predators reduce abundance and species richness of coral reef fish recruits via non-selective predation. *Coral Reefs*, 29:527-532.
- Heltshel, J.F. & Forrester N.E. 1983. The jackknife estimate of species richness. *Biometrics*, 39: 1-11.
- Henderson, P.A. & Hamilton, H.F. 1995. Standing crop and distribution of fish in drifting and attached floating meadow within and Upper Amazonian várzea lake. *J. Fish. Biol.*, 47: 266-276
- Irion, G.; Muller, J.; Mello, J.N. & Junk, W.J. 1995. Quaternary geology of the Amazon lowland. *Geo-Marine Letters*, 15, 267-309
- Jackson, D.A.; Peres-Neto, P.R. & Olden, J.D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 157-170.
- Jardim-Lima, D.; Piedade, M.T.F.; Queiroz, H.L.; Novo, E.M.L.M. & Rennó, C.D. 2005. A dinâmica do pulso de inundação: aplicações de sensoriamento remoto na avaliação da área de águas abertas e morfologia dos lagos de várzea da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá – Amazonas Central. *Anais XII Simpósio*

*Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Goiânia, Brasil, INPE. P. 3069-3076.

Jucá-Chagas, R. 2004. Air breathing of the neotropical fishes *Lepidosiren paradoxa*, *Hoplerythrinus unitaeniatus* and *Hoplosternum littorale* in aquatic hypoxia. *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part A, 139: 49-53.

Junk, W. J. & Robertson, B. 1997. Aquatic invertebrates. In: Junk, W. J. (Ed.). *The Central Amazonian floodplain: Ecology of a pulsing system*. Ecological Studies, vol. 126. Springer Verlag, Heidelberg, Germany, p.279-298.

Junk, W.J. & Piedade, M.T.F. 1997. Plant life in the floodplain with special reference to herbaceous plants. In: Junk, W.J. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a pulsing system*. Springer-Verlag Berlin, Germany, p.147-186.

Junk, W. J. & K. M. Wantzen, 2004. *The flood pulse concept: New aspects, approaches, and applications—an update*. In Welcomme, R. & T. Petr (eds), Proceedings of the 2nd Large River Symposium (LARS), Pnom Penh, Cambodia. Bangkok. RAP Publication: 117–149.

Junk, W. J.; Soares, M. G. M. & Carvalho, F. M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon River floodplain near Manaus.. *Amazoniana - Limnologia Oecologia Regionalis Systemae Fluminis Amazonas*, Alemanha, v. VII, n. 4, p. 397-431.

Junk, W.J.; Bayley, P.B. & Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplains systems. In Dodge D.P. (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science*, 106: 110-127.

Junk, W.J., Soares, G.M. & Saint-Paul, U. 1997. The fish. In: Junk, W.J., eds. *The central Amazon floodplain. Ecology of a pulsing system*. Ecological studies 126. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, pp. 385–408.

- Junk, W.J.; Piedade, M.T.F. Schongart, J.; Cohn-Haft, M.; Adeney, J.M. & Wittmann, F. 2011. A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands* 31:623-640.
- Kavalco, K.F. & Pazza, R. 2007. Aspectos biogeográficos de componentes da Ictiofauna da América Central. *ConScientiae Saúde*, São Paulo, v.6, n.1, p.147-153. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:773-786.
- King, A.J.; Humphries, P. & Lake, P.S. 2003. *Fish recruitment on floodplains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics*. *Can.J.Fish. Aquatic.* 60:773-786.
- Kramer, D.L. 1987. Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of fishes*, Vol 18, N.2, 81-92.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row publishers, New York.
- Kubitzki, K. & Ziburski, A. 1994. Seed dispersal in floodplain forest of Amazonia. *Biotropica* 26(1): 30-43.
- Lasne, E.; Lek, S. & Laffaille, P. 2007. Patterns in fish assemblages in the Loire floodplain: The role of hydrological connectivity and implications for conservation. *Biological Conservation* 139: 258-268.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2. ed. Elsevier Science BV, Amsterdam, 853.
- Lowe-McConnell, R. 1999. *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais*. EDUSP, São Paulo – SP, 524 pp.
- Luz-Agostinho, K D. G.; Agostinho A. A.; Gomes, L.C. & Julio Jr., H.F. 2008. Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná river floodplain. *Hydrobiologia*, 607:187-198.
- Luz-Agostinho, K.D.G; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Júlio-Jr. H.F. & Fugi, R. 2009. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the Upper Paraná River floodplain. *Braz. J. Biol.* 69(2):481-490.

- MacArthur R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Macedo-Soares, P.H.M.; Petry, A.C.; Farjalla, V.F. & Caramaschi, E.P. 2010. Hydrological connectivity in coastal island systems: lessons from a Neotropical fish metacommunity. *Ecology of Freshwater Fish*. 19:7-18.
- Maciel, H.M. 2010. *Reprodução de espécies de peies em lago de várzea, Manacapuru, AM*. Dissertação (Ciências Pesqueiras nos Trópicos) Universidade Federal do Amazonas. 86.
- Magurran, A. E. 2004 *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Publishing Company, 256.
- Malta, J.C.O. 1984. Os peixes de um lago de várzea da Amazônia Central (lago Janauacá, rio Solimões) e suas relações com os crustáceos ectoparasitas (Branchiura: Argulidae). *Acta Amazônica*, 14(3-4):355-372.
- Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. *General Systems* 3:36-71.
- Martelo, J.; Lorenzen, K.; Crossa, M. & McGrath, D. 2008. Habitat associations of exploited fish species in the Lower Amazon river-floodplain system. *Freshwater Biology*, 53:2455-2464.
- Matthews, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall.
- May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity. In Cody, M.L. & Diamond J.M. [eds.] *Ecology and Evolution of Communities*. Harvard University Press, Cambridge, p.81-120.
- Melo, C.E.; Lima, J.D. & Silva, E.F. 2009. Relationship between water transparency and abundance of Cynodontidae species in the Bananal floodplain, Mato Grosso, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(2): 251-256.

- Mendonça, F.P. de, Magnusson, W.E. & Zuanon, J. 2005. Relationships between habitat characteristics and fish assemblages in small streams of Central Amazonia. *Copeia*, 4: 750-763.
- Mendonça, F.; Pazin, V.; Espírito-Santo, H.; Zuanon, J. & Magnusson, W.E. 2008. Peixes. In: *Reserva Ducke – A biodiversidade amazônica através de uma grade* / Organizadores: Márcio Luiz de Oliveira, Fabrício B. Baccaro, Ricardo Braga-Neto, William E. Magnusson. 63-75.
- Mérona, B. & Rankin-de-Mérona, J. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology*, 2:75-84.
- Message, H.J. 2011. *A estrutura de metacomunidades de peixes em um sistema natural preservado. O caso da planície de inundação do rio Ivinhema, Brasil*. Dissertação de mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais – UEM, 36.
- Miranda, L.E. 2011. Depth as an organizer of fish assemblages in floodplain lakes. *Aquatic Sciences*, 73:211-221.
- Miyazono, S.; Aycock, J.N.; Miranda, L.E & Tietjen, T.E. 2010. Assemblage patterns of fish functional groups relative to habitat connectivity and conditions in floodplain lakes, *Ecology of Freshwater Fish*. 19:578:585.
- Mojica, J.L.; Castellanos, C. & Lobón-Cerviá J. 2009. High temporal species turnover enhances the complexity of fish assemblages in Amazonian Terra firme streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 18:520-526.
- Montanã, C.G. & Winemiller, K.O. 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecology of Freshwater Fish*. 19:216-227.
- Moreira, S. S. 2004. *Relações entre o ciclo hidrológico, atividade alimentar e táticas reprodutivas de quatro espécies de peixes na área do Catalão*,

- Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado. INPA/UFAM. Manaus, Amazonas. 108.
- Nolan, K.S.; Fabre, N.N. & Batista, V.S. 2009. Landscape variables affecting fishery yield in lake systems of the Central Amazon region, Brazil. *J.Appl.Ichthyol.* 25:294-298.
- Noveras, J.; Yamamoto, K.C. & Freitas, C.E.C. 2012. Use of the flooded forest by fish assemblages in lakes of the National Park of Anavilhanas (Amazonas, Brasil). *Acta Amazonica*, V 42(4): 561-566.
- Okada, E.K.; Agostinho, A.A.; Petrere-Jr., M & Penezak, T. 2003 Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná River basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, Vol.3, N. 1, 97-110.
- Oliveira, A.C.M.; Nepstad, D.C.; McGrath, D.G. & Silva, A.F. 2008. Impactos ecológicos do manejo comunitário de recursos naturais em comunidades ribeirinhas de várzea e terra firme na região de Tefé-AM. *Novos Cadernos NAEA*, v.11, n.2, p 57-84, dez.
- Paiva, M.P.; Petrere-Jr., M.; Petenate, A.J.; Nepomuceno, F.H. & Vasconcelos, E.A. 1994. Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. In: Cowx, I.G. *Rehabilitation of freshwater fisheries*. Oxford: Fishing News Book, cap.11, p. 120-129
- Pauly, D. 1994. Quantitative analysis of published data on the growth, metabolism, food consumption, and related features of the Red-bellied Piranha, *Serrasalmus nattereri* (Characidae). *Environ Biol Fish* 41:423-437.
- Pazin, V.F.V.; Magnusson, W.E., Zuanon, J. & Mendonça, F.P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to “terra-firme” streams in Central Amazônia. *Freshwater Biology*, 51:1025-1037.
- Pelicice, F.M.; Abujanra, F.; Fugi, R.; Latini, J.D.; Gomes, L.C. & Agostinho, A.A. 2005. A piscivoria controlando a produtividade em reservatórios: explorando o mecanismo top down. In.:Rodrigues, L.;

- Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. (Orgs.) *Biocenoses em Reservatórios – Padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RiMa, 293-302.
- Pereira, L.C.F. 2010. *Assembléias de ciclídeos na área focal da reserva de desenvolvimento sustentável Mamirauá, médio rio Solimões, Amazonas, Brasil*. Dissertação de mestrado – Ecologia Aquática e Pesca, UPFA. 71.
- Petry, A.C.; Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. 2003a. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology*, 1(2), 111-119.
- Petry, P., Bayley, P.B. & Markle, D.F. 2003b. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *J. Fish Biol.*, 63: 547-579.
- Petry, A.C.; Gomes, L.C.; Piana, P. & Agostinho, A.A. 2010. The role of the predatory trahira (Pisces: Erythrinidae) in structuring fish assemblages in lakes of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia* 651:115-126.
- Pianka, E.R. 1994. *Evolutionary ecology*. 5<sup>th</sup> ed. New York: Harper Collins.
- Piorski, N.M.; Alves, J.R.L. Machado, M.R.B. & Correia, M.M.F. 2005. Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: Characidae) do lago de Viana, estado do Maranhão, Brasil. *Acta amazônica*. V35(1):63-70.
- Pohlmann, K., Grasso, F. W. and Breithaupt, T. 2001. Tracking wakes: The nocturnal predatory strategy of piscivorous catfish. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **98**, 7371-7374.
- Pohlmann, K.; Atema, J. & Breithaupt, T. 2004. The importance of the lateral line in nocturnal predation of piscivorous catfish. *The Journal of Experimental Biology*, 207:2971-1978.
- Pouilly, M. & Rodríguez, M.A. 2004. Determinis of fish assemblage structure in Neotropical floodplain lakes: Influence of internal and

- landscape lake condition. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fishes (LARS2)*. Volume III. Welcomme R. and T. Petr., Eds. FAO Regional Office for Asia and the Pacific Bangkok, Thailand. RAP Publication. 17: 243-265.
- Prado, K.L.L.; Freitas, C.E.C. & Soares, M.G.M. 2010. Assembléias de peixes associadas as macrofitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. *Biotemas*, 23(1):131-142.
- Preston, F.W. 1948. The commonness and rarity of species. *Ecology*, v.29, p.254-83.
- Queiroz, H.L.; Sobanski, M.B. & Magurran, A.E. 2010. Reproductive strategies of Red-bellied piranha (*Pygocentrus nattereri* Kner, 1858) in the white waterns of the Mamirauá flooded forest, central Brazilian Amazon. *Environ. Biol. Fish* 89:11-19.
- Rahel, F.J.; Lyons, J.D. & Cochran, P.A. 1984. Stochastic or deterministic regulation of assemblage structure – it may depend on how the assemblage is defined. *Amer. Naturalist* 124: 583-589.
- Ramcharan, C.W.; McQueen, D.J.; Demers, E.; Popiel, S.A.; Rochhi, A.M.; Yan, N.D.; Wong, A.H. & Hughes, K.D. 1995. A comparative approach to determining the role of fish predation in structuring limnetic ecosystems. *Arch. Hydrobiol.* 133: 389-416.
- Rapp Py-Daniel, L.H. & Deus, C.P. 2003. Avaliação preliminar da ictiofauna e comentários sobre a pesca no baixo rio Purus. In: DEUS, C. P.; SILVEIRA, R. & RAPP PY-DANIEL, L. H. eds. *Piagaçu-Purus: Bases científicas para criação de uma reserva de desenvolvimento sustentável*. Manaus, Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá. 31-47.
- Ribeiro, M. C. L. B., 1983. *As migrações dos jaraquis (Pisces, Prochilodontidae) no Rio Negro, Amazonas, Brasil*, Dissertação de Mestrado, INPA/UFAM, Manaus, Amazonas, 192.

- Rodriguez, M.A. & Lewis, W.M.Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.
- Ruffino, M.L.; Soares, E.C.; Silva, C.O.; Barthem, R.B.; Batista, V.; Estupian, G. & Pinto, W. 2006. Estatística pesqueira no Amazonas e Pará (2003). Manaus: IBAMA, PróVárzea. 76.
- Rysava-Novakova, M. & Ondrackova, M. 2009. The importance of surrogate habitats in lowland river floodplains for fish community composition. *Fisheries Management and Ecology*, 16:468-477.
- Saint-Paul, U. & Soares, M. G. M. 1987. Diurnal distribution and behavioral responses of fishes to extreme hypoxia in an Amazon floodplain lake. *Environmental Biology of Fishes*, Netherlands, v. 20, n. 2, p. 91-104.
- Saint-Paul, U., Zuanon, J., Correa, M.A.V., Garcia, M., Fabr e, N.N., Berger, U. & Junk, W.J. 2000. Fish communities in central Amazonian white and blackwater floodplains. *Environmental Biology of Fishes*, 57, 235-250.
- Salati, E. 1985. The climatology and hidrology of Amazonia. In: Prance, G.T.; Lovejoy, T.E. (Eds). *Amazonia*. Oxford, Reino Unido: Pergamon Press. p.18-42.
- Sánchez-Botero, J. I.; Araújo-Lima, C. A. R. M. 2001. As macrófitas aquáticas como ber rio para a ictiofauna da várzea do rio Amazonas. *Acta Amazonica*, 3(3):437-448.
- Sánchez-Botero, J.I.; Farias, M.L.; Piedade, M.T. & Garcez, D.S. 2003. Ictiofauna associada às macrófitas aquáticas *Eichhornia azurea* (SW.) e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. no lago Camaleão, Amazônia Central, Brasil. *Acta Sci., Biol. Sci.* 25(2):369-375.
- Sánchez-Botero, J.I.; Araujo-Lima, C.AR.M. & Garcez, D.S. 2008. Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the Amazonian floodplain. *Acta Limnológica Brasileira*, 20(1): 45-54.

- Santos, G.M. & Ferreira, E.J.G. 1999. Peixes da Bacia Amazônica. In: Lowe-McConnell, R.H. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais*. Editora da Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil, 533.
- Savino, J.F. & Stein, R.A. 1989. Behavioral interactions between fish predators and their prey: effects of plant density. *Anim. Behav.*, 37: 311-321.
- Sazima, I. & F. A. Machado. 1990. Underwater observations of piranhas in western Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 28:17-31.
- Scarabotti, P.A. López, J.A. & Pouilly, M. 2011. Flood pulse and the dynamics of fish assemblage structure from neotropical floodplain lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 20:605-618.
- Schlosser, I.J. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia*, 303:71-81.
- Shannon, C. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Silva, E.C.S. & Araujo-Lima, C.A.R. 2003. Influência do tipo de alimento e da temperatura na evacuação gástrica da piranha caju (*Pygocentrus nattereri*) em condições experimentais. *Acta Amazônica* 33 (1): 145-156.
- Silvano, R.A.M.; Ramires, M. & Zuanon, J. 2008. Effects of fisheries management on fish communities in the floodplain lakes of a Brazilian Amazonian Reserve. *Ecology of freshwater fish*. Vol. 18, p:156-166.
- Siqueira-Souza, F.K. 2007. *Diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  das assembléias de peixes de lagos de várzea do médio rio Solimões (Amazonas-Brasil)*. Dissertação de Mestrado – INPA/UFAM, Manaus, Amazonas. 138.

- Siqueira-Souza, F. K; Freitas, C. E. C. 2004. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões river. *Braz. J. Biol.*, 64(3A):501-10.
- Soares, L.C. 1977. *Geografia do Brasil, Região Norte. Hidrografia* - IBGE, 465.
- Soares, M.G.M. & Junk, W.J. 2000. Respiratory adaptations of five curimated species (Telestei, Curimatidae) to oxygen depletion in an Amazonian floodplain lake. *Verhandlungen – Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, Stuttgart*, v. 27, n.2, p.1063-1069.
- Soares, M.G.M.; Piedade, M.T.F.; Maia, L.A.; Darwich, A. & Oliveira, A.C.B. 1999. *Influência do pulso de cheia e vazante na dinâmica ecológica ds áreas inundáveis*. In: Secretaria Técnica-MCT. (Org.). Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil – Resultados (Fase Emergencial e Fase I). Brasília: DulplGráfica, v. P.425-445.
- Soares, M. G. M. ; Menezes, N. ; Junk, W. J. 2006. Adaptations of fish species to oxygen depletion in a central Amazonian floodplain lake. *Hydrobiologia* (The Hague), Netherlands, v. 568, n. in press, p. 353-367.
- Soares, M.G.M.; Costa, E.L.; Siqueira-Souza, F.K.; Anjos, H.D.B.; Yamamoto, K.C.; Freitas, C.E.C. 2007. *Peixes de lagos do médio rio Solimões*. Manaus. EDUA.176.
- Soares, M.G.M.; Silva, F.R.; Anjos, H.D.B.; Prestes, L.; Bevilacqua, D.R. & Campos, C. 2009. Ambientes de pesca e a ictiofauna do complexo lacustre do lago Grande de Manacapuru, AM: composição taxonômica e parâmetros populacionais. In: Terezinha de Jesus Pinto Fraxe; Antonio Carlos Witkoski. (Org.). *A pesca na Amazônia Central: Ecologia, conhecimento tradicional e formas de manejo*. Manaus: Editora da Universidade o Amazonas. 77-178.

- Suárez, Y.R.; Petrere-Jr. & Catella, A.C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, 8, 173-186.
- Suárez, Y.R.; Petrere-Jr, & Catella, A.C. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 11, 45-50.
- Sullivan, S.M.P. & Watzin, M.C. 2009. Stream-floodplain connectivity and fish assemblage diversity in the Champlain Valley, Vermont, USA. *Journal of Fish Biology*, 74:1394-1418.
- Taylor, C.M. & Warren Jr., M.L. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: Environmental variability and nested subsets. *Ecology*, 82(8):2320-2330.
- Tejerina-Garro, F.L.; Fortin, R. & Rodríguez, M.A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51: 399-410.
- Ter Braak C. J. F. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, v. 57/3 p. 255-289.
- Thomaz, S.M.; Bini, L.M. & Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, v.579., n.1, p.1-13.
- Townsend, C.R. 2006. *Fundamentos em Ecologia* / Colin R. Townsend, Michael Begon, John L. Harper; Tradução Gilson Rudinei Pires Moreira. [et al.] – 2.ed.- Porto Alegre: Artmed. 592.
- Urbanek, S.; Bibiko, H.J. & Lacus, S.M. 2012. *R Foundation for Statistical Computing*, <http://www-project.org>.
- Valentin, J.L. 1995. Agrupamento e ordenação. *Oecologia Brasiliensis*, v.2 (Tópicos em tratamento de dados biológicos), p. 27-55.

- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Vega-Corredor, M.C.F. 2004. *Influência das variações temporais da disponibilidade relativa de habitats sobre a comunidade de peixes em um lago de várzea da Amazônia Central*. Dissertação de Mestrado INPA/UFAM, Manaus, Amazonas. 89.
- Venupogal, M.M. & Winfield, I.J. 1993. The distribution of juvenile fishes in a hyperreutrophic pond: can macrophytes potentially offer a refuge for zooplankton? *J. Fresh. Ecol.*, 8: 389-396.
- Walker, I. 1995. Amazonian Streams and Small Rivers. In: Tundisi, J.G., Bicudo, C.E.M.; Matsumura-Tundisi, T. (Eds.) *Limnology in Brazil*, ABC/SBL Rio de Janeiro, Brasil. 167-193.
- Welcomme, R.L. 1979. *Fisheries ecology of floodplains rivers*. London: Longman. 317.
- Whittaker, R.H. 1970. *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York. 162.
- Winemiller, K.O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81:225-241.
- Winemiller, K.O. & Jepsen, D.B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of fish Biology*. 53 (Suplement A): 267-296.
- Wisner, D.A. & Christie, A.E. 1987. Temperature Relationship of Great lakes fishes. A data compilation. Great Lakes Fish. *Comm. Spec. Pub.* 87-3. 165.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia*, 50. 296-302.
- Wolfshaar, K.E. van de., Middelkoop, H.; Addink, E., Winter, H.V. & Nagelkerke, L.A.J. 2011. Linking flow regime, floodplain lake connectivity and fish catch in a large river-floodplain system, the

- Volga-Akhtuba floodplain (Russian Federation). *Ecosystems* 14:920-934.
- Wootton, R.J. 1998. *Ecology of teleost fishes*. 2.ed. London: Chapman and Hall. 396.
- Yamamoto, K.C.; Soares, M.G.M. & Freitas, C.E.C. 2004. Alimentação de *Triportheus angulatus* (SPIX & AGASSIZ, 1829), no lago Camaleão, Manaus, AM, BRASIL. *Acta Amazônica*, Manaus, v. 34, n.4, p.253-259.
- Yamamoto, K.C. 2011. Efeitos do aumento da complexidade ambiental sobre as assembleias de peixes em lagos do parque Nacional de Anavilhanas, rio Negro (Amazonas-Brasil). Tese de Doutorado (em Ciências Pesqueiras) – UFAM. 117.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. Fourth edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 663.
- Zaret, T. M. 1980. *Predation and freshwater communities*. Yale Univ. Press, New Haven, Connecticut. 187.
- Zaret, T. M. & R. T. Paine. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182: 449-455.