

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**Composição, estrutura e fatores determinantes  
da ictiofauna de um reservatório neotropical:  
Cachoeira Dourada, Goiás - Minas Gerais, Brasil**

**Alexandre Sorókin Marçal**

**São Carlos, 2009**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**Composição, estrutura e fatores determinantes  
da ictiofauna de um reservatório neotropical:  
Cachoeira Dourada, Goiás - Minas Gerais, Brasil**

**ALEXANDRE SORÓKIN MARÇAL**

**Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração Ecologia e Recursos Naturais**

**Orientador:  
Dr. Alberto Carvalho Peret**

**São Carlos, 2009**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

M313ce

Marçal, Alexandre Sorókin.

Composição, estrutura e fatores determinantes da ictiofauna de um reservatório neotropical : Cachoeira Dourada, Goiás - Minas Gerais, Brasil / Alexandre Sorókin Marçal. -- São Carlos : UFSCar, 2009.  
89 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2009.

1. Comunidades de peixes. 2. Paranaíba, Rio (GO e MG).  
3. Paraná, Rio, Bacia. I. Título.

CDD: 574.5247 (20<sup>a</sup>)

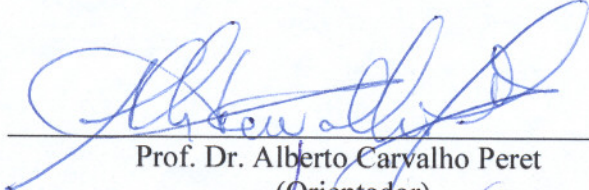
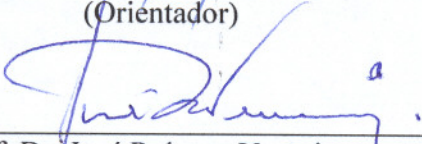
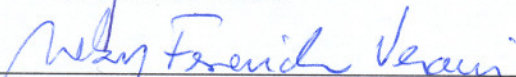

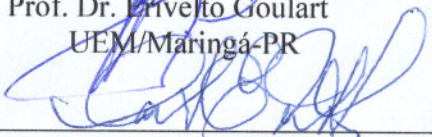
**Alexandre Sorókin Marçal**

**COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E FATORES DETERMINANTES DA  
ICTIOFAUNA DE UM RESERVATÓRIO NEOTROPICAL: Cachoeira Dourada,  
Goiás-Minas Gerais, Brasil**

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em 29 de setembro de 2009

**BANCA EXAMINADORA**

Presidente	 Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret (Orientador)
1º Examinador	 Prof. Dr. José Roberto Verani PPGERN/UFSCar
2º Examinador	 Profa. Dra. Nelsy Fenerich Verani PPGERN/UFSCar
3º Examinador	 Prof. Dr. Erivelto Goulart UEM/Maringá-PR
4º Examinador	 Prof. Dr. Carlos Eduardo Matheus USP/São Carlos-SP

“Was weiß ein Fisch von dem Wasser,  
in dem er sein ganzes Leben lang schwimmt?”  
(“O que sabe um peixe sobre a água na qual nada a vida inteira?”)

Albert Einstein (1879 – 1955), Físico alemão

“Eu não procuro saber as respostas,  
procuro compreender as perguntas.”

Confúcio (551 a.C.– 479 a.C.), Sábio chinês



WWW.PHDCOMICS.COM



WWW.PHDCOMICS.COM

**À memória dos servidores**  
**Benedito “Ditão” Antônio Basseti (DHB-UFSCar)**  
**e “Seu” Horácio Gomes (E.E. Jataí)**  
*que não só “deram o peixe” a muitas gerações de*  
*jovens cientistas, mas também os “ensinaram a*  
*pescar”*

**Para minha “amiga” Marina**  
**e**  
**Para a Nana,**  
**Para o Duda e**  
**Para nossa mãe Vera**

## **AGRADECIMENTOS:**

Uma tese, ainda que redigida e defendida por uma única pessoa, é o resultado do trabalho de muitas. Essa não é exceção. Da preparação para o ingresso no Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFSCar à revisão da versão final, muitas foram as pessoas que contribuíram diretamente para o trabalho. E isso eu digo com alegria, pois cada uma dessas pessoas contribuiu também para enriquecimento na experiência de viver. Arrisco-me usando um *cliché* quando peço desculpas adiantadas a todos aqueles cujos nomes não são citados nesses agradecimentos, pois são muitos os merecedores e pouco o espaço.

Começo agradecendo o Dr. Alberto Carvalho Peret, pela orientação e suporte, pelos ensinamentos enquanto professor, pelos conselhos enquanto amigo, pelas constantes brincadeiras e bom humor quase incessante, mas também pelas broncas firmes quando necessárias.

Agradeço ao Dr. José Roberto Verani e à Dr<sup>a</sup>. Nelsy Fenerich-Verani. Mais do que professores e membros da banca de defesa, essas pessoas compartilharam ensinamentos e conselhos, e foram além dos entraves burocráticos para me permitir ingressar, e permanecer, no Programa. Por um breve período, cada um deles foi meu orientador, uma experiência enriquecedora pela qual sou muito grato.

Como membros da banca examinadora, agradeço ao Dr. Erivelto Goulart (UEM) e ao Dr. Carlos Eduardo Matheus (CRHEA-USP), que cordialmente aceitaram o convite para examinar o trabalho de tese mesmo dispondo um tempo curto para tanto, e ao fazê-lo, trouxeram contribuições para o trabalho e conselhos e ensinamentos que não serão esquecidos.

Pela oportunidade e pelo financiamento de grande parte do trabalho agradeço à Endesa Brasil, e pelo apoio logístico e hospitalidade agradeço ao pessoal da Endesa



Cachoeira. Sou grato em particular à pessoa do Biol. Marcos Alexandre Ries, da Endesa Brasil, que nos convidou e intermediou nosso contato com a empresa, garantiu nossas necessidades de equipamento e pessoal, inclusive participando e auxiliando em algumas de nossas excursões a campo.

Meus agradecimentos ao Sr. “Lobinho”, da Endesa Cachoeira, e aos pescadores de Cachoeira Dourada/GO, Sr. Waldomiro e Sr. “Alipinho”, pela ajuda em campo e valorosa contribuição ao conhecimento sobre a represa e a pesca no local, incluindo práticas e técnicas, sem as quais não seria possível a realização do trabalho. Também aos membros da Guarda Civil Municipal de Cachoeira Dourada, que disponibilizaram embarcações, pessoal e nos auxiliaram em campo.

Agradeço a Sra. Maria Amábil Semensato e ao Sr. Claudinei Arcanjo de Oliveira, técnicos do LabDinPop, pela amizade e auxílio em laboratório, e à Biol. Jurity Antônia Machado, do DHB-UFSCar, pelas análises das amostras de água. Agradecimentos especiais ao Sr. Luiz Aparecido Joaquim, técnico da UFSCar, pela contribuição inestimável em campo, pela seriedade e exemplo de dedicação a trabalho, mas também pela alegria e ótima amizade.

Agradeço a todos os amigos, próximos ou distantes, da UFSCar ou não, pela alegria dos bons momentos e o apoio nos maus, e em particular aos amigos e colegas do LabDinPop-UFSCar Aline Campagna, Beatriz Kawamura, Daniela Fernandes, Evelise Frágoso-Nunes, Jorge L. Rodrigues Filho, Jussara E. Souza, Lia Sabinson, Marcela R. Velludo, Marcelo Grombone, Marina Loeb, Milianny Oda, Mônica Mai, Renata Fracácio e Tatiane F. Luiz pela amizade, companheirismo, parceria, troca de experiências e de conhecimento. Agradecimentos especiais àqueles dentre os citados que auxiliaram nas coletas de campo ou no processamento de material em laboratório. Nesse ponto, cabe

citar também os amigos e colegas dentro do programa de pós-graduação André Rangel e André “Lolinho” Peret.

E finalmente agradeço às pessoas mais queridas: minha “amiga” mais especial, Marina Granai, que me ouviu, discutiu, apoiou, cobrou, me trouxe alegrias e me deu forças para continuar a despeito dos obstáculos trazidos pela vida, e meus irmãos queridos Adriana e Eduardo, e a minha mãe Vera, que apoiaram incondicionalmente desde que aquele garoto enfiou na sua “cabeça dura” que queria ser um biólogo e “estudar os bichos”.

## **RESUMO:**

O presente estudo teve por objetivo a caracterização da composição e da estrutura da ictiofauna da UHE Cachoeira Dourada (15°27'S e 44°41'W), que tem cerca de 74km<sup>2</sup> (média) de área alagada. Para tanto foram selecionados dois pontos (P1 e P2) de coletas de peixes, onde foram instaladas baterias de 10 redes de espera com 50m cada, altura média de 2,0m, com malhas respectivamente de 20mm a 65mm entre nós adjacentes. Esses pontos foram amostrados de fevereiro de 2007 a janeiro de 2008. Em setembro de 2007 foi adicionado um ponto (P3) a montante do reservatório, em uma lagoa marginal, que foi amostrado também com o uso de redes de espera. As redes eram deixadas na água por 24h e a vistoria era feita a cada 12h. Paralelamente, foram coletados dados físicos e químicos de superfície e fundo em 05 pontos distribuídos longitudinalmente no reservatório e 01 imediatamente a jusante da barragem, de modo a monitorar limnologicamente o sistema. Os parâmetros limnológicos tiveram valores próximos entre cada um dos pontos, e não exibiram o gradiente no sentido rio-barragem típico de reservatórios. Não foi observada estratificação vertical de temperatura ou oxigênio. A variação sazonal dos parâmetros limnológicos (entre os meses de seca e cheia) foi maior que a variação longitudinal em cada período. Esses fatos sugerem que o pequeno tamanho do reservatório, suas baixas profundidades e a forma pouco dentrítica contribuíram para que seu comportamento limnológico se assemelhasse ao de um ambiente lótico. Foi capturado um total de 1988 espécimes de peixes, correspondendo a uma biomassa de 326,16kg, distribuídos em quatro ordens, 15 famílias e 35 espécies. Seis espécies introduzidas corresponderam a 32% da captura em número e 29% em biomassa. As assembléias nos pontos P1 e P2 se ajustaram ao modelo logarítmico de rank-abundância. A diversidade de Simpson foi alta (>70%), exceto na época de seca no

P2. As espécies mais abundantes em número nos três pontos, em ordem decrescente de importância, foram *Pimelodus maculatus*, *Satanoperca papaterra*, *Pinirampus pirinampu*, *Cichla piquiti*, *Cichla kelberii*, *Astyanax altiparanae*, *Schizodon nasutus* e *Serrasalmus maculatus*. A variação sazonal da abundância teve correlação com o pH e com a transparência da água. Dentre as guildas reprodutivas, quatro espécies migradoras de longa distância tiveram a maior abundância em termos de números e biomassa. O grupo com o maior número de espécies foi o de espécies com cuidado parental, que também foi o segundo mais abundante em números e biomassa. Os carnívoros dominaram em números e biomassa, seguidos dos piscívoros e dos bentófagos. Esse fato, aliado às baixas abundâncias de iliófagos e herbívoros, sugere que a energia utilizada pela ictiofauna é de origem alóctone, de maneira similar a ambientes lóticos. Correspondência das espécies com os diferentes pontos esteve relacionada à heterogeneidade de habitats, disponibilidade de recursos alimentares e interações bióticas como predação e competição.

## ABSTRACT:

This study aimed to characterize the composition and structure of the ichthyofauna of UHE Cachoeira Dourada (15 ° 27'S and 44 ° 41'W), which has about 74km<sup>2</sup> (average) of flooded area. Therefore, we selected two points (P1 and P2) for fish sampling, in which were installed batteries of 10 gill nets, each 50m long, 2.0m high, with meshes respectively, 2.0cm to 6.5cm between adjacent knots. These points were sampled from February 2007 to January 2008. In September 2007 we added a point (P3) upstream of the reservoir in an oxbow lake, which was also sampled using gill nets. The nets were left in water for 24 hours and the harvesting was done every 12 hours. In addition, physical and chemical data were collected in both surface and bottom on 05 points distributed along the reservoir, and 01 immediately downstream of the dam, in order to characterize the system. The limnological parameters values were similar for each of the points, and did not show the typical gradient from the river towards dam. There was no vertical stratification of temperature or oxygen. The seasonal variation of limnological parameters (between the rainy and dry months) was greater than the longitudinal variation within each period. These facts suggest that the small size of the reservoir, its shallowness and non-dendritic shape closes its limnological behavior to that of a lotic system. A total of 1988 specimens and 326.16 kilograms of fish were captured. These were divided into four orders, 15 families and 35 species. Six introduced species accounted for 32% of the catch in numbers and 29% of the catch in biomass. The assemblages at points P1 and P2 were adjusted to the logarithmic model of rank-abundance. Simpson's diversity was high (> 70%), except during the dry season in P2. The most abundant species in the three points, in decreasing order of importance, were *Pimelodus maculatus*, *Satanoperca papaterra*, *Pinirampus pirinampu*, *Cichla piquiti*, *C. kelberii*, *Astyanax altiparanae*, *Schizodon nasutus* and *Serrasalmus*

*maculatus*. The seasonal variation in abundance correlated with pH and water transparency. Among the reproductive guilds, four long-distance migratory species were the most abundant in terms of numbers and biomass. The group with the largest number of species was the guarders, which was also the second most abundant in numbers and biomass. Carnivores dominated in numbers and biomass, followed by piscivores and benthic-feeders. This fact, combined with the low abundances of illiophagy and herbivores, suggests that the energy used by the fish fauna is of allochthonous origin, similar to lotic environments. Correspondence of species with different points was related to habitat heterogeneity, availability of food resources and biotic interactions such as predation and competition.

## LISTA DE FIGURAS:

Figura 1.1 – Principais represamentos de UHE na bacia do alto Paraná. Trecho em azul corresponde ao reservatório da UHE Cachoeira Dourada (modificado de AGOSTINHO et al 2008).	3
Figura 1.2 – Mapa da UHE Cachoeira Dourada (MG/GO) onde são mostrados o corpo principal do reservatório e o trecho a montante até a área urbana do município de Itumbiara, GO.	4
Figura 2.1 – Mapa da UHE Cachoeira Dourada indicando a localização dos pontos de coleta de dados físicos e químicos a jusante (P1- Água), no corpo do reservatório (P2-Água a P4-Água) e a montante (P5-Água).	10
Figura 2.2 - Escores derivados da ACP envolvendo os parâmetros físicos e químicos obtidos para cada um dos pontos de amostragens da UHE Cachoeira Dourada.	12
Figura 2.3 – Variação longitudinal das médias de Temperatura na UHE Cachoeira Dourada.	14
Figura 2.4 – Variação mensal das temperaturas de superfície (Sup) e fundo (Fun) na UHE Cachoeira Dourada, para os diferentes pontos amostrais.	15
Figura 3.1 – Filtragem seletiva da fauna global de peixes até o subconjunto de espécies compreendidas na comunidade local de um lago ou rio (Adaptado e redesenhado de Smith e Powell (1971) por Jackson et al (2001)).	22
Figura 3.2 – Mapa da UHE Cachoeira Dourada mostrando a localização dos pontos de coleta de peixes.	29
Figura 3. 3 – Dissimilaridade (Coeficiente de Jaccard) da composição de espécies capturadas nos pontos P1 a P3 da UHE Cachoeira Dourada, e das capturadas por Santos (1999) na UHE Itumbiara (Itu) localizada a montante.	40
Figura 3.4 – Variação mensal da CPUE N (acima) e da CPUE W (abaixo) nos pontos P1 e P2 da UHE Cachoeira Dourada	41
Figura 3.5 – Frequência de Ocorrência das espécies nas capturas realizadas no P1 da UHE Cachoeira Dourada.	41
Figura 3.6 - Frequência de Ocorrência das espécies nas capturas realizadas no P2 da UHE Cachoeira Dourada	42
Figura 3.7 - Frequência de Ocorrência das espécies nas capturas realizadas no P3 da UHE Cachoeira Dourada	42
Figura 3.8 – CPUE N (n° de ind. por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas nos pontos P1 e P2 da UHE Cachoeira Dourada	43
Figura 3.9 – CPUE W (kg por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas nos pontos P1 e P2 da UHE Cachoeira Dourada	43
Figura 3.10 – CPUE N (n° de ind. por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas no ponto P3 da UHE Cachoeira Dourada	44
Figura 3.11 – CPUE W (kg por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas no ponto P3 da UHE Cachoeira Dourada.	44

Figura 3.12 – Variação mensal nos valores médios de pH e transparência da água (m) e da CPUE N na UHE Cachoeira Dourada.	45
Figura 3.13 – Abundância relativa das diferentes guildas tróficas nos três pontos amostrais da UHE Cachoeira Dourada. Abundância expressa como percentagens da CPUE N e da CPUE W.	46
Figura 3.14 – Curvas de rank x abundância para as espécies capturadas nos diferentes pontos da UHE Cachoeira Dourada. A linha vermelha é o modelo de “séries logarítmicas” ajustado à distribuição. Veja texto para significância estatística dos ajustes.	47
Figura 3.15 – Correspondência da CPUE N das espécies mais abundantes com os diferentes pontos amostrais, obtida através de uma DCA.	48
Figura 3.16 – Variação mensal do Índice de Diversidade de Simpson (1-D) calculado para uma amostra finita (veja texto) nos três pontos de coleta de peixes na UHE Cachoeira Dourada	49
Figura 3.17 – Distribuição percentual de frequência de indivíduos na Classe de Ls = 1cm para os três pontos amostrados na UHE Cachoeira Dourada	49
Figura 3.18 – Curvas ABC das espécies capturadas no P1 (esquerda), P2 (centro) e P3 (direita) na UHE Cachoeira Dourada (N= números; B= biomassa)	51
Figura 3.19 - Captura por Unidade de Esforço, dada mensalmente em número (CPUE N) e peso (CPUE W), das principais espécies amostradas com rede de emalhe no ponto P1 do reservatório da UHE Cachoeira Dourada.	53
Figura 3.20 - Captura por Unidade de Esforço, dada mensalmente em número (CPUE N) e peso (CPUE W), das principais espécies amostradas com rede de emalhe no ponto P2 do reservatório da UHE Cachoeira Dourada.	55
Figura 3.21 - Captura por Unidade de Esforço, dada mensalmente em número (CPUE N) e peso (CPUE W), das principais espécies amostradas com rede de emalhe no ponto P3 do reservatório da UHE Cachoeira Dourada.	57



## LISTA DE QUADROS E TABELAS:

Tabela 2.1 - Coordenadas e locais dos pontos de coleta das variáveis e parâmetros físicos e químicos.	9
Tabela 2.2- Valores médios de temperatura (T), condutividade (Cond), oxigênio dissolvido (OD) e pH obtidos em cada um dos pontos para cada mês na UHE Cachoeira Dourada.	15
Tabela 2.3- Valores médios de transparência da água (m) obtidos com disco de Secchi em cada um dos pontos para cada mês na UHE Cachoeira Dourada.	16
Tabela 2.4- Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de nutrientes obtidos no fundo e na superfície em cada um dos pontos na UHE Cachoeira Dourada.	17
Tabela 2.5- Valores médios (Méd), mínimos (Mín) e máximos(Máx) das concentrações de nutrientes obtidos no fundo (Fun) e na superfície (Sup) em cada um dos meses na UHE Cachoeira Dourada.	18
Tabela 3.1 - Pontos de coletas de peixes e suas coordenadas.	27
Tabela 3.2 – Cálculo do esforço de captura mensal e total (para todas as coletas) padronizados para 1000m de rede:	31
Quadro 3.1 – Classificação trófica utilizada para as espécies capturadas na UHE Cachoeira Dourada.	32
Tabela 3.3 – CPUE N e CPUE W em cada ponto: valores totais de e valores calculados somente para os meses quando houve coletas no P3 (Set-07 a Jan-08).	34
Quadro 3.2 - Espécies capturadas na UHE Cachoeira Dourada e classificação trófica das mesmas. Nomes válidos e posicionamento dentro das famílias de acordo com Buckup et al. (2003).	36
Tabela 3.4 – Contribuição percentual de cada variável na explicação do CP 1 da ACP realizada com as médias mensais dos parâmetros físicos e químicos medidos na UHE Cachoeira Dourada.	45
Tabela 3.5 – Valores médio, mínimo e máximo de Comprimento Padrão (Ls) e Peso (W) das espécies de peixes capturadas nos três pontos amostrais da UHE Cachoeira Dourada.	50
Tabela 3.6 - Estratégias reprodutivas de peixes da UHE Cachoeira Dourada, número de espécies (S) e abundância relativa de cada grupo. Classificação das espécies segundo SUZUKI et al (2002) e AGOSTINHO et al (2004). Para espécies com pouca ou nenhuma informação na literatura, a classificação foi baseada em espécies congêneres (*) ou da mesma família (†).	52

## **SUMÁRIO:**

<b>Capítulo 1 – Introdução Geral</b>	<b>1</b>
<i>ÁREA DE ESTUDO</i>	5
<i>OBJETIVOS</i>	7
<b>Capítulo 2 – Caracterização limnológica da UHE Cachoeira Dourada</b>	<b>8</b>
<i>INTRODUÇÃO</i>	8
<i>MATERIAL E MÉTODOS</i>	9
<i>RESULTADOS</i>	12
<i>DISCUSSÃO</i>	19
<b>Capítulo 3 – A comunidade de peixes da UHE Cachoeira Dourada</b>	<b>21</b>
<i>INTRODUÇÃO</i>	21
<i>MATERIAL E MÉTODOS</i>	27
<i>RESULTADOS</i>	34
<i>DISCUSSÃO</i>	58
<b>Capítulo 4 - Conclusões</b>	<b>74</b>
<b>Referências</b>	<b>77</b>

# Capítulo 1. Introdução Geral

No Brasil, reservatórios foram construídos nas principais bacias hidrográficas, para fins de abastecimento humano, irrigação e, principalmente, geração de energia elétrica. Como resultado, praticamente todos os grandes rios estão hoje sob influência de barragens, sendo que mais de 700 grandes reservatórios encontram-se espalhados pelos rios do país. Apesar de importantes para o desenvolvimento econômico, os barramentos promovem alterações graves e irreversíveis no regime hidrológico natural dos rios (AGOSTINHO et al 2008).

Quando um rio é represado e transformado em um reservatório, um novo ecossistema é formado, com estrutura, funções e biota características (BAXTER 1977; CRAIG 2000; MOL et al 2007; AGOSTINHO et al 2008). Essas profundas alterações causam diversos impactos nas comunidades de peixes, de forma que Agostinho et al (2005) incluem construções de barragens à lista de maiores ameaças à biodiversidade de água doce do Brasil.

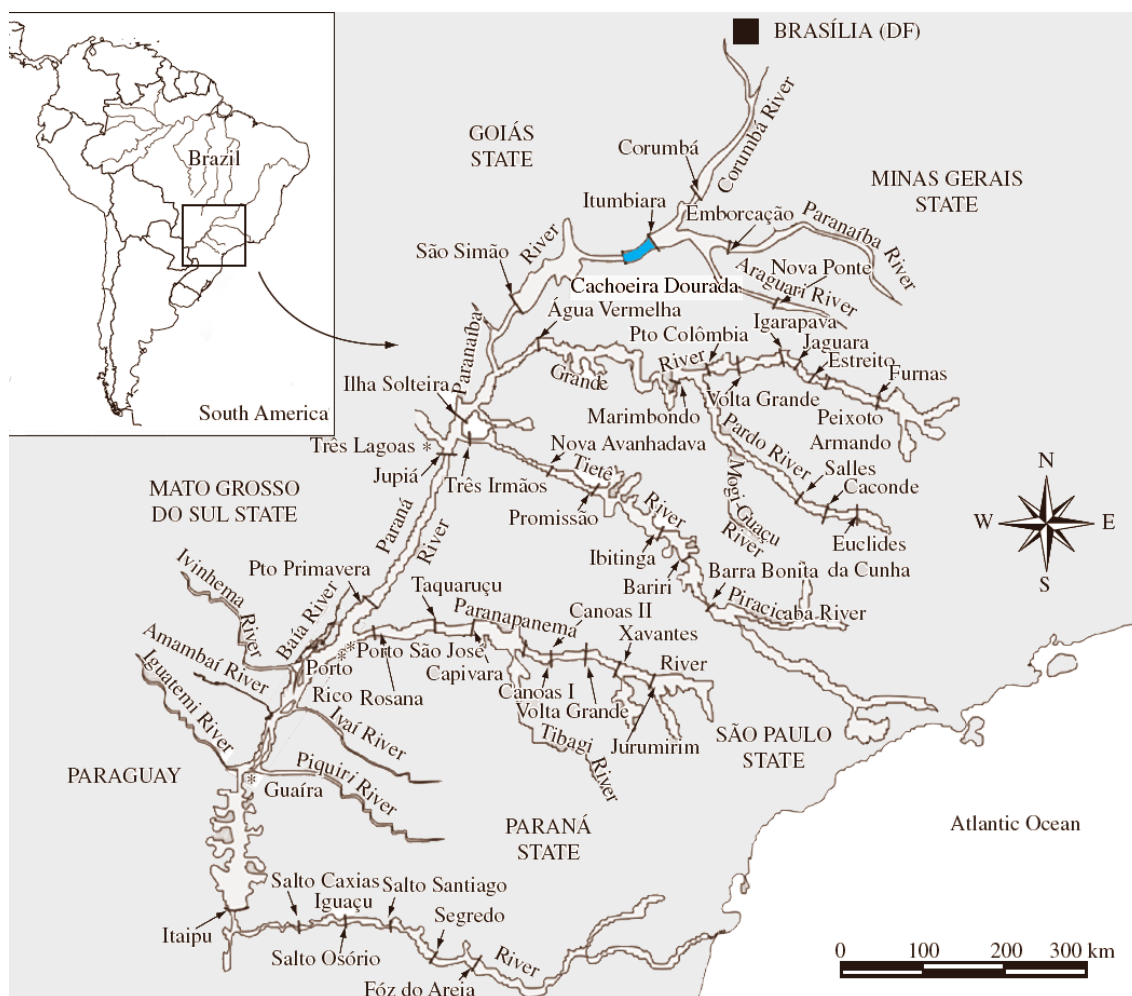
A montante das barragens, os impactos dependem das características do reservatório (localização, morfometria, hidrologia), desenho da barragem, procedimentos operacionais, descarga, tipos de solo e interação com outras barragens. Barragens interrompem os movimentos de peixes potamódromos, e são possivelmente o principal fator que afeta a abundância de espécies migradoras (reprodução e fragmentação de habitats). Em geral, extinções locais e alterações abruptas da estrutura das comunidades ocorrem como resultado de mudanças no tempo de retenção e qualidade da água (AGOSTINHO et al 2005, 2008). Com a construção de reservatórios, a biodiversidade e a produtividade da comunidade de peixes são reduzidas, à medida que a proporção e a extensão dos ecótonos terrestre/aquáticos declinam, resultando na

redução do aporte de alimento terrestre e de locais de reprodução e criadouros. Isso pode ocorrer tanto em reservatórios como na planície de inundação a jusante, e como agravante, a zona litoral de reservatórios é freqüentemente erodida pela oscilação no nível da água, fato muitas vezes agravado pelo desmatamento de margens (CRAIG 2000)

Diversos autores (e.g. Agostinho et al 1999, 2008; Petesse et al 2007) resumizam os estágios sucessionais a partir do fechamento de uma represa e seu “envelhecimento ecológico”. Inicialmente há um aumento no tempo de retenção da água, na concentração de nutrientes, presença de anóxia e estratificação térmica, aumento da transparência devido à sedimentação de partículas e à diminuição da turbulência. O fitoplâncton aumenta em quantidade, e os peixes se dispersam pelo reservatório aleatoriamente, particularmente as espécies de grande vagilidade. Eventualmente, os peixes passam a se concentrar na zona litoral e nas embocaduras dos tributários devido à formação dos estratos anóxicos. No segundo momento há um aumento de fitoplâncton e macrófitas. A comunidade de peixes se torna dominada por espécies de pequeno e médio porte, generalistas e aptas a tolerar amplas variações ambientais. Estas se concentram na zona litoral devido à ausência de espécies pré-adaptadas a explorar a grande zona pelágica formada. A abundância de espécies migradoras diminui. Há um aumento de zooplânctívoros e herbívoros, e diminuição de detritívoros e iliófagos. Finalmente, em fase de idade avançada, os reservatórios experimentam acúmulo de nutrientes, sedimentação e deterioração de hábitat, particularmente da zona litoral. O fitoplâncton aumenta ainda mais, com evidências de eutrofização. Organismos bentônicos sofrem redução. A ictiofauna é dominada por espécies pequenas, r-estrategistas e oportunistas, adaptadas a alta turbidez e baixo teor de oxigênio.

Os autores supracitados ressaltam, no entanto, que os efeitos em cada fase dependem das características do reservatório (localização, morfometria, hidrologia) e do manejo que é feito, e Gido et al (2000) sugerem que a sucessão em reservatórios pode se estender por bastante tempo após o represamento.

A bacia do alto rio Paraná corresponde à aproximadamente 50% da área total de represamentos no Brasil, e provê 70% da eletricidade consumida no país. A maioria dos grandes tributários (Paranaíba, Grande, Tietê, Paranapanema), e mesmo o canal principal do rio Paraná, foram transformados em cascatas de reservatórios (AGOSTINHO et al 2008) (Figura 1.1).



**Figura 1.1 – Principais represamentos de UHE na bacia do alto Paraná. Trecho em azul corresponde ao reservatório da UHE Cachoeira Dourada (modificado de AGOSTINHO et al 2008).**

A ictiofauna do rio Paranaíba, uma subunidade importante da bacia do alto Paraná, foi alvo de poucos estudos, se comparada a outros rios da bacia, como os rios Grande, Tietê e Paranapanema. A maioria dos estudos se concentra nos afluentes e se restringe a relatórios técnicos realizados pelas companhias hidrelétricas da região (SANTOS 1999). Investigações envolvendo a fauna de peixes do rio Paranaíba em si se limitaram a trabalhos acadêmicos não publicados (e.g. SANTOS 1999) ou à taxonomia (e.g. VARI e CASTRO 2007) das espécies.

O presente estudo pretende diminuir a lacuna do conhecimento acerca da ictiofauna do rio Paranaíba, particularmente aquela associada ao reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) Cachoeira Dourada (Figura 1.2), provendo, dessa forma, subsídio para eventuais ações de manejo.



**Figura 1.2 – Mapa da UHE Cachoeira Dourada (MG/GO) onde são mostrados o corpo principal do reservatório e o trecho a montante até a área urbana do município de Itumbiara, GO. A linha branca que se estende pelo rio Paranaíba marca a divisa dos estados de MG e GO, e as linhas amarelas são as principais rodovias estaduais e federais da região.**

## A ÁREA DE ESTUDO

O rio Paranaíba é o principal formador do rio Paraná e é a segunda maior unidade hidrográfica da Região Hidrográfica do Paraná, com 25,4% de sua área, que corresponde a uma área de drenagem de 222.767km<sup>2</sup>, abrangendo parte dos estados de Goiás (65%), Minas Gerais (30%), Distrito Federal (3%) e do Mato Grosso do Sul (2%). Nasce na serra da Mata da Corda, município de Rio Paranaíba, estado de Minas Gerais, na altitude de 1148m. Tem aproximadamente 1070km de curso até a junção ao rio Grande, onde ambos passam a formar o rio Paraná, no ponto que marca o encontro entre os estados de São Paulo, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul (COLLISCHONN et al 2007; COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARANAÍBA 2009).

A área de estudo insere-se no trecho do médio Paranaíba, que se estende do km 700 à barragem de Cachoeira Dourada (km 330), com 370km de extensão. Neste trecho, o rio apresenta calha relativamente larga e começa, no km 400, a correr por sobre o derrame basáltico da bacia do Paraná. A bacia hidrográfica do reservatório da UHE de Cachoeira Dourada-GO/MG, localiza-se na divisa entre os estados de Goiás e Minas Gerais, delimitada pelas coordenadas UTMs (Universal Transversa de Mercator) 650000 a 760000m e 7910000 a 7965000m da Folha Topográfica de Uberlândia na escala 1:250000 (CABRAL et al 2005), entre as usinas hidrelétricas de Itumbiara, a montante, e São Simão, a jusante.

A região tem clima tipo Aw na classificação de Köppen-Geiger (PEEL et al 2007), com verões quentes e úmidos e invernos secos. O regime hidrológico dos afluentes do Paranaíba, no trecho de estudo, apresenta sazonalidade bem definida. O período úmido está compreendido entre novembro e abril, com vazões médias máximas entre fevereiro e março; os valores mínimos ocorrem entre agosto e outubro (ALLASIA et al 2007).

De maneira geral, a vegetação natural na bacia do rio Paranaíba foi profundamente alterada pela ação do homem, que derrubou as florestas com objetivos diversos, tais como a extração de madeira e ampliação das áreas de agricultura e pecuária. A vegetação original era composta, predominantemente, por Floresta Tropical (semi-caducifólia) e Cerrado, com áreas de transição ou tensão ecológica entre os dois tipos (COLLISCHONN et al 2007). No trecho do rio Paranaíba da barragem de Itumbiara até a foz, onde o reservatório da UHE Cachoeira Dourada está contido, a vegetação natural do entorno foi em sua maior parte removida, dando lugar a culturas agrícolas e pastagens, e menos de 25% da cobertura de vegetação original permanece (SILVA & ROSA 2007).

A usina, localizada aos 18°30'S e 49°30'W (Figura 1.2), entrou em funcionamento em 1959 com a finalidade principal de gerar energia elétrica, fazendo parte do complexo de barragens situadas ao longo do rio Paranaíba. Ela tem uma barragem de concreto de 2400m de extensão, e opera a fio d'água, com queda máxima de 34m (CDSA 2002), tendo o lago um volume de  $524 \times 10^3 \text{ m}^3$ , cuja bacia de drenagem abrange uma área de  $3111\text{km}^2$ , possibilitando a geração de 635MW (CABRAL et al 2005). A área inundada da represa é de  $64,70\text{km}^2$  e está atinge os municípios de Itumbiara (36,275% da área do reservatório) e Cachoeira Dourada-GO (8,578%) em Goiás, e os municípios de Canápolis (18,268%), Centralina (1,298%) e Cachoeira Dourada-MG (35,579%) em Minas Gerais (BRASIL 2009).



## OBJETIVOS:

O objetivo principal do presente trabalho foi caracterizar a comunidade de peixes da UHE Cachoeira Dourada quanto à sua composição e estrutura, e fatores determinantes destes. Para tanto, foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- ✓ Identificar as espécies componentes da comunidade de peixes da UHE Cachoeira Dourada;
- ✓ Caracterizar o ambiente abiótico em que estas espécies estão inseridas, incluindo sua variação sazonal e espacial;
- ✓ Caracterizar as abundâncias relativas destas espécies e sua variação sazonal e espacial;
- ✓ Identificar os fatores relacionados à variação sazonal e/ou espacial destas espécies;
- ✓ Caracterizar a estrutura de dominância de espécies;
- ✓ Identificar as guildas tróficas a que estas espécies pertencem;
- ✓ Identificar as guildas reprodutivas a que estas espécies pertencem.

## **Capítulo 2 - Caracterização limnológica da UHE Cachoeira Dourada**

### **INTRODUÇÃO**

A construção de uma barragem implica no imediato aumento no tempo de residência da água do antigo ecossistema lótico. Essa transformação inicial é responsável por uma série de alterações das características limnológicas nas áreas represadas e a jusante das mesmas (THOMAZ et al 1997), sendo que essa nova dinâmica tem implicação direta na organização da comunidade de peixes (AGOSTINHO et al 2008)

No presente capítulo é feita a caracterização limnológica da UHE Cachoeira Dourada baseada na variação espacial e temporal das medidas de variáveis físicas e químicas. O principal objetivo é prover subsídios de informação para auxiliar na interpretação dos padrões de distribuição e abundância dos peixes, que será feita no Capítulo 3. Uma breve discussão do comportamento das características limnológicas é feita ao fim do capítulo.

## MATERIAL E MÉTODOS

No intuito de investigar a variação longitudinal dos aspectos físicos e químicos, foram escolhidos cinco pontos de coleta: três ao longo do reservatório, um a jusante, após a saída de água das turbinas da UHE Cachoeira Dourada, e um a montante, fora da área de influência do reservatório. Os pontos de coleta e suas coordenadas são mostrados na Tabela 2.1 e na Figura 2.1. Essas coordenadas foram obtidas com um GPS da marca Garmin modelo eTrex C.

**Tabela 2.1 - Coordenadas e locais dos pontos de coleta das variáveis e parâmetros físicos e químicos.**

Ponto	Local	Coordenadas
P1	Jusante	18°30'1.61"S / 49°29'18.04"O
P2	Reservatório	18°31'2.11"S / 49°29'6.68"O
P3	Reservatório	18°34'38.73"S / 49°27'43.26"O
P4	Reservatório	18°37'15.70"S / 49°22'0.93"O
P5	Montante	18°33'49.88"S / 49°19'29.08"O

Nos pontos do reservatório e a montante (P2-P5) foram coletados dados referentes às camadas de água superficial (“superfície”) e de fundo (“fundo”). No ponto a jusante (P1) foram coletados somente dados referentes à superfície.

A variação temporal dos parâmetros físicos e químicos também foi investigada. As coletas foram realizadas em dezembro de 2006, mensalmente de fevereiro a novembro de 2007 e em janeiro de 2008, sendo uma coleta em cada ponto por mês de amostragem. Entretanto, não houve medição de temperatura, pH, teor de oxigênio e condutividade nos meses de março e abril de 2007 devido à indisponibilidade de equipamento para tal.



**Figura 2.1 – Mapa da UHE Cachoeira Dourada indicando a localização dos pontos de coleta de dados físicos e químicos a jusante (P1- Água), no corpo do reservatório (P2-Água a P4-Água) e a montante (P5-Água).**

A partir de maio de 2007, foram obtidas 04 repetições por ponto de amostragem. Para fins de comparação, os valores apresentados para esses meses são os valores médios entre as quatro repetições.

Amostras de água coletadas para medição das variáveis químicas foram retiradas do fundo com auxílio de uma garrafa de Van Dorn, descida até próxima do sedimento. Amostras de superfície foram coletadas manualmente com uma garrafa plástica. As variáveis investigadas e respectivos métodos de medição estão sumarizados na Tabela 2.2. As leituras espectrofotométricas foram realizadas em espectrofotômetro Shimadzu UV-210 A.

A medição de variáveis e parâmetros físicos e químicos foi feita com auxílio de uma sonda multi-analisadora da marca Horiba, modelo U-10, Nos meses de dezembro de 2006 e fevereiro de 2007. A partir de junho de 2007, as medições passaram a ser feitas com uma sonda multi-analisadora da marca Yellow Springs, modelo YSI 6820.

Para ordenar os pontos amostrais em função das variáveis físicas e químicas, foi utilizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) com dados de todos os meses de coleta. Para as variáveis temperatura, condutividade, OD e pH, foram utilizadas as médias dos valores obtidos nos perfis verticais. Os cinco pontos amostrais foram divididos conforme estação (chuva ou seca) e essas divisões foram utilizadas como objetos na ACP. Para realização das ACPs foi utilizado o programa XL Stat versão 7.5.2 (Addinsoft 2004).

Diferenças entre as médias de cada uma das variáveis foram verificadas através da Análise de Variância (ANOVA) e, quando aplicável, teste Post-Hoc de Tukey, com auxílio do programa Statistica versão 7.0 (StatSoft, Inc. 2004).

## RESULTADOS

A ACP envolvendo todos os parâmetros e variáveis físicos e químicos, medidas mensalmente, ordenou os escores dos diferentes pontos de coleta ao longo de dois eixos que responderam por 73,82% da variância (Figura 2.2). Os parâmetros responsáveis pela variância no primeiro componente principal (CP1) foram amônia na superfície e fósforo dissolvido, nitrogênio total, nitrito, nitrato e amônia no fundo. No CP2, a variância foi atribuída à temperatura, condutividade e nitrato, fósforo total e fósforo dissolvido na superfície.

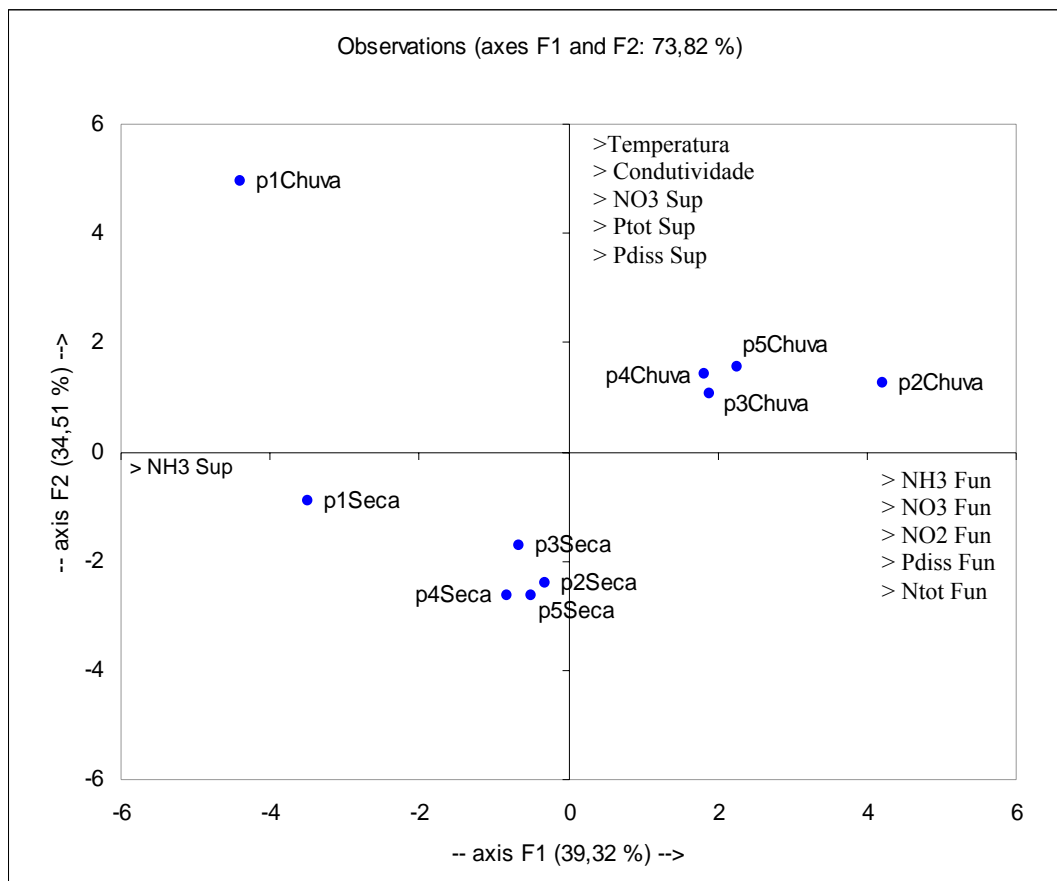


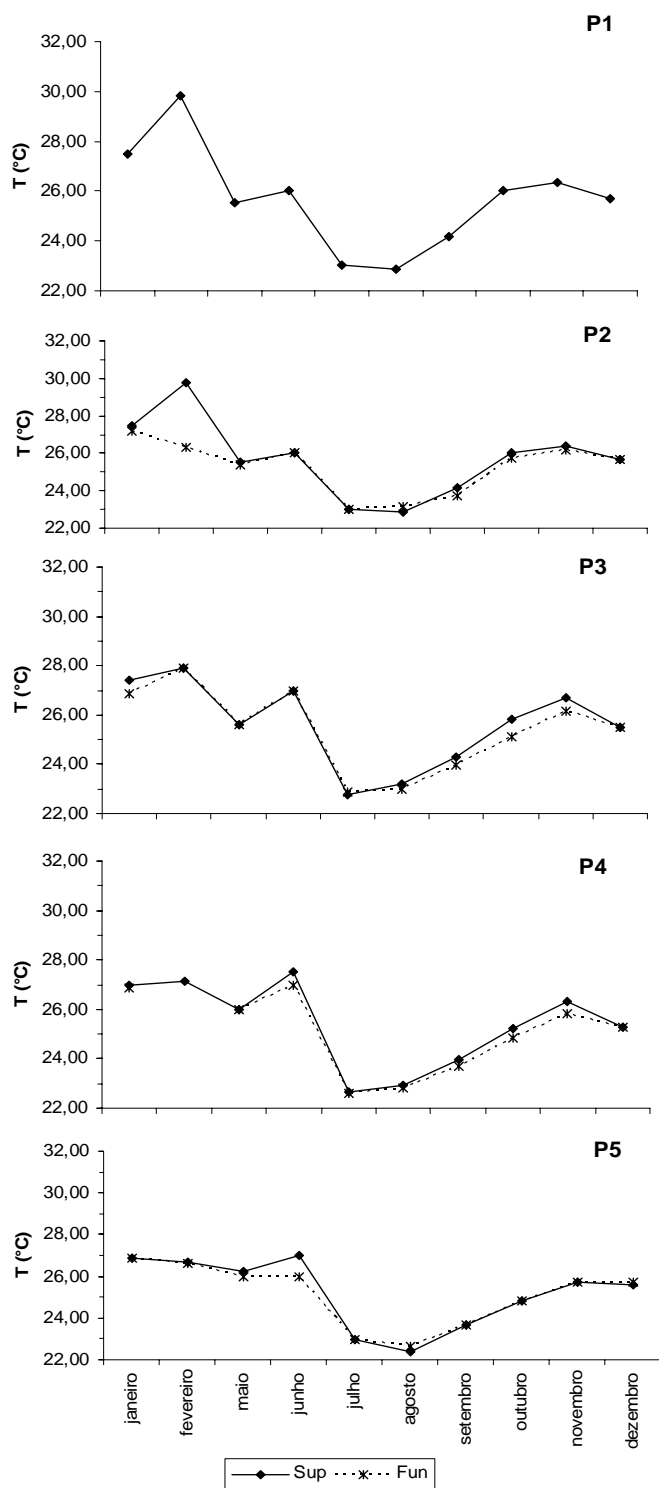
Figura 2.2 - Escores derivados da ACP envolvendo os parâmetros físicos e químicos obtidos para cada um dos pontos de amostragem, em ambas as estações, na UHE Cachoeira Dourada.

Valores médios de temperatura nos pontos amostrais têm ligeiro incremento no sentido montante-reservatório-jusante (Figura 2.3), embora só se tenha verificado diferença significativa entre os pontos P2 e P4 (ANOVA  $F= 3,14$ ;  $p= 0,013976$ . Tukey  $p= 0,005906$ ). Não foi verificada estratificação térmica em nenhuma época do ano para nenhum dos pontos amostrais (Figura 2.4). A temperatura de fundo média variou de  $22,9^{\circ}\text{C}$  a  $26,9^{\circ}\text{C}$  ao longo do ano, com as temperaturas mais baixas ocorrendo na estação seca (maio-out) e as mais altas na chuvosa (nov-abr). A temperatura média de superfície variou de  $22,9^{\circ}\text{C}$  a  $27,9^{\circ}\text{C}$ . A diferença de temperatura entre superfície e fundo foi maior no P2, com média anual de  $0,46^{\circ}\text{C}$  e máxima de  $3,5^{\circ}\text{C}$  em Fevereiro.

O teor de oxigênio (OD) da coluna d'água também não apresentou estratificação vertical. Valores médios ficaram entre  $0,2\text{ mg/l}$  e  $7,9\text{ mg/l}$ , e oscilaram sem relação com a estação do ano (Tabela 2.2). Não houve diferença entre os valores médios de OD entre os diferentes pontos (ANOVA  $F= 0,860$  ;  $p= 0,487411$ ).

Os valores mensais médios de pH oscilaram entre  $4,95$  e  $7,24$  e foram maiores na estação Seca (ANOVA  $F= 21,28$  ;  $p= 0,000005$ ). Os pontos amostrais não divergiram em relação aos valores médios de pH (ANOVA  $F= 1,56$  ;  $p= 0,182306$ ).

A condutividade atingiu seu pico máximo na estação da chuva e mínimo na estação seca, mas não houve diferença significativa entre as estações (ANOVA  $F= 0,251$  ;  $p= 0,616346$ ). A média mensal variou de  $0,022\text{ mS/cm}$  a  $0,042\text{ mS/cm}$ . As médias de condutividade entre os pontos a montante e do reservatório são muito próximas, mas o ponto a jusante (P1) teve média significativamente maior (ANOVA  $F= 5,901$  ;  $p= 0,000109$ ).



**Figura 2.3 – Variação mensal das temperaturas de superfície (Sup) e fundo (Fun) na UHE Cachoeira Dourada para os diferentes pontos amostrais.**



**Tabela 2.2- Valores médios de temperatura (T), condutividade (Cond), oxigênio dissolvido (OD) e pH obtidos em cada um dos pontos para cada mês na UHE Cachoeira Dourada.**

<b>Mês</b>	<b>Ponto</b>	<b>T</b>	<b>Cond</b>	<b>OD</b>	<b>pH</b>
Dez	P1	25,9	0,029	6,46	5,22
	P2	25,7	0,029	5,35	4,55
	P3	25,5	0,029	5,51	4,59
	P4	25,3	0,030	5,28	5,26
	P5	25,7	0,029	5,69	5,37
Fev	P1	26,7	0,025	8,56	7,34
	P2	27,4	0,027	7,34	6,33
	P3	27,9	0,029	7,44	5,95
	P4	27,1	0,031	7,87	5,80
	P5	26,4	0,026	9,16	5,54
Jun	P1	27,0	0,003	7,80	6,60
	P2	26,0	0,021	7,03	4,29
	P3	26,8	0,030	6,91	6,11
	P4	27,3	0,020	6,60	6,73
	P5	26,7	0,020	6,66	6,37
Jul	P1	20,9	0,021	8,72	4,71
	P2	22,9	0,037	7,40	7,24
	P3	22,8	0,038	6,91	7,17
	P4	22,8	0,038	7,71	7,34
	P5	23,0	0,037	7,36	7,31
Ago	P1	22,3	0,032	7,81	6,01
	P2	22,9	0,031	8,17	7,36
	P3	22,9	0,032	8,05	7,19
	P4	23,2	0,031	7,96	7,45
	P5	22,6	0,032	7,80	7,32
Set	P1	24,8	0,033	6,73	7,26
	P2	24,1	0,032	7,78	7,20
	P3	23,9	0,033	7,09	7,10
	P4	23,9	0,033	8,55	7,28
	P5	23,7	0,033	7,25	7,18
Out	P1	26,0	0,034	7,98	7,08
	P2	25,7	0,034	8,30	7,05
	P3	25,1	0,034	8,11	6,90
	P4	25,2	0,034	8,34	7,11
	P5	24,8	0,034	7,89	6,92
Nov	P1	26,8	0,024	7,80	7,23
	P2	26,4	0,030	7,32	7,14
	P3	26,0	0,030	7,17	7,04
	P4	26,2	0,030	7,64	7,04
	P5	25,7	0,031	7,17	6,96
Jan	P1	27,4	0,030	7,86	7,17
	P2	27,3	0,032	6,11	6,98
	P3	26,9	0,032	5,86	6,94
	P4	27,2	0,032	6,25	6,98
	P5	26,9	0,032	5,48	6,88

A transparência da água (Tabela 2.3) foi menor nos meses de dezembro de 2006 a março de 2007, com média inferior a 1,0m. Na maior parte do período de estudo a transparência oscilou entre 3,5m e 4,5m. A transparência aumentou gradativamente no sentido montante-barragem, e diminuiu abruptamente a jusante.

**Tabela 2.3- Valores médios de transparência da água (m) obtidos com disco de Secchi em cada um dos pontos para cada mês na UHE Cachoeira Dourada.**

Mês	Pontos				
	1	2	3	4	5
Jan		4,5	3,6	4,1	2,0
Fev		1,0	0,3		0,3
Mar	1,2	0,7	0,6	0,6	0,5
Mai		4,1	3,7	2,3	
Jun		1,2	1,2	1,2	1,0
Jul		3,7	3,1	3,6	5,5
Ago		5,5	3,2	3,4	4,5
Set		4,6	4,1	3,4	3,8
Out		5,6	3,6	3,8	3,5
Nov		4,7	3,9	3,8	3,3
Dez	1,0	1,3	0,7	0,2	0,4

As concentrações médias das formas de nitrogênio não apresentaram diferença significativa entre superfície e fundo e nem entre pontos amostrais ( $\text{NH}_3$   $F= 0,37055$   $p= 0,916835$ ;  $\text{NO}_3$   $F= 0,1483$   $p= 0,993738$  ;  $\text{NO}_2$   $F= 0,4238$   $p=0,884725$  ;  $\text{N}_{\text{tot}}$   $F=0,04968$   $p= 0,999819$ ). Ainda assim, foi possível observar que as concentrações de fundo de amônia e nitrogênio total foram ligeiramente maiores que as de superfície, e o aumento mais pronunciado na concentração de fundo do P3 para P2, acompanhado de uma diminuição na concentração de superfície. Nitrito e nitrato tiveram tendências de aumento e diminuição de concentração de superfície e fundo invertidos ao longo do gradiente longitudinal. Ao transpor a barragem (do P2 para o P1), houve aumento da concentração de superfície de amônia e nitrito, enquanto que o nitrato se manteve estável e o nitrogênio total diminuiu (Tabela 2.4). A variação mensal das concentrações das diferentes formas de nitrogênio analisadas seguiu padrão semelhante. Maiores valores foram encontrados nos meses iniciais de coleta, na estação da chuva. Houve

queda a partir de março com menores valores na estação seca, e aumento a partir de setembro com a nova estação da chuva (Tabela 2.5).

**Tabela 2.4- Valores médios, mínimos e máximos das concentrações de nutrientes obtidos no fundo e na superfície em cada um dos pontos na UHE Cachoeira Dourada.**

Nutriente	Local	Dados	p1	p2	p3	p4	p5
NH3	Fundo	Média		5,79	4,93	3,64	3,99
		Mínimo		0,67	0,00	0,00	0,00
		Máximo		18,00	18,00	17,00	15,00
	Superfície	Média	4,36	3,59	4,02	3,24	2,92
		Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Máximo	16,92	15,00	16,00	16,00	15,00
NO2	Fundo	Média		0,21	0,17	0,19	0,14
		Mínimo		0,10	0,08	0,07	0,02
		Máximo		0,48	0,32	0,42	0,39
	Superfície	Média	0,21	0,17	0,18	0,17	0,16
		Mínimo	0,10	0,04	0,10	0,07	0,04
		Máximo	0,40	0,33	0,51	0,34	0,57
NO3	Fundo	Média		8,93	9,21	7,98	9,41
		Mínimo		0,22	0,22	0,24	0,23
		Máximo		15,20	15,48	13,65	14,28
	Superfície	Média	9,11	9,12	8,89	8,65	8,91
		Mínimo	0,22	0,23	0,20	0,22	0,25
		Máximo	16,45	18,86	14,16	13,74	14,16
Ntot	Fundo	Média		42,14	40,46	41,42	38,70
		Mínimo		43,33	46,67	50,00	51,67
		Máximo		105,00	123,33	133,33	110,00
	Superfície	Média	32,61	35,21	36,97	36,23	35,53
		Mínimo	40,00	46,67	46,67	40,00	46,67
		Máximo	93,33	96,67	110,00	113,33	105,00
Pdis	Fundo	Média		0,36	0,22	0,20	0,23
		Mínimo		0,00	0,00	0,00	0,00
		Máximo		1,04	0,57	0,51	0,62
	Superfície	Média	0,22	0,19	0,25	0,24	0,24
		Mínimo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Máximo	0,62	0,70	0,77	0,54	0,73
Ptot	Fundo	Média		2,00	0,48	0,41	0,47
		Mínimo		0,10	0,10	0,05	0,05
		Máximo		14,23	0,93	0,93	1,07
	Superfície	Média	0,47	0,39	0,43	0,43	0,45
		Mínimo	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
		Máximo	1,16	0,77	0,90	0,98	0,93

Fósforo Total e Fósforo Dissolvido tiveram concentrações próximas entre os pontos, e pouca diferença entre as concentrações de superfície e fundo em cada ponto (Tabela 2.5). A exceção foi o P2 onde as concentrações de Ptot e Pdis foram mais altas que nos demais pontos, embora as diferenças não tenham sido significativas (Ptot F=

**Tabela 2.5- Valores médios (Méd), mínimos (Mín) e máximos(Máx) das concentrações de nutrientes obtidos no fundo (Fun) e na superfície (Sup) em cada um dos meses na UHE Cachoeira Dourada.**

Nutri	Local	Dados	dez	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	jan	
NH3	Fun	Méd	7,39	9,33	3,92	0,44	1,29	3,93	1,15	2,62	4,46	13,27	2,36	3,56	
		Mín	5,91	3,08	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	1,67	2,31
		Máx	9,55	15,38	5,67	1,18	3,10	7,62	2,62	4,76	17,00	18,00	2,92	6,15	
	Sup	Méd	5,82	7,46	1,40	0,12	0,59	1,52	0,40	3,48	0,67	15,20	3,25	4,08	
		Mín	0,00	1,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38	0,00	14,00	1,46	0,77	
		Máx	10,00	16,92	4,33	0,59	1,47	4,76	0,67	4,76	1,25	16,00	5,00	8,85	
NO2	Fun	Méd	0,13	0,26	0,40	0,16	0,23	0,14	0,12	0,09	0,11	0,15	0,15	0,16	
		Mín	0,02	0,10	0,32	0,07	0,12	0,12	0,07	0,07	0,08	0,14	0,14	0,11	
		Máx	0,28	0,38	0,48	0,26	0,29	0,15	0,15	0,10	0,15	0,15	0,17	0,20	
	Sup	Méd	0,13	0,28	0,42	0,14	0,24	0,12	0,14	0,09	0,09	0,13	0,16	0,17	
		Mín	0,04	0,15	0,33	0,07	0,21	0,09	0,10	0,07	0,06	0,13	0,15	0,13	
		Máx	0,30	0,40	0,57	0,22	0,27	0,14	0,16	0,12	0,11	0,15	0,17	0,22	
NO3	Fun	Méd	14,65	10,43	9,63	10,95	8,12	8,36	7,03	2,39	9,01	8,54	8,77	11,13	
		Mín	13,65	8,28	8,20	7,78	7,24	7,30	0,24	0,22	8,14	7,46	8,51	10,58	
		Máx	15,48	11,72	10,87	12,33	9,05	9,19	9,79	8,91	9,57	9,46	8,93	11,66	
	Sup	Méd	15,47	10,19	9,72	12,02	7,60	8,29	8,51	0,22	8,96	8,98	8,32	11,26	
		Mín	13,74	7,94	8,08	11,38	7,22	7,78	7,67	0,20	8,33	8,02	7,81	10,35	
		Máx	18,86	11,29	12,17	12,94	7,82	9,02	9,22	0,25	9,55	9,59	8,76	12,01	
Ntot	Fun	Méd	65,83	85,83	80,42	186,67	60,00	55,83	17,29	49,58	74,17	105,00	104,44	70,06	
		Mín	45,00	78,33	71,67	50,00	58,33	50,00	43,33	45,00	51,67	101,67	93,33	61,44	
		Máx	76,67	93,33	93,33	54,33	61,67	60,00	55,00	56,67	133,33	110,00	123,33	74,69	
	Sup	Méd	62,67	82,67	62,33	64,00	45,67	48,33	51,00	49,33	44,33	99,33	97,33	67,59	
		Mín	43,33	73,33	50,00	43,33	40,00	40,00	46,67	45,00	41,67	90,00	83,33	64,46	
		Máx	76,67	90,00	80,00	73,33	55,00	58,33	60,00	53,33	51,67	113,33	113,33	74,12	
Pdis	Fun	Méd	0,10	0,36	0,65	0,50	0,27	0,44	0,29	0,08	0,04	0,02	0,00	0,13	
		Mín	0,05	0,26	0,45	0,05	0,05	0,34	0,10	0,05	0,00	0,00	0,00	0,11	
		Máx	0,14	0,49	1,04	0,75	0,47	0,49	0,39	0,10	0,05	0,09	0,00	0,16	
	Sup	Méd	0,05	0,27	0,47	0,65	0,06	0,44	0,34	0,11	0,08	0,02	0,00	0,11	
		Mín	0,00	0,14	0,28	0,54	0,05	0,39	0,34	0,08	0,05	0,00	0,00	0,09	
		Máx	0,09	0,44	0,73	0,77	0,10	0,47	0,34	0,13	0,10	0,12	0,00	0,16	
Ptot	Fun	Méd	0,59	1,09	1,21	3,98	0,48	0,55	0,39	0,31	0,18	0,27	0,08	0,38	
		Mín	0,35	0,91	0,66	0,21	0,21	0,39	0,37	0,12	0,10	0,05	0,05	0,32	
		Máx	0,98	1,44	2,35	14,23	0,77	0,86	0,42	0,38	0,33	0,38	0,10	0,46	
	Sup	Méd	0,36	0,82	0,79	0,76	0,30	0,47	0,38	0,37	0,12	0,35	0,05	0,33	
		Mín	0,19	0,51	0,68	0,67	0,15	0,44	0,37	0,31	0,10	0,33	0,05	0,23	
		Máx	0,60	1,16	0,93	0,90	0,46	0,49	0,42	0,44	0,17	0,38	0,05	0,46	

1,57806 p= 0,173292 ; Pdis F= 0,46424 p= 0,857531). Maiores valores de concentração média de Ptot e Pdis foram verificados no fim da estação da chuva e início da seca (Tabela 2.5).

## DISCUSSÃO

A ordenação dos parâmetros físicos e químicos, obtida com a ACP, indica de que há pouca diferença entre os pontos amostrais. A única exceção é o P1, que se destaca dos demais porque só foram medidas as variáveis químicas de superfície. Isso é evidência de que não há um padrão de zonação longitudinal, típico de reservatórios (THOMAZ et al 1997; BRITO e CARVALHO 2006). Ao invés disso, foi possível constatar a importância da variação sazonal nesses parâmetros. Maiores temperaturas, condutividade e maiores concentrações de fósforo e formas de nitrogênio caracterizam a estação chuvosa, uma vez que o aporte alóctone de nutrientes trazidos por lixiviação é maior durante esta estação.

Apesar da pouca diferença observada para as características limnológicas entre os diferentes pontos, alguns padrões puderam ser verificados. O teor de oxigênio aumentou ou diminuiu entre os pontos de maneira inversa à temperatura, exceto no P1. Esse padrão é o esperado para qualquer corpo d'água, uma vez que a solubilidade do oxigênio, como de qualquer gás, é inversamente proporcional à temperatura (ESTEVES 1988). No P1, no entanto, o turbilhonamento causado pela transposição da barragem, seja via turbina ou via vertedouro, é o suficiente para oxigenar a água além dos níveis encontrados a montante da barragem. Esse turbilhonamento também explica o incremento na condutividade e a diminuição na transparência da água verificada pelo disco de Secchi, ambos relacionados ao aumento do número de partículas em suspensão.

Um fenômeno de importante interesse limnológico é a tendência de redução do teor de fósforo na água em direção às barragens (THOMAZ et al 1997), uma vez que esse elemento é limitante da produtividade em muitos ambientes (ESTEVES 1988). No presente estudo, a despeito do aumento nas concentrações no fundo de fósforo total e

dissolvido, não foram observadas quedas nos valores de superfície. Além disso, os valores das concentrações deste elemento a jusante são estatisticamente semelhantes daqueles observados para o reservatório. Isso é evidência de que não há retenção de fósforo no sistema.

As baixas concentrações de nitrito em relação às de nitrato e de amônia são típicas de lagos pouco ou nada eutrofizados (ESTEVES 1988). Nitrato e amônia com padrões inversos de concentração de superfície e fundo ocorrem quando a amônia da superfície é consumida pelo fitoplâncton e o nitrato de fundo é amonificado em altas taxas durante estratificação térmica (ESTEVES 1988). Embora não se tenha verificado estratificação térmica, a maior profundidade do P2 criou condições para que essa divergência fosse detectada.

A pouca diferença encontrada para os valores individuais dos diferentes parâmetros físicos e químicos e o fato de ser um reservatório pouco dendrítico e relativamente raso, são indicações de que o tempo de residência da água em cada ponto é provavelmente pequeno, e que as características desses se difundem rapidamente para o ponto seguinte. Soma-se a isso o fato de que a variação sazonal nos parâmetros físicos e químicos é mais importante que a longitudinal.

Dessa forma, a classificação discreta dos trechos do reservatório usualmente encontrada na literatura (i.e. lótico, transição e lêntico) não se aplica ao local. Graças à hidrografia da região, ao pequeno tamanho e ao tipo da barragem construída, o comportamento do sistema lótico-lêntico do reservatório da UHE de Cachoeira Dourada o aproxima de um sistema fluvial, onde a velocidade de corrente e o baixo tempo de residência da água têm papel preponderante.

## Capítulo 3. A comunidade de peixes do reservatório da UHE Cachoeira Dourada

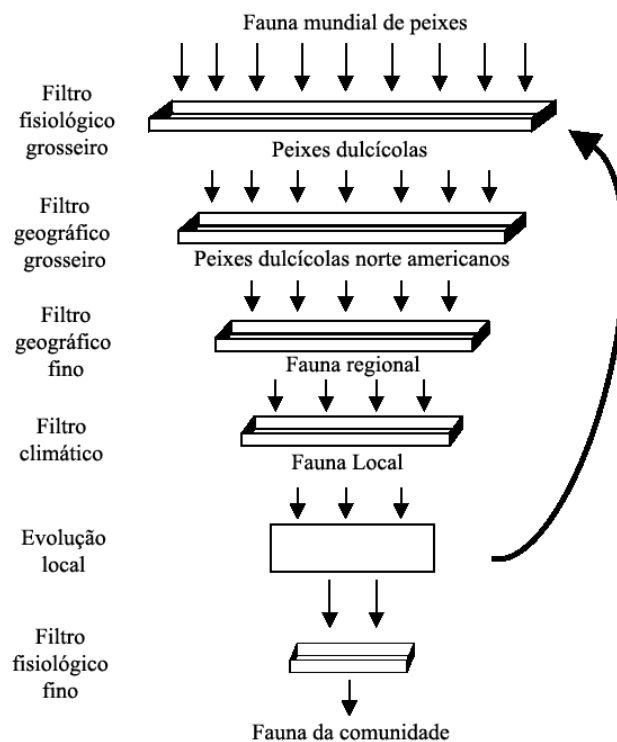
### INTRODUÇÃO

A riqueza de peixes em um reservatório, em um sentido amplo, está relacionada com o número de espécies pré-existentes, o número de espécies introduzidas pelo homem e as relações intra e interespecíficas estabelecidas após o represamento (BRITO e CARVALHO 2006). O represamento promove a reestruturação da comunidade de peixes originalmente presente no rio (AGOSTINHO et al 2008). Algumas das espécies retidas atrás da estrutura sobrevivem conquanto a maioria das espécies lólicas tenha baixas tolerâncias a ambientes lênticos. Grande parte das espécies reofílicas permanece próxima às margens, nas desembocaduras de tributários ou em locais rasos. As zonas pelágicas e profundas são pouco utilizadas a menos que peixes adaptados a essas condições estivessem presentes antes da formação do reservatório (CRAIG 2000).

Ao estudar comunidades de peixes, os ecologistas assumem implicitamente que as associações entre as espécies surgem a partir da atuação de fatores bióticos, abióticos ou uma combinação de ambos. Essa abordagem determinística é importante, pois se de fato as comunidades fossem formadas aleatoriamente (i.e., a fauna local é composta de subconjuntos do *pool* regional), existiria pouco sentido em estudá-las em detalhes já que os padrões derivados destas seriam sem significado (JACKSON et al 2001). Assumindo, portanto, que as comunidades de peixes se formam de maneira não aleatória, é preciso identificar os fatores que determinam essa estrutura.

Os fatores históricos e biogeográficos (i.e., quais espécies existem no local) são a base a partir da qual a estrutura da comunidade se forma. A partir daí, a formação e

controle de padrões nas comunidades depende da escala analisada. Smith e Powell (1971 apud JACKSON et al 2001) propuseram que a comunidade local de peixes era o resultado de uma série de pressões seletivas variando de efeitos geográficos (e.g. vicariância) a fisiológicos. Eles propuseram filtros que removeriam as espécies a partir de um *pool* global até que apenas o subconjunto local restasse. Esses autores deram ênfase na estruturação auto-ecológica da comunidade local, o que seria consistente com a importância que atribuíram às condições abióticas. A Figura 3.1 mostra uma adaptação feita por Jackson et al (2001) a partir do original sobre a filtragem hierárquica proposta.



**Figura 3.1 – Filtragem seletiva da fauna global de peixes até o subconjunto de espécies compreendidas na comunidade local de um lago ou rio. Adaptado e redesenhado de Smith e Powell (1971) por Jackson et al (2001).**

De maneira similar, em estudos sobre reservatórios brasileiros os diferentes autores atribuem aos fatores abióticos maior importância na estruturação de comunidades em escala local (i.e., o próprio reservatório), ainda que se reconheça que fatores históricos e biogeográficos são importantes em escala regional (LUIZ et al



2003). É comum em reservatórios a ocorrência de um gradiente longitudinal de condições abióticas (e.g. nutrientes, temperatura, oxigênio dissolvido, profundidade), o que acarretaria em um gradiente (*turnover*) na composição de espécies e, muitas vezes, na diminuição progressiva da riqueza e da diversidade de espécies em direção à barragem devido ao aumento do estresse abiótico sobre uma ictiofauna previamente adaptada a condições lóticas (OLIVEIRA et al 2004, 2005; HOFFMAN et al 2005; BRITO e CARVALHO 2006; PETESSE et al 2007; AGOSTINHO et al 1997 a, 1997 c, 1999, 2008). Entretanto, esse padrão não é universal e exceções existem (e.g. ARAÚJO e SANTOS 2001; SILVA et al 2006; ver também discussão de OLIVEIRA et al 2004 sobre gradientes de diversidade em reservatórios). Como outros impactos associados ao represamento de rios, esse padrão depende das características dos mesmos (localização, morfometria, hidrologia), desenho da barragem, procedimentos operacionais, descarga, tipos de solo e interação com outras barragens (AGOSTINHO et al 2005a, 2008).

Contudo, é necessário reconhecer também a importância de interações bióticas na estruturação de comunidades. A exemplo do trabalho de Smith e Powell (1971 apud JACKSON et al 2001) acima citado, Jackson e Harvey (1989) também propuseram uma visão hierárquica similar em relação à natureza dos fatores estruturadores e da escala, mas atribuíram ênfase aos fatores bióticos, particularmente à predação, igualmente importante. De fato, diversos autores têm atribuído aos fatores bióticos papel de destaque na estruturação de comunidades (e.g. MACRAE e JACKSON 2001; LAYMAN 2004; ARRINGTON et al 2005; PELICICE et al 2005; WILLIS et al 2005; HOEINGHAUS et al 2006), ao menos em pequena escala (para uma discussão mais ampla sobre a questão da escala nos estudos de comunidades de peixes, veja JACKSON et al 2001).

Tipicamente, estudos sobre interações bióticas tratam de predação e competição entre espécies. O efeito da ação dos predadores, tanto em rios como lagos, é freqüentemente expresso de maneira intensa e rápida, com a eliminação de uma ou mais espécies do sistema, mas existem outros efeitos menos óbvios pelos quais predadores podem indiretamente estruturar comunidades de peixes. Quando as espécies de presas passam a alterar suas escolhas de habitat e de forrageamento para reduzir o risco de predação, elas podem experimentar mudanças correspondentes em sua bionomia e ter seu valor adaptativo (*fitness*) reduzido (JACKSON et al 2001). As respostas de presas à presença de predadores foram demonstradas por diversos autores. Oliveira et al (2005) detectaram uma estrutura altamente significativa na distribuição de predadores e suas presas no reservatório de Itaipu. Layman (2004) demonstrou resposta comportamental de presas à presença de piscívoros, buscando refúgio em áreas protegidas durante um experimento de exclusão em campo, no rio Cinaruco, na Amazônia venezuelana, assim como em áreas litorâneas rasas, onde os predadores potenciais não os alcançam. Arrington et al (2005) em um experimento com manchas de hábitat (*patches*) no mesmo rio verificaram que espécies de presas não coocorriam com seus predadores em uma mesma mancha. Agostinho et al (2007 a) constataram que indivíduos de pequenos tamanhos são capturados em meio a bancos de macrófitas durante o dia, quando a atividade de dois predadores locais, orientados pela visão, é mais intensa. Conforme a intensidade luminosa diminuía, aumentava a abundância de espécies de pequeno porte em áreas abertas. Por outro lado, Padial et al (2009) demonstraram que as macrófitas que provêm refúgio aos peixes de pequeno porte também protegem os macroinvertebrados consumidos por esses peixes. Isso suporta a afirmativa de que a busca por refúgio pode diminuir a eficiência de forrageio (JACKSON et al 2001).

Também a competição é tida como importante na estruturação das comunidades de peixes. Foi demonstrado, por exemplo, que a competição causa mudanças no uso de habitat tanto em lagos (e.g. WERNER 1984) quanto em rios (e.g. SONE et al 2005). Entretanto, dada a grande quantidade de trabalhos que se referem ao particionamento dos recursos entre as espécies de peixes, a segregação de nichos é o resultado provável destas interações (JACKSON et al 2001; HOEINGHAUS 2006).

É razoável supor, portanto, que as interações bióticas desempenham papel na estruturação de comunidades de peixes de reservatórios de importância ao menos tão grande quanto a dos fatores abióticos.

Um subconjunto de interações bióticas de particular importância é aquele promovido por introduções de espécies, que resultam em grandes impactos, sendo hoje considerados uma das maiores ameaças à biodiversidade (SIMBERLOFF 2003; ROCHA et al 2005; LEPRIEUR et al 2008). Introduções de peixes, tanto de espécies nativas como exóticas, são comuns no Brasil e resultam da irresponsabilidade de parte do pessoal envolvido com a pesca recreativa, estocagem e aquicultura, e piscívoros da Amazônia estão entre os que alcançam maior sucesso nessas introduções, inclusive em corpos de água regulados por barragens (AGOSTINHO et al 2005 a). Os chamados pesque-pague e a piscicultura em tanques-rede são modalidades cuja prática vem se ampliando no Sudeste-Sul do Brasil e que apresentam grande potencial na dispersão de espécies alóctones nos corpos de água dessas regiões. A predação talvez forneça o melhor exemplo de impacto das introduções nas espécies, sendo que o consumo de indivíduos das populações nativas altera a composição da população, e os efeitos a longo prazo dependem das respostas de cada comunidade. Efeitos imediatos dessas interações são o deslocamento espacial de microhabitats ocupados ou mudanças temporais na atividade (DELARIVA e AGOSTINHO 1999).

Nesse capítulo são apresentadas a composição e a estrutura da ictiofauna da UHE Cachoeira Dourada. Os padrões encontrados são então interpretados e relacionados com os fatores abióticos apresentados no Capítulo 2. Por fim, com base na revisão da literatura, procura-se fazer associações e discutir esses padrões com informações disponíveis sobre o papel das interações abióticas e bióticas.

## MATERIAL E MÉTODOS

A ictiofauna do reservatório da UHE Cachoeira Dourada foi coletada através do uso de redes de emalhe. Foram selecionadas inicialmente duas áreas de coleta, seguindo instruções dos pescadores locais sobre quais lugares eram possíveis de se instalar redes de espera. Por se tratar de um reservatório que foi alagado sem a remoção da vegetação local, existe ainda um grande número de tocos de árvores submersos onde as redes poderiam se engastalhar, a despeito da idade avançada (50 anos) do represamento.

Ao longo do desenvolvimento do trabalho identificou-se uma área a montante do reservatório e fora da influência direta deste onde seria possível a instalação de redes. Optou-se por proceder com a coleta de peixes nesta área também, ainda que para ela faltassem os 07 meses iniciais de coleta.

As coordenadas de coleta são apresentadas no Quadro 3.1 e na Figura 3.2. Essas coordenadas foram obtidas com um GPS da marca Garmin® modelo Etrex C®. No presente capítulo estas áreas são referidas como pontos de coleta, e sua numeração não tem relação com a dos pontos de coleta de parâmetros limnológicos do Capítulo 2.

**Tabela 3.1 - Pontos de coletas de peixes e suas coordenadas.**

Ponto	Coordenadas
P1	18°32'7.76"S / 49°28'23.07"O
P2	18°33'41.72"S / 49°29'16.62"O
P3	18°34'2.45"S / 49°17'28.52"O

Nos pontos P1 e P2 foram realizadas coletas mensais de fevereiro a novembro de 2007 e em janeiro de 2008. As redes eram instaladas ao entardecer, a primeira vistoria feita ao amanhecer e a segunda ao entardecer do segundo dia, quando as redes eram retiradas após terem passado 24h na água. Foram utilizadas em ambos os pontos baterias idênticas de 10 redes, cada uma com 50m de comprimento e altura média de

2,0m. As malhas das redes de cada local eram de 20mm, 25mm, 30mm, 35mm, 40mm, 45mm, 50mm, 55mm, 60mm e 65mm medidos entre nós adjacentes.

O ponto P3 foi adicionado somente em agosto de 2007, e as coletas se deram de setembro a novembro de 2007 e em janeiro de 2008. As redes eram instaladas ao entardecer e retiradas 24h depois, quando era feita a única despesca. Nesse local foram utilizadas duas baterias de 6 redes de 25m de comprimento e média de 2,0m de altura. As malhas de cada bateria do P3 eram de 8mm, 15mm, 20mm, 25mm, 30mm e 35mm medidos entre nós adjacentes.

O ponto P1 era localizado numa área de remanso que era, segundo os pescadores locais, parte do leito original do rio Paranaíba pré-represamento. O fundo era constituído por lodo, areia e argila. Neste local as redes foram instaladas perpendiculares à margem e fixas a esta em três pontos de amarração sucessivos. Uma das redes era amarrada à margem e duas ou três outras amarradas a esta primeira e esticadas em direção ao trecho de maior profundidade. A profundidade amostrada neste ponto variava de cerca de 1m onde a rede começava a ser esticada até cerca de 5m onde a última rede da seqüência terminava.

O ponto P2 era localizado numa área de fundo de areia e corrente relativamente mais forte. Devido a esta última característica, não foi possível instalar as redes da mesma maneira que no P1. Ao invés disso as redes foram fixadas ao fundo por um peso feito de pedra e sinalizadas com uma bóia feita de garrafa plástica. As redes eram presas duas a duas e esticadas paralelas à margem, de modo a evitar o arrasto desta pela corrente e diminuir a probabilidade de que a rede fosse atingida por material sólido (galhos, macrófitas,) carregados pelo rio. A profundidade neste ponto era de 4m a 5m, e os tocos de algumas árvores submersas ainda pontuam o local.

O ponto P3 era localizado em uma lagoa marginal com duas conexões permanentes com o rio Paranaíba, e fora da área de influência direta do reservatório. A lagoa variava em largura de 40m a 100m, tinha fundo de areia e era dominada por macrófitas emergentes e submersas. As profundidades variavam de 1m a 4m e a corrente, relativamente fraca. As redes eram instaladas nas margens, amarradas duas a duas e esticadas obliquamente à margem, de modo a evitar que a porção terminal da segunda rede se prendesse às macrófitas da margem oposta.



**Figura 3.2 – Mapa da UHE Cachoeira Dourada indicando a localização dos pontos de coleta de peixes.**

Os peixes retirados das redes eram congelados no local e transportados para o Laboratório de Dinâmica de Populações de Peixes (Labdinpop), Departamento de

Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos, onde eram feitas a identificação, biometria e dissecação dos espécimes.

A identificação baseou-se em chaves informais (BUCKUP 2007). A confirmação da identificação foi realizada pelo Dr. F. Langeani Neto (Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista). Espécimes *voucher* encontram-se na coleção do Labdinpop – UFSCar e na coleção do DZSJRP/UNESP, onde aguardam o número de tombo. O posicionamento das espécies nas respectivas famílias e os nomes válidos utilizados basearam-se em Buckup et al (2007), exceto para o caso do cascudo *Pterygoplichthys anisitsi* Eingenmann & Kennedy 1903, combinação de nomes válida desde que uma revisão recente desfez a sinonímia *Liposarcus anisitsi* (F. Langeani Neto, comunicação pessoal). As bacias hidrográficas de origem para as diferentes espécies foram identificadas com base em Langeani et al (2007).

Após identificação dos espécimes, foram medidos seu comprimento total (Lt), comprimento padrão (Ls) e peso total (W). Os espécimes foram dissecados e os sexos identificados. As fêmeas foram classificadas quanto ao estágio de maturação gonadal conforme metodologia adaptada de Vazzoler (1996). Porém, a despeito das instruções apresentadas por esta autora, não foi possível discernir macroscopicamente os estádios imaturo e em repouso, que tiveram de ser agrupados em uma única categoria. Os estádios utilizados foram: I- imatura/em repouso; II- em maturação; III- madura; IV- desovada.

Como medida de abundância relativa e padronização dos dados foram adotadas as Capturas por Unidade de Esforço (CPUE), baseadas em número de indivíduos e biomassa. Para vias de simplificação e comparação, considerou-se que diferentes tamanhos de malha tinham a mesma eficiência de captura de todas as espécies de



peixes. O esforço equivale à metragem (comprimento) total das redes utilizadas pelo tempo (dias) que essas permaneceram na água, padronizadas para 1000m de rede. Para cada ponto, o esforço foi calculado conforme a Tabela 3.2:

**Tabela 3.2 – Cálculo do esforço de captura mensal e total (para todas as coletas) padronizados para 1000m de rede:**

Ponto	Número de redes	Comprimento de cada rede	Esforço mensal padronizado	Total de dias de coleta	Esforço total padronizado
P1	10	50m	0,5	11	5,5
P2	10	50m	0,5	11	5,5
P3	12	25m	0,3	4	1,2

Assim, as CPUE baseadas em número (CPUE N) e em biomassa (CPUE W) são, respectivamente, as capturas em número de indivíduos e em quilograma de peixe divididas pelo esforço, mensal ou total. Portanto, a CPUE N é dada em  $n^{\circ} \cdot (1000 \cdot m \cdot d)^{-1}$  e a CPUE W é dada em  $kg \cdot (1000 \cdot m \cdot d)^{-1}$ . Foi calculada também a frequência de ocorrência (FO%) de cada espécie nas coletas para cada ponto, expressa em percentagem.

Para avaliar a relação entre os parâmetros abióticos e a abundância de peixes, foi testada a correlação entre a CPUE N de cada mês e os parâmetros abióticos. Para tanto, foram efetuadas duas Análises de Componentes Principais (ACP), utilizando-se as médias mensais respectivas aos parâmetros físicos e químicos (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, transparência) e nutrientes (concentrações de superfície e fundo de amônia, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo dissolvido e fósforo total). A medição destes parâmetros foi detalhada no Capítulo 2. Foram extraídos os escores dos primeiros componentes principais (CP 1) das duas ACP, que foram correlacionados com os valores mensais de CPUE N dos pontos P1 e P2

agrupados. O P3 não foi incluído na análise, uma vez que só foi amostrado nos últimos quatro meses. Foram descartados da análise os meses em que não houve coleta de parâmetros físicos e químicos (fev/07 e mar/07) devido à falta de equipamento (sonda). A correlação testada foi a de Pearson no nível de significância de 0,05. As ACP e as correlações foram realizadas com auxílio do programa Addinsoft XL Stat® versão 7.5.2.

**Quadro 2.1 – Classificação trófica utilizada para as espécies capturadas na UHE Cachoeira Dourada**

<b>Classificação Trófica</b>	<b>Descrição</b>
Bentófago	Peixes que exploram o fundo, ingerindo organismos da fauna bentônica juntamente com considerável quantidade de sedimentos. Diferentemente dos iliófagos, a base da dieta desses peixes é constituída por organismos de maior porte (e.g., tecamebas, rotíferos, nematóides, microcrustáceos, moluscos e pequenas larvas de insetos) selecionados do substrato.
Carnívoro	Peixes que se alimentam predominantemente de animais (crustáceos, insetos, moluscos, etc). Algumas espécies podem, ao atingir maiores tamanhos, incluir peixes em suas dietas, mas estes não são os itens predominantes dentre os integrantes dessa categoria trófica.
Herbívoro	Peixes que se alimentam predominantemente de matéria vegetal (algas, macrófitas, frutos, etc.).
Iliófago	Peixes que ingerem grandes quantidades de substrato formado por lodo ou areia, perifiton e detritos associados a restos e excrementos. O substrato por si só não representa um tipo de alimento, mas nele se encontra a matéria orgânica em diferentes fases de dissociação e os microorganismos que constituem a base da dieta desses peixes.
Onívoro	Peixes cuja dieta é constituída por matéria vegetal (algas, macrófitas, etc.) e animal (insetos, moluscos, etc.) em proporções próximas.
Piscívoro	Peixes que se alimentam predominantemente de outros peixes.

A importância relativa em números (% CPUE N) e em biomassa (% CPUE B) de cada uma das guildas tróficas é apresentada para cada ponto. Para estabelecer a que guilda trófica cada espécie pertence foi realizada revisão bibliográfica. A variedade de termos utilizados pelos diferentes autores não permitiu utilizar diretamente as classificações destes, pois não havia como compará-los entre si. Ao invés disso foi usada a classificação trófica apresentada no Quadro 3.2, construída a partir da síntese das classificações usadas e dos dados sobre alimentação natural das diferentes espécies

pelos referidos autores. Com relação às espécies para as quais não se encontrou referências, foram utilizados dados de alimentação de espécies congêneres.

Para avaliar a estrutura da comunidade em termos da abundância relativa das espécies e da dominância, foram traçadas curvas de *rank*-abundância para cada ponto utilizando-se dos dados de CPUE N. Os seguintes modelos de abundância de espécies foram ajustados: série geométrica, série logarítmica, e *broken-stick* (Magurran 1988). Testes de qui-quadrado ( $\chi^2$ ) com nível de significância 0,05 foram realizados pra avaliar o ajuste. O modelo que apresentou os melhores ajustes é apresentado. Os ajustes e os testes foram realizados com auxílio do programa PaSt® versão 1.90 (HAMMER et al 2009).

Para comparar a dissimilaridade da composição de espécies entre os diferentes pontos amostrais, e destes com o reservatório da UHE Itumbiara localizado a montante, foi realizada análise de agrupamento utilizando-se o coeficiente de Jaccard. A lista de espécies do reservatório da UHE Itumbiara foi obtida a partir de Santos (1999). A análise foi realizada com auxílio do programa XL Stat® versão 7.5.2 com nível de significância de 0,05.

Visando verificar a existência de correspondência entre as espécies mais abundantes com algum destes pontos, foi realizada Análise de Correspondência Destendencionada (DCA). Essa análise foi realizada utilizando-se os dados de CPUE N com auxílio do programa PaSt® versão 1.90.

Para testar se o ponto amostral exercia influência sobre o tamanho dos peixes, ou seja, se existia preferência por tipo de ambiente em função do tamanho do indivíduo, foi realizada Análise de Variância (ANOVA) do tamanho médio dos indivíduos em cada ponto, seguido de um teste *Post-Hoc* de Tukey. A análise foi realizada para o nível de significância de 0,05 com auxílio

do programa Statistica® versão 7.0 (STATSOFT, Inc. 2004). Além disso, foram plotadas curvas ABC (MAGURRAN 2004), ou curvas de abundância-biomassa, para cada um dos pontos amostrados. Esse método é tradicionalmente usado para detecção de distúrbios ou impactos sobre as assembléias, geralmente de origem antrópica (MAGURRAN 2004; YEMANE et al 2005). No presente trabalho, utilizou-se das curvas ABC para detectar diferenças nas estruturas da ictiofauna dentre os pontos em função dos diferentes tamanhos e pesos dos peixes.

A variação mensal da diversidade de espécies foi verificada para cada ponto através índice de diversidade de Simpson (1-D) calculado para uma comunidade finita (MAGURRAN 1988). Esse índice avalia principalmente a existência de dominância de espécies, é pouco sensível ao tamanho amostral e é bastante aplicado por autores diversos, facilitando eventuais comparações. O índice foi calculado da seguinte forma:

$$D = \sum \{ [n_i (n_i - 1)] [N (N - 1)]^{-1} \}$$

onde:

$n_i$  = número de indivíduos na *i*ésima espécie

$N$  = número total de indivíduos

A atividade reprodutiva foi avaliada mensalmente através da percentagem de fêmeas em reprodução (estádios de maturação gonadal III e IV) em cada mês. As estratégias reprodutivas das diferentes espécies são apresentadas, conforme as classificações de Suzuki et al (2004) e Agostinho et al (2004). As contribuições em termos de CPUE N e CPUE W de cada grupo também são apresentadas.

**RESULTADOS**

Foi capturado um total de 1988 espécimes, correspondentes a 326,16kg de peixes, distribuídos em quatro Ordens, 15 Famílias e 35 espécies, das quais duas ainda necessitam identificação. Desse total, seis espécies não são nativas da bacia do alto Paraná. As espécies capturadas e a classificação trófica que lhes foi atribuída, por outros autores e no presente trabalho, encontram-se no Quadro 3.3.

A espécie de maior importância nas capturas foi *Pimelodus maculatus*, que teve maior número de espécimes (566) e maior biomassa (100,86kg), e ocorreu em todos os pontos e meses amostrados. Outras espécies de grande importância foram *Satanoperca pappaterra*, *Pinirampus pirinampu*, *Cichla piquiti*, *Cichla kelberii*, *Astyanax altiparanae*, *Schizodon nasutus* e *Serrasalmus maculatus*, embora a participação em termos de biomassa de *A. altiparanae* tenha sido pouco expressiva dentre estas espécies.

As espécies não-nativas à bacia do alto Paraná *Metynnis maculatus* (nativa ao trecho do Paraná abaixo de Itaipu), *C. piquiti*, *C. kelberi*, *S. pappaterra* (nativas a bacia Amazônica), *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* (africanas e asiáticas) corresponderam a 32% da captura em número e 29% da captura em biomassa.

O P1 teve maior CPUE N total e menor CPUE W total em relação ao P2. A CPUE N total e a CPUE W total foram maiores no P3 do que nos demais. Mesmo quando considerados somente os meses quando houve coletas no P3, os valores de CPUE deste foram maiores (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3 – CPUE N (n.d<sup>-1</sup>.1000m de rede<sup>-1</sup>) e CPUE W (kg.d<sup>-1</sup>.1000m de rede<sup>-1</sup>) em cada ponto: valores totais e valores calculados somente para os meses quando houve coletas no P3 (Set-07 a Jan-08).**

Ponto	Total		Set-07 a Jan-08	
	CPUE N	CPUE W	CPUE N	CPUE W
P1	168,2	19,6	183,0	31,7
P2	118,2	25,3	96,0	21,5
P3	302,5	36,9	302,5	36,9

**Quadro 3.2 - Espécies capturadas na UHE Cachoeira Dourada e classificação trófica das mesmas. Nomes válidos e posicionamento taxonômico de acordo com Buckup et al. (2003). Nomes populares correspondem aos utilizados pelos pescadores locais. (†) = Espécies não-nativas à bacia hidrográfica.**

NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR	CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA	
		REFERÊNCIAS	CLASSIFICAÇÃO UTILIZADA
<b>CHARACIFORMES</b>			
<b>Acestrorhynchidae</b>			
<i>Acestrorhynchus lacustris</i> (Lütken, 1875)	Peixe-cachorro	Agostinho et al 1997; Almeida et al 1997; Hahn et al 1999; Luz et al 2001	Piscívoro
<b>Anostomidae</b>			
Anostomidae sp1	Piau	---	---
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	Piau-três-pintas	Agostinho et al 1997b; Resende et al 1998; Durães et al 2001; Luz et al 2001; Balassa et al 2004; Godoi 2004; Velludo 2007; Oliveira et al 2009; Peret et al 2008	Onívoro
<i>Leporinus obtusidens</i> Valenciennes, 1836	Piapara	Agostinho et al 1997b; Luz et al 2001; Garcia e Protogino 2005; Oliveira et al 2008	Onívoro
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	Piau-flamenguinho	Agostinho et al 1997b; Durães et al 2001; Luz et al 2001; Velludo 2007; Oliveira et al 2008	Onívoro
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	Taguara	Agostinho et al 1997b; Pereira et al 2004; Andrade & Braga 2005; Teixeira e Benneman 2007	Herbívoro

(Continua...)

Quadro 3.2 (Continuação)

<b>Characidae</b>				
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Lambari	Agostinho et al 1997b; Andrian et al 2001; Luz et al 2001; Benneman et al 2005; Velludo 2007; Gomiero e Braga 2008		Onívoro
<i>Metynnis maculatus</i> (Kner, 1858)	Pacu <sup>†</sup>	Resende et al 1998; Luz et al 2001; Pereira et al 2004		Herbívoro
<i>Myloplus tiete</i> (Eingenmann & Norris, 1900)	Pacu-manteiga	Luz-Agostinho et al 2006; Shibatta et al 2007		Herbívoro
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	Piranha; Pirambeba	Agostinho et al 1997b; Luz et al 2001; Pereira et al 2004; Peretti & Andrian 2004; Velludo et al 2009		Piscívoro
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1836	Piranha; Pirambeba	Agostinho et al 1997b; Luz et al 2001; Novakovski et al 2008		Piscívoro
<b>Curimatidae</b>				
<i>Cyphocarax nagelii</i> (Steindachner, 1881)	Saguiuru	Agostinho et al 1997b; Marçal-Simabuku & Peret 2002		Iliófago
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	Saguiuru	Agostinho et al 1997b; Fugi et al 2001; Luz et al 2001; Peretti e Andrian 2004; Luz-Agostinho et al 2006		Iliófago
<b>Erythrinidae</b>				
<i>Hoplias lacerdae</i> Miranda & Ribeiro, 1908	Trairão	Agostinho et al 1997b; Velludo 2007		Carnívoro
<i>Hoplias cf. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traira	Loureiro & Hahn 1996; Almeida et al 1997; Luz et al 2001; Godoi 2004; Pereira et al 2004; Velludo 2007; Gomiero e Braga 2008		Piscívoro
<b>Prochilodontidae</b>				
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1850)	Curimba	Agostinho et al 1997b; Fugi et al 2001; Luz et al 2001; Luz-Agostinho et al 2006		Iliófago

(Continua...)

Quadro 3.2 (Continuação)

<b>SILURIFORMES</b>				
<b>Auchenipteridae</b>				
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Cachorro-do-padre; Cangati	Agostinho et al 1997b; Gurgel et al 2002; Luz et al 2001; Peretti e Andrian 2004; Luiz et al 2009		Carnívoro
<b>Callichthyidae</b>				
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Tamboatá	Agostinho et al 1997b; Velludo 2007		Bentófago
<b>Doradidae</b>				
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kroyer, 1855)	Abotoado; Armado	Garcia & Protogino 2005; Luz-Agostinho et al 2006; Fagundes et al 2007		Carnívoro
<b>Heptapteridae</b>				
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Bagre; Jundiá	Agostinho et al 1997b; Velludo 2007; Gomiero e Braga 2008; Velludo et al 2008		Carnívoro
<b>Loricariidae</b>				
<i>Hypostomus regani</i> (Inhering, 1905)	Cascudo	( <i>Hypostomus</i> spp = Detritívoro) Agostinho et al 1997b; Godoi 2004; Velludo 2007; Novakovski et al 2008		Iliófago
<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters, 1881)	Cascudo-abacaxi	Agostinho et al 1997b		Iliófago
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> Eingenmann & Kennedy, 1903	Cascudo	Novakovski et al 2008		Iliófago
<b>Pimelodidae</b>				
<i>Pimelodus heraldoi</i> Azpeliculeta, 2001	Mandi-cabeça-de-ferro	Luiz et al 2009		Carnívoro
<i>Pimelodus maculatus</i> LaCepède, 1803	Mandi-amarelo	Lolis & Andrian 1996; Agostinho et al 1997b; Resende et al 2000; Luz et al 2001; Lima-Jr e Goitein 2003; Peretti e Andrian 2004		Carnívoro
<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Barbado	Agostinho et al 1997b; Hahn et al 1998; Velludo et al 2008		Piscívoro

(Continua...)



Quadro 3.2 (Continuação)

**GYMNOTIFORMES**

**Gymnotidae**

*Gymnotus cf. carapo* Linnaeus, 1758

Tuvira

Agostinho et al 1997b; Rotta 2004; Velludo 2007

Carnívoro

**Sternopigidae**

*Eingenmannia cf. virescens* (Valenciennes, 1836)

Tuvira

Resende et al 2000; Luz et al 2001

Carnívoro

**PERCIFORMES**

**Cichlidae**

*Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006

Tucunaré-amarelo<sup>†</sup>

Velludo 2007; Fugi et al 2008; Pelicice e Agostinho 2008

Piscívoro

*Cichla piquiti* Kullander & Ferreira, 2006

Tucunaré-azul<sup>†</sup>

Suarez et al 2001; Resende et al 2007; Luiz et al 2008

Piscívoro

*Cichlasoma paranaense* Kullander, 1983

Cará-preto

Luz et al 2001

Iliófago

*Crenicichla* sp.

---

Godoi 2004

Carnívoro

*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)

Tilápia-vermelha<sup>†</sup>

Velludo 2007

Bentófago

*Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840)

Tilápia<sup>†</sup>

Agostinho et al 1997b; Luz et al 2001; Peretti e Andrian 2004; Hahn & Cunha 2005; Cassemiro et al 2007

Bentófago

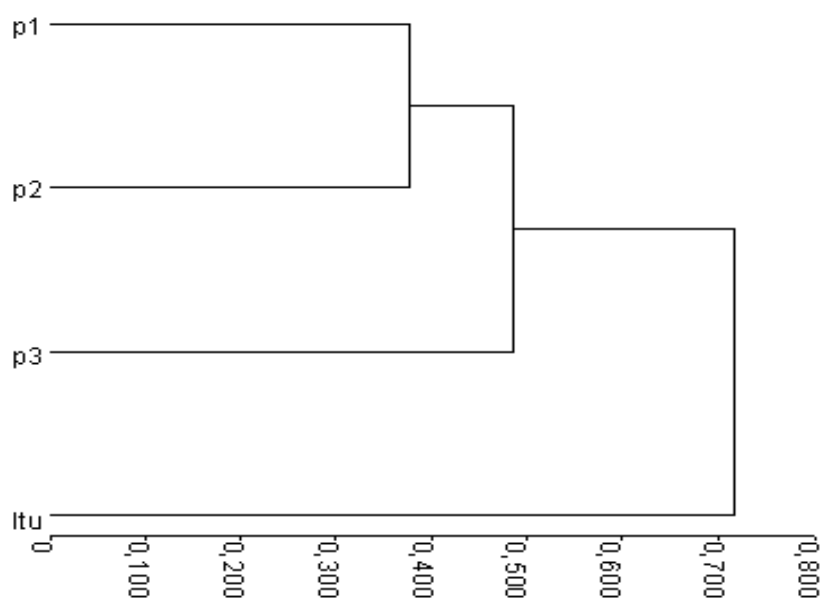
*Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897)

Tilápia<sup>†</sup>

Luz-Agostinho et al 2006; Velludo 2007

Bentófago

A composição de espécies nos diferentes pontos, quando comparados par a par, teve divergências. Algumas espécies ocorreram em somente um dos três pontos, a saber: *Pterigoplichthys anisitsi*, *Serrasalmus marginatus* e *Steindachnerina insculpta* ocorreram somente no P1; *Cyphocharax nagelii*, *Hoplias lacerdae*, *Crenicichla sp.* e *Anostomidae sp.* ocorreram somente no P2; *Gymnotus carapo* e *Eingenmania virescens* ocorreram somente no P3. *Cichla kelberi*, *Megalancistrus parananus* e *Rhamdia quelen* somente ocorreram nos pontos P1 e P2. A dissimilaridade entre a composição de espécies de cada ponto é dada na Figura 3.3. Essa comparação inclui as espécies listadas por Santos (1999) para o reservatório da UHE Itumbiara, a montante.



**Figura 3. 3 – Dissimilaridade (Coeficiente de Jaccard) da composição de espécies capturadas nos pontos P1 a P3 da UHE Cachoeira Dourada, e das capturadas por Santos (1999) na UHE Itumbiara (Itu) localizada a montante.**

Na Figura 3.4 são apresentadas a CPUE N e a CPUE W para cada mês de amostragem discriminada para os pontos P1 e P2. As capturas foram maiores nos meses de cheia (nov-abr) que nos meses de seca (maio-out) em ambos os pontos, tanto em número como em biomassa.

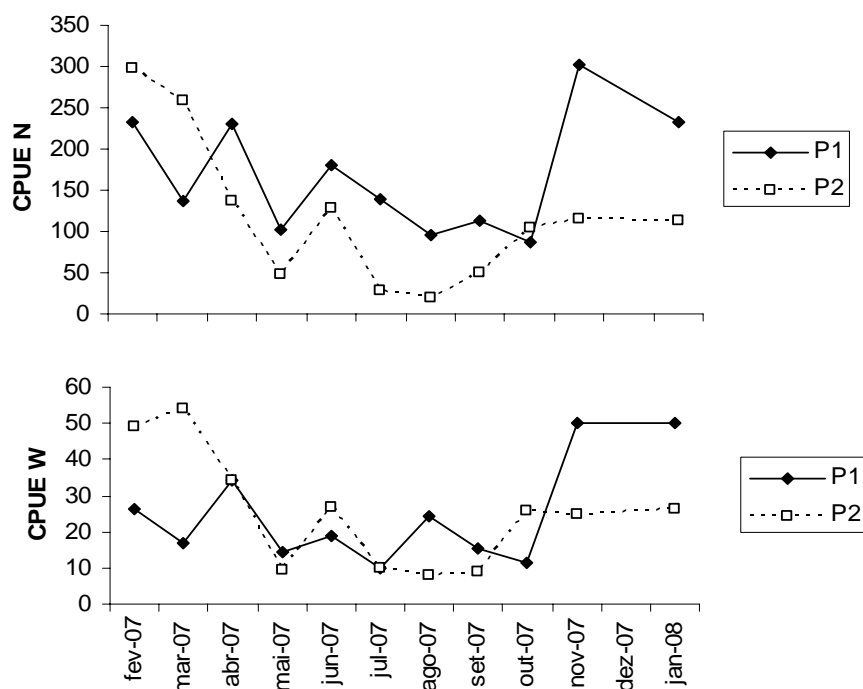


Figura 3.4 – Variação mensal da CPUE N (acima) e da CPUE W (abaixo) nos pontos P1 e P2 da UHE Cachoeira Dourada.

Da Figura 3.5 à Figura 3.7 são mostradas as frequências percentuais de ocorrência (FO%) das espécies em cada ponto.

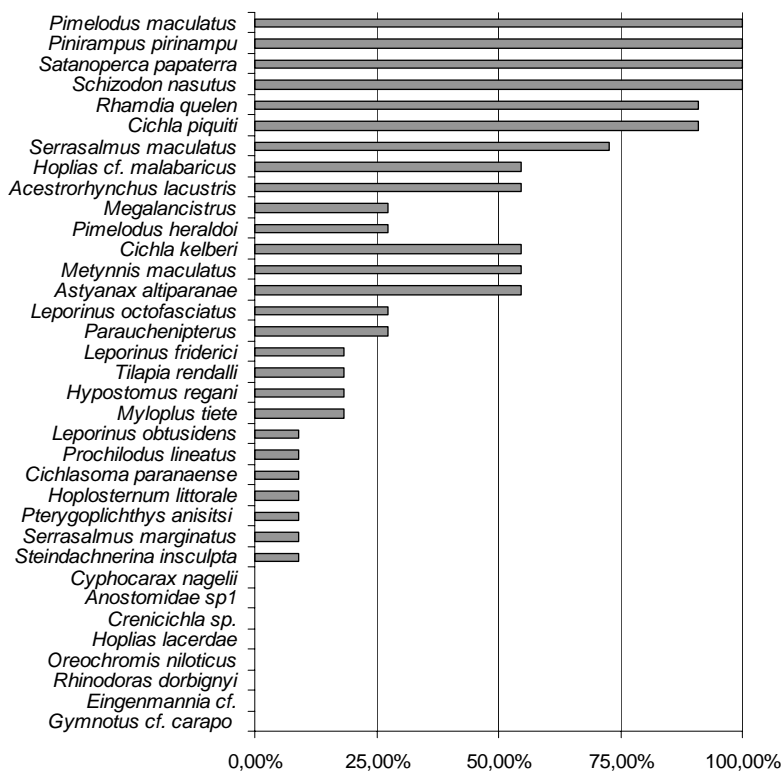
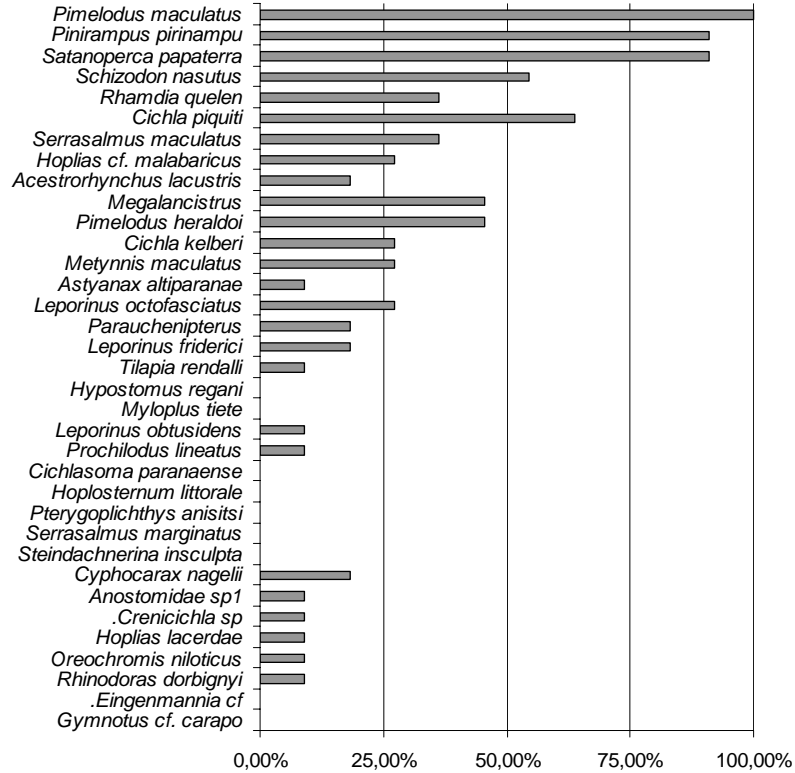
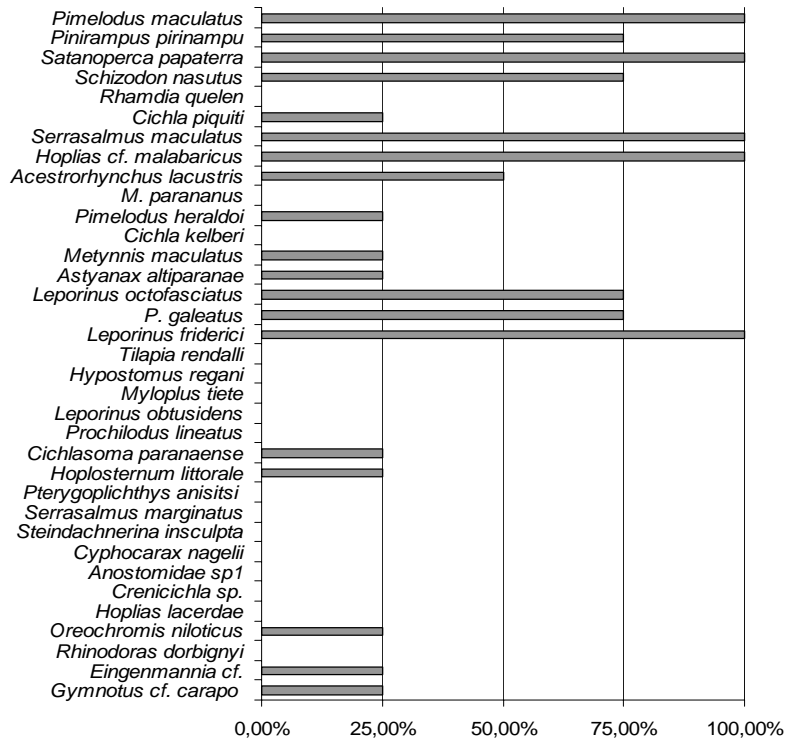


Figura 3.5 – Frequência de Ocorrência das espécies nas capturas realizadas no P1 da UHE Cachoeira Dourada.



**Figura 3.6 - Frequência de Ocorrência das espécies nas capturas realizadas no P2 da UHE Cachoeira Dourada.**



**Figura 3.7 - Frequência de Ocorrência das espécies nas capturas realizadas no P3 da UHE Cachoeira Dourada.**

A Figura 3.8 e a Figura 3.9 mostram a CPUE das espécies capturadas no P1 e P2 em número e em biomassa, respectivamente. A Figura 3.10 e a Figura 3.11 mostram a CPUE das espécies capturadas no P3 em termos de número e biomassa, respectivamente

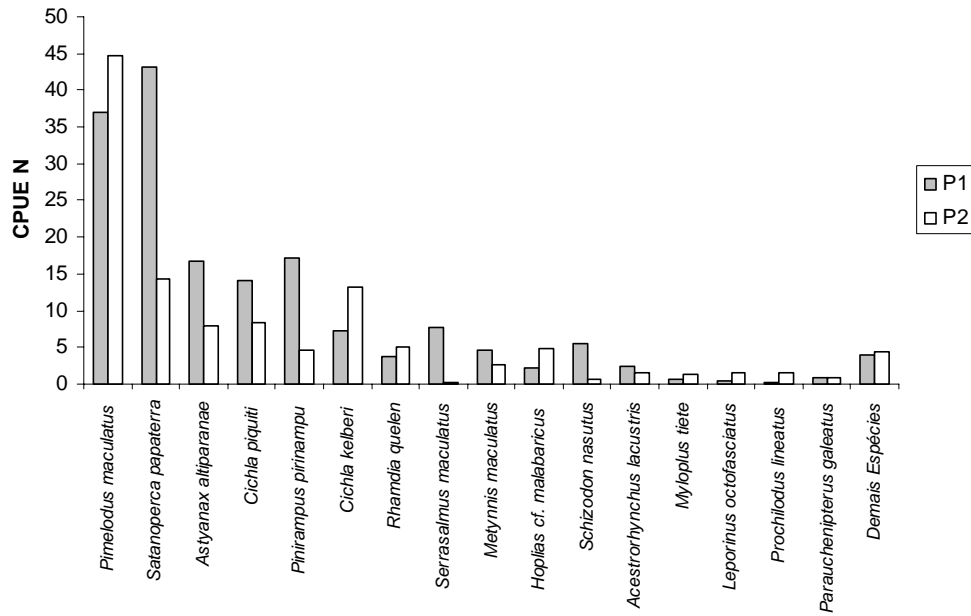


Figura 3.8 – CPUE N (n° de ind. por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas nos pontos P1 e P2 da UHE Cachoeira Dourada.

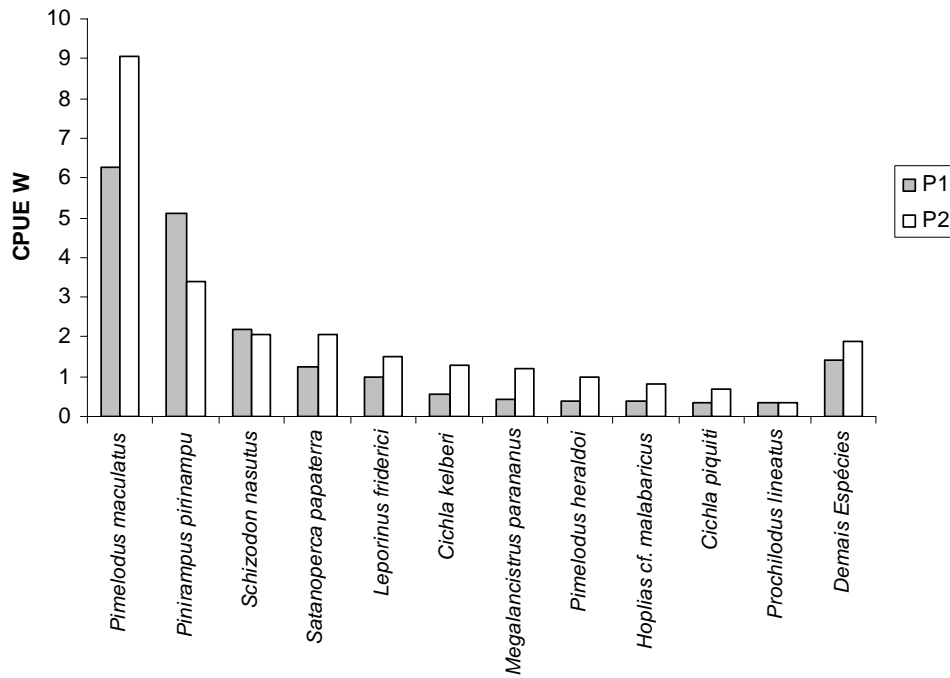


Figura 3.9 – CPUE W (kg por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas nos pontos P1 e P2 da UHE Cachoeira Dourada.

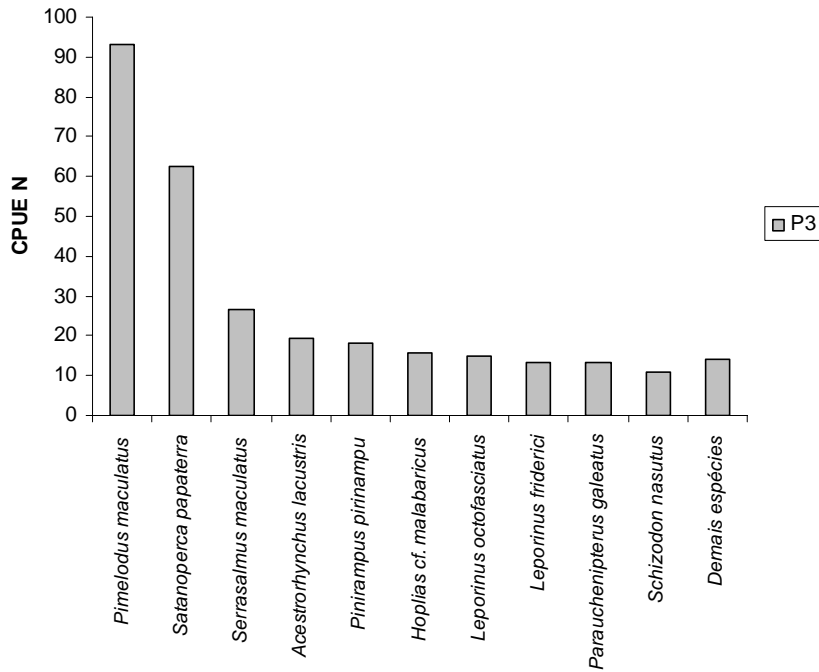


Figura 3.10 – CPUE N (n° de ind. por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas no ponto P3 da UHE Cachoeira Dourada.

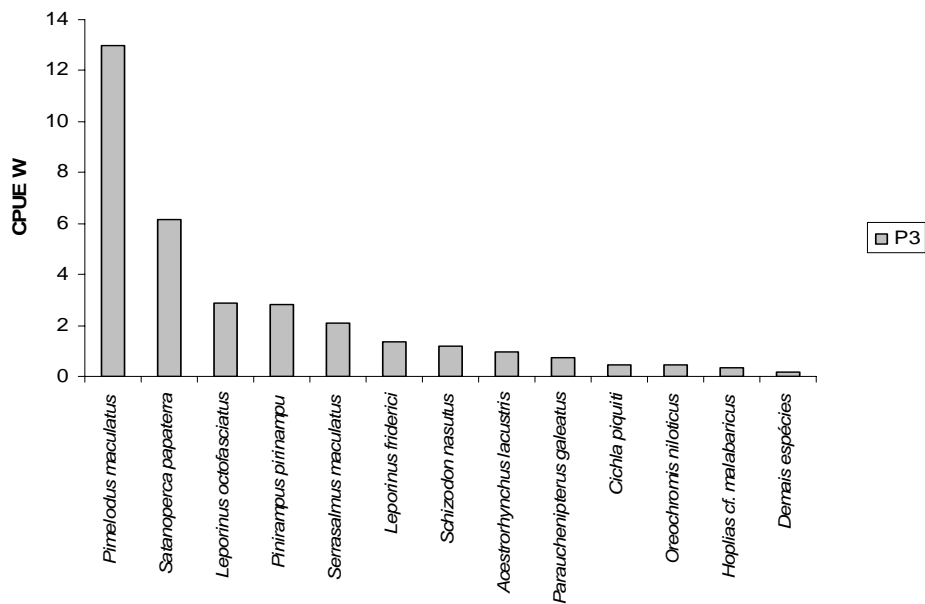


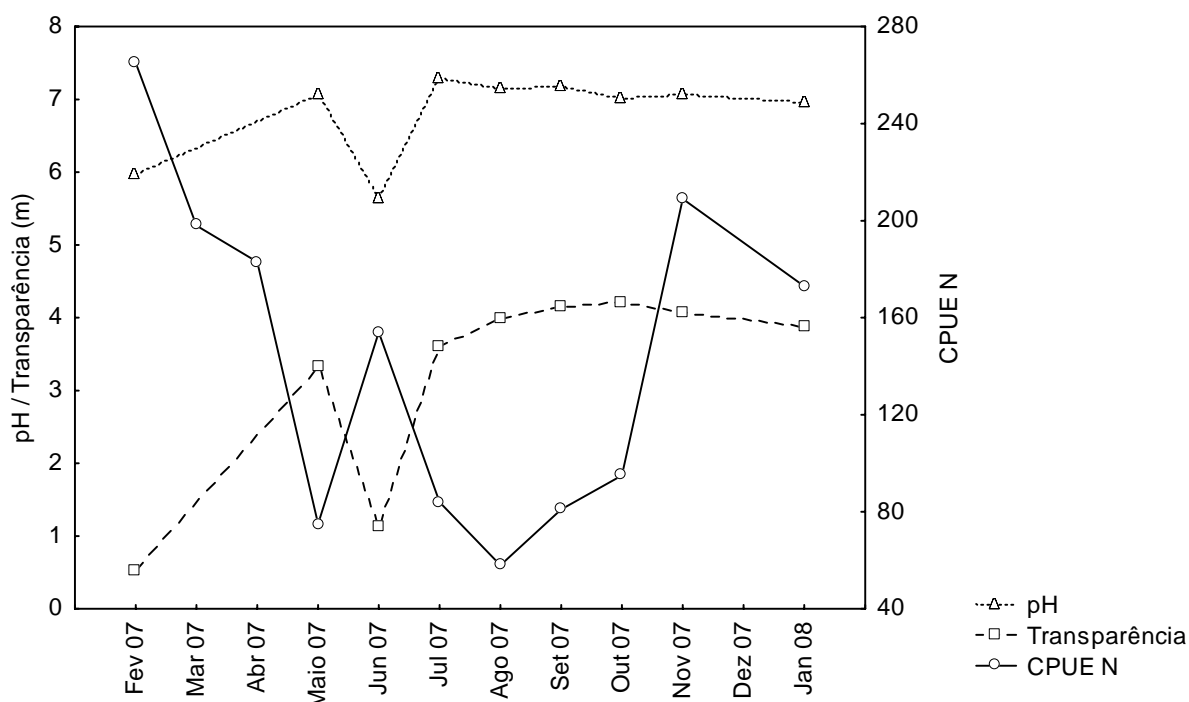
Figura 3.11 – CPUE W (kg por 1000m de rede) das diferentes espécies capturadas no ponto P3 da UHE Cachoeira Dourada.

A CPUE N teve correlação negativa ( $r = -0,69$ ) e significativa ( $p = 0,037$ ) com o CP 1 da ACP envolvendo os parâmetros físicos e químicos. Este componente explicou 62,03% da variância na ACP, e a contribuição percentual de cada uma das variáveis é apresentada na Tabela 3.6. As variáveis que mais contribuíram para do CP I

foram pH seguido de transparência (57,12% da variância dentro do componente) (Tabela 3.4). Na Figura 3.12 é mostrada a variação mensal dos valores de pH, transparência e CPUE N. É possível observar na figura o padrão inverso de variação de pH/transparência e CPUE N. A CPUE N não teve correlação significativa com o CP 1 da ACP realizada com os nutrientes ( $p= 0,163$ ).

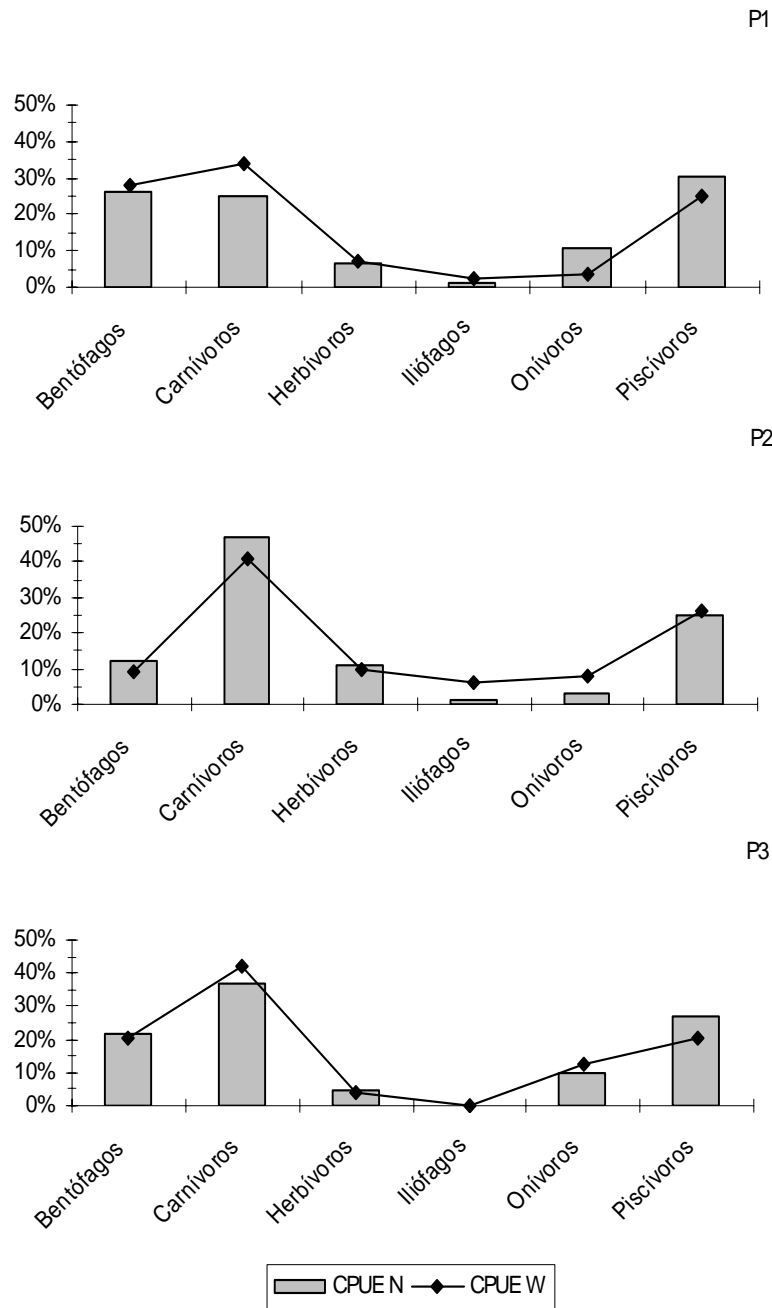
**Tabela 3.4 – Contribuição percentual de cada variável na explicação do CP 1 da ACP realizada com as médias mensais dos parâmetros físicos e químicos medidos na UHE Cachoeira Dourada.**

Variável	% CP 1
Temperatura	18,079
Condutividade	22,567
OD	2,229
pH	<b>30,040</b>
Transparência	<b>27,084</b>



**Figura 3.12 – Variação mensal nos valores médios de pH e transparência da água (m) e da CPUE N na UHE Cachoeira Dourada.**

A abundância relativa de cada guilda trófica nos diferentes pontos é dada na Figura 3.13. Os carnívoros dominaram em número e biomassa, seguidos dos piscívoros e dos bentófagos.

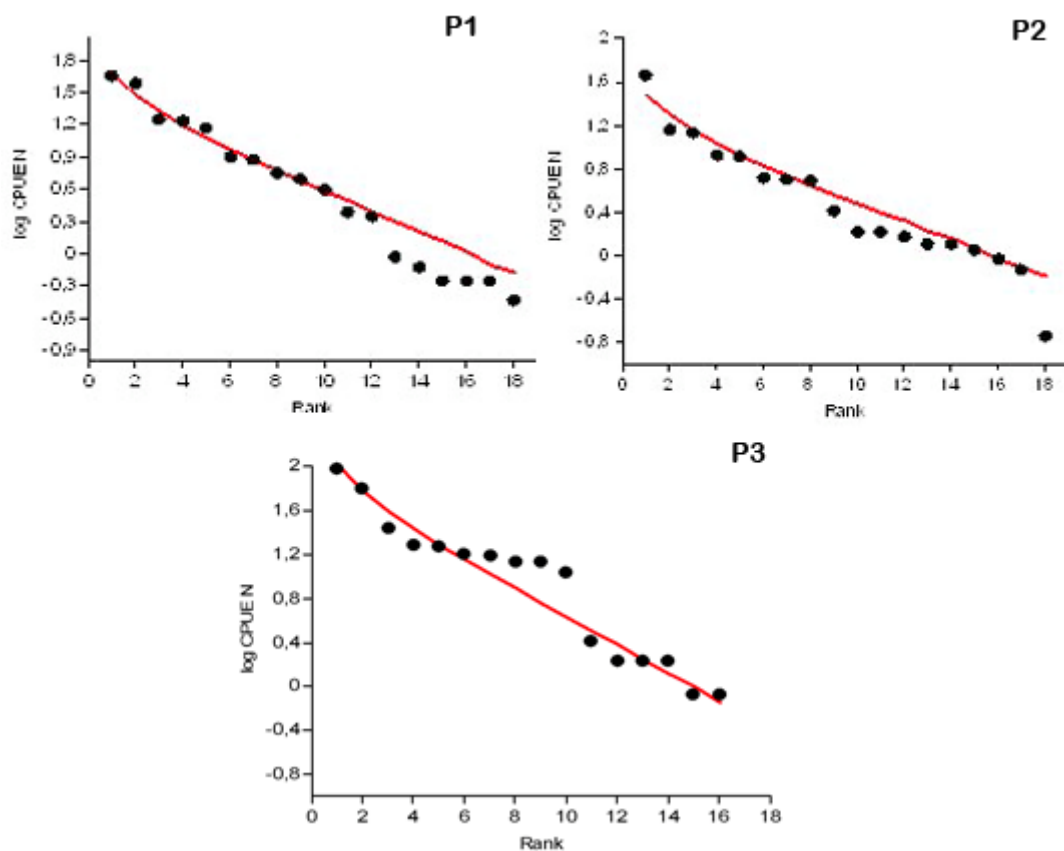


**Figura 3.13 – Abundância relativa das diferentes guildas tróficas nos três pontos amostrais da UHE Cachoeira Dourada. Abundância expressa como percentagens da CPUE N e da CPUE W.**

A estrutura da comunidade nos diferentes pontos em termos de *rank*-abundância das diferentes populações é dada na Figura 3.14. O modelo que teve melhor ajuste à



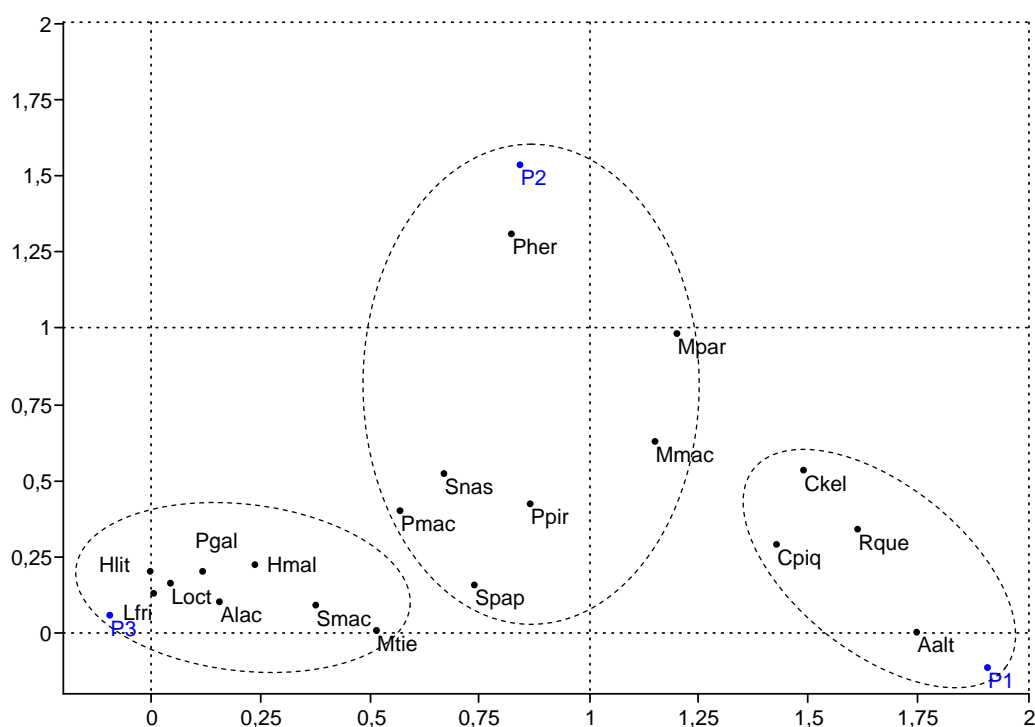
distribuição das abundâncias das espécies nos pontos P1 e P2 foi o de “série logarítmica” (P1:  $\chi^2= 4,085$  ,  $p=0,9434$ ; P2:  $\chi^2= 11,13$  ,  $p=0,3478$ ), e por isso é apresentado na figura, embora o modelo de “série geométrica” também tenha se ajustado. No ponto P3 houve diferença significativa entre a distribuição e cada um dos modelos ajustados. Mesmo assim, para fins de comparação, é apresentado na Figura 3.14 o modelo de série logarítmica, que teve a menor divergência com a distribuição observada ( $\chi^2= 34,53$  ,  $p=0,0001504$ ).



**Figura 3.14 – Curvas de rank-abundância para as espécies capturadas nos diferentes pontos da UHE Cachoeira Dourada. A linha vermelha é o modelo de “séries logarítmicas” ajustado à distribuição. Veja texto para significância estatística dos ajustes.**

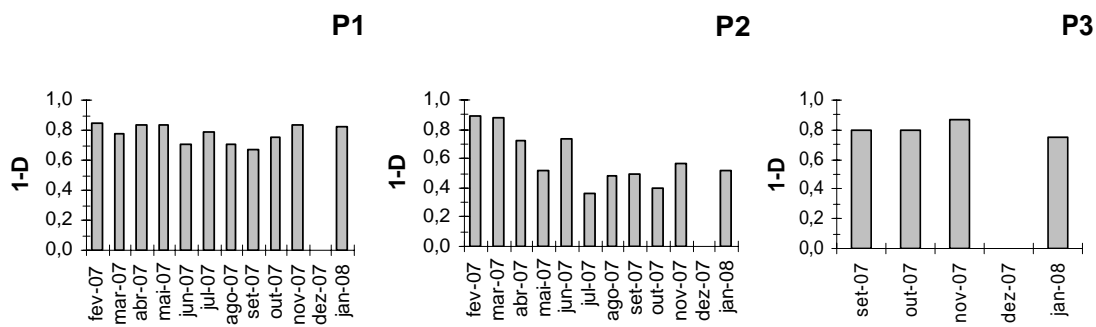
A correspondência das abundâncias das espécies com os diferentes pontos é mostrada na Figura 3.15. As espécies representadas ocorreram nos três pontos, à exceção de *C. kelberi* e *M. parananus*, que não ocorreram no P3. As espécies mais abundantes *P. maculatus*, *P. pinirampus*, *S. nasutus* e *S. pappaterra* apresentaram maior

correspondência com o P2, apesar de que sua abundância relativa foi próxima em todos eles. Também *P. heraldoi* e *M. maculatus* tiveram maior correspondência com o P2. As espécies *C. kelberi*, *C. piquiti*, *R. quelen* e *A. altiparanae* tiveram maior correspondência com o P1. Já a correspondência de *A. lacustris*, *L. friderici*, *L. octofasciatus*, *H. littorale*, *H. malabaricus*, *M. tiete* e *S. maculatus* foi maior com o P3.

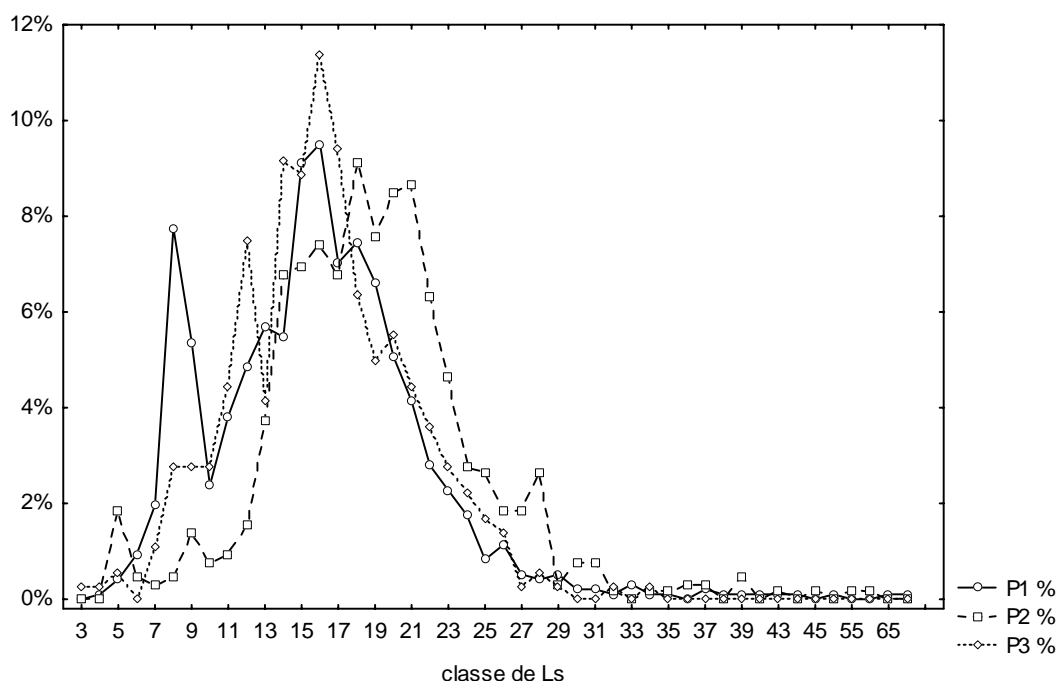


**Figura 3.15 – Correspondência da CPUE N das espécies mais abundantes com os diferentes pontos amostrais, obtida através de uma DCA. O primeiro eixo explicou 75,07% da variabilidade e o segundo 20,93%, para um total 96,00%. As elipses mostram as correspondências das espécies com os pontos. O código de abreviação dos nomes das espécies representa: Aalt: *A. altiparanae* ; Alac: *A. lacustris*; Ckel: *C. kelberi*; Cpiq: *C. piquiti*; Hmal: *H. malabaricus*; Hlit: *H. littorale*; Lfri: *L. friderici*; Loct: *L. octofasciatus*; Mmac: *M. maculatus*; Mpar: *M. parananus*; Mtie: *M. tiete*; Pgal: *P. galeatus*; Pher: *P. heraldoi*; Pmac: *P. maculatus*; Ppir: *P. pinirampus*; Rque: *R. quelen*; Smac: *S. maculatus*; Snas: *S. nasutus*; Spap: *S. pappaterra*.**

A variação mensal da diversidade de Simpson nos três pontos de coleta é apresentada na Figura 3.16. A diversidade foi alta, oscilando entre 0,67 e 0,87 para todos os meses amostrados no P1 e no P3. No P2 houve queda na diversidade com o fim da estação cheia 2006-2007 e início da seca de 2007, seguido de novo aumento no início da cheia de 2007, mas sem atingir o patamar da estação cheia anterior.



**Figura 3.16 – Variação mensal do Índice de Diversidade de Simpson (1-D) calculado para uma amostra finita (veja texto) nos três pontos de coleta de peixes na UHE Cachoeira Dourada.**



**Figura 3.17 – Distribuição percentual de freqüência de indivíduos na classe de Ls = 1cm para os três pontos amostrados na UHE Cachoeira Dourada.**

A distribuição percentual de freqüências na classe de Ls de 1,0 cm para os três pontos amostrais é dada na Figura 3.17. Os espécimes capturados tinham comprimento padrão (Ls) de 3,6cm a 65,0cm. As médias de Ls foram 16,3 cm para o P1, 19,5 cm para o P2 e 16,6 para o P3. Somente no P2 o tamanho médio dos indivíduos diferiu significativamente dos demais (ANOVA:  $F= 61,66$  ,  $p= 0,000$  ; Tuckey HSD:  $p= 0,000022$ ). Também nesse ponto o Ls modal foi maior que nos demais e foram observados menos espécimes de menor porte que no P1 e no P3. Os valores de Ls e

pesos (W) médios, mínimos e máximos, medidos em cada uma das espécies, são apresentados na Tabela 3.5.

**Tabela 3.5 – Valores médio, mínimo e máximo de comprimento Padrão (Ls) e peso (W) das espécies de peixes capturadas nos três pontos amostrais da UHE Cachoeira Dourada.**

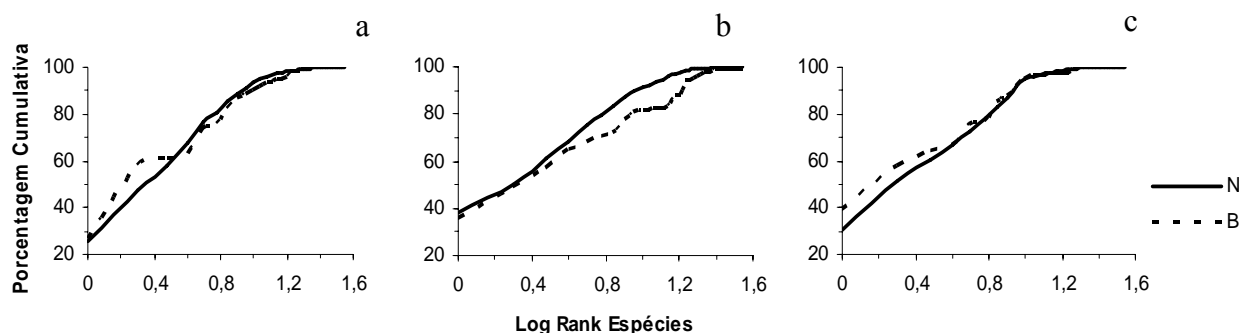
Espécie	Ls (cm)						W (kg)		
	Méd P1	Méd P2	Méd P3	Méd Geral	Min	Máx	Méd	Min	Máx
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	18,3	20,5	15,5	17,0	10,5	22,3	0,068	0,014	0,126
<i>Anostomidae spl</i>		14,5		14,5	14,5	14,5	0,071	0,071	0,071
<i>Astyanax altiparanae</i>	8,7	9,3	5,6	8,7	5,6	10,3	0,023	0,005	0,038
<i>Cichla kelberi</i>	18,0	20,0		18,7	12,4	37,6	0,215	0,039	1,291
<i>Cichla piquiti</i>	17,8	17,2	19,7	17,7	12,4	29,4	0,150	0,042	0,821
<i>Cichlasoma paranaense</i>	15,0		12,1	13,6	12,1	15,0	0,090	0,076	0,105
<i>Crenicichla sp.</i>			11,7	11,7	8,0	15,3	0,042	0,011	0,073
<i>Cyphocarax nagelii</i>		12,8		12,8	12,8	12,8	0,044	0,044	0,044
<i>Eingenmannia cf. virescens*</i>				18,3	18,3	18,3	0,011	0,011	0,011
<i>Gymnotus cf. carapo</i>				n/d	n/d	n/d	0,199	0,199	0,199
<i>Hoplias cf. malabaricus</i>	19,3	24,0	22,6	22,1	15,0	36,5	0,253	0,063	1,087
<i>Hoplias lacerdae</i>		36,9		36,9	36,9	36,9	0,991	0,991	0,991
<i>Hoplosternum littorale</i>		13,5	13,3	13,3	12,9	13,6	0,101	0,097	0,107
<i>Hypostomus regani</i>	9,3			9,3	7,6	11,0	0,028	0,016	0,040
<i>Leporinus friderici</i>	18,3	26,6	18,3	19,6	12,3	55,4	0,423	0,019	7,800
<i>Leporinus obtusidens</i>	26,8	26,8		26,8	26,4	27,1	0,557	0,537	0,572
<i>Leporinus octofasciatus</i>	18,0	16,6	18,7	18,1	11,2	26,0	0,165	0,029	0,402
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	11,5			11,5	11,5	11,5	0,040	0,040	0,040
<i>Megalancistrus parananus</i>	24,8	30,9		28,6	13,4	42,5	1,114	0,071	2,500
<i>Metynnis maculatus</i>	11,4	9,4	7,0	10,5	3,6	16,6	0,085	0,002	0,234
<i>Myloplus tiete</i>	11,0		9,4	10,5	7,4	16,0	0,072	0,020	0,192
<i>Oreochromis niloticus</i>		23,5	24,0	23,8	23,5	24,0	0,513	0,508	0,519
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	11,9	15,1	12,7	13,3	9,8	16,8	0,063	0,030	0,116
<i>Pimelodus heraldoi</i>	16,9	16,6	17,0	16,6	12,8	21,6	0,123	0,041	1,722
<i>Pimelodus maculatus</i>	19,6	21,0	18,8	20,1	10,4	31,2	0,179	0,007	0,729
<i>Pinirampus pirinampu</i>	22,4	21,8	21,2	22,0	7,5	65,0	0,273	0,007	5,450
<i>Prochilodus lineatus</i>	23,3	39,5		31,4	23,3	39,5	1,142	0,375	1,909
<i>Rhamdia quelen</i>	16,9	18,2		17,3	12,5	23,2	0,095	0,028	0,227
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>		16,1		16,1	13,8	18,4	0,098	0,067	0,154
<i>Satanoperca pappaterra</i>	14,5	16,0	13,5	14,6	5,4	21,3	0,122	0,005	0,342
<i>Schizodon nasutus</i>	19,7	22,7	17,5	20,9	14,3	31,5	0,209	0,057	0,614
<i>Serrasalmus maculatus</i>	9,6	13,5	11,2	10,6	4,9	21,5	0,065	0,004	0,467
<i>Serrasalmus marginatus</i>	9,7			9,7	6,4	15,6	0,055	0,012	0,185
<i>Steindachnerina insculpta</i>	12,3			12,3	12,3	12,3	0,056	0,056	0,056
<i>Tilapia rendalli</i>	20,6	29,3		22,3	11,4	29,3	0,567	0,057	1,009

\* = Medida apresentada é o comprimento total; n/d = não disponível

A relação abundância x biomassa variou entre os diferentes pontos (Figura 3.18).

No P1, as espécies mais abundantes numericamente foram também as de maior peso corporal, com as demais espécies tendo participação na proporção da biomassa pouco menor que sua participação na proporção numérica. No P2, a participação em número e

biomassa das espécies mais abundantes foi proporcional, a maioria das outras contribuiu pouco para biomassa total e algumas espécies raras tiveram importante participação na biomassa. No P3 as espécies mais abundantes em números tiveram contribuição desproporcionalmente maior em termos de biomassa, e as demais contribuíram à biomassa total de maneira proporcional à abundância numérica.



**Figura 3.18 – Curvas ABC das espécies capturadas no P1 (a), P2 (b) e P3 (c) na UHE Cachoeira Dourada (N= números; B= biomassa).**

A atividade reprodutiva mensal das fêmeas não teve padrão sazonal de variação. Fêmeas em reprodução (estádios III e IV) constituíram, em média, 43% do total. As espécies capturadas foram agrupadas conforme a tática reprodutiva em quatro categorias conforme a Tabela 3.6. A guilda migradoras de longa distância, composta por apenas quatro espécies, teve a maior abundância em termos de número e biomassa. A guilda com o maior número de espécies foi a com cuidado parental, que também foi a segunda mais abundante em número e biomassa.

Da Figura 3.20 a 3.22 são mostrados os valores mensais de CPUE, em número e peso, para as principais espécies de cada ponto amostrado. Para os pontos P1 e P2 são mostradas espécies que ocorreram em ao menos três meses ( $FO \geq 27\%$ ) no respectivo ponto. Para o ponto P3 são mostradas espécies que ocorreram em ao menos dois meses ( $FO \geq 50\%$ ).

**Tabela 3.6 - Táticas reprodutivas de peixes da UHE Cachoeira Dourada, número de espécies (S) e abundância relativa de cada grupo. Classificação das espécies segundo SUZUKI et al (2004) e AGOSTINHO et al (2004). Para espécies com pouca ou nenhuma informação na literatura, a classificação foi baseada em espécies congêneres (\*) ou da mesma família (†).**

<b>Tática</b>	<b>Espécies</b>	<b>S</b>	<b>Abundância Relativa</b>
Migradores de longa distância com fecundação externa	<i>Pimelodus heraldoi</i> *	4	CPUE N = 234,68 CPUE B = 36,61
	<i>Pimelodus maculatus</i>		
	<i>Pinirampus pirinampu</i>		
	<i>Prochilodus lineatus</i>		
Sedentários ou migradores de curta distância, com fecundação externa e sem cuidado parental	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	13	CPUE N = 117,77 CPUE B = 13,85
	Anostomidae sp1†		
	<i>Astyanax altiparanae</i>		
	<i>Cyphocarax nagelii</i>		
	<i>Leporinus friderici</i>		
	<i>Leporinus obtusidens</i>		
	<i>Leporinus octofasciatus</i>		
	<i>Metynnis maculatus</i>		
	<i>Myloplus tiete</i>		
	<i>Rhamdia quelen</i>		
	<i>Rhinodoras dorbignyi</i>		
	<i>Schizodon nasutus</i>		
	<i>Steindachnerina insculpta</i>		
Sedentários ou migradores de curta distância, com fecundação externa e com cuidado parental	<i>Cichla kelberi</i>	15	CPUE N = 218,86 CPUE B = 26,45
	<i>Cichla piquiti</i>		
	<i>Cichlasoma paranaense</i>		
	<i>Crenicichla</i> sp.*		
	<i>Hoplias</i> cf. <i>malabaricus</i>		
	<i>Hoplias lacerdae</i> *		
	<i>Hoplosternum littorale</i>		
	<i>Hypostomus regani</i> *		
	<i>Megalancistrus parananus</i> *		
	<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>		
	<i>Oreochromis niloticus</i>		
	<i>Satanoperca pappaterra</i>		
	<i>Serrasalmus maculatus</i>		
<i>Serrasalmus marginatus</i>			
<i>Tilapia rendalli</i>			
Fecundação interna com desenvolvimento externo	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1	CPUE N = 15,88 CPUE B = 0,93

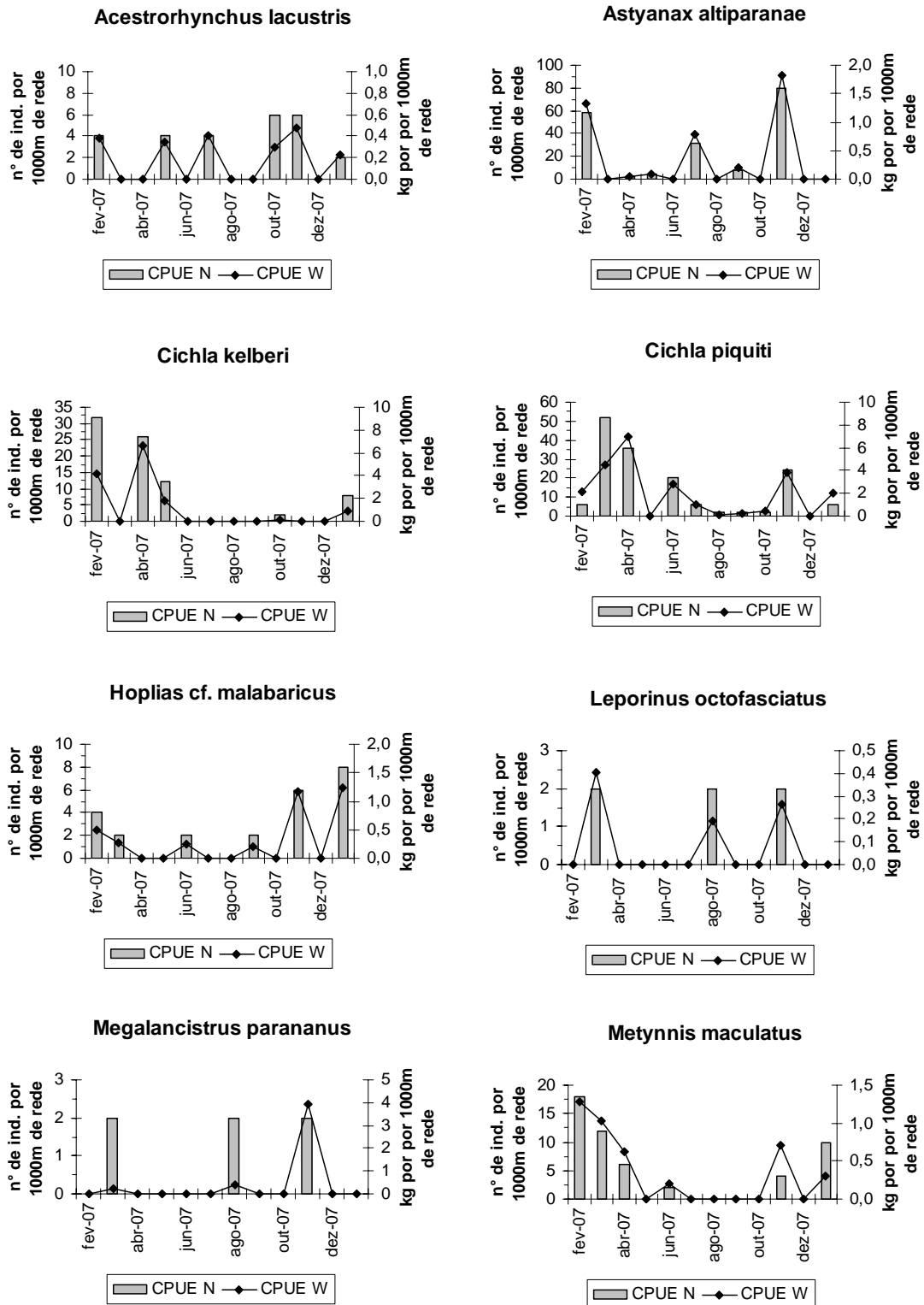


Figura 3.19 - Captura por Unidade de Esforço, dada mensalmente em número (CPUE N) e peso (CPUE W), das principais espécies amostradas com rede de emalhe no ponto P1 do reservatório da UHE Cachoeira Dourada

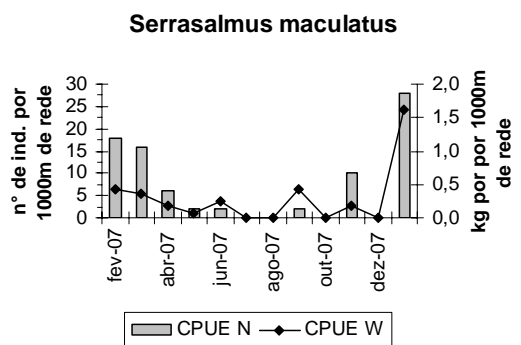
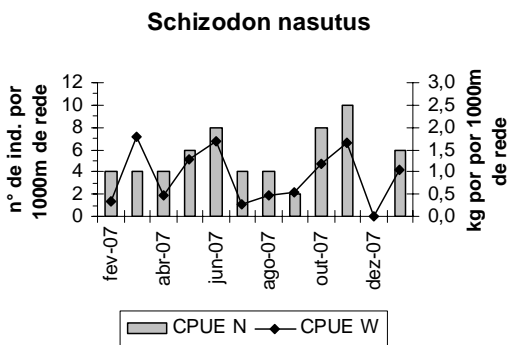
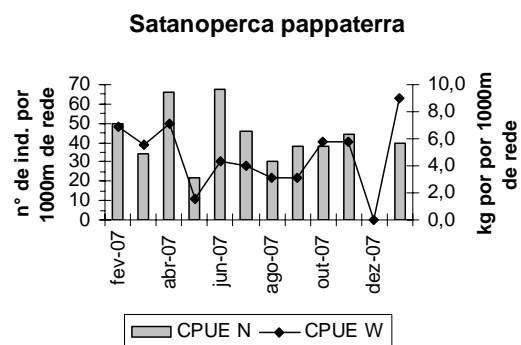
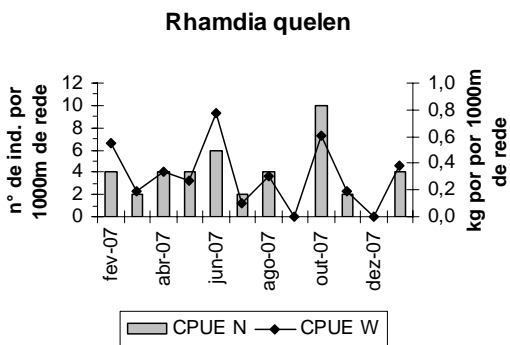
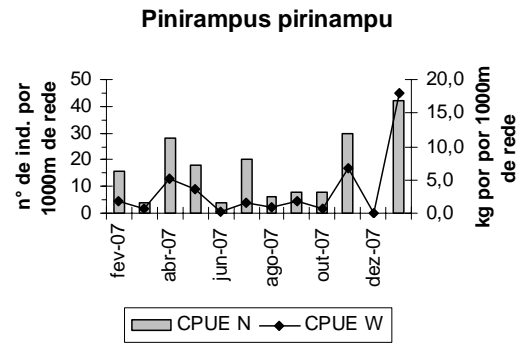
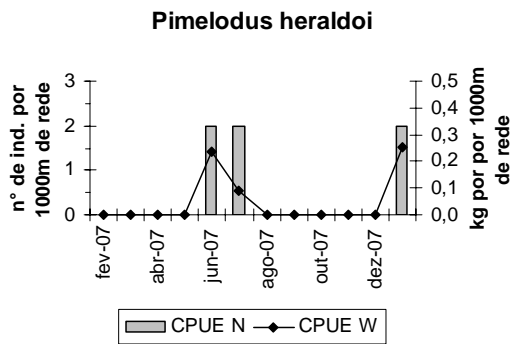
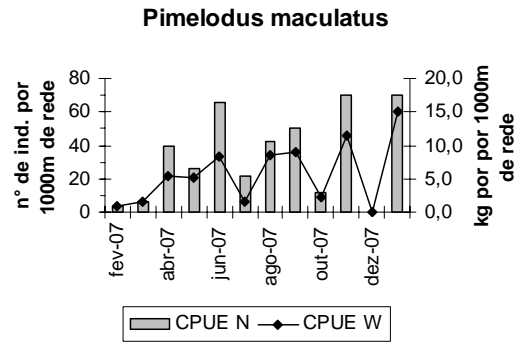
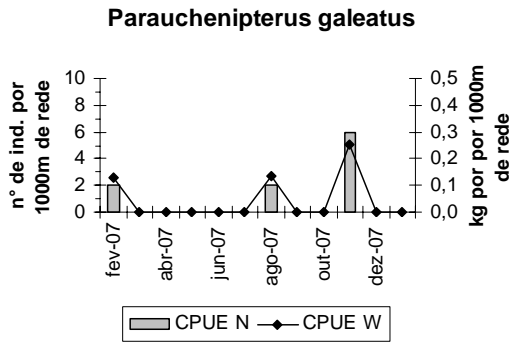


Figura 3.19 – (Continuação).



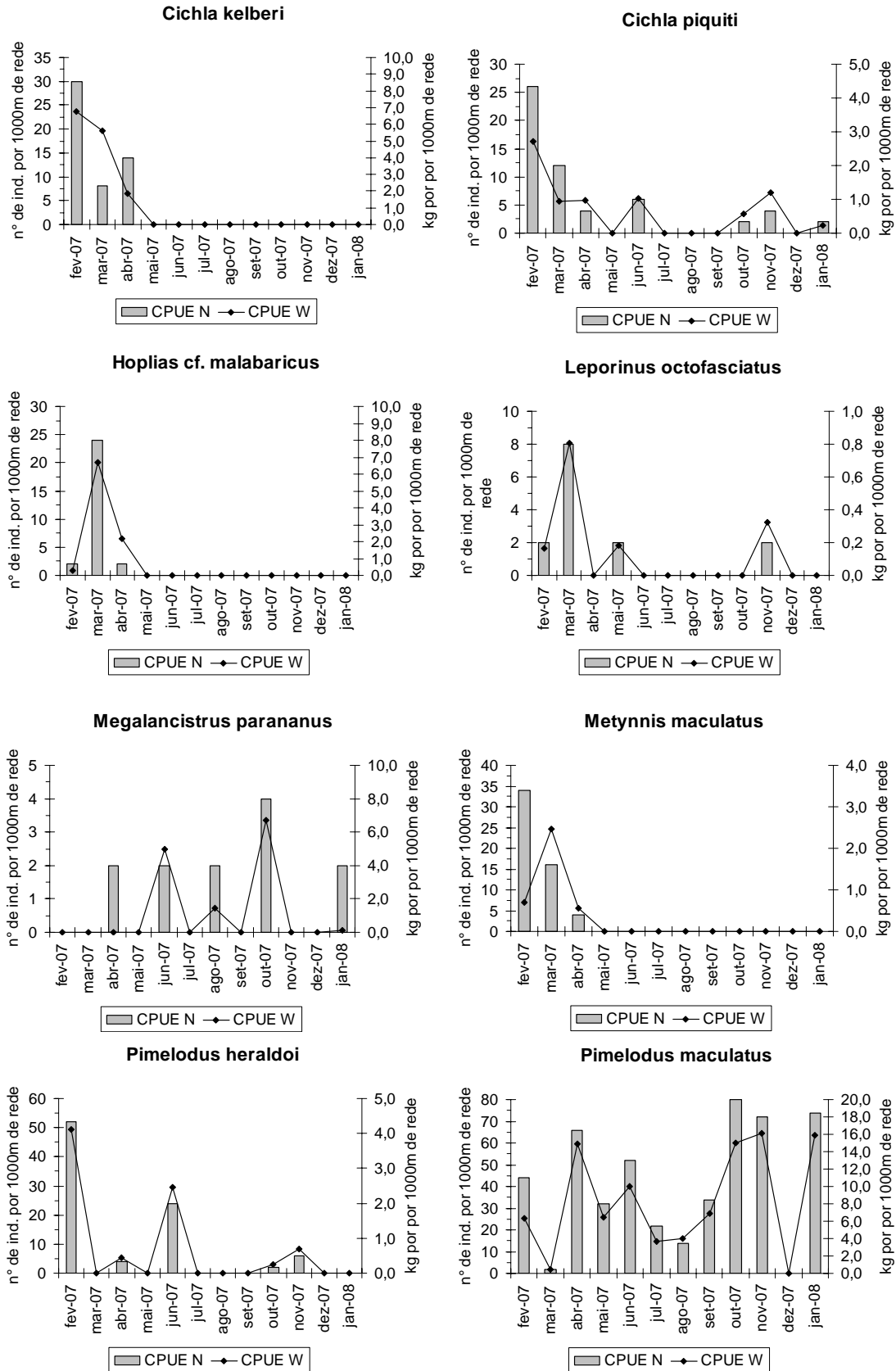


Figura 3.20 - Captura por Unidade de Esforço, dada mensalmente em número (CPUE N) e peso (CPUE W), das principais espécies amostradas com rede de emalhe no ponto P2 do reservatório da UHE Cachoeira Dourada.

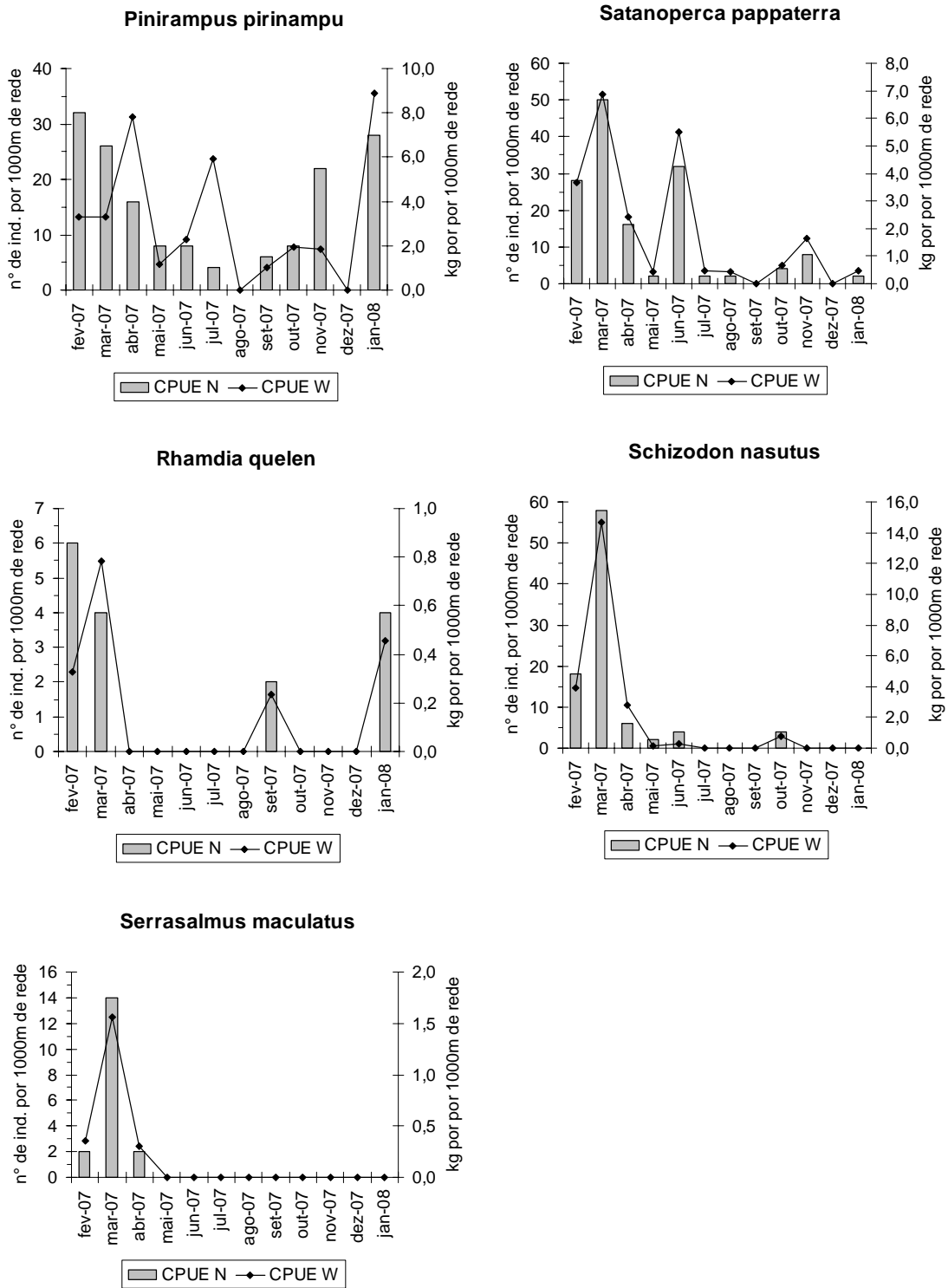
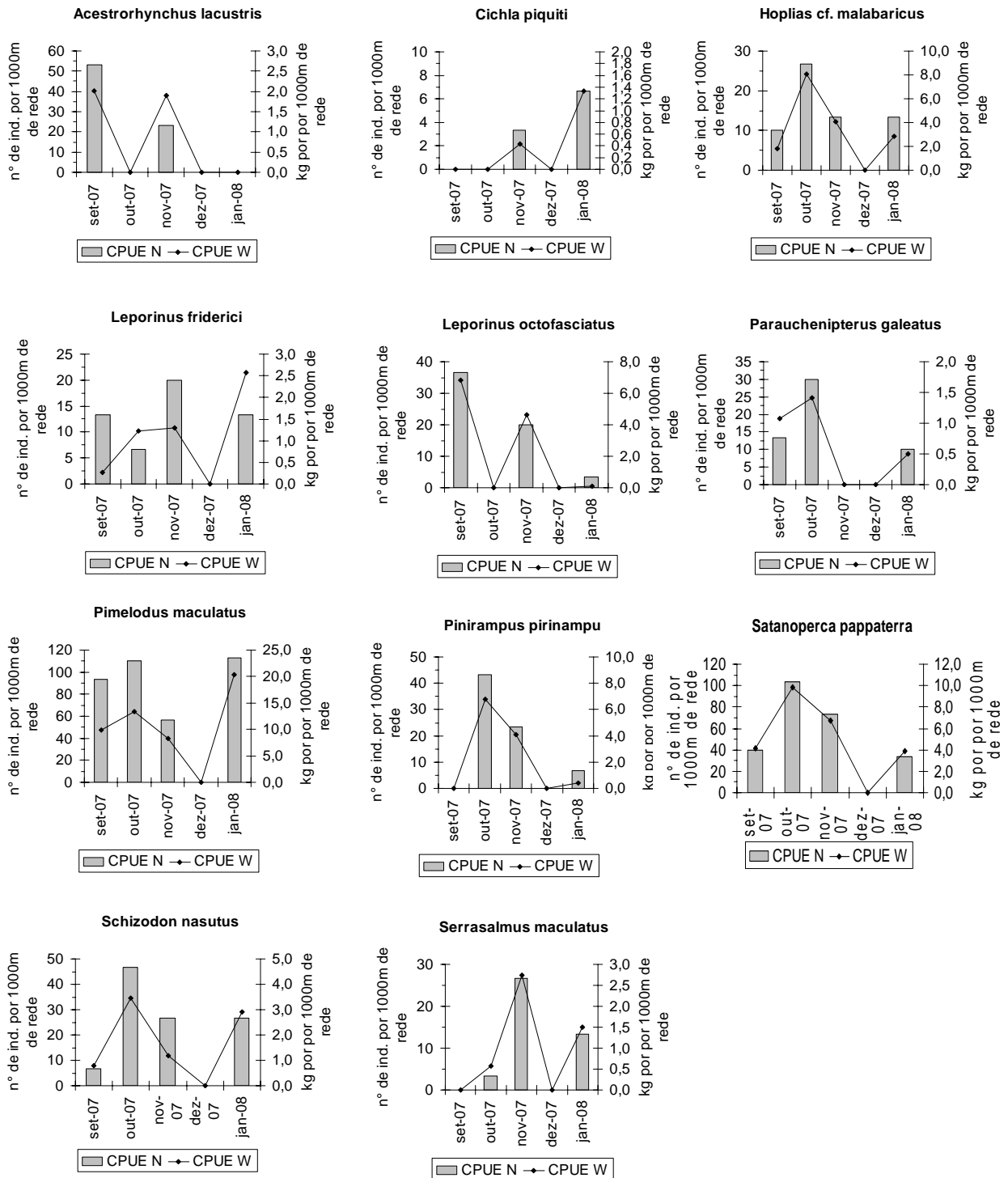


Figura 3.20 - (Continuação).



**Figura 3.21 - Captura por Unidade de Esforço, dada mensalmente em número (CPUE N) e peso (CPUE W), das principais espécies amostradas com rede de emalhe no ponto P3 do reservatório da UHE Cachoeira Dourada.**

## DISCUSSÃO

Segundo Langeani et al (2007), cerca de 85% das espécies da ictiofauna do alto Paraná é composta por Otophysi (Characiformes, Gymnotiformes e Siluriformes). No presente estudo este grupo correspondeu a 80% das espécies. Embora a metodologia de captura utilizada não permitisse contemplar a fauna de pequeno porte, que inclui a rica ordem dos Cyprinodontiformes, esse número foi razoavelmente próximo ao apresentado pelos autores anteriormente citados. Isso porque em ambientes lênticos do alto Paraná, representados principalmente pelos reservatórios artificiais, tem havido um aumento considerável de espécies alóctones ou exóticas de Perciformes (LOWE-MCCONNELL 1999), principalmente Cichlidae. O fato de cinco das seis espécies não-nativas pertencerem a esta família corrobora esta informação e aproxima os valores observados no presente trabalho da estimativa dos autores supracitados. Além da riqueza das espécies alóctones, foi de grande importância a abundância destas, de aproximadamente um terço do número e da biomassa capturados no presente estudo. A presença de duas espécies de tucunaré (*C. piquiti* e *C. kelberi*) atestou o caráter comum, ainda que ilegal, das introduções no Brasil, conforme destacado por outros autores (DELARIVA e AGOSTINHO 1999; LOWE-MCCONNELL 1999; ROCHA et al 2005; PELICICE e AGOSTINHO 2008).

O número total de espécies apresentado no presente trabalho foi, certamente, subestimado. Como qualquer método de amostragem, captura com redes de espera é seletiva, uma vez que espécimes de porte muito pequeno ou muito grande têm menor probabilidade de serem capturados (KING 1995). Além disso, alguns habitats também não puderam ser amostrados com esse método, e.g. onde há tocos submersos, grande densidade de macrófitas ou corrente relativamente forte. Ainda assim, é um método adequado para levantamento das principais espécies de peixes e suas abundâncias

relativas. A CPUE como medida de abundância relativa, quando obtida por redes de espera, pode ser prontamente comparada com a obtida em diferentes amostragens, inclusive aquelas feitas por diferentes autores. Isso porque o cálculo de esforço de pesca empregado com redes de espera é mais objetivo do que na maioria dos petrechos - basta que se saiba o tamanho da rede e o tempo que foi deixada na água – e sua eficiência é independente da perícia do amostrador.

A estrutura observada para a comunidade de peixes foi de poucas espécies dominantes e várias espécies raras associadas, um padrão típico em comunidades de trópicos sazonais (ODUM & BARRET 2007). O modelo série logarítmica se ajustou às curvas de rank-abundância do P1 e P2. O ajuste de algum dentre os modelos de rank-abundância (e.g. série logarítmica, série geométrica e broken stick) deve expressar algo significativo no contexto biológico sobre o grupo de espécies que representa. Por isso, não foi testado o ajuste do modelo log-normal. Embora Odum (1983) afirme que este modelo deva ser esperado para a maioria das comunidades naturais não perturbadas, Magurran (1988) lembra que seu ajuste para os dados pode ser oriundo da matemática da distribuição. A distribuição log-normal surge como uma resposta estatística a grandes números e como consequência do Teorema do Limite Central (MAY 1975 apud MAGURRAN 1988). Já o modelo ajustado, de série logarítmica, prevê uma comunidade em estágio de sucessão mais avançado, um ambiente mais estável e saturado de espécies que aqueles cujas distribuições se encaixam na série geométrica, e menos que aqueles cujas distribuições se encaixam no modelo broken stick. Esse ajuste pode ser indício de que a ecologia da comunidade é controlada por poucos fatores (MAGURRAN 1988), ou que a comunidade estudada foi de fato uma seção de uma comunidade maior (GILLER 1984), ou seja, a riqueza amostrada foi uma fração da riqueza total. Esse último aspecto pareceu ser o caso, uma vez que amostragem com

redes de espera é um método seletivo que não contempla os peixes de tamanho muito pequeno (e.g. a maioria dos Ciprinodontiformes, juvenis de outras espécies) ou muito grande (e.g. alguns Siluriformes e *Cichla* spp. de idade avançada).

A forma das curvas de rank-abundância pode ainda ter relação com o nível de perturbação sobre a estrutura das espécies, que tende a tornar as curvas mais inclinadas (ODUM 1983). Nesse sentido, o fato de que o modelo não se ajustou ao P3 (devido à maior abundância relativa das espécies não dominantes) sugeriu que a comunidade nesse ponto, fora da área de influência do reservatório, sofreu menos perturbações. O P3 é um sistema lótico, com presença de mata ripária mais preservada, onde não foi constatada a presença de *C. kelberi* e a abundância relativa de *C. piquiti* foi menor. Concluiu-se, portanto, que a maior equitabilidade na abundância das espécies (dada pela forma menos inclinada da curva) foi indício de maior grau de preservação do P3 em relação aos demais.

A diversidade representada pelo índice de Simpson foi alta (i.e., a dominância foi baixa), exceto no P2 durante os meses secos. Isso esteve relacionado principalmente à queda da captura nesses meses, mas também à menor abundância de todas as espécies dominantes exceto *P. maculatus*, que teve abundância ainda maior que no P1. Uma vez que o Índice de Simpson é fortemente influenciado pelas espécies mais abundantes (ODUM 1983; MAGURRAN 1988), a diversidade no P2 foi menor que no P1.

Ao se comparar a riqueza e a composição de espécies com outros reservatórios, algumas diferenças fundamentais são notadas. Análises anteriores da riqueza de peixes em 75 reservatórios brasileiros resultaram na estimativa de que estes têm em média 30 espécies (AGOSTINHO et al 2007 b), um número considerado baixo em relação à riqueza típica dos sistemas hídricos sul-americanos (LOWE-MCONNELL 1999). Ademais, reservatórios mais velhos (>20 anos) têm menor riqueza que os recentes,

contendo em média 20 espécies (AGOSTINHO et al 2007 b). O número de espécies encontradas no presente estudo (35) é maior que esta estimativa média, uma diferença ainda maior se considerado o fato de que o reservatório da UHE Cachoeira Dourada tinha, na época das amostragens, quase 50 anos. Além disso, esse número é provavelmente subestimado pela seletividade da técnica e pelo esforço amostral, conforme discutido anteriormente.

Agostinho et al (1995 apud SANTOS 1999) listam as espécies *P. maculatus*, *Iheringichthys labrosus*, *Astyanax bimaculatus* (= *A. altiparanae*), *A. lacustris*, *Serrasalmus spilopleura* (= *S. maculatus*), *Galeocharax knerii*, *Plagioscion squamosissimus*, *H. malabaricus* e *S. nasutus* como de distribuição generalizada nos reservatórios do alto Paraná. Santos (1999) obteve resultados semelhantes no estudo de quatro reservatórios nos rios Grande e Paranaíba, exceto pelo fato de que só observou a presença de *P. squamosissimus* em um deles, no rio Grande. Em Cachoeira Dourada, durante o presente estudo, não foram observadas as presenças de *I. labrosus*, *G. knerii* e *P. squamosissimus*.

Segundo Agostinho et al (1999), espécies não migratórias tendem a colonizar zonas internas dos reservatórios, uma vez que geralmente têm demandas mais simples para seus ciclos de vida. Entretanto, no presente estudo, *P. maculatus*, *P. pirinampu* e *S. nasutus*, espécies que exibem o hábito migratório (SUZUKI et al 2004; e AGOSTINHO et al 2004), estiveram dentre as dominantes. De fato, *Pimelodus maculatus* foi a espécie mais abundante nas capturas durante o presente estudo, e figurou entre as de maior participação em capturas em outros locais na bacia do Paraná, incluindo alguns reservatórios (LOLIS e ANDRIAN 1996; AGOSTINHO et al 1997 a; BRAGA 2001; LIMA-JR e GOTEIN 2003, 2006). A espécie é parte importante das capturas comerciais e esportivas no reservatório estudado, segundo informado pelos pescadores locais, a

exemplo do que ocorre em outros reservatórios e rios brasileiros (DEI TOS et al 2002; MAIA et al 2007).

As espécies mais abundantes no P1 e P2, em termos de números totais de captura, também foram as que tiveram as maiores FO%. Embora esse fato seja esperado a princípio, ele serve de evidência para afirmar que estas espécies passam a maior parte de seu ciclo de vida na área do reservatório, não realizando migrações muito intensas no nível populacional.

A despeito disso, não se pode afirmar com base nos presentes resultados que as áreas de reprodução destas espécies estejam contidas dentro do reservatório. Espécies como *P. maculatus*, *P. pirinampu* e *P. lineatus* realizam migrações reprodutivas relativamente extensas (SUZUKI et al 2004; AGOSTINHO et al 2004), podendo deixar a área do reservatório em direção aos tributários ou a montante durante a reprodução, ainda que esta área seja relativamente pequena, limitada pela barragem da UHE Itumbiara. Mesmo espécies que não empreendem longas migrações reprodutivas podem ainda assim exibir comportamento reofílico e buscar trechos lóticos ou tributários para reprodução (HOFFMAN et al 2005; AGOSTINHO et al 2007 b). Por exemplo, Braga (2001) constatou que algumas espécies do reservatório de Volta Grande se utilizam dos tributários para completar seu ciclo reprodutivo, embora as espécies mais abundantes, incluindo *P. maculatus*, se reproduzam no próprio reservatório. Segundo Andrade et al (2004), a tabarana *Salminus hilarii* deixa o reservatório de Três Marias poucas horas antes da desova, realizando migração menor que a esperada para esta espécie, que é considerada reofílica. No presente trabalho, foram observadas no P3, durante os meses de setembro e outubro, em que a água estava clara, diversas escavações no fundo de areia – prováveis ninhos - cujo perímetro era guardado por espécimes de *H. malabaricus* ou *S. pappaterra*. Além disso, espécimes de *L. octofasciatus* capturados no



P3 tinham o abdômen inchado e liberavam grande quantidade de óvulos quando este era pressionado levemente.

Existe ainda a possibilidade de que as populações sejam mantidas através de entrada de indivíduos externos ao sistema. Entretanto, a própria cachoeira Dourada original - e hoje a barragem sobre ela construída - formava uma barreira natural à dispersão de indivíduos vindos de trechos a jusante. A única fonte externa de espécies seria a UHE Itumbiara, a montante. Contudo, várias das espécies dominantes no reservatório de Itumbiara (SANTOS 1999) sequer ocorreram no presente estudo, evidência de que se o influxo de indivíduos ocorre, não o faz de maneira expressiva para a maioria das espécies.

Portanto, o fato de que as espécies dominantes no reservatório da UHE Cachoeira Dourada estiveram presentes nas capturas no ano todo somente confirmou que elas vivem na área e mantêm uma população viável. Índícios foram de que elas se reproduzem na área ou em locais próximos, como o pequeno trecho entre o reservatório da UHE Cachoeira Dourada e a barragem da UHE Itumbiara, o que se verificou pela presença constante de uma elevada proporção de indivíduos em reprodução (estádio III).

Dessa forma, as próprias condições do reservatório, que ainda mantém características de um corpo lótico, permitem a manutenção dos ciclos de vida das espécies ali viventes. Dentre as espécies migradoras encontradas, somente a abundância de *P. lineatus* foi muito baixa. Contudo, a ausência de estudos anteriores no reservatório não permite definir se a baixa abundância desta espécie é consequência da alteração do habitat ou se esta era a condição prévia na região.

No presente estudo não foi observada variação longitudinal ampla nas condições ambientais quanto nos exemplos acima (ver Capítulo 2), não sendo esperado, dessa maneira, que estas respondam pela distribuição longitudinal da ictiofauna. Embora a

correlação da CPUE N com o CP1 da ACP realizada com os parâmetros físicos e químicos tenha sido significativa, a variação sazonal desses parâmetros foi maior que a longitudinal. Portanto, é a variação sazonal da CPUE N que se correlaciona com a variação dos parâmetros físicos e químicos.

Mesmo ambientes onde há um marcante zoneamento na distribuição nos parâmetros físicos e químicos, estes não são os melhores explicadores para a distribuição das espécies de peixes. Por exemplo, no reservatório de Itaipu a heterogeneidade na composição de espécies foi maior em gradientes transversais que nos longitudinais, o que sugere maior influência da heterogeneidade de habitats (OLIVEIRA et al 2004).

Outra suposição comumente aceita é de que reservatórios de idade avançada sofrem envelhecimento ecológico e tendem a exibir uma dominância de espécies de peixes de pequeno porte, oportunistas, de ciclo de vida curto e/ou com alto potencial reprodutivo (AGOSTINHO et al 1999; AGOSTINHO et al 2007 b; PETESSE et al 2007). No presente estudo, entretanto, houve predomínio de espécies de médio porte, como *P. maculatus*, *S. nasutus*, *S. pappaterra*, e algumas de grande porte, como *P. pirinampu*, que atingiu 65cm de Ls, e pode chegar a 120cm de comprimento total (LANGEANI et al 2007), e *C. piquiti* e *C. kelberi*, que podem atingir mais de 40cm de comprimento total (KULLANDER e FERREIRA 2006; SOUZA et al 2008). Ainda, pescadores locais relatam a presença no reservatório de pintados, jaús e pacus-caranha, nomes vulgares associados respectivamente a *Pseudoplatystoma* spp., *Zungaro* spp. e *Piaractus mesopotamicus*, todas de grande porte, e Santos (1999) observou a presença de *Pseudoplatystoma coruscans* e de *Paulicea lutkeni* (= *Zungaro zungaro*) no reservatório de Itumbiara. Entretanto, nenhum indivíduo destas espécies foi capturado no presente estudo.

A contribuição numérica das espécies de maior porte foi verificada diretamente através da CPUE, mas também indiretamente através das curvas ABC. Uma vez que a curva de biomassa se posicionou acima da curva de número de indivíduos para as espécies mais abundantes nos pontos P1 e P3, pode-se afirmar que houve predominância das espécies de maior porte dentre aquelas encontradas em cada ponto. Já no P2 a curva de biomassa se sobrepôs ou esteve abaixo da curva de abundância numérica. Conquanto esse padrão possa ser evidência de distúrbio antrópico, uma vez que indicaria um domínio de espécies de pequeno porte (MAGURRAN 2004), outra explicação foi atribuída. A forma da curva foi influenciada por alguns indivíduos das espécies menos abundantes, cuja biomassa foi muitas vezes maior que a média, como um espécime de *L. friderici* de 7,9 kg. Ainda assim, as espécies mais abundantes foram aquelas de maior porte.

Espécies de pequeno porte foram, portanto, minoria, e dentre estas, à exceção de *A. altiparanae*, as abundâncias numéricas foram baixas. Isso contrasta com o observado para o reservatório de Itumbiara (SANTOS 1999), onde os lambaris *Astyanax fasciatus*, *A. bimaculatus* e *Moenkhausia intermedia*, o saguiri *S. insculpta* e o canivete *A. affinis* estão entre as espécies dominantes. Por outro lado, este mesmo autor atribui a baixa abundância destas e demais espécies de pequeno porte em outros reservatórios estudados à alta abundância de piscívoros. Sendo este grupo trófico o segundo mais abundante em Cachoeira Dourada, é plausível supor que o motivo da escassez de espécies de pequeno porte no presente estudo foi o resultado da ação dos piscívoros.

Dentre as espécies piscívoras é preciso destacar a presença dos tucunarés *C. piquiti* e *C. kelberi* como dominantes no reservatório de Cachoeira Dourada. Espécies do gênero *Cichla* são predadoras vorazes e têm sido responsáveis por grandes impactos em quase todos os ambientes em que são introduzidas. Diferenças na eficiência dos

predadores são importantes particularmente quando um predador mais eficiente é introduzido no sistema, o que pode fazer com que espécies adaptadas à convivência com o predador original sofram redução mediante a introdução do novo predador (JACKSON et al 2001). No lago Gatun, Panamá, *C. ocellaris* provocou a extinção de 13 das 17 espécies nativas seis anos após a sua introdução (ZARET, 1980). A invasão de *C. kelberi* pode promover extinções locais em períodos curtos de tempo (2 anos) e o desaparecimento de espécies de pequeno porte é a primeira consequência negativa (GOMIEIRO e BRAGA 2004; LATINI e PETRERE 2004; PELICICE e AGOSTINHO 2008).

De maneira geral, ecologistas tendem a aceitar a idéia de que a diversidade aumenta a estabilidade do ecossistema (ODUM e BARRET 2007), e com isso ecossistemas mais diversos seriam mais resistentes a invasões biológicas (BROWN e LOMOLINO 2006; LEPRIEUR et al 2008) e sofreriam menores impactos quando estas ocorrem (RESENDE et al 2008). Entretanto, numa análise sobre invasões de peixes dulcícolas em todo o mundo, Leprieur et al (2008) não detectaram relação entre a diversidade da comunidade invadida e sucesso na invasão, o que contradiz a hipótese da diversidade-estabilidade. Ao invés disso, esses autores encontraram relação consistente entre as atividades humanas e quantidade de espécies exóticas, sugerindo que distúrbios antrópicos facilitam o estabelecimento de espécies não nativas. Essa tendência foi confirmada no caso de *Cichla* spp., uma vez que estas espécies alcançam alto grau de sucesso em reservatórios, o que se atesto por sua elevada abundância no presente estudo e nos de outros autores (e.g. NOVAES et al 2004; FUGI et al 2008; SOUZA et al 2008).

As interações bióticas, particularmente a predação, são capazes de regular a estrutura da comunidade. Dessa forma, a densidade de espécies aumenta com a complexidade, pois habitats mais complexos suportam maior diversidade de nichos,

reduzem a competição por interferência e estabilizam as relações predador-presa (ARRINGTON 2005). Hoeinghaus et al (2006) consideram a predação um mecanismo estruturador importante para comunidades de rios, e que os padrões de distribuição resultam da combinação das interações predador-presa e da heterogeneidade de habitats – segundo esses autores, um requisito para que haja mudanças de habitats induzidas por predadores. Diferenças na composição e diversidade de espécies em função da diversidade de habitats também são relatadas para reservatórios no alto Paraná. Por exemplo, Oliveira et al (2004) encontraram maior diversidade de peixes nas margens do reservatório de Itaipu e associaram o observado à grande presença de macrófitas e fragmentos de madeira, que serviriam de hábitat para os peixes e a uma grande variedade de presas, enquanto que Pelicice e Agostinho (2006) concluíram que as macrófitas em um reservatório de Rosana são zonas de alimentação e refúgio de espécies de pequeno porte. Portanto, a heterogeneidade de habitats assume importante papel, pois as interações se dão de maneiras diferentes em habitats mais ou menos complexos, influenciando a co-existência de espécies e a dinâmica da comunidade (WILLIS et al 2005).

Assim sendo, a diferença na composição de espécies e na abundância relativa destas em cada ponto amostral durante o presente estudo foi provável consequência das interações bióticas e da heterogeneidade nos habitats. Corrobora essa idéia o fato de que, apesar dos fatores abióticos se correlacionarem com a variação sazonal da abundância, não houve diferença espacial (longitudinal) nestes. A correspondência das espécies com cada um dos pontos pôde, dessa forma, ser interpretada à luz das características dos habitats em cada ponto, da bionomia das espécies e das interações entre estas.

Os tamanhos médios dos peixes capturados no ponto P2 foram maiores que nos demais. Isso foi reflexo não apenas de que as espécies ali capturadas tinham maior tamanho médio que as outras espécies capturadas nos demais pontos, mas também do fato que, para a maioria das espécies que ocorreram em mais de um ponto, o tamanho médio foi maior no P2. Isso se deu por consequência das características do local, que influenciaram inclusive a maneira de instalar as redes - estas foram instaladas em locais mais profundos, e por causa da corrente mais forte, paralelas à margem. Espécies de pequeno porte e juvenis de espécies de grande porte tendem a permanecer em áreas mais rasas ou em locais de maior cobertura, de modo a se proteger de predadores (LAYMAN 2004; OLIVEIRA et al 2005; AGOSTINHO et al 2007 a). Isso explica a diferença observada nos tamanhos médios dos peixes capturados.

O ponto P1, localizado numa área de remanso que era parte do leito original do rio Paranaíba pré-represamento, e por isso tinha corrente mais fraca que no P2. Além disso, a metodologia empregada fez com que fossem amostradas menores profundidades, onde em teoria se abrigam espécies de pequeno porte e juvenis das demais. A grande abundância de *A. altiparanae* e de indivíduos de pequeno porte de *S. pappaterra* neste ponto foi o provável motivo da grande abundância de ambas as espécies de tucunaré, *C. piquiti* e *C. kelberi*. Esses piscívoros são eficientes predadores em zonas litorais e mesmo em bancos de macrófitas, se alimentando de caracídeos e ciclídeos de pequeno porte (LATINI e PETRERE 2004; PELICICE e AGOSTINHO 2008). Devido à abundância das espécies de *Cichla* spp. e de *S. pappaterra* esse ponto teve as maiores proporções de piscívoros e bentófagos.

As espécies mais abundantes tiveram maior correspondência com o ponto P2. Três destas, a saber, *P. maculatus*, *P. pirinapu* e *S. naustus*, são também bastante vageis, o que se atesta por seu comportamento reofilico (SUZUKI et al. 2004;

AGOSTINHO et al 2004). A presença de grandes tocos de árvores submersas pode servir de substrato sobre o qual se desenvolvem perifíton e invertebrados (HAHN e FUGI 2007), que compõem respectivamente as bases das dietas dos grupos de espécies carnívoras e bentófagas (*P. maculatus*, *P. heraldoi* e *S. pappaterra*) e do grupo das herbívoras e detritívoras (*S. nasutus*, *M. maculatus* e *M. parananus*). Já o piscívoro *P. pirinampu* na UHE Cachoeira Dourada teve por base da dieta *S. pappaterra* e *Pimelodus* sp., complementada por outros peixes e alguns invertebrados, principalmente insetos (VELLUDO et al 2008). Devido à grande abundância de *P. maculatus* e *P. heraldoi*, esse ponto teve maior proporção de carnívoros que os demais.

A correspondência de *L. friderici* e *L. octofasciatus* com o P3 esteve provavelmente relacionada ao comportamento reofilico destas espécies e a proximidade com o trecho não represado do rio. Além disso, esse ponto é provavelmente usado como local de desova e berçário por *L. octofasciatus*, que teve uma grande quantidade de fêmeas em reprodução observada no mês de setembro. Já a correspondência de *M. tiete* com esse ponto esteve associada à maior disponibilidade de alimento, uma vez que esta espécie herbívora depende de folhas, flores e frutos da vegetação alóctone (LUZ-AGOSTINHO et al 2006; SHIBATTA et al 2007), e o P3 é uma lagoa marginal estreita, com a mata ripária preservada. Também a disponibilidade de alimento pode ter causado a maior correspondência dos piscívoros *A. lacustris*, *H. malabaricus* e *S. maculatus* com esse ponto, mas é possível que isso esteja relacionado ao ato de evitar a competição pelo alimento. Isso porque dentre os competidores potenciais, *C. piquiti* teve abundância baixa e *C. kelberi* não ocorreu neste ponto. Fugi et al (2008) demonstraram que a interação com *C. kelberi* introduzido com o piscívoro nativo *Galeocharax knerii* causou deslocamento de habitat e de nicho alimentar deste. A mesma situação poderia explicar o padrão observado no presente estudo. Apesar da

maior correspondência destas espécies com o P3, as espécies mais abundantes são as mesmas dos demais pontos.

A grande abundância relativa de peixes carnívoros constatada no presente trabalho foi, em parte, artefato da classificação ampla utilizada. Foi necessária a utilização de uma classificação abrangente para que fosse possível agrupar os resultados observados por diferentes autores em uma mesma categoria. A plasticidade trófica em peixes de água doce é bem conhecida (LOWE-MCCONNELL 1999; HAHN et al 1998; HAHN e FUGI 2007) e a classificação das espécies em cada categoria foi feita com base nos itens mais encontrados nos diferentes trabalhos consultados. Ainda assim, essa classificação é útil para que se possa inferir sobre a origem da energia que sustenta a ictiofauna de Cachoeira Dourada, além de demonstrar a importância das interações bióticas na estruturação desta.

A energia utilizada em ecossistemas lacustres é, em geral, de origem autóctone e autotrófica, enquanto que a energia utilizada em rios é alóctone e heterotroficamente metabolizada. Parte desta é utilizada pelos organismos bentônicos diretamente ou após a ação de microorganismos, e parte está na forma de compostos orgânicos, em sua maioria lixiviados a partir do solo. Quando um rio é represado, há um aumento na produtividade do sistema, principalmente em função do aumento do fitoplâncton, que por sua vez causa aumento no zooplâncton (BAXTER 1977). Seria esperado um incremento nas espécies de peixes zooplanctófagos, mas poucas espécies da ictiofauna do alto Paraná possuem adaptações para explorar eficientemente esse recurso (e.g., rastros branquiais para filtração) (HAHN e FUGI 2007). Em reservatórios onde não ocorrem espécies zooplanctófagas, espécies oportunistas utilizam este recurso como secundário ou acessório (HAHN et al 1997), e esse foi o caso para Cachoeira Dourada.



Hoeinghaus et al (2008) demonstraram que os níveis tróficos médios dos peixes de reservatórios da bacia do alto Paraná são mais altos, se comparados todos os ambientes que compõem a bacia (planícies de inundação, rios de elevados e baixos gradientes). Esses autores propõem a hipótese de que o menor tamanho corpóreo de presas primárias (fitoplâncton) determinaria maior número de elos na cadeia trófica em função das relações de tamanho predador-presa. Entretanto, a pequena participação do zooplâncton, os principais predadores do fitoplâncton, na dieta dos peixes, torna essa hipótese improvável.

A grande proporção da abundância de carnívoros encontrada em Cachoeira Dourada tem uma contrapartida: a baixa abundância de iliófagos, onívoros e herbívoros. Essas guildas tróficas são de grande importância nos habitats de planície de inundação (e.g. AGOSTINHO et al 1997 b; ALVIM e PERET 2004) mas sua importância é menor nos reservatórios (e.g. BRITO e CARVALHO 2006) e pode decrescer com o tempo (e.g. HAHN et al 1998).

A disponibilidade de alimento pode determinar o sucesso das espécies nos reservatórios. Apesar de grandes abundâncias de macrófitas serem comuns em reservatórios, a maioria dos peixes não se alimenta diretamente destas (HAHN e FUGI 2007). Ao invés disso, os herbívoros consomem folhas, frutas e sementes que caem na água ou nas margens e são subsequentemente transportadas em diferentes graus de decomposição para o rio (ALVIM e PERET 2004; HAHN e FUGI 2007). Uma vez que a relação superfície/margem diminui com o represamento, a contribuição proporcional da vegetação alóctone na alimentação de peixes deve diminuir. No caso particular da UHE Cachoeira Dourada, a pequena área, forma alongada e a pequena distância entre as margens, se comparados à maioria dos reservatórios da bacia do alto Paraná, deveria atenuar esse efeito. Entretanto, a vegetação natural do entorno foi em sua maior parte

removida, dando lugar a culturas agrícolas e pastagens, e menos de 25% da cobertura de vegetação original permanece (SILVA & ROSA 2007), o que por sua vez afetou a ictiofauna.

Já o efeito de represamentos sobre iliófagos é diferente. A principal fonte de energia utilizada por esses peixes é o perifiton, que cresce em abundância sobre os tocos de árvores submersos e macrófitas nos reservatórios (HAHN et al 1998; HAHN e FUGI 2007). Conquanto alguns grupos de exploradores do perifiton possam preferir habitats de correnteza rápida, como no caso dos loricariídeos (CASATTI et al 2005), proquilodontídeos e curimatídeos podem prosperar nos reservatórios, principalmente em estágios iniciais de formação, quando a abundância de matéria orgânica disponível pelo alagamento favorece o crescimento das algas perifíticas (HAHN et al 1998). Entretanto a abundância dessas espécies foi baixa em Cachoeira Dourada no presente estudo, e em Itumbiara (SANTOS 1999). Isso possivelmente se explica pelo fato de que a estratégia de vida destas espécies envolve longas migrações reprodutivas e as cascatas de barragens encontradas em toda a bacia do alto Paraná têm prejudicado a reprodução destas espécies (AGOSTINHO et al 2004). A barragem da UHE Itumbiara limitaria a migração dessas espécies a montante e o breve trecho de rio entre os dois reservatórios se estende por áreas agrícolas e urbanas, com habitats altamente modificados. Também a ação dos piscívoros introduzidos sobre os curimatídeos, tipicamente de pequeno porte, pode ter diminuído seus níveis populacionais. Contudo, a falta de levantamentos anteriores sobre a abundância relativa destas espécies torna impossível a confirmação dessas hipóteses.

Dessa forma, a ictiofauna de Cachoeira Dourada depende de uma abundante fauna de invertebrados, o que é evidenciado pela dominância numérica dos carnívoros, piscívoros e bentófagos, todos consumidores de níveis tróficos mais altos. Apoiada nas

evidências retiradas da literatura, a predominância destes grupos é suficiente para refutar a hipótese de Hoeinghaus et al (2008) de que maiores níveis tróficos encontrados nos reservatórios são consequência da contribuição do fitoplâncton como base na cadeia alimentar que sustenta a ictiofauna e da relação de tamanho dos predadores/presas. Ao invés disso, duas outras hipóteses complementares, propostas pelos mesmos autores, parecem ser as mais prováveis para o reservatório de Cachoeira Dourada: a inserção de elos intermediários na cadeia trófica e diminuição da contribuição relativa da onivoria. Conforme discutido acima, os invertebrados proveriam maior número de elos na cadeia alimentar, e a ausência da mata ripária diminui a importância relativa da herbivoria. Além disso, iliófagos são consumidores primários e encurtam a cadeia alimentar ao sustentar os piscívoros (LAYMAN et al 2005), e a sua baixa abundância pode implicar em aumento do nível trófico médio do sistema.

A ausência de um diagnóstico prévio impossibilita a confirmação de se houve de fato um declínio da abundância de iliófagos e herbívoros e/ou aumento relativo dos carnívoros. E a plasticidade trófica encontrada em peixes neotropicais dificulta as inferências com base em estudos em outras localidades. Entretanto, novos estudos sobre a alimentação natural da ictiofauna de Cachoeira Dourada, de modo a determinar os hábitos alimentares destas espécies e a origem (autóctone ou alóctone) da fauna de invertebrados que a sustenta, podem contribuir para o entendimento do porquê reservatórios do alto Paraná terem maiores níveis tróficos médios que os demais corpos d'água da bacia.

## Conclusão:

- ✓ Não foram observadas estratificação vertical ou divergências longitudinais nos parâmetros físicos e químicos. A maior variação nestes parâmetros foi temporal, em função das estações do ano. Isso ocorreu em função da morfologia pouco dendrítica e das baixas profundidades do reservatório. O tempo de residência parece ser baixo, se comparado a outros reservatórios, o que tornou o comportamento do reservatório de Cachoeira Dourada mais próximo ao de um sistema lótico;
- ✓ A ictiofauna encontrada foi condizente com a do alto Paraná e esteve de acordo com o esperado com base na literatura;
- ✓ Seis espécies introduzidas corresponderam a 32% da captura em números e 29% em biomassa, atestando o sucesso destas em ambientes antropogenicamente modificados;
- ✓ A estrutura observada para a comunidade foi de poucas espécies dominantes e várias espécies raras associadas, padrão típico em comunidades de trópicos sazonais. O ajuste do modelo logarítmico às seqüências de espécies observadas nos pontos P1 e P2 foi resultado da amostragem seletiva, e indicação de que as seqüências observadas são uma fração de uma comunidade maior (com maior riqueza de espécies);
- ✓ A variação sazonal na abundância teve correlação significativa com pH e transparência;

- ✓ A correspondência das espécies de peixes com os diferentes pontos foi explicada com base na bionomia das espécies, heterogeneidade de habitats e interações interespecíficas;
- ✓ O fato de que os carnívoros e piscívoros foram os grupos tróficos mais abundantes, e as baixas abundâncias de iliófagos/detritívoros, corroboraram a literatura, que prevê que em reservatórios da bacia do alto Paraná os níveis tróficos médios dos peixes são mais altos. Essa observação também foi evidência de que o sistema depende de entrada de energia alóctone, de maneira similar a sistemas lóticos *sensu stricto*;
- ✓ A grande abundância das espécies cujas táticas reprodutivas incluem migrações de longa distância foi indício de que estas obtêm sucesso reprodutivo no interior do reservatório ou em áreas próximas, a despeito do predito na literatura. Em contrapartida, a grande diversidade de espécies que desenvolvem cuidado parental suportou o predito na literatura de que esta tática está relacionada a um alto grau de sucesso em reservatórios;
- ✓ Uma vez que a cachoeira Dourada, sobre qual a barragem foi construída, era uma barreira geográfica natural, e o comportamento do reservatório é similar ao de um rio, o reservatório de Cachoeira Dourada é um fator de baixo impacto para os peixes;
- ✓ O baixo grau de trofia aliado a um número alto de espécies de peixes, se comparado a outros reservatórios do alto Paraná, e a abundância de espécies de médio e grande porte são indícios de que o reservatório está estabilizado em um estágio sucessional intermediário (*sensu* Agostinho et al 1999);
- ✓ As principais ameaças à ictiofauna de Cachoeira Dourada são, portanto, as espécies introduzidas (em particular os tucunarés *Cichla spp.*), a degradação de

margens e mata ripária promovida pela agropecuária e pela urbanização, tanto nos trechos do reservatório como a montante.

## Referências:

- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; VERÍSSIMO, S. e OKADA, E.K. 2004. Flood regime and fish: effects on spawning, recruitment and attributes of the assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14, p 11-19.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M. e GOMES, L.C. 2005 a. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade* 1: 1. p 70-78
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M., GOMES, L.C. e BALTAR, S.L.S.M.A. 2007 a. Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Paraná River floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology* 41:4. p. 611-619.
- AGOSTINHO, A.A., BINI, L.M. e GOMES L.C. 1997 a. Ecologia de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A.A. e GOMES L.C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM. p 95-111.
- AGOSTINHO, A.A, PELICICE, F.M. e GOMES L.C. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 4 (Suppl.). p 1119-1132
- AGOSTINHO, A.A, PELICICE, F.M. e JÚLIO JR., H.F. 2005 b. Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In: ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E.L.G., FENERICH-VERANI, N., VERANI, J.R. e RIELTZER, A.R. 2005. Espécies invasoras em águas doces - estudos de caso e propostas de manejo. São Carlos: EDUFSCar. p13-24.
- AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M., GOMES, L.C., THOMAZ, S.M. e SUZUKI, H.I., 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers. p. 227-265.
- AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S.; GOMES, L.C. e BINI, L.M. 1997 b. Estrutura trófica, In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A. e HAHN, N.S. A planície de inundação do alto rio Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM, 460p.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. e PELICICE, F.M., 2007 b. Ecologia e manejo de

- recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: EDUEM. 501 p.
- AGOSTINHO, A.A.; FERRETTI, C.M.L.; GOMES, L.C.; HAHN, N.S.; SUZUKI, H.I.; FUGI, R. e ABUJANRA, F. 1997 c. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. In: AGOSTINHO, A.A. e GOMES L.C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM. p95-111.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M. e THOMAZ, S. M. The high River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p 59-103.
- ALLASIA, D. G., COLLISCHONN, W., TUCCI, C. E. M., PAZ, A. R. e BRAVO, J. M. 2007. Acoplamiento de modelos hidrológicos y meteorológicos para previsión de caudales y operación presas, la experiencia brasilera. In: XXI Congreso Nacional del Agua, 2007, San Miguel de Tucuman. Anais do XXI Congreso Nacional del Agua.
- ALMEIDA, V. L. L., HAHN, N. S. e VAZZOLER, A. E. A. de M., 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). Ecology of Freshwater Fish. 6: 123-133.
- ALVIM, M.C.C. e PERET, A.C. 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco River in Três Marias, MG, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 64(2):195-202
- ANDRADE, P.M. e BRAGA, F.M.S. 2005. Reproduction seasonality of fish from a lotic stretch of the grand river, high Paraná basin, Brazil. Brazilian Journal of Biology 63:3. p 387-394.
- ANDRADE, D.R., GODINHO, A.L., GODINHO, H.P. e SHIMODA, E. 2004. Biologia reprodutiva da tabarana *Salminus hilarii* (Osteichthyes, Characidae) na represa de Três Marias. R. bras. Ci. Vet., v. 11, n. 3, p. 123-128.
- ANDRIAN, I.F.; SILVA, H.B.R. e PERETTI, D. 2001. Dieta de *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758) (Characiformes, Characidae), da área de influência do reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. Acta Scientiarum 23: 2. p. 435-440



- ARAÚJO, F.G. and SANTOS, L.N., 2001. Distribution of fish assemblages in Lages reservoir, RJ. *Brazilian Journal of Biology* 61: 4, p563-576.
- ARRINGTON, D.A., WINEMILLER, K.O. e LAYMAN, C.A. 2005. Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. *Oecologia* 144. p157-167
- BALASSA, G.C., FUGI, R., HAHN, N.S. e GALINA, A.B. 2004. Dieta de espécies de Anostomidae (Teleostei, Characiformes) na área de influência do reservatório de Manso, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia*, 94: 1. p. 77-82
- BAXTER, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Reviews Ecol. Syst.* 8. p 255-283.
- BENNEMANN, S.T., GEALH, A.M., ORSI, M.L. e SOUZA, L.M. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia*, 95. p 247-254.
- BRAGA, F.M.S., 2001, Reprodução de peixes (Osteichthyes) em afluentes do reservatório de Volta Grande, Sudeste do Brasil. *Iheringia*, 91: 67-74.
- BRASIL. 2009. Agência Nacional de Energia Elétrica. Boletim Energia, n. 371, Ano 7. Disponível em: <[http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/noticias\\_boletim/boletins/boletim\\_371.html](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/noticias_boletim/boletins/boletim_371.html)>. Acesso em: 01 de Set de 2009.
- BRITTO, S.G.C. & CARVALHO, E.D. 2006. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. *Acta Limnologica Bras.*, 18: 4. p377-388.
- BROWN, J.; LOMOLINO, M. 2006. Biogeografia. 2a ed. Ribeirão Preto: FUNPEC.
- BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A.; GHAZZI, M.S. 2007. Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional. 195p.
- BUCKUP, P.A. 2007. Introdução à sistemática de peixes neotropicais vol II: Chaves de Identificação, Rev. 8. Rio de Janeiro: UFRJ/MNac. 60p. Apostila não publicada.
- CABRAL, J.B.P., BECEGATO, V.A., SCOPEL, I. e LOPES, R.M. 2005 Uso de técnicas de geoprocessamento para mapear o potencial natural de erosão da chuva na bacia hidrográfica do reservatório de Cachoeira Dourada – GO/MG. *R. RA'EGA*, n 10, p. 107-116.

- CASATTI, L., ROCHA F.C. e PEREIRA, D.C. 2005. Habitat use by two species of *Hypostomus* (Pisces, Loricariidae) in southeastern Brazilian streams. *Biota Neotropica*, 5:2. p 1-9.
- CASSEMIRO, F.A.S.; RANGEL, T.F.L.V.B.; PELICICE F.M. e HAHN N.S. 2008. Allometric and ontogenetic patterns related to feeding of a neotropical fish, *Satanoperca pappaterra* (Perciformes, Cichlidae). *Ecology of Freshwater Fish*. 17. p. 155–164.
- CENTRAIS ELÉTRICAS CACHOEIRA DOURADA S.A. 2002. Medidas para amenizar impactos ambientais na UHE Cachoeira Dourada. 12p.
- COLLISCHONN, W., TUCCI, C.E.M., CORBO, M.D., SILVA, B.C., COLLISCHONN, B., ALLASIA D. e BRAVO, J.M. 2007 Modelo hidrológico de grandes bacias com duas camadas de solo. In: XXI Congreso Nacional del Agua, 2007, San Miguel de Tucuman. Anais do XXI Congreso Nacional del Agua.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARANAÍBA 2009. Disponível em: [www.paranaiba.cbh.gov.br/](http://www.paranaiba.cbh.gov.br/). Acessado em: 01/09/2009.
- CRAIG, J.F. 2000. Large dams and freshwater fish biodiversity. Prepared for Thematic Review II.1: Dams, ecosystem functions and environmental restoration. Contributing papers to the World Commission on Dams. 58p.
- DEI TOS, C.; BARBIERI G.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES L.C. e SUZUKI, I.H. 2002. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá Reservoir, Brazil. *Cybium*, 26(4): 275-282.
- DELARIVA, R.L. e AGOSTINHO, A.A. 1999 Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiarum*, 21:2. p. 255-262.
- DURÃES, R.; POMPEU, P. S. & GODINHO, A.A.L. 2001. Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. *Iheringia*, 90, p 183-191.
- ESTEVES, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1988. 574p.
- FAGUNDES, C.K.; BEHR, E.R. e KOTZIAN, C.B. 2007. Alimentação de *Rhinodoras dorbignyi* (Kröyer, 1855) (Siluriformes: Doradidae) no rio Ibicuí, Rio Grande do

- Sul, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 29: 2, p. 137-143.
- FUGI, R.; Luz-AGOSTINHO, K.D.G. e AGOSTINHO A.A. 2008. Trophic interaction between an introduced (peacock bass) and a native (dogfish) piscivorous fish in a Neotropical impounded river. *Hydrobiologia*, 607. p 143–150
- GARCÍA, M.L.; PROTOGINO, L.C. 2005. Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America. *Journal of Applied Ichthyology*., 21. p. 34-38.
- GIDO, K.B., MATTHEWS, W.J. e WOLFINBARGER, W.C. 2000. Long-term changes in a reservoir fish assemblage: stability in an unpredictable environment. *Ecol. Appl* 10:5. p. 1517–1529.
- GILLER, P.S. 2004. *Community structure and the niche*. New York: Chapman and Hall. 176p.
- GODOI, D.S. 2004. Diversidade e hábitos alimentares de peixes de um córrego afluente do rio Teles Pires, Carlinda, MT, drenagem do rio Tapajós. UNESP/Jaboticabal. Dissertação de Mestrado.
- GOMIERO, L.M.; BRAGA, F.M.S. 2008 Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the State of São Paulo, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*. 8:1. p. 41-47.
- GOMIERO, L.M. and BRAGA, F.M.S. 2004. Alimentação de espécies introduzidas de *Cichla* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG/SP). *Brazilian Journal of Biology*, 64: 4. p. 787-795.
- GURGEL, H.C.B.; LUCAS, F.D. e SOUZA, L.L.G. 2002. Dieta de sete espécies de peixes do semi-árido do Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista de Ictiologia*, 10(1/2). p 7-16.
- HAHN, N.S. & CUNHA, F. 2005. Feeding and trophic ecomorphology of *Satanoperca pappaterra* (Pisces, Cichlidae) in the Manso reservoir, Mato Grosso state, Brasil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 48. p 1007–1012.
- HAHN, N. S. & R. FUGI. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4):469-480.
- HAHN, N.S., FUGI, R., ALMEIDA, V.L.L., RUSSO, M.R. e LOUREIRO, V.E. 1997.

- Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A.A. e Gomes, L.C. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá, p.141-162.
- HAHN, N.S., AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. e BINI, L.M. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná – Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência* 23:5. p 229-235.
- HAHN, N.S.; DELARIVA, R.L.; LOUREIRO, V.E. 2000. Feeding of *Acestrorhynchus lacustris* (Characidae): A Post Impoundment Studies on Itaipu Reservoir, Upper Paraná River, PR. *Brazilian archives biology and technology*. 43: 2.
- HAMMER, O., HARPER, D.A. & RYAN, P.D. 2009. PAST - Paleontological Statistics ver. 1.90. Disponível em <<http://www.folk.uio.no/ohammer/past>>. Acessado em: 31/07/2009.
- HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O. e BIRNBAUM, J.S. 2006. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. disponível em: <[www.blackwellpublishing.com/jbi](http://www.blackwellpublishing.com/jbi)> doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x
- HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O. e AGOSTINHO, A.A. 2008. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. *Oikos* 117. p. 984-995.
- HOFFMANN, AC., ORSI, M.L., SHIBATTA, O.A., 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia*. 95: 3. p. 319-325.
- JACKSON, D.A., and HARVEY, H.H. 1989. Biogeographic associations in fish assemblages: local vs. regional processes. *Ecology*, 70. p. 1472–1485.
- JACKSON, D.A., PERES-NETO, P.R. & OLDEN, J.D. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities: the role of biotic, abiotic, and spatial factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58:1. p. 157-170.
- KING, M.G. 1995. Fisheries biology: assessment and management. Oxford, Fishing News Book Blackwell Science, 341p.

- KULLANDER, S.O. e FERREIRA, E.J.G.. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla* with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 17(4): 289-398.
- LANGANI, F., CASTRO, R.M.C., OYAKAWA, O.T., SHIBATTA, O.A., PAVANELLI, C.S. and CASATTI, L., 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7: 3. p. 181-197.
- LATINI, A.O. & PETRERE, M. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11. p. 71-79.
- LAYMAN, C.A., WINEMILLER, K.O., ARRINGTON, D.A., and JEPSEN, D.B. 2005. Body size and trophic position in a diverse tropical food web. *Ecology*, 86: 2530–2535.
- LAYMAN, C.A. 2004. The Role of Piscivores in a Species-Rich Tropical River. Texas A&M University, College Station, TX. Tese de Doutorado. 140p.
- LEPRIEUR, F., BEAUCHARD, O., BLANCHET, S., OBERDORFF, T. e BROSSE, S. 2008. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology* 6(2) e28
- LIMA-JÚNIOR, S.E. e GOITEIN, R. 2003. Ontogenetic diet shifts of a Neotropical catfish, *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae): An ecomorphological approach. *Environmental Biology of Fishes*. 68, p. 73-79
- LIMA-JUNIOR, S.E. e GOITEIN, R. (2006) Fator de condição e ciclo gonadal de fêmeas de *Pimelodus maculatus* (Osteichthyes, Pimelodidae) no rio Piracicaba (SP, Brasil). *Boletim do Instituto de Pesca*, 32: 1. p 87-94.
- LOLIS, A.A. e ANDRIAN, I.F. 1996. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 23, 187-202.
- LOUREIRO, V.E. e HAHN, N.S. 1996. Dieta e atividade alimentar da traíra, *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), nos primeiros anos de formação do reservatório de Segredo-PR. *Acta Limnol.* 8. p 195-205.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes

- tropicais. São Paulo, Edusp, 534p.
- LUIZ, T.F. ; VELLUDO, M.R. ; OLIVEIRA, E.M. ; PERET, A.C.; RODRIGUES-FILHO, J.L. ; SABINSON, L.M. ; MARÇAL, A.S. 2009. Importância dos recursos alóctones na dieta do bagre sapo *Parauchenipterus galeatus* Linnaeus 1766, no reservatório de Cachoeira Dourada, GO/MG. In: CD-Rom de resumos do XVIII Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2009.
- LUIZ, T.F.; VELLUDO, M.R.; OLIVEIRA, E.M.; PERET, A.C. ; RODRIGUES-FILHO, J.L.; SABINSON, L.M.; MARÇAL, A.S.; FENERICH-VERANI, N. 2009. Alimentação de *Pimelodus heraldoi* Azpelicueta 2001 (SILURIFORMES, PIMELODIDAE) no reservatório de Cachoeira Dourada MG/GO Bacia do Rio Paranaíba. In: CD-Rom de resumos do XVIII Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2009.
- LUIZ, E.A., GOMES, L.C., AGOSTINHO, A.A. e BULLA, C.K. 2003. Influência de processos locais e regionais nas assembléias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences* 25: 1, p. 107-114
- LUIZ, T.F.; VELLUDO, M.R.; SABINSON, L.M.; RODRIGUES-FILHO, J.L.; MARÇAL, A.S.; PERET, A.C. 2008. Alimentação do Tucunaré Azul *Cichla piquiti* (Perciformes, Cichlidae) introduzido na represa de Cachoeira Dourada. In: Congresso Brasileiro de Zoologia, Curitiba.
- LUZ, K.D.G.; ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A.A; GOMES, L.C. 2001. Caracterização trófica da ictiofauna de três lagoas da planície aluvial do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 23: 2. p. 401-407.
- LUZ-AGOSTINHO, K.D.G., BINI, L.M., FUGI, R., AGOSTINHO, A.A. e JÚLIO-JR, H.F. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 4:1. p 61-68.
- MACRAE, P.S.D., and JACKSON, D.A. 2001. The influence of predation and habitat complexity on the structure of littoral-zone fish assemblages. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*. 58. p342–351.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, Princeton University Press, 179p.
- MAGURRAN, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell

- Publishing Company, 256p.
- MAIA, B.P.; RIBEIRO, S.M.F.; BIZZOTTO, P.M.; VONO, V. e GODINHO, H.P. 2007. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5:2. p. 147-152.
- MARÇAL-SIMABUKU, M.A. e PERET, A.C.. 2002. Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do rio Paraná. *Interciência*, 27:6. p 299-306.
- MAY, R.M. 1975. Patterns in multi-species communities. In: MAY, R.M. *Theoretical Ecology: Principles and Applications*. Oxford: Blackwell. p 197-227.
- MOL, J.H., MÉRONA, B.; OUBOTER, P.E. e SAHDEW, S. 2007. The fish fauna of Brokopondo Reservoir, Suriname, during 40 years of impoundment. *Neotropical Ichthyology*, 5. p 351-368.
- NOVAES, J.L.C.; CARAMASCHI, E.P. e WINEMILLER, K.O. 2004. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16. p 41-49.
- NOVAKOWSKI, G.C.; HAHN, N.S. e FUGI, R. 2008. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*, 6:4. p. 567-576.
- ODUM, E.P. 1983. *Ecologia*. Rio de Janeiro, Guanabara, 1983. 434p.
- ODUM, P.E.; BARRET, G.W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. 5 ed. São Paulo: Thomson.
- OLIVEIRA, E.F., MINTE-VERA, C.V., e GOULART, E. 2005. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*. 72. p. 283–304.
- OLIVEIRA, E.M. ; LUIZ, T.F.; VELLUDO, M.R. ; PERET, A.C. ; RODRIGUES-FILHO, J.L.; SABINSON, L.M.; e MARÇAL, A.S. 2009. Alimentação de três espécies do gênero *Leporinus* Spix, 1829 (Characiformes, Anostomidae) do reservatório de Cachoeira Dourada, na Bacia do Rio Paranaíba. In: Encontro

- Brasileiro de Ictiologia, 2009, Cuiabá.
- OLIVEIRA, E.F., GOULART, E. e MINTE-VERA, C.V., 2004. Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal Biology*, vol. 64: 3. p 447-458
- PADIAL, A.A.; THOMAZ, S.M. e AGOSTINHO, A.A. 2009. Effects of structural heterogeneity provided by the floating macrophyte *Eichhornia azurea* on the predation efficiency and habitat use of the small Neotropical fish *Moenkhausia sanctaefilomenae*. *Hydrobiologia*. 624. p 161-170.
- PEEL, M.C., FINLAYSON, B.L., e MCMAHON, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 1633-1644
- PELICICE, F.M. and AGOSTINHO, A.A. 2008. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-008-9358-3. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/y036321605317279/fulltext.pdf>>
- PELICICE, F.M., AGOSTINHO, A.A. and THOMAZ, S.M., 2005. Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecol.*, 27: 1. p 9-16.
- PEREIRA, C.C.G.F., SMITH, W.S., ESPÍNDOLA, E.L.G. 2004. Hábitos alimentícios de nueve especies de peces del embalse de Três Irmãos, São Paulo, Brasil. *Revista Universidad y Ciencia*. Número especial 1. p 33-38.
- PERET, A.C.; OLIVEIRA, E.M.; VELLUDO, M.R.; LUIZ, T.F.; FERNANDES, D. 2008. Alimentação de *Leporinus friderici* (Osteichthyes, Characiformes) da Represa de Cachoeira Dourada, na Bacia do Rio Paranaíba. In: II Simpósio de Ecologia do PPGERN, 2008, São Carlos/ SP. v1.
- PERETTI, D. e ANDRIAN, I.F., 2004. Trophic structure of fish assemblages in five permanent lagoons of the high Paraná river floodplain, Brazil. *Environmental Biology Fishes*, 71: 1. p. 95-103.
- PETESSE, M.L.; PETRERE-JR, M. e SPIGOLON, R.J. 2007. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. *Brazilian Journal of Biology*, n 67:3. p.



433-445.

- RESENDE, E.K.; PEREIRA, R.A.C.; ALMEIDA, V.L.L. 1998. Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP. 24p.
- RESENDE, E.K. 2000. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(3): 389–403.
- RESENDE, E.K.; MARQUES, D.K.S. e FERREIRA, L.K.S.G.. 2008. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. vol.68, n.4. p. 799-805.
- ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E.L.G., FENERICH-VERANI, N., VERANI, J.R. e RIELTZER, A.R. 2005. Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo. São Carlos: EDUFSCar. 416p.
- ROTTA, M.A. 2004. Aspectos Biológicos e Reprodutivos para a Criação da Tuvira (*Gymnotus* sp.) em Cativeiro – I. Corumbá: Embrapa Pantanal.
- SANTOS, G.B. 1999. Estrutura das comunidades de peixes de reservatórios do Sudeste do Brasil, localizados nos rios Grande e Paranaíba, bacia do Alto Paraná. São Carlos, UFSCar, 166p Tese de Doutorado.
- SHIBATTA, O.A.; GEALH, A.M. e BENNEMANN, S.T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*. 7: 2.
- SILVA, A.R.M.; SANTOS, G.B. e RATTON, T. 2006. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 3. p 832–840.
- SILVA, M.K.A. e ROSA, R. 2007. Cobertura vegetal natural e uso antrópico nas UPGRH's e bacias hidrográficas federais do bioma Cerrado – MG. *Sociedade & Natureza*, 19 (1): 169-183
- SIMBERLOFF, D. 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions* 5(3):179–192.
- SMITH, C.L., e POWELL, C.R. 1971. The summer fish communities of Brier Creek,

- Marshall County, Oklahoma. Am. Mus. Novit. 2458. p1–30.
- SONE, S., INOUE, M. e YANAGISAWA, Y. 2006. Competition between two congeneric stream gobies for habitat in southwestern Shikoku, Japan. Ichthyological Research. 53. p.19-23.
- SOUZA, J.E. FRAGOSO-MOURA, E.N.; FENERICH-VERANI, N.; ROCHA, O. e VERANI, J.R. 2008. Population structure and reproductive biology of *Cichla kelberi* (Perciformes, Cichlidae) in Lobo Reservoir, Brazil. Neotropical Ichthyology. 6: 2.
- STATSOFT. 2004. Statistica (data analysis software system). Version 7.0. StatSoft Inc., Tulsa.
- SUZUKI, H.I.; PELICICE, F.M.; LUIZ, E.A.; LATINI, J.D; AGOSTINHO, A.A. Reproductive strategies of the fish community of the Upper Paraná river floodplain. In: AGOSTINHO, A.A; RODRIGUES, L; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; MIRANDA, L.E.; Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. Maringá - PR: EDUEM, p. 125-130.
- TEIXEIRA, I. e BENNEMANN, S.T. 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. Biota Neotropica. 7: 2. p 67-76.
- THOMAZ, S.M., BINI, L.M. e ALBERTI, S.M. 1997. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. In: AGOSTINHO, A.A. e GOMES, LC. Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- VARI, R.P. e CASTRO, R.M.C. 2007. New species of *Astyanax* (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) from the Upper Rio Paraná System, Brazil. Copeia 1. p 150-162.
- VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, EDUEM, 169p.
- VELLUDO, M.R. 2007. Ecologia trófica da comunidade de peixes do reservatório do Lobo (Broa), Brotas-Itirapina/SP, com ênfase à introdução recente da espécie alóctone *Cichla kelberi*. São Carlos: UFSCar. Dissertação de Mestrado.
- VELLUDO, M.R.; LUIZ, T.F.; FENERICH-VERANI, N.; PERET, A.C. 2008.

- Alimentação de *Pininampus pirirampu* (Siluriformes, Pimelodidae) na UHE Cachoeira Dourada, Cachoeira Dourada/GO. In: Congresso Brasileiro de Zoologia, 2008, Curitiba.
- VELLUDO, M.R.; LUIZ, T.F.; FERNANDES, D. ; OLIVEIRA, E.M. ; FENERICH-VERANI, N. e PERET, A.C. 2008. Alimentação do carnívoro *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) no Reservatório de Cachoeira Dourada, MG/GO. In: II Simpósio de Ecologia do PPGERN, 2008, São Carlos / SP.
- WERNER, E.E. 1984. The mechanisms of species interactions and community organization in fish. In: STRONG-JR., D.R, SIMBERLOFF, D., ABELE, L.G. e THISTLE, A.B. Ecological communities: conceptual issues and evidence. Princeton University Press, Princeton. p 360–382.
- WILLIS, S.C., WINEMILLER, K.O. e LOPES-FERNANDEZ, H. 2005. Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a neotropical floodplain river. *Oecologia*, 142(1): 284-295.
- YEMANE, D.; FIELD, J.G. e LESLIE, R.W. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Journal of Marine Science* 62:3. p 374-379.
- ZARET, T. M., 1980, Life history and growth relationships of *Cichla ocellaris*, a predatory South American cichlid. *Biotropica*, 12. p 144.