

KELLY DAYANE AGUIAR

**INFLUÊNCIA DE UMA BARRAGEM SOBRE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA
COMUNIDADE E BIOLOGIA REPRODUTIVA DE PEIXES DO RIO PARAÍBA
DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Márcia Santos de Menezes

CURITIBA

2008

KELLY DAYANE AGUIAR

**INFLUÊNCIA DE UMA BARRAGEM SOBRE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA
COMUNIDADE E BIOLOGIA REPRODUTIVA DE PEIXES DO RIO PARAÍBA
DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Márcia Santos de Menezes

CURITIBA

2008



Ministério da Educação e Desporto
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

PARECER


Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Kelly Dayane Aguiar** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

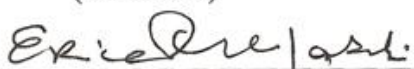
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

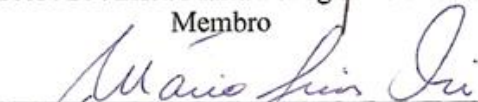
Curitiba, 13 de fevereiro de 2008

BANCA EXAMINADORA:

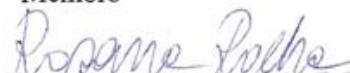



Prof. Dr.ª. Márcia Santos de Menezes
(Orientador)


Prof. Dr.ª. Erica Maria Pellegrini Caramaschi
Membro


Prof. Dr. Mário Luís Orsi
Membro

VISTO:


Prof.ª. Dra. Rosana Moreira da Rocha

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação

Agradecimentos

Aos parceiros que permitiram a realização deste projeto antes do Mestrado: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento - LACTEC pelo financiamento do projeto e pela confiança depositada em nosso trabalho. Aos pesquisadores Ariel Silva, Otto Mader e Jair Duarte pela colaboração em todas as campanhas, pela presteza, amizade e compreensão que despenderam às “meninas” da ECOBIOS, e à LIGHT Serviços de Eletricidade S. A., na pessoa de Luis Grande, pela iniciativa em pesquisa e desenvolvimento na área de meio ambiente. Aos companheiros da UHE Ilha dos Pombos – RJ (José Roberto e funcionários que cuidaram do “nosso laboratório” e nos auxiliaram na execução do trabalho). Ao Hélio pelas inúmeras garrafas de gelo e por compartilhar a admiração pelos peixes... Ao César, da Light, pela paciência e cuidado, por todas as coletas exaustivas, pelo guia gastronômico (dourado assado!) e pela tentativa de nos ensinar a pescar mesmo quando “o rio não estava para peixe”.

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal – pela bolsa de Mestrado no Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação – UFPR.

Aos Professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, e suas coordenadoras Dr^a Rosana Rocha e Dr^a Márcia Marques pelo auxílio durante o Mestrado. Ao Professor Dr. Maurício Moura (Free Way) pelo fascínio contagiante pela Ecologia. À secretária Marli pela presteza no atendimento na Pós-Graduação.

Aos membros da banca Prof^a Dr^a Érica Pellegrini Caramaschi (UFRJ), Dr. Mário Luis Orsi (UNIFIL - Londrina) e Dr. Vinícius Abilhôa (MHNCI - Curitiba) pela contribuição ao trabalho e principalmente para o meu desenvolvimento profissional.

À minha orientadora Dr^a Márcia Menezes, por toda a compreensão e paciência, pela dedicação ao nosso trabalho, pelo carinho e conforto nas horas difíceis, mas essencialmente por ter me adotado no seu coração. Obrigada por me tornar uma pesquisadora mais forte, pelo porto seguro que encontrei, pela confiança e pela amizade acima de tudo! Aprendi com você a ser um ser-humano melhor...

Ao Professor Dr. José Marcelo Aranha pelas horas de atenção, pelo trabalho na docência, pela confiança para ajudá-lo na co-orientação da Cristina Valente, pelos puxões de orelha e conselhos... por ser um amigo! Espero estar sempre perto da família EcoRios, incluindo o Dioguinho!

Ao Professor Dr. Paulo Chaves pelos ensinamentos durante a graduação e por contribuir para o crescimento profissional “das meninas” Kelly e Eve. A união de duas amigas só se tornou a ECOBIOS, pois você acreditou na nossa capacidade e nos mostrou valores e responsabilidade.

Ao pessoal do Museu de História Natural Capão da Imbuia - PR, em especial, ao amigo Dr. Vinícius Abilhôa, que nos ajudou a identificar alguns “pepininhos” do rio Paraíba do Sul.

Ao técnico de histologia, Seu Rubens e família que nos acompanham desde os “primórdios” da graduação, cuidando com carinho das nossas preciosas amostras de gônadas.

A todos os amigos que partilharam suas vidas comigo e me trouxeram um pouquinho para vida real. Talvez não lembre de todos, mas no meu coração cada um tem um lugar especial.

Aos amigos biólogos Izonete Guiloski, Maurício Robert, Leda Souza, Amanda Nogueira e tantos outros que contribuíram para meu crescimento. Em especial à amiga Juliana Pina pela leitura minuciosa do Capítulo III, auxílio nas prévias da apresentação da Dissertação e por estar sempre ao meu lado.

À minha co-orientada “informal” Cristina Valente que me ajudou a ver o outro lado da orientação. Apesar das dificuldades aprendemos a compartilhar as experiências profissionais.

À Ana Tereza por dividir comigo um pouco da experiência com os riachos... As coletas eram ótimas, sofríamos apenas na hora do lanche (não posso reclamar do delicioso barreado em Morretes).

À amiga e designer Ana Luiza Machado pela logomarca ECOBIOS e pelo carinho de sempre.

Aos meus amigos do PPGECO, ou melhor PPJECA, pelos dias maravilhosos de Ecologia de Campo e pela cumplicidade ao longo da Pós-Graduação. Em especial, aos amigos Rafael, Denílson, Michel, Manu, Cibele, Paloma, Aninha e Cris pelas festas, conversas e por estarmos unidos pelo destino...

À minha amiga Lucíola Thais Baldan pelo olhar sempre doce, pela pessoa maravilhosa por dentro e por fora, por compartilhar comigo a vontade de fazer o laboratório crescer e ficar em ordem. Principalmente pela grande amizade que está crescendo.

Ao amigo e “companheiro de bancas” Luciano Wolff por ser uma pessoa tão querida, um exemplo de profissional, ético e apaixonado pela Ecologia de rios. Obrigada por estar comigo até o fim!!

À Ana Lúcia Vendel uma amiga do coração que sempre foi um exemplo de garra e perseverança, obrigada por me mostrar que os desafios não são maiores do que a vontade de vencer.

Aos meus amigos Fernanda e Bernardo Pain sempre presentes, por todas as horas compartilhadas de momentos bons e ruins, por nos ajudar a acreditar no sonho de uma casa de verdade....

À minha grande amiga Eveline Ferreira pelos 8 anos juntas! Pelo amadurecimento, complicado às vezes. Pelo carinho, ouvido, risadas, festas, choro, projetos e o nascimento da ECOBIOS (a nossa empresa). Apesar da distância, estarei ao seu lado em todos os momentos!

A todos os familiares que estiveram comigo ao longo dessa trajetória, me incentivando mesmo sem entender muito minha profissão.

Aos meus sobrinhos queridos July, Rafa, Felipe pelo sorriso, carinho e por sempre perguntarem: “para onde você vai viajar dessa vez tia?”

À minha sogra Tereza que me ensinou durante muitos anos a desenvolver a paciência e a ser uma pessoa melhor. Ela não sabe como me ajudou durante todos os anos de estudo (já que me acompanha desde o cursinho). Sei que esse meu jeito ansioso (até certo ponto mal-humorado) influenciou o nosso relacionamento, mas ela sabe como ninguém deixar as coisas melhor.

À minha mãe Deilze por estar sempre presente e demonstrar seu orgulho por mim. De todas as fases que passamos juntas, considero esse período da dissertação como o melhor que já vivemos juntas, como amigas. Adoro suas ligações apenas para ver se tudo vai bem...

Ao meu pai Carlos pelo apoio e por acreditar sempre no meu sonho. Pela alegria compartilhada no primeiro passo para a realização do sonho UFPR. Como foi importante aquele abraço no resultado do vestibular depois de um período difícil e solitário da minha vida.

Aos meus irmãos por compartilharem suas vidas comigo. À Carlinha minha irmã e um pouco filha pelo amor e pelo respeito que aprendemos a ter uma pela outra. Ao meu mano, André, pelo espírito de luz que ele realmente representa e por ser a unidade dessa família.

Ao meu marido, Cleiton Oliveira, pelos quase 10 anos unidos: acreditando, confiando, me dando força e equilíbrio para trilhar meu caminho. Sem você esse caminho não faria sentido. Minha vida é também a sua vida; somos um único caminho, por isso todos os sonhos são alcançados juntos. Obrigada por cuidar de mim, me amar e me dar dois cachorrinhos lindos (Lilica e Átila). Amo você sempre!!

À Deus por estar comigo e me encorajar a viver tudo isso com serenidade...

SUMÁRIO

	Lista de Ilustrações.....	V
	Resumo.....	X
	Abstract.....	XI
	Prefácio.....	1
CAPÍTULO I	INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL	4
	Resumo.....	4
1	Introdução.....	5
2	Metodologia.....	7
2.1	Área de Estudo.....	7
2.2	Amostragem.....	8
2.3	Análise de dados.....	9
3	Resultados.....	10
3.1	Composição específica.....	10
3.2	Riqueza, Diversidade, Dominância, Equitabilidade.....	14
4	Discussão.....	17
5	Referências bibliográficas.....	24
CAPÍTULO II	CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO E SELETIVIDADE DAS REDES DE ESPERA PARA A ICTIOFAUNA DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL .	30
	Resumo.....	30
1	Introdução.....	31
2	Metodologia.....	32
2.1	Área de Estudo.....	32
2.2	Amostragem.....	33
2.3	Análise de dados.....	33
3	Resultados.....	35
3.1	Captura por unidade de esforço da comunidade de peixes no reservatório e a jusante da barragem.....	35
3.2	Captura por unidade de esforço para as espécies de peixes no reservatório e a jusante da barragem.....	38
3.3	Seletividade das redes de espera para a comunidade no reservatório e a jusante da barragem.....	43
3.4	Seletividade das redes de espera para as espécies de peixes no reservatório e a jusante da barragem.....	44
4	Discussão.....	51
5	Referências bibliográficas.....	57

CAPÍTULO III	INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE A BIOLOGIA REPRODUTIVA DA ICTIOFAUNA DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL	60
	Resumo.....	60
1	Introdução.....	61
2	Metodologia.....	64
2.1	Área de Estudo.....	64
2.2	Amostragem.....	65
2.3	Análise de dados.....	65
3	Resultados.....	66
3.1	<i>Prochilodus lineatus</i>	66
3.2	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	69
3.3	<i>Loricariichthys castaneus</i>	72
3.4	<i>Glanidium melanopterum</i>	74
3.5	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	77
3.6	<i>Pachyrurus adspersus</i>	80
4	Discussão.....	83
5	Referências bibliográficas.....	94
	Considerações finais.....	102
	Referências bibliográficas do Prefácio.....	103

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I.	INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.....	4
Fig. 1.	Área de estudo na região de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ), indicando os locais de amostragem: RES – reservatório a montante da barragem e JUS – trecho lótico a jusante da usina. (Fonte: Ministério dos Transportes e LACTEC).....	8
Tab. 1.	Categorias taxonômicas de acordo com a classificação das ordens de Eschmeyer (2006). Famílias de acordo com Reis <i>et al.</i> (2003) e espécies em ordem alfabética. O número de indivíduos refere-se aos locais de coleta RES (reservatório) e JUS (a jusante da usina) capturado em 2005.....	10
Fig. 2.	Freqüência de categorias taxonômicas (taxa) dentre as Ordens de peixes na área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	11
Fig. 3.	Freqüência de número de indivíduos dentre as Ordens de peixes mais representativas na área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	12
Fig. 4.	Freqüência de indivíduos por taxa no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	12
Fig. 5.	Freqüência de indivíduos por taxa a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	13
Fig. 6.	Análise de agrupamento baseada na similaridade de Bray-Curtis (composição e abundância específicas) no reservatório (RES) e a jusante da UHE Ilha dos Pombos (JUS) durante os períodos amostrados outono (out), inverno (inv), primavera (pri) e verão (ver) no rio Paraíba do Sul (RJ).....	14
Tab. 2.	Atributos ecológicos da ictiofauna da área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ). Os valores referem-se aos locais de coleta RES (reservatório) e JUS (a jusante da usina).....	15

Fig. 7.	Índice de Riqueza de Margalef (D_{Mg}) para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	15
Fig. 8.	Índice de Diversidade de Shannon (H') para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	16
Fig. 9.	Índice de Equitabilidade de Pielou (J') para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	16
Fig. 10.	Índice de Dominância (D) para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	17
CAPÍTULO II.	CAPTURE POR UNIDADE DE ESFORÇO E SELETIVIDADE DAS REDES DE ESPERA PARA A ICTIOFAUNA DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.....	30
Tab. 1.	Valores utilizados para calcular a captura por unidade de esforço (CPUE) das redes de espera operadas durante o período de estudo no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	34
Tab. 2.	Valores de U derivados do teste de Mann-Whitney nas comparações da CPUE _n (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) e CPUE _b (peso total (kg)/100 m ² de rede/24 h) entre os locais de amostragem, reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ), em cada malha de rede de espera (3, 5, 8, 10) operada durante o período de estudo. Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre RES e JUS ($p < 0,05$) e ns = não significativas. N em cada tratamento = 24.....	35
Tab. 3.	Valores de H derivados do teste de Kruskal-Wallis nas comparações da CPUE _n (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) e CPUE _b (peso total (kg)/100 m ² de rede/24 h) entre as estações do ano, em cada malha de rede de espera (3, 5, 8, 10) operada durante o período de estudo no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ). Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre as estações do ano ($p < 0,05$) e ns = não significativas. N em cada tratamento = 12.....	36
Fig. 1.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) da taxocenose de peixes capturados entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=1049) e a jusante (JUS, n=2044) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	36
Fig. 2.	Captura por unidade de esforço (peso total (kg)/100 m ² de rede/24 h) em biomassa da taxocenose de peixes capturados entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=358) e a jusante (JUS, n=1009) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	37
Tab. 4.	Valores de H derivados do teste de Kruskal-Wallis nas comparações da CPUE _n (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) e CPUE _b (peso total (kg)/100 m ² de rede/24 h) entre as categorias de malha de rede de espera operadas durante o período de estudo no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ). Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre as categorias de malha ($p < 0,05$). N em cada tratamento = 36.....	37
Fig. 3.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) da taxocenose de peixes capturados entre os tamanhos de malha (3, 5, 8, 10) operados em 2005, no reservatório (RES, n=1049) e a jusante (JUS, n=2044) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	38
Fig. 4.	Captura por unidade de esforço (peso total (kg)/100 m ² de rede/24 h) em biomassa da taxocenose de peixes entre os tamanhos de malha (3, 5, 8, 10) operados em 2005, no reservatório (RES, n=358) e a jusante (JUS, n=1009) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	38
Fig. 5.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>P. lineatus</i> capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=16) e a jusante (JUS, n=1128) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	39

Tab. 5.	Valores de U derivados do teste de Mann-Whitney nas comparações da CPUEn (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) entre os locais de amostragem, reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ), para o grupo de redes de espera operadas durante o período de estudo. Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre RES e JUS ($p < 0,05$) e ns = não significativas. N em cada tratamento = 8.....	39
Fig. 6.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>O. hepsetus</i> capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=171) e a jusante (JUS, n=74) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	40
Fig. 7.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>L. castaneus</i> capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=2) e a jusante (JUS, n=96) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	40
Fig. 8.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>G. melanopterum</i> capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=11) e a jusante (JUS, n=52) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	41
Fig. 9.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>T. striatulus</i> capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=36) e a jusante (JUS, n=51) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	41
Fig. 10.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>P. adspersus</i> capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=104) e a jusante (JUS, n=246) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	42
Fig. 11.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>Astyanax</i> spp. capturadas entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=584) e a jusante (JUS, n=149) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	42
Fig. 12.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>Pimelodus</i> spp. capturadas entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=59) e a jusante (JUS, n=66) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	43
Fig. 13.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) da taxocenose de peixes entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturados em 2005, no reservatório (n=364) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	43
Fig. 14.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) da taxocenose de peixes entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturados em 2005, a jusante (n=1010) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	44
Fig. 15.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>P. lineatus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=16) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	45
Fig. 16.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>P. lineatus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=530) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	45
Fig. 17.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>O. hepsetus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=167) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	46
Fig. 18.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>O. hepsetus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=73) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	47
Fig. 19.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>L. castaneus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=91) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	47
Fig. 20.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>G. melanopterum</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=11) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	48
Fig. 21.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>G. melanopterum</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=45) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	48

Fig. 22.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>T. striatulus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=36) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	49
Fig. 23.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>T. striatulus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=49) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	50
Fig. 24.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>P. adspersus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=103) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	50
Fig. 25.	Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m ² de rede/24 h) de <i>P. adspersus</i> entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=245) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).....	51

CAPÍTULO III.

INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE A BIOLOGIA REPRODUTIVA DA ICTIOFAUNA DO RIO

PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.....

Fig. 1 e 2.	Proporção sexual de fêmeas e machos de <i>P. lineatus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* p < 0,05; para diferenças entre os sexos).....	60
Fig. 3.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas de <i>P. lineatus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	67
Fig. 4 e 5.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>P. lineatus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	68
Fig. 6 e 7.	Varição média do IGS de fêmeas e machos de <i>P. lineatus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	68
Fig. 8 e 9.	Varição média do delta K de fêmeas e machos de <i>P. lineatus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	69
Fig. 10 e 11.	Proporção sexual de fêmeas e machos de <i>O. hepsetus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* p < 0,05; para diferenças entre os sexos).....	69
Fig. 12 e 13.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>O. hepsetus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	70
Fig. 14 e 15.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>O. hepsetus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	70
Fig. 16 e 17.	Varição média do IGS de fêmeas e machos de <i>O. hepsetus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	71
Fig. 18 e 19.	Varição média do delta K de fêmeas e machos de <i>O. hepsetus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	71
Fig. 20.	Proporção sexual de fêmeas e machos de <i>L. castaneus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* p < 0,05; para diferenças entre os sexos).....	72
Fig. 21 e 22.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>L. castaneus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	72
Fig. 23 e 24.	Varição média do IGS de fêmeas e machos de <i>L. castaneus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	73
Fig. 25 e 26.	Varição média do delta K de fêmeas e machos de <i>L. castaneus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	73
Fig. 27 e 28.	Proporção sexual de fêmeas e machos de <i>G. melanopterum</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul...	74

Fig. 29.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas de <i>G. melanopterum</i> no inverno e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	75
Fig. 30 e 31.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>G. melanopterum</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	76
Fig. 32 e 33.	Variação média do IGS de fêmeas e machos de <i>G. melanopterum</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	76
Fig. 34 e 35.	Variação média do delta K de fêmeas e machos de <i>G. melanopterum</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	77
Fig. 36 e 37.	Proporção sexual de fêmeas e machos de <i>T. striatulus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	78
Fig. 38 e 39.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>T. striatulus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	78
Fig. 40 e 41.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>T. striatulus</i> no outono, primavera e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	79
Fig. 42 e 43.	Variação média do IGS de fêmeas e machos de <i>T. striatulus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	79
Fig. 44 e 45.	Variação média do delta K de fêmeas e machos de <i>T. striatulus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	80
Fig. 46 e 47.	Proporção sexual de fêmeas e machos de <i>P. adspersus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* p < 0,05; para diferenças entre os sexos).....	81
Fig. 48 e 49.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>P. adspersus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	81
Fig. 50 e 51.	Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de <i>P. adspersus</i> entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	82
Fig. 52 e 53.	Variação média do IGS de fêmeas e machos de <i>P. adspersus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	82
Fig. 54 e 55.	Variação média do delta K de fêmeas e machos de <i>P. adspersus</i> entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.....	83

Resumo

Com o intuito de analisar a influência de uma barragem sobre a comunidade e biologia reprodutiva da ictiofauna foi proposto um estudo na área adjacente à UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul, que objetivou comparar atributos ecológicos entre o ambiente lêntico (reservatório) e o ambiente lótico (a jusante da usina hidrelétrica). A hipótese geral deste trabalho é de que as alterações ambientais provocadas pela barragem hidrelétrica modificam a composição, abundância, estrutura da comunidade de peixes e biologia reprodutiva da ictiofauna. Foram realizadas amostragens em todas as estações do ano, utilizando-se redes de espera com despesca a cada seis horas, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, Carmo, RJ. Em campo, os peixes foram identificados, contados e dentre as espécies mais abundantes foram medidos o comprimento total, peso total, diagnosticados o sexo e o estágio de desenvolvimento gonadal e peso das gônadas, sendo fixadas em formol 10%, para posterior confirmação histológica dos estádios de desenvolvimento gonadal. Foram capturados 3231 exemplares, dos quais 1114 em RES e 2117 em JUS, pertencentes a 29 taxa. A análise da similaridade (Bray-Curtis) na abundância dos taxa distingue RES e JUS, refletindo as características dos ambientes. Foram encontrados 24 taxa em cada ambiente, porém a composição difere entre RES e JUS, com cinco taxa exclusivos de cada local. O índice de Riqueza de Margalef e o índice de Dominância apresentaram valores mais altos em RES. O índice de diversidade de Shannon foi significativamente maior em JUS. O índice de Equitabilidade de Pielou foi maior em JUS, demonstrando uma distribuição mais homogênea da abundância entre os taxa no trecho lótico. Fatores intrínsecos aos processos hidrodinâmicos de cada ambiente na bacia hidrográfica e as interações bióticas parecem ser os principais mecanismos estruturadores da taxocenose de peixes na área estudada, que diferenciam o ambiente lêntico do lótico, sugerindo que a barragem modifica a estrutura e a composição da ictiofauna. A barragem influenciou as capturas da ictiofauna, apresentando valores mais baixos de captura por unidade de esforço (CPUE) no reservatório. A CPUE_n (número de indivíduos) para o reservatório da UHE Ilha dos Pombos foi 48,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h e a CPUE_b (biomassa) foi de 1,67kg/ 100m² de rede/ 24h, enquanto no trecho lótico a CPUE_n foi de 94,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h e a CPUE_b foi de 4,8kg/ 100m² de rede/ 24h. *Prochilodus lineatus* foi a espécie mais abundante em número e peso neste estudo, sobretudo no ambiente lótico. As redes de espera foram seletivas quanto à abundância, biomassa e classes de comprimento dos peixes. A jusante da barragem; *Pachyurus adspersus*, *Loricariichthys castaneus* e *Glanidium melanopterum* apresentaram estádios mais avançados de desenvolvimento gonadal, maiores valores médios do índice gonadossomático (IGS) e delta K e valores mais altos do índice de atividade reprodutiva (IAR). *Trachelyopterus striatulus* e *Oligosarcus hepsetus* reproduziram-se nos dois ambientes, porém a atividade reprodutiva foi maior no trecho lêntico. *Prochilodus lineatus* apresentou amplitude reprodutiva inferior à registrada na literatura. Devido ao hábito migratório, provavelmente esta espécie utiliza tributários distantes da hidrelétrica para a desova. Os peixes que se reproduzem no trecho lótico apresentaram maior dependência deste trecho livre do rio para completar o ciclo de vida, sugerindo a importância da preservação deste local para a manutenção dos estoques populacionais.

Palavras-chave: ecologia de peixes, táticas reprodutivas, captura por unidade de esforço, reservatório, trecho lótico.

Abstract

Study in the adjacent area at UHE Ilha dos Pombos, Paraíba do Sul river, was proposed to compare lentic environment (reservoir) with lotic environment (downstream of the hydroelectric power station) in order to evaluate a dam influence on attributes of the community and reproductive biology of fish. The general hypothesis of this work is that the environmental alterations, provoked by the hydroelectric dam, modify the composition, abundance and the community's of fish structure, besides influencing the reproductive biology of ichthyofauna. Samplings were accomplished in all seasons, being used gillnets checked every six hours, in the reservoir (RES) and downstream (JUS) of the UHE Ilha dos Pombos, Carmo, RJ. Fish were identified and counted in field. Total length, total weight, determined the sex, gonadal development stages and weight of gonads were measured in the most abundant species. Gonads fragments fixed in formalin 10% were analyzed histologically to confirmation of gonadal development stages. 3231 individuals were captured, of which 1114 in RES and 2117 in JUS, belonging to 29 *taxa*. The Similarity analysis (Bray-Curtis) in the abundance of the *taxa* presented differences between RES and JUS, reflecting the diverse environments features. 24 *taxa* were found in each place, nevertheless their composition were different with five exclusive *taxa* in each site. The Margalef richness index and dominance index presented higher values in RES. The Shannon diversity index was significantly higher in JUS. The Pielou evenness index was higher in JUS, suggesting a more homogeneous distribution of the abundance among *taxa* in the lotic stretch. Intrinsic factors of the hydrodynamic processes of each environment in the hydrographic basin and the biotic interactions seem to be the main structuring mechanisms of the fish assemblage in the studied area, that differentiate the lentic environment from the lotic one, suggesting that the dam modifies the structure and the composition of the fish fauna. Dam influenced the fish catches, due to lower values of abundance in the reservoir. The capture per unit effort in number of individuals (CPUE_n) in reservoir was 48.6 individuals/100m² net/24h and the biomass (CPUE_b) was 1.67 kg/100m² net/24h, while in the lotic stretch CPUE_n was 94.6 individuals/100m² net/24h and CPUE_b was 4.8kg/100m² net/24h. *Prochilodus lineatus* was the most abundant species in number and weight in this study, particularly in the lotic stretch. The gillnets were selective about the abundance, biomass and length classes of fishes. In downstream; *Pachyurus adspersus*, *Loricariichthys castaneus* e *Glanidium melanopterum* presented more advanced gonadal development stages, higher average values of gonadosomatic index (IGS) and delta K and highest values of reproductive activity index (RAI). *Trachelyopterus striatulus* and *Oligosarcus hepsetus* reproduce itself in both environments, but the reproductive activity was higher in lentic stretch. *Prochilodus lineatus* presented lower reproductive amplitude than that recorded in the literature. Because of its migratory habit, probably this species uses tributaries far from hydroelectric for spawning. The fishes which reproduce in the lotic stretch had greater dependency on the river free stretch to complete their life cycle, suggesting the importance of preserve this place to the maintenance of stocks population.

Key words: ecology of fishes, reproductive tactics, capture per unit effort, reservoir, lotic stretch.

PREFÁCIO

Rios e riachos são sistemas hídricos com fluxo unidirecional da nascente à foz (Calow & Petts, 1996), proporcionando um gradiente contínuo de condições físicas, como geomorfologia, profundidade, largura, correnteza, turbidez e temperatura (Allan, 1995), que regulam a estrutura e a dinâmica biológica (Vannote *et al.*, 1982; Bayley & Li, 1996; Uieda & Castro, 1999). Na perspectiva da paisagem são contextualizados como mosaicos contínuos longitudinais e laterais interconectados, que se destacam pela heterogeneidade, regimes de distúrbios naturais e sistema do corredor ripário, influenciando fortemente a composição e a estrutura das comunidades aquáticas (Miranda & Raborn, 2000; Fausch *et al.*, 2002). Ecossistemas lóticos de rios e riachos apresentam processos dominantes de fluxo, erosão, deposição e substrato que afetam a interação entre fatores biológicos e físicos na bacia hidrográfica, compondo a principal diferença em relação aos ambientes lênticos de lagos e reservatórios (Jeffries & Mills, 1994).

A grande heterogeneidade encontrada nos rios da América do Sul reflete a mais rica e diversificada fauna de peixes do mundo, exibindo uma grande diversidade morfológica, fisiológica e de atributos ecológicos e reprodutivos (Lowe-McConnel, 1999). Estima-se que a ictiofauna neotropical de água doce seja de 6025 espécies, sendo 15 a 20% migratórias (Reis *et al.*, 2003), mas grande parte ainda precisa ser estudada.

A modificação da paisagem devido ao impacto antrópico tem influenciado a dinâmica natural nos ecossistemas aquáticos, pois as alterações ambientais têm efeitos negativos na qualidade da água e na disponibilidade de microhabitats, o que ocasiona a desestrutura das comunidades bióticas, perda de biodiversidade e pode comprometer a reprodução dos peixes (e.g. Araújo, 1998; Bizerril, 1999; Gray *et al.*, 2000; Pinto *et al.*, 2006b).

Dentre as alterações antrópicas, a fragmentação do ambiente é um dos principais fatores de impacto para o ecossistema fluvial, pois interrompe as conexões naturais longitudinais e laterais (Allan, 1995). A fragmentação de rios devido às barragens tem sido relacionada à perda de populações e espécies de peixes em todo o mundo (Baigún *et al.*, 2007).

A construção de barragens apresentou considerável crescimento nas últimas cinco décadas (Petts, 1990), pois o represamento de grandes rios promove controle de cheias, cria oportunidades de recreação, gera energia elétrica, fornece suprimento de água, favorece a navegação continental e é importante para o desenvolvimento

econômico regional (Oldani *et al.*, 2007). Entretanto, as barragens vêm alterando o curso dos rios, eliminando a presença de corredeiras e lagoas marginais e transformando o regime das águas de lóticicas para lânticas, contribuindo com a redução qualitativa das espécies (Light, 1993; Müller, 1995; Bizerril & Primo, 2001; Fernandez *et al.*, 2004). Estes novos ambientes apresentam uma dinâmica diferente dos rios, pois limitam o fluxo de nutrientes, organismos, matéria orgânica, energia (Ward & Stanford, 1983; 1984; 1987; 1995a; 1995b; Stanford & Ward, 2001) e informação genética (Puth & Wilson, 2001).

As barragens influenciam a estrutura das comunidades de peixes devido à diminuição da riqueza e da diversidade de espécies (Mérona *et al.*, 2005), afetando principalmente as espécies migratórias, por constituírem obstáculos para a livre movimentação dos peixes e dificultarem o acesso destas espécies às áreas de recrutamento e desova (Agostinho *et al.*, 2003; Gillette *et al.*, 2005). O represamento de rios está relacionado às condições bióticas e abióticas que podem causar mortalidade de peixes, redução da taxa de recrutamento, substituição de fauna por espécies de ciclo de vida curto, menor porte e baixo valor econômico (Suzuki & Agostinho, 1997), além de reduzir o potencial reprodutivo dos peixes (Penczak *et al.*, 1998; Gray *et al.*, 2000; Mérona *et al.*, 2005).

A regulação das cheias e a alteração do ecossistema lótico compõem os impactos mais importantes das barragens (e.g. Ward & Stanford, 1995 a-b; Stanford & Ward, 2001; Mérona *et al.*, 2005), cujas características podem acarretar mudanças na história de vida, por meio da seleção ou plasticidade, afetando o ciclo reprodutivo da maioria das espécies (Penczak *et al.*, 1998; McAdam *et al.*, 1999). Espécies de peixes distribuídas na bacia hidrográfica, com pré-adaptações para a vida em ambiente lacustre, apresentam maior probabilidade de sucesso na colonização e persistência no reservatório (Fernando & Holčík, 1991; Penczak *et al.*, 1998; Gray *et al.*, 2000; Gillette *et al.*, 2005), e dentre as pré-adaptações destacam-se aquelas relacionadas às estratégias reprodutivas (Vazzoler, 1996; Lowe-McConnel, 1999).

Considerando a influência das barragens sobre a ictiofauna e a necessidade de desenvolvimento sócio-econômico do país, a compreensão dos processos que possam interferir nos ecossistemas fluviais constitui-se uma ferramenta importante para a inter-relação entre conhecimento e mitigação do efeito de fragmentação do ecossistema.

Neste contexto, a bacia do rio Paraíba do Sul destaca-se na unidade ictiogeográfica do sudeste brasileiro por exibir alta biodiversidade, sendo a área com maior riqueza ictiofaunística desta região (Bizerril & Primo, 2001). Dentre os estudos da

ictiofauna na bacia estão os levantamentos realizados por Lima (1997) para o seu curso superior, Caramaschi *et al.* (1991), Araújo (1996) para os cursos médio e inferior. De acordo com a revisão de Bizerril & Primo (2001), foram registradas aproximadamente 160 espécies de peixes, considerando as de água doce, as estuarinas e aquelas dulcícolas introduzidas.

O rio Paraíba do Sul é o maior rio de várzeas da região sudeste do Brasil, com 1080 km de extensão, bacia hidrográfica de 57000 km² (20°26' e 23°39'S 41° e 46°30'W), que deságua no Oceano Atlântico. É um dos sistemas lóticos mais utilizados do Brasil, por situar-se entre os maiores centros urbano-industriais do país (Araújo, 1996; Bizerril, 1999; Menezes & Caramaschi, 2007), abastecendo cerca de 80% da população da Grande Rio (Araújo *et al.*, 2001; Ingenito, 2004).

A intensa urbanização e industrialização no entorno do rio Paraíba do Sul originou inúmeros problemas ambientais, como aumento de contaminantes, suspensão de sólidos e nutrientes, temperatura da água, alterações do fluxo e dos canais, diminuição do oxigênio dissolvido, desestrutura e perda funcional da vegetação ripária (Teixeira *et al.*, 2005; Pinto *et al.*, 2006a; Pinto *et al.*, 2006b). A extração de areia ao longo de todo o rio aumenta a suspensão de sólidos, promove a homogeneização do substrato, destruição das margens e erosão (Pinto *et al.*, 2006a; 2006b). Além destes problemas, na calha principal do rio existem cinco empreendimentos hidrelétricos, dois no trecho superior (Paraibuna e Santa Branca), um no trecho médio-superior (Funil), um no trecho médio (Complexo de Santa Cecília) e outro no trecho médio-inferior (Ilha dos Pombos) (Araújo & Nunan, 2005).

Com o intuito de analisar a influência de uma barragem sobre atributos da comunidade e biologia reprodutiva da ictiofauna foi proposto um estudo utilizando como modelo a área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul, que objetivou comparar atributos ecológicos entre o ambiente lântico (reservatório) e o ambiente lótico (a jusante da usina hidrelétrica). A hipótese geral deste trabalho é de que as alterações ambientais provocadas pela barragem hidrelétrica modificam a composição, abundância, estrutura da comunidade de peixes e a biologia reprodutiva da ictiofauna.

O presente trabalho foi realizado a partir do Projeto: “Desenvolvimento de um modelo para avaliação da eficiência da escada de peixes da UHE Ilha dos Pombos/RJ-LIGHT. Análise reprodutiva da ictiofauna”, desenvolvido pelo Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – LACTEC em parceria com a Empresa ECOBIOS Consultoria e Pesquisa Ambiental Ltda, atendendo à requisição de projetos de Pesquisa e Desenvolvimento da Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL.

CAPÍTULO I – INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.

Resumo

Com o intuito de analisar a influência de uma barragem sobre a comunidade de peixes foi proposto um estudo na área adjacente à UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul, que comparou atributos da ictiofauna entre o ambiente lêntico (reservatório) e o ambiente lótico (a jusante da usina hidrelétrica). A hipótese geral deste trabalho é de que as alterações ambientais provocadas pela barragem hidrelétrica modificam a composição e estrutura da comunidade de peixes. Foram realizadas amostragens em todas as estações do ano, utilizando-se redes de espera com despescas a cada seis horas, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, Carmo, RJ. Em campo, os peixes foram identificados, contados e das espécies mais abundantes foram medidos o comprimento total e o peso total. Foram capturados 3231 exemplares, dos quais 1114 em RES e 2117 em JUS, pertencentes a 29 taxa. Os Characiformes representaram 69,5% do número total de indivíduos, principalmente por *Prochilodus lineatus* (35,6%), *Astyanax* spp. (23%) e *Oligosarcus hepsetus* (7,7%); seguidos de Siluriformes (17,7%), a maioria *Pimelodus* spp. (4,8%) e *Loricariichthys castaneus* (4,2%); além dos Perciformes (12%), quase exclusivamente representados por *Pachyurus adspersus* (11%). Os Gymnotiformes e Synbranchiformes contribuíram com menos de 1% do número total de indivíduos. Foram encontrados 24 taxa em cada ambiente, porém a composição diferiu entre RES e JUS, com cinco taxa exclusivos de cada local. A análise da similaridade (Bray-Curtis) na abundância dos taxa distinguiu RES e JUS. O índice de riqueza de Margalef e o índice de Dominância apresentaram valores mais altos em RES. O índice de Diversidade de Shannon foi significativamente maior em JUS. O índice de Equitabilidade de Pielou foi maior em JUS, demonstrando uma distribuição mais homogênea da abundância entre os taxa no trecho lótico. No reservatório, observou-se o predomínio de menor número de espécies, porém com estratégias de vida com tendência mais generalista, pequeno porte e sedentárias, corroborando a colonização e o sucesso neste ambiente. Esse padrão contrasta com o ambiente lótico, pois se verificou maior número de indivíduos, frequência de ocorrência elevada para mais espécies, caracterizando uma taxocenose mais diversificada e homoganeamente distribuída. Fatores intrínsecos aos processos hidrodinâmicos de cada ambiente na bacia hidrográfica e as interações bióticas parecem ser os principais mecanismos estruturadores da taxocenose de peixes na área estudada, que caracterizam diferenças entre o ambiente lêntico e o lótico e sugerem que a barragem modifica a estrutura e a composição da ictiofauna.

CAPÍTULO I – INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DA COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.

1. Introdução

A distribuição dos organismos aquáticos é limitada pelo gradiente de habitats distintos. Espécies são geralmente restritas a determinados micro-habitats, conduzindo a alterações de características na estrutura das comunidades. Mudanças nesta estrutura, ao longo do gradiente de habitats aquáticos, são determinadas por (a) fatores ambientais que limitam o potencial de distribuição de espécies e (b) interações bióticas que determinam o sucesso realizado das espécies (Welborn *et al.*, 1996). Acredita-se que ao longo do gradiente longitudinal em rios, processos a montante determinam os de jusante, modificando a paisagem e principalmente a estrutura trófica (Vannote *et al.*, 1980), com possíveis implicações para a heterogeneidade e disponibilidade de recursos (Romanuk *et al.*, 2006).

Diversos fatores ambientais são responsáveis pela estruturação das assembléias de peixes em ecossistemas aquáticos continentais, sendo um dos principais, a disponibilidade de habitats. Ambientes mais heterogêneos espacialmente podem acomodar mais espécies, pois apresentam maior quantidade de micro-habitats, associados a uma maior variação de micro-climas e refúgios. Tanto para rios temperados como tropicais existe um aumento da diversidade da comunidade com a diversidade de habitat. Além disso, mais espécies podem ocorrer em uma comunidade do que outra devido à maior quantidade de recursos (Townsend *et al.*, 2006). Assim, rios tendem a abrigar maior diversidade de espécies pela maior heterogeneidade de habitats em comparação aos ambientes represados de lagos e reservatórios, porém com menor abundância (Agostinho *et al.*, 2007).

Além disso, espécies com estratégias de vida generalistas tendem a predominar nos reservatórios, devido à maior flexibilidade alimentar e reprodutiva, ajustando-se com maior facilidade às variações nas condições ambientais (Agostinho *et al.*, 2007). Portanto, o represamento de um rio corresponde à criação de um novo ecossistema, que resulta na mudança da composição da biota, e pode representar a desestrutura do ecossistema lótico (Jeffries & Mills, 1994; Gore, 1996).

As barragens alteram profundamente o ecossistema de rios, degradando a qualidade da água pela alteração no regime de cheias, aumentando a sedimentação e mudando o fluxo de nutrientes (Jeffries & Mills, 1994). Essas mudanças ocasionam

impactos ecológicos, que incluem modificações na morfologia dos canais, dissociação com as planícies de inundação, desconexão de teias alimentares, fragmentação e perda de habitat (Levin & Tolimieri, 2001).

Dentre as alterações ambientais originadas pelos represamentos, a regulação hidrológica pode ser interpretada como um dos principais impactos para o sistema lótico, pois ocasiona diminuição da heterogeneidade de habitats dos rios e alterações complexas na dinâmica biológica das espécies de peixe, com efeitos genéticos adversos sobre as populações, devido ao isolamento artificial que eleva o risco de extinção (Jager *et al.*, 2001; Gillette *et al.*, 2005; Gubiani *et al.*, 2007).

Mudanças hidrológicas e ecológicas associadas ao represamento têm contribuído substancialmente para a alteração na estrutura das comunidades (Gillette *et al.*, 2005). Após a construção de hidrelétricas, a diversidade de espécies diminui comparada a rios não regulados (Mérona *et al.*, 2005). Esta redução de espécies tem sido relacionada às condições fluviais, pois espécies de origem lótica tendem a não permanecer no reservatório, contribuindo para um predomínio daquelas que melhor se adequam às novas condições do ambiente lêntico (Agostinho *et al.*, 2003, Agostinho *et al.*, 2004).

Neste sentido, a barragem da UHE Ilha dos Pombos, localizada no trecho médio-inferior do rio Paraíba dos Sul, tem sido alvo de estudos sobre a biologia das espécies desde a década de 90 (Caramaschi *et al.*, 1991) e seu histórico de interrupção das rotas migratórias dos peixes desencadeou a construção de um mecanismo de transposição, uma escada para peixes em 1997. Somente em 2005 foi realizado o primeiro estudo sobre a eficiência da escada e medidas que visam adequar seu funcionamento à ictiofauna local, porém a análise da influência da escada para os peixes foi dificultada devido à restrição operacional deste mecanismo de transposição.

Apesar da idade da usina hidrelétrica (construída em 1924), estudos sobre o efeito desta barragem e da escada para a taxocenose de peixes ainda são incipientes. Assim, este trabalho pretendeu contribuir para a compreensão do efeito desta barragem hidrelétrica sobre a composição e estrutura da taxocenose de peixes local. Os objetivos foram comparar atributos ecológicos da comunidade ictiofaunística entre a área do reservatório e o trecho a jusante da barragem.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A área de estudo abrangeu parte do trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul, na área de influência da UHE Ilha dos Pombos (Fig. 1), administrado pela LIGHT Serviços de Eletricidade S/A. O trecho médio-inferior situa-se entre os municípios Cachoeira Paulista (SP) e São Fidélis (RJ), onde a altitude é de 20 m, a declividade média de 1,0 m/km, e 480 km de extensão. O rio apresenta-se encaixado e com trechos encachoeirados (Marengo & Alves, 2005).

O clima da bacia hidrográfica do Paraíba do Sul é caracterizado como subtropical (classificação climática de Köppen), com temperatura média anual oscilando entre 18 °C e 24 °C. O período de verão é caracterizado como chuvoso com precipitação acumulada entre 200 e 250 mm/mês nos meses com máxima precipitação (dezembro e janeiro), enquanto no inverno ocorre o período mais seco (maio a julho), com precipitação acumulada inferior a 50 mm/mês (Marengo & Alves, 2005).

A usina localiza-se na divisa dos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, na cidade de Carmo (RJ), a jusante da cidade de Além Paraíba (MG) e possui um potencial energético de 164Mw. Apresenta um reservatório a “fio de água”, com uma área de 4,1 km², 32 m de profundidade, sendo considerado de médio porte (Araújo & Nunan, 2005).

Para este estudo foram selecionados dois locais de amostragem, um apresentando característica lântica, designado como RES (21°51'33”S 42°37'09”W), localizado a montante da barragem e outro lótico, designado como JUS (21°49'50”S 42°33'58”W) a jusante da usina (Fig. 1). O ambiente lântico correspondeu ao trecho médio do reservatório, perfazendo 2 km a montante da barragem, largura máxima de 358 m, compreendendo áreas marginais, próximo à vegetação de pequenas ilhas, banco de macrófitas e junto ao vertedouro. O trecho a jusante foi estabelecido nas áreas de remansos 3 km imediatamente após a usina, largura máxima de 80 m e profundidade de até 6 m, incluindo áreas marginais e na proximidade de vegetação de ilhas. Uma característica importante foi a variação diária do nível de água em função da liberação pelas comportas da usina (Menezes, 1994).

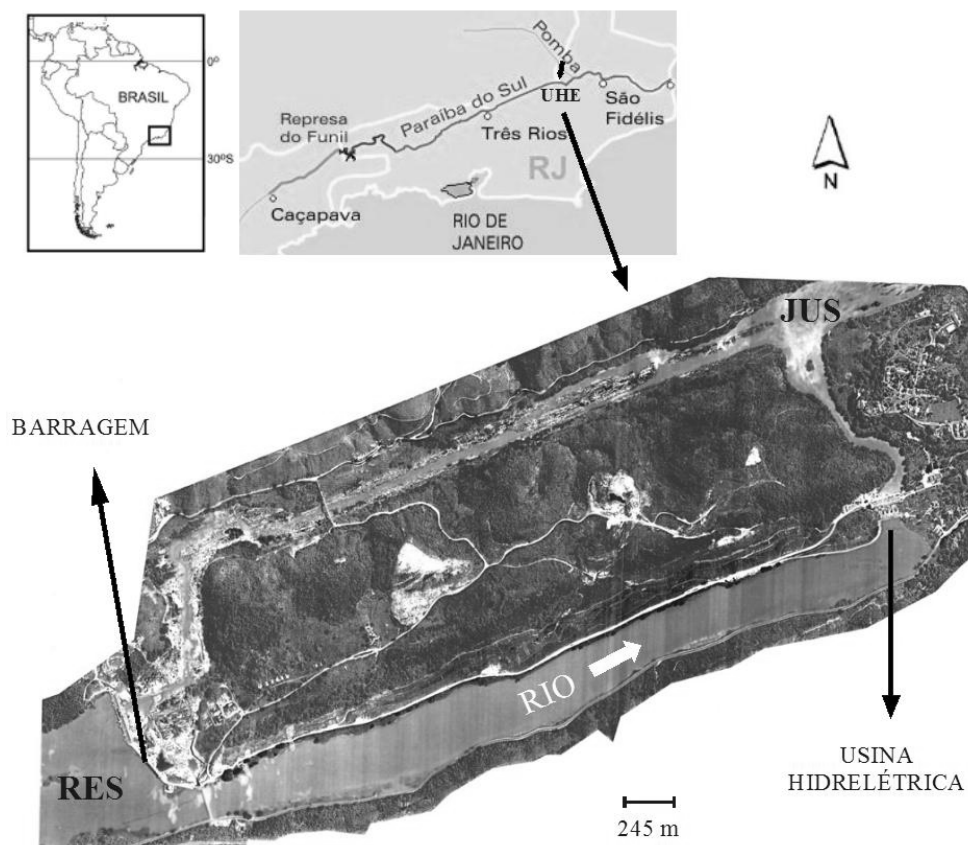


Fig. 1. Área de estudo na região de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ), indicando os locais de amostragem: RES – reservatório a montante da barragem e JUS – trecho lótico a jusante da usina. (Fonte: Ministério dos Transportes e LACTEC).

2.2 Amostragem

Foram realizadas campanhas em abril (outono), julho (inverno), outubro (primavera) e dezembro de 2005 (verão) no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos.

Em cada local foram operadas nove redes de espera, utilizando duas malhas de 3 cm, três de 5 cm, três de 8 cm e uma de 10 cm entre nós opostos (todas com 30 m de comprimento, 2 m de altura). As redes foram expostas por 24 h, com despescas a cada seis horas, viabilizando a captura de espécies de hábito diferenciado. Em campo, os peixes capturados foram identificados e contados, posteriormente classificados taxonomicamente de acordo com Eschmeyer (2006) e Reis *et al.* (2003).

Espécimes-testemunho serão depositados na coleção de peixes do Museu de História Natural Capão da Imbuia, Prefeitura de Curitiba, Paraná.

2.3 Análise de dados

A taxocenose de peixes foi analisada utilizando índices ecológicos de diversidade de espécies com o intuito de comparar a estrutura da comunidade entre os ambientes lênticos e lótico.

Para detectar o padrão de abundância dos taxa em RES e em JUS foi calculada a frequência do número de indivíduos de cada taxa em relação ao total coletado e posteriormente foi utilizado o método de série geométrica para descrever a distribuição da abundância das espécies (Magurran, 1988).

Diferenças na composição de espécies foram investigadas entre os locais e entre as estações do ano utilizando a similaridade de Bray-Curtis e a análise de agrupamento do Programa PAST (Hammer *et al.*, 2005).

Para determinar a riqueza foi utilizado o número de taxa (**S**) em cada local e em cada estação do ano. Foi calculado o Índice de riqueza de Margalef $D_{Mg} = (S - 1) / \ln(n)$, que relaciona o número de taxa (**S**) ao número total de indivíduos (Magurran, 1988). O teste de rarefação foi utilizado para estimar a riqueza entre os locais de amostragem e sazonalmente, calculando o número de espécies esperado de cada amostra para todas as amostras de tamanho padrão, através do Programa EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2001).

A estimativa da diversidade foi obtida através do Índice de Diversidade de Shannon $H' = - \sum ni/n \ln (ni/n)$ (Magurran, 1988), para cada local e em cada estação do ano. A variação espaço-temporal (locais de amostragem e estações do ano) da diversidade foi comparada através do teste *t* (Magurran, 1988).

A variação da dominância foi obtida através do Índice de Dominância (**D**) entre locais e entre períodos amostrados foi obtida utilizando-se $D = 1 - \text{Índice de Simpson}$, ou seja, $1 - (\sum ni/n)^2$, onde **ni** é o número de indivíduos de cada táxon e **n** é o número total de indivíduos. **D** varia de 0 (todos os taxa são igualmente presentes) a 1 (apenas um taxa domina a comunidade) (Magurran, 1988).

Para a análise da equitabilidade espaço-temporal foi utilizado o Índice de Equitabilidade de Pielou (**J'**), que divide o índice de Diversidade de Shannon (**H'**) pelo logaritmo do número de taxa (**S**). Esta medida de “evenness” varia de 0 a 1, onde 1 representa a situação na qual todas as espécies são igualmente abundantes (Magurran, 1988).

3. Resultados

3.1 Composição específica

Foram capturados 3231 exemplares, dos quais 1114 no reservatório e 2117 a jusante da usina hidrelétrica. Foram identificados 29 taxa, distribuídos em cinco ordens e 17 famílias (Tab. 1).

Tabela 1. Categorias taxonômicas de acordo com a classificação das ordens de Eschmeyer (2006). Famílias de acordo com Reis *et al.* (2003) e espécies em ordem alfabética. O número de indivíduos capturados em 2005 refere-se aos locais de coleta RES (reservatório) e JUS (a jusante da usina).

Categorias	Espécies	Nome vulgar	RES	JUS
Characiformes				
Curimatidae	<i>Cyphocharax gilberti</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Piabinha (Sairú)	17	44
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	Curimatá	21	1130
Anostomidae	<i>Leporinus cf. mormyrops</i> Steindachner, 1875	Piau-vermelho	1	21
Characidae	<i>Astyanax</i> spp.	Lambari	592	150
	<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	Bocarra	175	74
	<i>Piaractus cf. mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	Pacu	8	0
	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	Dourado	0	10
Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	Traíra	3	0
Siluriformes				
Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828)	Tamboatá (Camboatá)	21	23
Loricariidae	<i>Hypostomus cf. affinis</i> (Steindachner, 1877)	Cascudo-lajero	0	49
	<i>Hypostomus punctatus</i> Valenciennes, 1840	Cascudo-pintado	3	16
	<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau, 1855)	Cascudo-viola	2	133
Heptapteridae	<i>Rhamdia aff. quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) (= <i>Rhamdia parahybae</i>)	Bagre	9	3
Pimelodidae	<i>Pimelodus</i> spp.	Mandi	88	67
Auchenipteridae	<i>Glanidium melanopterum</i> Miranda Ribeiro, 1918	Cumbaca	11	53
	<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	Cumbaca	40	54
Gymnotiformes				
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Tuvira (Sarapó)	5	15
Synbranchiformes				
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	Mussum	1	2
Perciformes				
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	Robalo	0	3
Sciaenidae	<i>Pachyurus adpersus</i> Steindachner, 1879	Corvina	106	249
	<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Pescada	3	0
Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira, 2006	Tucunaré	2	1
	<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau, 1855)	Joaninha (mácula)	1	9
	<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Acará	2	7
	não identificado	"Cichlidae híbrido"	1	0
	<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	Tilápia	2	0
Mugilidae	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	Tainha	0	2
Gobiidae	<i>Awaous tajasica</i> Lichtenstein, 1822	Canela-de-moça	0	1
	não identificado	"Gobiidae"	0	1
total			1114	2117

Os Perciformes apresentaram a maior proporção de taxa coletados (38%); principalmente pela família Cichlidae (Tab. 1), seguidos de Characiformes (28%); pela maior representatividade de Characidae, e Siluriformes (28%) pela maior frequência de taxa de Loricariidae. Os Gymnotiformes e Synbranchiformes contribuíram com 6% dos taxa encontrados no estudo (Fig. 2).

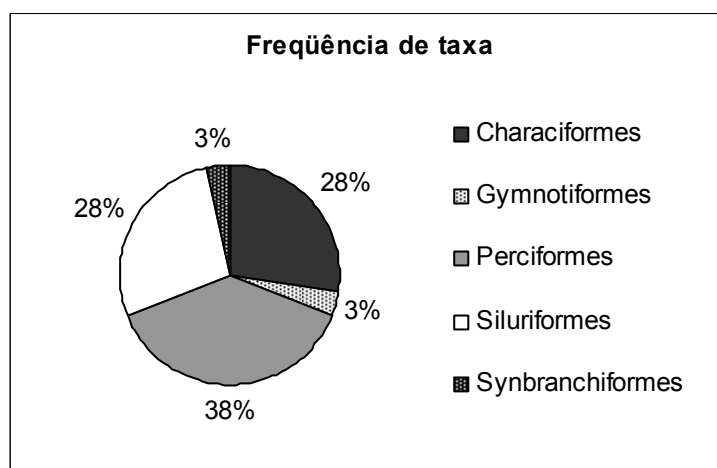


Fig. 2. Frequência de categorias taxonômicas (taxa) dentre as Ordens de peixes na área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Os Characiformes representaram 69,5% do número de indivíduos (Fig. 3), principalmente por *Prochilodus lineatus* (35,6%), *Astyanax* spp. (23%) e *Oligosarcus hepsetus* (7,7%) (Tab. 1); seguidos de Siluriformes (17,7%) (Fig. 3), a maioria *Pimelodus* spp. (4,8%) e *Loricariichthys castaneus* (4,2%) (Tab. 1); além dos Perciformes (12%) (Fig. 3), quase exclusivamente representados por *Pachyurus adspersus* (11%) (Tab. 1). Os Gymnotiformes e Synbranchiformes contribuíram com menos de 1% do número total de indivíduos.

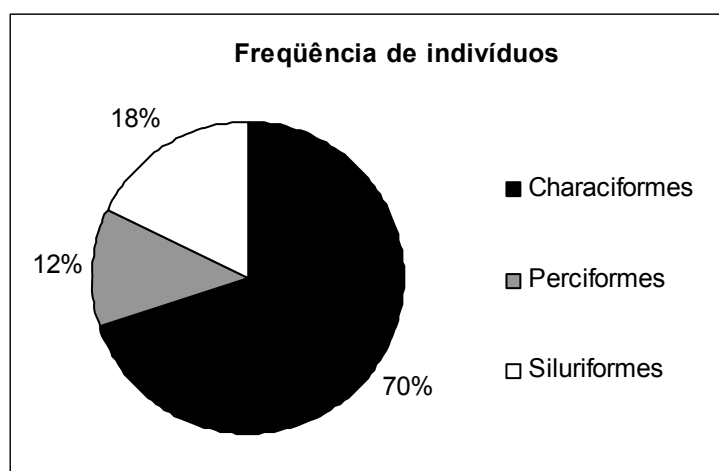


Fig. 3. Frequência de número de indivíduos dentre as Ordens de peixes mais representativas na área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Os taxa que predominaram em RES foram *Astyanax* spp., *O. hepsetus*, *P. adspersus* e *Pimelodus* spp. (Fig. 4). Em JUS aqueles que ocorreram em maior número foram *P. lineatus*, *P. adspersus*, *Astyanax* spp., *L. castaneus*, *O. hepsetus* (Fig. 5).

O ranking de espécies, obtido através da série geométrica, indicou que existe a predominância de poucas taxa, porque mais de 50% dos taxa apresentaram menos de 10 indivíduos coletados: 20 taxa em RES (Fig. 4) e 14 taxa em JUS ocorreram em baixa frequência (Fig. 5). Um total de 29 taxa foi coletado, porém somente quatro contribuíram com mais de 75% do número total de indivíduos.

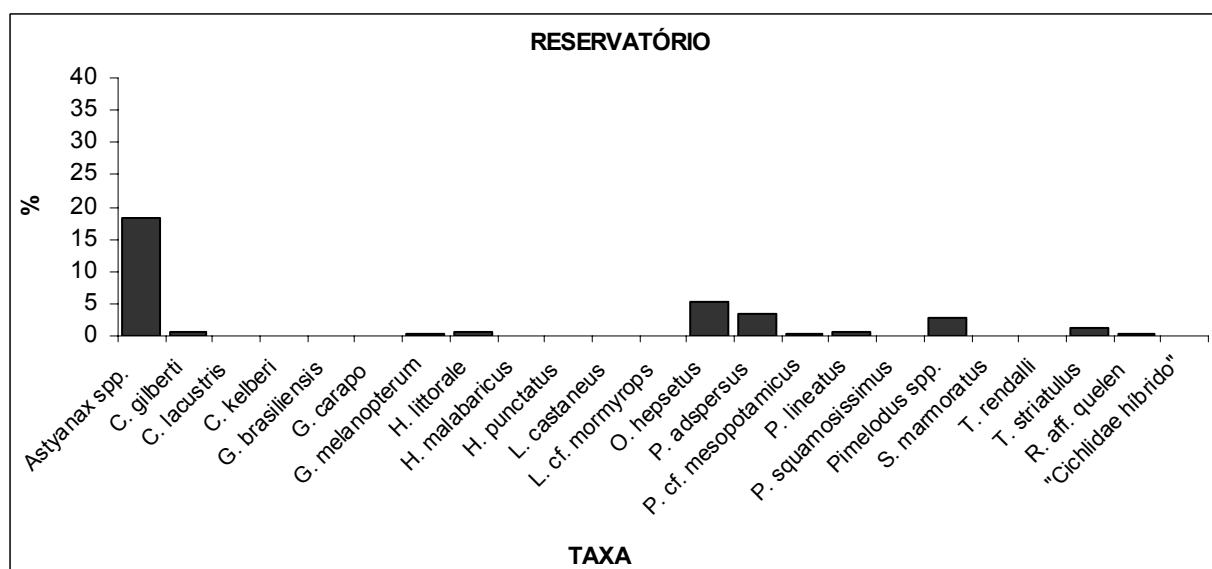


Fig. 4. Frequência de indivíduos por taxa no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

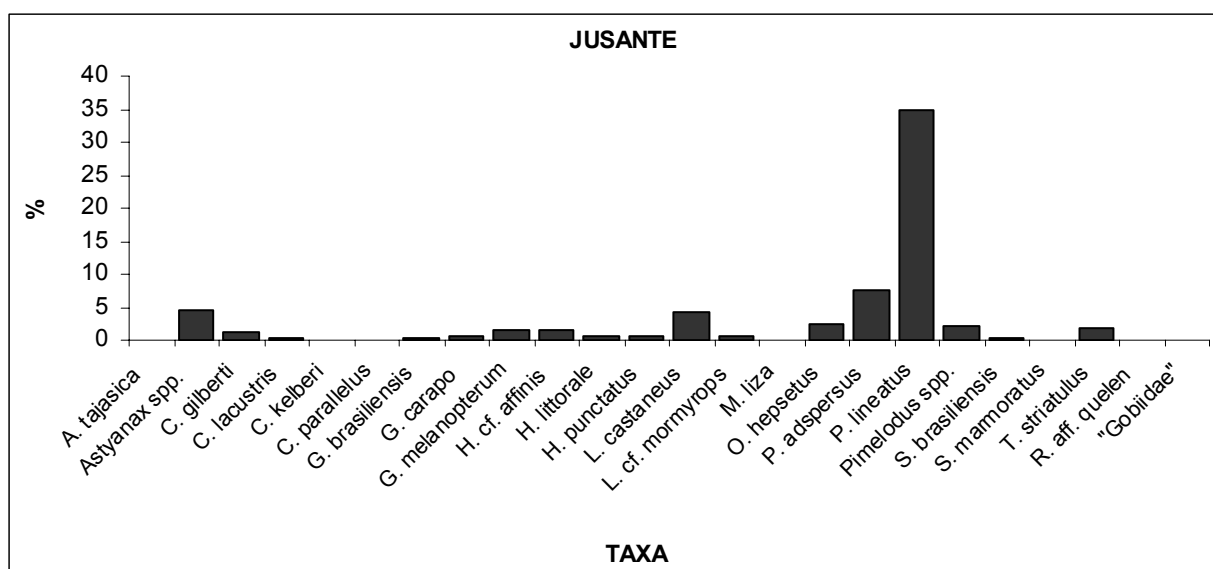


Fig. 5. Frequência de indivíduos por taxa a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

A composição da ictiofauna foi diferente entre os locais, sendo cinco taxa exclusivos em cada ambiente (Tab. 1). A traíra *H. malabaricus*, o pacu *P. cf. mesopotamicus*, a pescada *P. squamosissimus*, a tilápia *T. rendalli* e uma espécie provavelmente híbrida de Cichlidae estiveram presentes exclusivamente em RES. A canela-de-moça *A. tajasica*, o cascudo-lajeiro *H. cf. affinis*, o dourado *S. brasiliensis*, o robalo *C. parallelus*, a tainha *M. liza* e uma espécie de Gobiidae não identificada ocorreram exclusivamente em JUS (Tab. 1).

A análise da similaridade ictiofaunística entre os ambientes lântico (RES) e lótico (JUS) sugere que estes ambientes apresentam maior semelhança entre si do que entre os períodos amostrados (Fig. 6), exceto em JUS no outono. Possivelmente, a composição e a abundância dos peixes estão mais relacionadas às características distintas dos dois ambientes do que à sazonalidade.

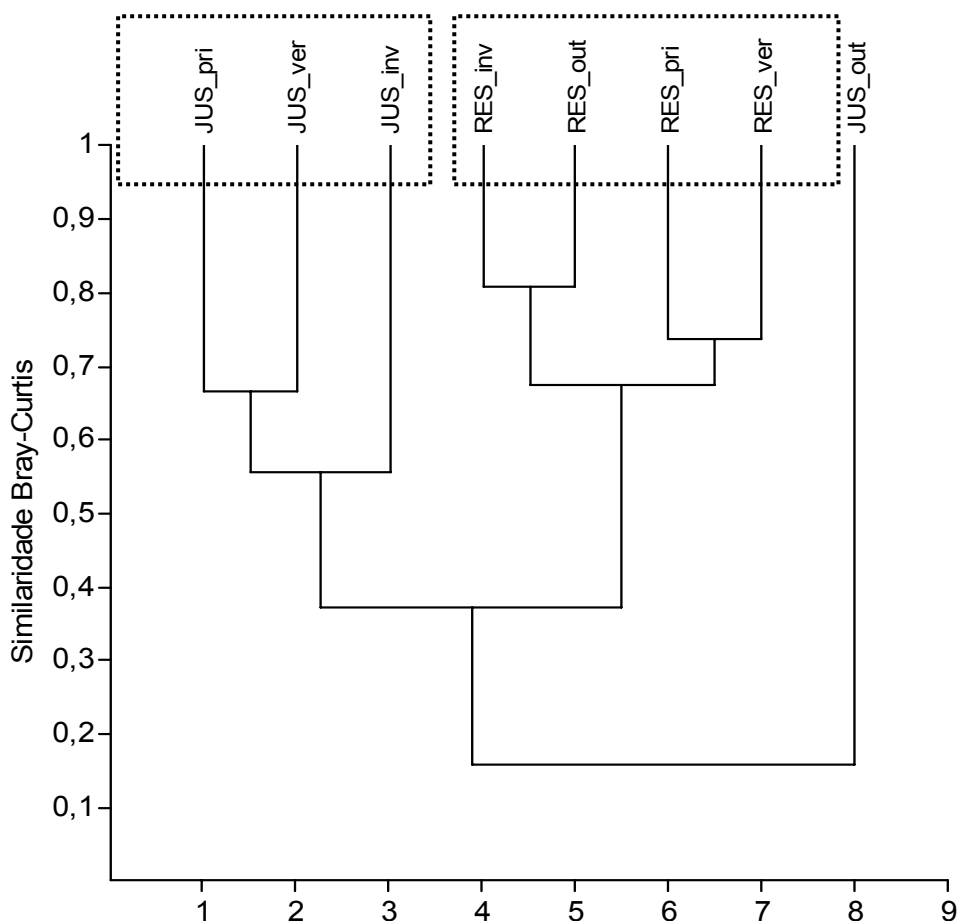


Fig. 6. Análise de agrupamento baseada na similaridade de Bray-Curtis (composição e abundância específicas) no reservatório (RES) e a jusante da UHE Ilha dos Pombos (JUS) durante os períodos amostrados outono (out), inverno (inv), primavera (pri) e verão (ver) no rio Paraíba do Sul (RJ).

3.2 Riqueza, Diversidade, Dominância e Equitabilidade

Foram encontrados 24 taxa no reservatório e 24 taxa no trecho lótico, com maior valor de abundância em JUS (Tab. 2). Os índices de riqueza de Margalef e de Dominância apresentaram valores mais altos em RES (Tab. 2). No reservatório também foram encontrados maiores valores de riqueza estimados por rarefação em comparação com o trecho lótico. O índice de Diversidade de Shannon foi significativamente maior a jusante da usina hidrelétrica ($t = 3,19$; $p < 0,05$) (Tab. 2). O índice de Equitabilidade de Pielou foi maior em JUS, demonstrando uma distribuição mais homogênea da abundância entre os taxa no trecho lótico (Tab. 2).

Tab. 2. Atributos ecológicos da ictiofauna da área de influência da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ). Os valores referem-se aos locais de coleta RES (reservatório) e JUS (a jusante da usina).

ATRIBUTOS	RES	JUS
Número de indivíduos	1114	2117
Número de taxa (S)	24	24
Índice de Riqueza de Margalef (D_{Mg})	3,28	3
Índice de Diversidade de Shannon (H')	1,6	1,8 *
Índice de Equitabilidade de Pielou (J')	0,52	0,57
Índice de Dominância (D)	0,32	0,31

* $t = 3,19$; $p < 0,05$

O índice de Riqueza de Margalef variou entre os períodos de coleta (Fig. 7). Em RES, o maior valor de D_{Mg} foi encontrado no outono (2,6) (Fig. 7). Em JUS a variação foi maior, pois o menor valor no outono (2,1) aumentou gradativamente até alcançar um pico na primavera (3,1) (Fig. 7). Sazonalmente, comparando a riqueza estimada por rarefação observou-se maior valor no inverno e primavera, e menor no outono em JUS; no verão não houve diferença entre os locais.

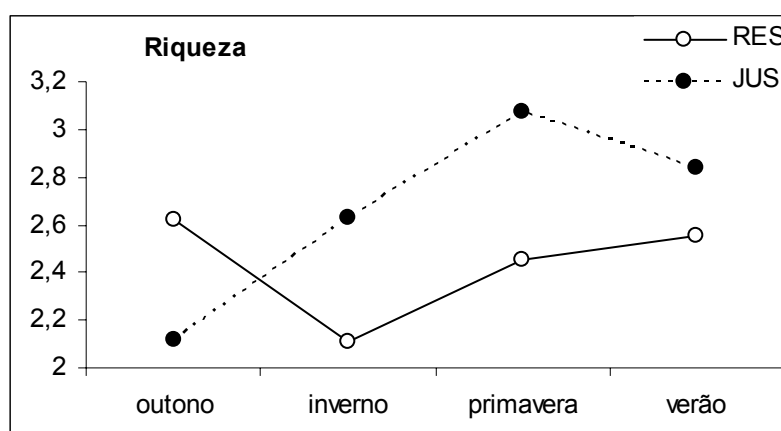


Fig. 7. Índice de Riqueza de Margalef (D_{Mg}) para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

O índice de Diversidade de Shannon apresentou uma variação menor no reservatório em relação ao trecho lótico (Fig. 8). Em RES oscilou de 1,2 no inverno a 1,8 no verão. Em JUS alcançou 2,5 na primavera (Fig. 8).

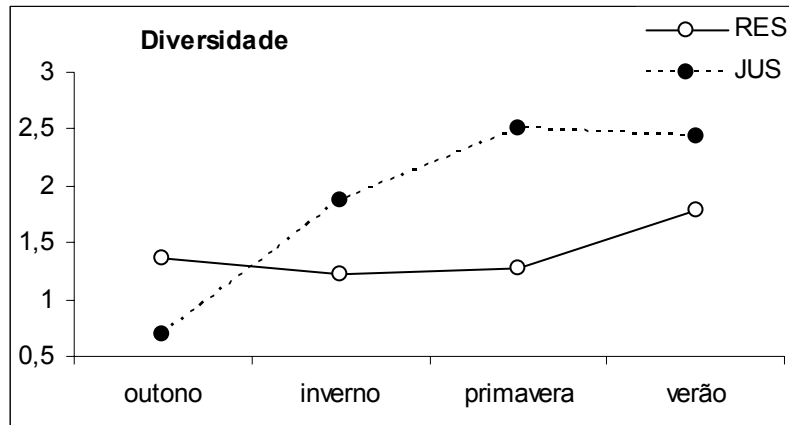


Fig. 8. Índice de Diversidade de Shannon (H') para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

O índice de Equitabilidade de Pielou acompanhou as modificações ocorridas na Diversidade de Shannon entre períodos (Fig. 8-9). Os valores em RES permaneceram relativamente constantes. No ponto JUS variou entre 0,2 no outono e 0,9 no verão (Fig. 9).

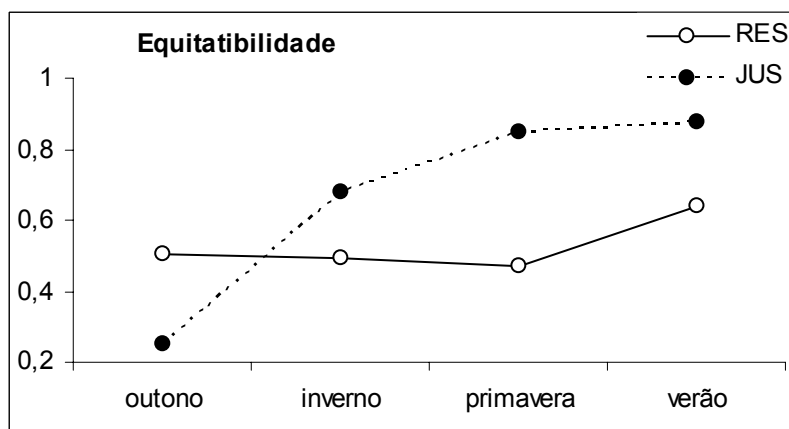


Fig. 9. Índice de Equitabilidade de Pielou (J') para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

O índice de Dominância apresentou uma oscilação inversa à ocorrida na Equitabilidade e Diversidade de Shannon entre períodos (Fig. 8-9-10), sendo que a variação encontrada foi menor em RES e maior em JUS (Fig. 10).

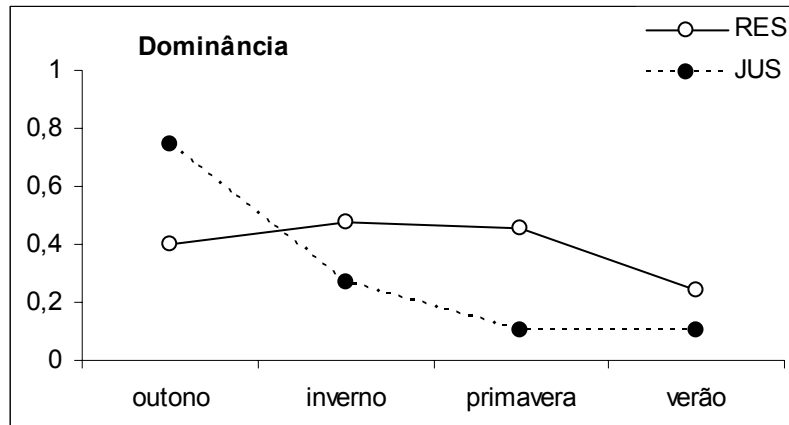


Fig. 10. Índice de Dominância (D) para a ictiofauna do reservatório (RES) e a jusante da usina (JUS) nos períodos amostrados na UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

4. Discussão

A fauna de peixes neotropicais é a mais rica e diversificada ictiofauna de água doce do mundo, sendo dominada por Characiformes e Siluriformes (Lowe-McConnel, 1999). Nas grandes bacias do Brasil, a composição de espécies é representada por 38% de Characiformes, 49% de Siluriformes, seguido de 5% de Perciformes (principalmente Cichlidae) e 5% de Cyprinodontiformes (Bizerril, 1994). Segundo Bizerril (1999), os Siluriformes apresentam a maior riqueza de espécies no rio Paraíba do Sul. Em um estudo mais recente da ictiofauna desta bacia, Teixeira *et al.* (2005) encontraram maior número de espécies de Characiformes (34,6%) e de Siluriformes (28,4%), seguido de Perciformes. A composição da ictiofauna observada em nosso trabalho diferiu destes trabalhos, pois a maior frequência de taxa ocorreu para os Perciformes, seguido de Characiformes e Siluriformes, porém a representatividade destes grupos foi subestimada pelo agrupamento de espécies (*Astyanax* spp. e *Pimelodus* spp.).

Estudos em diferentes trechos do rio Paraíba do Sul registraram a diminuição da diversidade associada a uma baixa abundância de indivíduos quando comparada à situação anterior (Araújo, 1996; Bizerril, 1999; Bizerril & Primo, 2001; Araújo & Nunan, 2005), como reflexo das alterações ambientais ao longo de toda a bacia (Pinto *et al.*, 2006a-b). Os resultados do presente trabalho sugerem baixa abundância de indivíduos, uma vez que 50% dos 29 taxa apresentaram menos de 10 indivíduos em cada ambiente e somente quatro espécies contribuíram com mais de 75% do total de indivíduos amostrados.

O número de indivíduos no trecho lótico foi superior ao encontrado no ambiente lêntico, principalmente quando considerado o elevado número de juvenis de *Prochilodus*

lineatus. No entanto, o mesmo número de taxa (24) foi observado no reservatório e no trecho lótico, sendo cinco espécies exclusivas em cada ambiente. Este fato está intimamente relacionado ao processo dominante local (lêntico x lótico) e à barreira que o empreendimento hidrelétrico representa.

No reservatório estiveram presentes *Hoplias malabaricus*, *Piaractus* cf. *mesopotamicus*, *Plagioscion squamosissimus*, *Tilapia rendalli* e um Cichlidae provavelmente híbrido, taxa com tendência de maior sucesso em ambientes lênticos. A jusante foram exclusivos *Hypostomus* cf. *affinis*, que provavelmente está associado aos diferentes micro-habitats lóticos, a espécie reofilica *Salminus brasiliensis*, as espécies estuarinas/marinhas *Awaos tajasica*, *Centropomus parallelus* e *Mugil liza*, com distribuição mais restrita ao trecho inferior do rio Paraíba do Sul.

Caramaschi *et al.* (1991) encontraram 88 espécies para o trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul, entre os municípios de Três Rios e Campos, ressaltando que apesar deste elevado número, o máximo para uma única localidade foi de 40 espécies. Nas bases correspondentes ao nosso local de estudo, considerando a montante (B2PS) e a jusante (B2PSJ) da UHE Ilha dos Pombos, município de Carmo-RJ, os autores encontraram 32 espécies, valor próximo ao registrado em nosso estudo (29 taxa no total).

Apesar do estudo de Caramaschi *et al.* (1991) incluir áreas próximas à UHE Ilha dos Pombos, as comparações entre os estudos é limitada, uma vez que estes autores coletaram com uma amplitude maior de petrechos de pesca, em ambientes distintos do canal principal e tributários, com o objetivo de inventariar o maior número possível de espécies e descrever o ciclo reprodutivo dos peixes na área que seria posteriormente utilizada para novos empreendimentos hidrelétricos. Porém, algumas informações do trabalho destes autores são relevantes para a compreensão do sistema: pode-se considerar que as espécies apresentaram baixa abundância, pois somente sete ocorreram com frequência superior a 4%, com máximo de 12,56%. As espécies mais abundantes naquele estudo foram *Hypostomus punctatus*, *Geophagus brasiliensis*, *Cyphocarax gilberti*, *Hypostomus luetkeni* (= *H. vermicularis*; Weber, 2003), *Loricariichthys castaneus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Rineloricaria* sp. 1. Destaca-se ainda neste trabalho que estas espécies foram encontradas em elevada abundância nas bases que correspondem a montante e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, com exceção de *L. castaneus* que não ocorreu em amostragens a montante desta barragem e *Rineloricaria* sp. 1, que ocorreu em baixa frequência em todos os trechos a jusante da barragem.

Algumas espécies registradas em nosso estudo apresentaram status taxonômico indefinido, mas os 29 taxa registrados podem ser considerados equivalentes às 30 espécies identificadas no trabalho de Araújo (1996), setor intermediário não influenciado pelo ambiente marinho (municípios de Bemposta, Itaocara, São Romão e São Fidélis). Para este autor, as cinco espécies mais abundantes (*Astyanax fasciatum parahybae*, *Genidens genidens*, *Pimelodella eigenmanni*, *A. bimaculatus* e *Geophagus brasiliensis*) variaram de 37,6 a 3,9% da frequência total de espécies e ocorreram em maior frequência no trecho inferior do rio Paraíba do Sul. A maior diversidade de espécies e o maior número de indivíduos no trecho inferior deste rio foram atribuídos à presença de lagoas marginais e/ou à maior heterogeneidade de habitats nestes locais, que são característicos de áreas inundáveis, as quais servem de abrigo, alimentação e desenvolvimento inicial para a maioria das espécies reofilicas (Araújo, 1996).

Em um estudo recente sobre a diversidade em toda a bacia do rio Paraíba do Sul, Teixeira *et al.* (2005) coletaram 81 espécies e encontraram nove espécies com abundância superior a 4%, que variaram de 15 a 4,4%: *Tilapia rendalli*, *Geophagus brasiliensis*, *Poecilia reticulata*, *Poecilia vivipara*, *Oligosarcus hepsetus*, *Prochilodus lineatus*, *Astyanax bimaculatus*, *Pimelodus maculatus*, *Phalloceros caudimaculatus*. Para o trecho médio-inferior que corresponde ao presente trabalho, os autores coletaram 46 espécies no período de cheia e 36 espécies no período de seca, com sobreposições. O baixo número de taxa em nosso trabalho comparado a Teixeira *et al.* (2005) pode ser devido à diferença no esforço de captura e principalmente ao agrupamento de espécies.

A composição da ictiofauna diferiu entre o reservatório e o trecho a jusante da UHE Ilha dos Pombos. Em RES, a frequência de ocorrência foi maior do que 4% somente para dois taxa *Astyanax* spp. e *Oligosarcus hepsetus* e variou entre 18,32 e 2,47% para os quatro taxa mais abundantes. Em JUS, a frequência foi maior do que 4% para quatro taxa *Prochilodus lineatus*, *Pachyurus adspersus*, *Astyanax* spp., *Loricariichthys castaneus* e correspondeu a 34,97 até 4,12% do total de peixes capturados neste local.

Em síntese, pode-se observar um padrão comum no ambiente lântico: o predomínio de menor número de espécies, cujas estratégias de vida apresentam uma tendência mais generalista, como no caso das espécies de lambaris *Astyanax* spp., com desova parcelada e plasticidade trófica (Agostinho *et al.*, 2007) e aquelas oportunistas, como a bocarra *Oligosarcus hepsetus* (Araújo *et al.*, 2005) que também apresentou desova parcelada (Aguiar, 2008, Capítulo III) e período reprodutivo prolongado

(Caramaschi *et al.*, 1991). O pequeno porte, o fato de serem sedentárias, pois não realizam migrações, além das características mais flexíveis quanto à reprodução e alimentação, podem corroborar a colonização e o sucesso destas espécies no reservatório (Agostinho *et al.*, 2007).

Esse padrão contrasta com o ambiente lótico, pois se verificou maior número de indivíduos, frequência de ocorrência elevada mais para espécies, caracterizando uma taxocenose diversificada e homoganeamente distribuída. Além disso, a maior abundância de espécies migradoras como *Prochilodus lineatus*, *Pachyurus adspersus* e também *Loricariichthys castaneus*, que se reproduzem apenas no trecho lótico (Aguiar, 2008, Capítulo III), sugere que estas espécies tendem a utilizar habitats e condições específicas para a postura dos ovos e desenvolvimento inicial dos jovens (Agostinho *et al.*, 2007). Espécies com características mais flexíveis como os lambaris e a bocarra também ocorreram no trecho lótico, porém em menor número, podendo indicar que apesar do caráter generalista destas espécies, o sucesso na colonização é maior no reservatório. Provavelmente, mecanismos ecológicos envolvendo interação biótica como predação e competição (Welborn *et al.*, 1996), podem ter influenciado a permanência destas espécies no ambiente lótico. Por exemplo, a ocorrência exclusiva de espécies de peixe piscívoras como *Salminus brasiliensis* e *Centropomus parallelus* a jusante da barragem.

Um dos grandes problemas do rio Paraíba do Sul é a introdução de espécies, que aliado à degradação ambiental contribui para a diminuição da biodiversidade nesta bacia (Bizerril, 1999, Magalhães *et al.*, 2002), alterando a estrutura da ictiofauna nativa por competição, predação (Araújo *et al.*, 2003) e disseminação de patógenos (Araújo *et al.*, 2001). De acordo com Bizerril & Primo (2001), maior número de espécies de peixes (25) foram introduzidas na macroregião do rio Paraíba do Sul. Por exemplo, a presença de *Clarias* sp., um bagre ictiófago pode ser um impacto importante sobre a biodiversidade do rio Paraíba do Sul (Bizerril, 1999). Representantes desta espécie também podem ter ocorrido em nosso estudo, porém os exemplares necessitam de confirmação taxonômica.

Bizerril (1999) encontrou 167 espécies de peixes contemplando toda a bacia do rio Paraíba do Sul, das quais 68,5% são nativas de água doce e 9,5% espécies dulcícolas introduzidas. Em 2001 este autor sugeriu que o número de espécies poderia ser superior. Bizerril (1999) considerou que *Prochilodus scrofa* (= *Prochilodus lineatus*, Castro & Vari, 2003), *Salminus maxillosus* (= *S. brasiliensis*, Lima, 2003), *Piaractus mesopotamicus*, *T. rendalli*, entre outras, são espécies introduzidas na bacia. Destacou

o processo de substituição de espécies pela semelhança bionômica com a fauna nativa, por exemplo, *Brycon opalinus* (pode ser *B. insignis* de acordo com o mesmo autor), substituído por *S. brasiliensis* e *Prochilodus vimboides* substituído por *P. lineatus*. Porém, o mesmo autor ressaltou que *P. lineatus* pode ser nativa da bacia (Bizerril & Primo, 2001).

No âmbito deste projeto, somente dois indivíduos da espécie endêmica do rio Paraíba do Sul *Brycon insignis* (Piabanha) (Guilherme Souza, comunicação pessoal; Salgado *et al.*, 1997 *apud* Andrade-Talmelli *et al.*, 2002) foram coletados em dezembro de 2004 (campanha-piloto) a jusante da UHE Ilha dos Pombos e em dezembro de 2005 (verão) em uma poça próxima à escada de peixes (dados não utilizados para este estudo). Esta espécie está em processo de extinção no rio Paraíba do Sul (Araújo & Nunan, 2005); não ocorre a montante da UHE Ilha dos Pombos, pelo menos até Três Rios, sendo rara nos afluentes (Caramaschi *et al.*, 1991). Além dos efeitos negativos das barragens para a migração reprodutiva, a piabanha é ameaçada pelo desmatamento da vegetação ripária, uma vez que é uma espécie frugívora (Caramaschi *et al.*, 1991) e pela diminuição da qualidade da água, devido ao aumento da suspensão de sólidos que influencia as estratégias de caça em espécies com orientação visual como Bryconinae (Bizerril & Primo, 2001).

Pinto *et al.* (2006a), concordando com nosso estudo, também encontraram uma espécie de Cichlidae híbrida no trecho médio do rio Paraíba do Sul (*Tilapia* híbrida - *O. mossambicus* (Peters, 1844 – macho) *vs.* *O. niloticus niloticus* (Linnaeus, 1758 – fêmea), destacando que este trecho do rio apresenta elevada dominância de espécies oportunistas, adaptadas a ambientes impactados pelo enriquecimento orgânico como *Poecilia reticulata* (introduzida), *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia* sp. (híbrida introduzida) (Araújo *et al.*, 2001).

A ausência dos Cyprinodontiformes em nosso estudo sugere que o local amostrado possa apresentar características naturais, pois a maioria das espécies deste grupo taxonômico está relacionada ao grau de alteração do ecossistema. Entretanto, as redes de espera utilizadas no presente estudo podem ser menos eficientes para a captura de espécies de pequeno porte (Aguiar, 2008, Capítulo II), como a maioria dos representantes deste grupo.

Considerando a similaridade entre espécies, número de indivíduos e períodos amostrados, pode-se inferir que, apesar da sazonalidade, os processos dominantes no ambiente lêntico e lótico provavelmente são as principais influências para a composição e abundância da ictiofauna. Porém, JUS no outono diferenciou-se do grupo lótico devido

a grande abundância de *P. lineatus* no período de ingresso de juvenis ao estoque migrador. Além disso, a diferença entre os ambientes pode estar relacionada com as modificações decorrentes da formação do reservatório e principalmente com o tempo decorrido desde o isolamento imposto pela barragem (desde 1924), uma vez que a comunidade tende a se reestruturar de acordo com a dinâmica do sistema e com o tempo para a estabilização das comunidades de peixes (Agostinho *et al.*, 1997b).

Teixeira *et al.* (2005) identificaram uma tendência de aumento da diversidade ao longo das unidades geográficas do rio Paraíba do Sul, com maior diversidade de Shannon e de Riqueza de Margalef) no trecho inferior desta bacia. Estes autores apresentaram para o trecho médio-inferior valores dos índices ecológicos: $D_{Mg} = 3$; $H' = 1,8$; $D = 0,2$; $J' = 0,73$ (período de cheia). Os índices de Riqueza de Margalef e Diversidade foram semelhantes aos registrados em nosso estudo e os índices de Dominância e Equitabilidade apresentaram valores mais acentuados.

O índice de riqueza de Margalef e a riqueza estimada por rarefação foram maiores no reservatório, entretanto com maior dominância. No trecho lótico, o índice de Diversidade foi significativamente maior, acompanhado pela maior valor do índice de Equitabilidade. Tendência de menor diversidade nos reservatórios pode ser observada para o reservatório de Lajes, rio Paraíba do Sul, pois somente 15 espécies foram capturadas (Araújo & Santos, 2001) em oposição às 51 espécies designadas para o trecho médio-superior desta bacia (Pinto *et al.*, 2006b), onde se insere o reservatório de Lajes.

Reservatórios geralmente suportam menor quantidade de espécies do que rios, como resultado das mudanças em grande escala nos regimes de temperatura, turbidez, fluxo, disponibilidade de nutrientes alóctones e recursos alimentares (Vazzoler *et al.*, 1997; Agostinho *et al.*, 2007). Além disso, a conectividade do reservatório com tributários que permitam às espécies migrar entre o sistema lótico e lêntico é um fator importante para o aumento da diversidade (Araújo & Santos, 2001). Os resultados de Katano *et al.* (2006) também corroboram as diferenças na estrutura da comunidade e ainda na estrutura das teias tróficas acima e abaixo da hidrelétrica, destacando a simplificação nas relações tróficas acima da barragem.

Fatores intrínsecos aos processos hidrodinâmicos de cada ambiente na bacia hidrográfica (Jeffries & Mills, 1994) e as interações bióticas como predação e competição (Welborn *et al.*, 1996) parecem ser os principais mecanismos estruturadores da taxocenose de peixes na área estudada. Processos de fluxo, erosão, deposição e substrato no trecho lótico, que são inerentes a rios e riachos, devem afetar a interação

entre fatores biológicos e físicos, os quais provavelmente, aliados aos mecanismos de predação e competição, moldam uma taxocenose de peixes distinta, quanto à composição, abundância e diversidade, daquela encontrada no reservatório. Por exemplo, a presença de grandes predadores como o dourado, encontrado apenas a jusante da barragem, contribui para o aumento da diversidade no ambiente lótico devido à diminuição da dominância local pelo controle de suas presas (Welborn *et al.*, 1996; Agostinho *et al.*, 1997a; Townsend *et al.*, 2006).

Além disso, a estrutura da comunidade peixes pode ser modificada em ambientes lênticos em relação aos lóticos pela alteração dos habitats (Gillette *et al.*, 2005). Dependendo da estratégia alimentar ou reprodutiva, inúmeras espécies de peixes podem ser impactadas com as barragens (Agostinho *et al.*, 2004; Mérona *et al.*, 2005).

O rio Paraíba do Sul apresenta inúmeros problemas decorrentes de desestruturação ambiental (Pinto *et al.*, 2006a-b) e, somados aos efeitos das hidrelétricas (bloqueio de rotas migratórias e controle do fluxo) (Agostinho *et al.*, 2004), constituem impactos preponderantes para os processos de extinção da fauna de peixes original. O trecho médio-inferior, onde se insere a UHE Ilha dos Pombos, abriga grande parte da biodiversidade desta bacia e a dependência dos habitats da planície de inundação, presente no trecho inferior, indica a importância da proteção deste sistema lótico (Katano *et al.*, 2006). Estratégias para conservar a ictiofauna e garantir a manutenção das populações podem estar relacionadas à preservação da heterogeneidade de habitats, incluindo a vegetação ripária, através do estabelecimento de zonas de proteção sem influência de hidrelétricas.

5. Referências Bibliográficas do Capítulo I

- Agostinho, A. A., L. M. Bini & L. C. Gomes. 1997a. Ecologia de comunidades de peixes da área de influência do reservatório de Segredo. Pp. 97-111. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Agostinho, A. A., C. M. L. Ferreti, L. C. Gomes, N. S. Hahn, H. I. Suzuki, R. Fugi, F. Abujanra. 1997b. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e Foz do Areia. Pp. 275-292. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14: 11-19.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- Aguiar, K. D. 2008. Capítulo II - Captura por unidade de esforço e seletividade das redes de espera para a ictiofauna do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil.. Pp 31-61. In: Aguiar, K. D. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, PPGECCO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120p.
- Aguiar, K. D. 2008. Capítulo III - Influência de uma barragem sobre a biologia reprodutiva da ictiofauna do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Pp 62-114. In: Aguiar, K. D. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, PPGECCO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120p.

- Araújo, F. G. 1996. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 56(1): 111-126.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2001. Variações espaciais na assembléia de peixes no rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Piraí), Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(2): 483-492.
- Araújo, F. G. & L. N. Santos. 2001. Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4): 563-576.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Araújo, F. G., C. C. Andrade, R. N. Santos, A. F. G. N. Santos & L. N. Santos. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1): 1-8.
- Araújo, J. R. S. & G. W. Nunan. 2005. Ictiofauna do rio Paraíba do Sul: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense. Rio de Janeiro, CPDMA-ALERJ, 59p. Disponível em: www.minc.com.br/mandato/meioambi/relatoriopeixesbarragens.pdf Acesso em 04 de julho de 2007.
- Bizerril, C. R. S. F. 1994. Análise taxonômica e biogeográfica da ictiofauna de água doce do leste brasileiro. *Acta Biológica Leopoldensia*, 17(2): 57-80.
- Bizerril, C. R. S. F. 1999. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul: biodiversidade e padrões biogeográficos. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42(2): 233-250.
- Bizerril, C. R. S. F. & P. B. S. Primo. 2001. Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. Série SEMADS 5. Projeto Planágua-SEMADS/GTZ de cooperação técnica Alemanha-Brasil. Rio de Janeiro, FEMAR-SEMADS, 417p.

- Caramaschi, E. P., J. M. R. Aranha, H. S. Thiago, D. F. Moraes Jr., D. A. Halboth, J. H. C. Gomes, M. Vianna, M. S. Menezes, D. Francischini. 1991. Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies, no trecho compreendido entre Três Rios e Campos. Vol II. Aspectos reprodutivos da ictiofauna. Rio de Janeiro, Furnas Centrais Elétricas S. A., 190p.
- Castro, R. M. C. & Vari, R. P. 2003. Prochilodontidae. Pp. 65-70. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). Check list of freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Eschmeyer, W. 2006. The Catalog of fishes on-line. Disponível em: <<http://calacademy.org/research/ichthyology/catalog/classif.html>>. Acesso em 12 de setembro de 2007.
- Gillette, D. P., J. S. Tiemann, D. R. Edds & M. L. Wildhaber. 2005. Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. *Copeia*, 3: 539-549.
- Gore, J. A. 1996. Responses of aquatic biota to hydrological change. Pp. 209-230. In: Petts, G. & P. Calow. (Eds.). 1996. River biota: diversity and dynamics. United Kingdom, Blackwell Science, 257p.
- Gotelli, N.J. & G.L. Entsminger. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Acesso em maio de 2007.
- Gubiani, É. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná river: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2): 191-197.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper. 2005. PAST - Palaeontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis, version 1.33b. Disponível em: <<http://folk.uio.no/ohammer/past>>. Acesso em 20 de outubro de 2006.

- Jager, H. I., J. A. Chandlerb, K. B. Leplab & W. V. Winkle. 2001. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environmental Biology of Fishes*, 60: 347-361.
- Jeffries, M. & D. Mills, 1994. *Freshwater ecology. Principles and applications.* Chichester, John Wiley & Sons Ltd., 285p.
- Katano, O., T. Nakamura, S. Abe, S. Yamamoto & Y. Baba. 2006. Comparison of fish communities between above- and below- dam sections of small streams; barrier effect to diadromous fishes. *Journal of Fish Biology*, 68: 767-782.
- Levin, P. S. & N. Tolimieri. 2001. Differences in the impacts of dams on the dynamics of salmon populations. *Animal Conservation*, 4: 291-299.
- Lima, F. C. T. 2003. Genera Incertae Sedis in Characidae. *Salminus*. Pp. 156-156. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). *Check list of freshwater fishes of South and Central America.* Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Lowe-McConnel, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.* São Paulo, Edusp, 534p.
- Magalhães, A. L. B., I. B. Amaral, T. F. Ratton & M. F. G. Brito. 2002. Ornamental exotic fishes in the Gloria reservoir and Boa Vista stream, Paraíba do Sul river basin, state of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia PUCRS, Série Zoológica*, 15(2): 265-278.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton, Princeton University Press, 179p.
- Marengo, J. A., L. M. Alves. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2): 215-226.
- Menezes, M. S. 1994. Estrutura populacional e reprodução de *Cyphocharax gilberti* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Curimatidae) no trecho inferior do rio Paraíba

do Sul (RJ, MG) e principais afluentes. Dissertação de Mestrado em Zoologia, Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 112p.

Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.

Pinto, B. C. T., F. G. Araújo & R. M. Hughes. 2006a. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.

Pinto, B. C. T., M. G. Peixoto & F. G. Araújo. 2006b. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 269-278.

Reis, R. E., S. O. Kullander, C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.

Romanuk, T. N., L. J. Jackson, J. R. Post, E. McCauley & N. D. Martinez. 2006. The structure of food webs along river networks. *Ecography* 29:1-8.

Salgado, A. F. G., M. G. Chain, L. Girardi, *et al.* 1997. A conservação da piabanha (*Brycon insignis*) na Bacia do Rio Paraíba do Sul. São Paulo: Relatório Técnico-CESP. 28p. Apud: Andrade-Talmelli, E. F., E. T. Kavamoto, M. Y. Narahara, N. Fenerich-Verani. 2002. Reprodução induzida da piabanha, *Brycon insignis* (Steindachner, 1876), mantida em cativeiro. *Revista Brasileira de Zootecnia*, (suplemento) 31(2): 803-811.

Teixeira, T. P., B. C. T. Pinto, B. F. Terra, E. O. Estiliano, D. Gracia, & F. G. Araújo. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série Zoológica*, 95(4): 347-357.

Townsend, C. R., M. Begon, J. L. Harper. 2006. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre, Artmed, 592p.

- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. 1997. A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, EDUEM, 460p.
- Weber, C. 2003. Subfamily Hypostominae. Pp. 351-372. In: Reis, R. E.; S. O. Kullander, C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Wellborn, G. A., D. K. Skelly & E. E. Werner. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 337-363.

**CAPÍTULO II – CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO E SELETIVIDADE DAS REDES DE ESPERA
PARA A ICTIOFAUNA DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO,
BRASIL.**

Resumo

Com o intuito de analisar a influência de uma barragem para a captura de peixes foi proposto um estudo na área adjacente à UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul, que objetivou comparar as variações espaço-temporais nas capturas e na seletividade dos petrechos de pesca para a taxocenose e para as espécies de peixes mais abundantes entre o ambiente lêntico (reservatório) e o ambiente lótico (a jusante da usina hidrelétrica). A hipótese geral deste trabalho é de que as alterações ambientais provocadas pela barragem hidrelétrica modificam a abundância e a biomassa da ictiofauna. Foram realizadas amostragens em todas as estações do ano, utilizando-se redes de espera com despescas a cada seis horas, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, Carmo, RJ. Em campo, os peixes foram identificados, contados e das espécies mais abundantes foram medidos o comprimento total e peso total. Foram capturados 3231 exemplares, dos quais 1114 em RES e 2117 em JUS. A captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE_n) para o reservatório da UHE Ilha dos Pombos foi 48,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h e a biomassa (CPUE_b) foi de 1,67kg/ 100m² de rede/ 24h, enquanto no trecho lótico a CPUE_n foi de 94,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h e a CPUE_b foi de 4,8kg/ 100m² de rede/ 24h. No reservatório, o predomínio de espécies de pequeno porte como *Astyanax* spp. e *O. hepsetus* correspondeu as maiores capturas no local. Valores mais elevados de CPUEs foram obtidos para o trecho lótico, que podem estar relacionados à maior diversidade de espécies observada neste ambiente. *Prochilodus lineatus* foi a espécie mais abundante em número e peso neste estudo, sobretudo no ambiente lótico. O aumento na abundância e biomassa observado no outono em JUS é suportado pelo incremento populacional de juvenis desta espécie no período. Maiores valores de CPUE para *Astyanax* spp., em todas as estações em RES, possivelmente estão relacionados ao sucesso na ocupação de ambientes represados. *P. lineatus*, *L. castaneus*, *G. melanopterum*, *P. adspersus* apresentaram tendência de maior CPUE em JUS, destacando a estreita relação destas espécies com o ambiente lótico. Em ambos os ambientes existem diferenças nas capturas em número e biomassa de peixes entre as malhas 3, 5, 8, 10 e quanto à CPUE entre classes de comprimento dos peixes, caracterizando a seletividade das redes de espera, que pode ter subestimado a captura de juvenis das espécies. A barragem influencia as capturas da ictiofauna, apresentando valores mais baixos de CPUE no reservatório.

CAPÍTULO II – CAPTURA POR UNIDADE DE ESFORÇO E SELETIVIDADE DAS REDES DE ESPERA PARA A ICTIOFAUNA DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.

1. Introdução

A abundância de indivíduos e a biomassa são influenciadas pelas interações bióticas e abióticas de determinado ecossistema, sejam eles dependentes ou não da densidade. Também as fases do ciclo de vida dos organismos são importantes na regulação e determinação da abundância (Townsend *et al.*, 2006). Dentro deste contexto, nos ambientes aquáticos, os peixes apresentam padrões diferenciados de distribuição e abundância de indivíduos em condições lênticas e lóticicas, devido às características intrínsecas da hidrologia destes ambientes (Jeffries & Mills, 1994).

Em rios represados por hidrelétricas, a transformação para condições lênticas altera profundamente a hidrologia local. Com o barramento, a formação do novo ambiente leva à criação de novos habitats e à perda de outros, estabelecendo um novo ecossistema que reestrutura as comunidades bióticas (Agostinho *et al.*, 2007).

As alterações provocadas pelos represamentos nas propriedades físicas e químicas do ambiente lótico, geralmente incluem, diminuição da heterogeneidade ambiental, menor disponibilidade de recursos, principalmente alóctones, e de habitats para a desova, fatores que trazem conseqüências para as comunidades aquáticas (Jeffries & Mills, 1994). A estabilidade biótica é influenciada por padrões de interação entre as espécies e por condições propícias para os indivíduos da comunidade (Townsend *et al.*, 2006).

Estudos sobre a abundância e a biomassa em reservatórios brasileiros analisados por Agostinho *et al.* (2007) demonstraram que a composição da ictiofauna em rios diferencia-se do reservatório, devido ao maior porte das espécies presentes nos ambientes lóticos, o que influencia diretamente os valores de abundância nos dois ambientes. Assim, os efeitos das barragens podem ser avaliados em função da mudança na composição e abundância da comunidade.

O rendimento e a captura de peixes são utilizados como índices de produção, que representam uma proporção da produção biológica, uma vez que dados sobre produção biológica em águas naturais (água doce e marinha) são ainda muito escassos (Lowe-McConnel, 1999). Desta forma, estimativas de abundância em captura por unidade de esforço (CPUE) são importantes descritores das variações espaciais a temporais das

espécies de peixes (Bini *et al.*, 1997) e podem contribuir para a compreensão dos efeitos das barragens sobre a ictiofauna em ecossistemas lóticos.

Embora, estudos com abundância da ictiofauna utilizem a CPUE de maneira a uniformizar o esforço amostral, as capturas geralmente são obtidas da pesca com redes de espera, que é altamente seletiva (Araújo & Santos, 2001). A expressão quantitativa da seleção é a seletividade, que é compreendida como a probabilidade de captura de um peixe de uma dada espécie, considerando que as populações de peixes são heterogêneas em relação à idade, tamanho, sexo, estado nutricional, comportamento e ocupação de habitat. Neste contexto, o fator seletividade pode influenciar a análise da abundância, pois a seleção está relacionada à vulnerabilidade dos indivíduos de uma população a um determinado método de captura. Portanto, informações sobre a eficiência de determinadas malhas na captura de peixes podem contribuir para correções da estrutura populacional amostrada, além de contribuir para medidas de ordenamento pesqueiro (Gomes *et al.*, 1997).

Neste contexto, a barragem da UHE Ilha dos Pombos, localizada no trecho médio-inferior do rio Paraíba dos Sul, tem sido alvo de estudos sobre a biologia das espécies desde a década de 90 (Caramaschi *et al.*, 1991) e seu histórico de interrupção das rotas migratórias dos peixes desencadeou a construção de um mecanismo de transposição, uma escada para peixes em 1997. Somente em 2005 foi realizado o primeiro estudo sobre a eficiência da escada e medidas que visam adequar seu funcionamento à ictiofauna local, porém a análise da influência da escada para os peixes foi dificultada devido à restrição operacional deste mecanismo de transposição.

Apesar da idade da usina hidrelétrica (construída em 1924), estudos sobre o efeito desta barragem e da escada para a taxocenose de peixes ainda são incipientes. Assim, o objetivo deste estudo foi investigar as variações espaciais e temporais na abundância numérica e biomassa da taxocenose de peixes e das espécies mais freqüentes nas capturas. Além disso, a seletividade das redes de espera foi estudada para a ictiofauna e para as espécies mais abundantes.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreendeu a área de influência da UHE Ilha dos Pombos (RJ), no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul. Foram selecionados dois locais de

amostragem, um apresentando característica lêntica (RES), localizado no reservatório, a montante da barragem e outro lótico (JUS) a jusante da usina (Aguiar, 2008, Capítulo I).

2.2 Amostragem

Foram realizadas campanhas em abril (outono), julho (inverno), outubro (primavera) e dezembro de 2005 (verão), no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos.

Em cada local foram operadas nove redes de espera, utilizando duas malhas de 3 cm, três de 5 cm, três de 8 cm e uma de 10 cm entre nós opostos (todas com 30 m de comprimento, 2 m de altura). As redes foram expostas por 24 h, com despescas a cada seis horas, viabilizando a captura de espécies de hábito diferenciado.

Em campo, os indivíduos foram identificados e contados, posteriormente classificados taxonomicamente de acordo com Eschmeyer (2006) e Reis *et al.* (2003), sendo medidos o comprimento total (CT - cm) e o peso total (PT - 0,01 g) dos peixes capturados.

Todos os exemplares de *Loricariichthys castaneus* foram fixados em formalina 10% em campo, transferidos para álcool 70°GL, e posteriormente realizada a biometria. Este procedimento foi utilizado exclusivamente para esta espécie devido à confirmação taxonômica e posterior padronização.

Espécimes-testemunho serão depositados na coleção de peixes do Museu de História Natural Capão da Imbuia, Prefeitura de Curitiba, Paraná.

2.3 Análise de dados

Para a comparação entre as amostras, a abundância foi calculada em captura por unidade de esforço (CPUE, indivíduos ou biomassa/100 m² de rede por 24 h) (Agostinho *et al.*, 2007), uma vez que as mudanças na CPUE refletem as variações temporais e espaciais na abundância das espécies por pressuporem que a captura por unidade de esforço seja diretamente proporcional ao tamanho da população, considerando baixa variação na capturabilidade (Bini *et al.*, 1997).

Para uniformizar os dados de abundância e seletividade, a CPUE foi calculada considerando cada rede com 60 m² e o número de vezes que foi utilizada em cada local (RES e JUS) e em cada período (outono, inverno, primavera e verão) (Tab. 1). Desta

forma, obteve-se a CPUE média para cada período (nove redes = 540 m²) e local coletado (nove redes * quatro períodos = 36 vezes utilizada = 2160 m²).

Tab. 1. Valores utilizados para calcular a captura por unidade de esforço (CPUE) das redes de espera operadas durante o período de estudo no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Malha	Número de vezes que a rede foi utilizada	Total em m ²
3	8	480
5	12	720
8	12	720
10	4	240
Em cada local	36	2160
RES + JUS	72	4320

A CPUE numérica da comunidade ictiofaunística (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) e em biomassa (peso total (kg)/100m² de rede/24 h) foi analisada com relação aos locais amostrados RES e JUS e com relação às estações do ano.

Foi realizada uma comparação da CPUE em número e biomassa da taxocenose de peixes entre as categorias de malha utilizadas (3, 5, 8, 10), com o objetivo de testar se os tamanhos de malha influenciam a CPUE numérica (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) e na biomassa (peso total (kg)/100m² de rede/24 h) da comunidade ictiofaunística.

Para a avaliação da CPUE numérica por espécie no reservatório e a jusante da barragem foram selecionadas seis espécies, utilizando como critério o tamanho amostral (mínimo 64 indivíduos) ao longo das estações do ano: *Prochilodus lineatus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Loricariichthys castaneus*, *Glanidium melanopterum*, *Trachelyopterus striatulus* e *Pachyurus adpersus*, além dos dois taxa *Astyanax* spp. e *Pimelodus* spp.

Foi utilizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e o teste de homogeneidade de variâncias de Levene (Zar, 1999) nas comparações de médias da CPUE em número e biomassa da ictiofauna (variáveis dependentes) entre os locais de amostragem e entre as estações do ano (fatores). Como os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade ou homocedasticidade, utilizaram-se testes não-paramétricos.

Foi aplicado sobre os dados de CPUE da taxocenose e de CPUE por espécie entre os locais de amostragem o teste de Mann-Whitney. Para a variação entre as estações do ano e entre os tamanhos de malha utilizou-se o teste de Kruskal-Wallis (Siegel, 1975). Para todos os testes foi considerado o nível de significância $\alpha = 0,05$. Na análise foi considerada réplica a CPUE total em cada malha de rede de espera,

resultando por local e em cada estação: duas réplicas da malha 3, três réplicas da malha 5, três da malha 8 e uma da malha 10.

A seletividade das redes de espera para a comunidade no reservatório e a jusante da barragem foi obtida através da distribuição das frequências relativas de CPUE (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) para cada classe de comprimento total (CT), por categoria de tamanho de malha (3, 5, 8 e 10). O intervalo de classe de CT foi calculado para o conjunto dos dados da ictiofauna utilizando a formulação de Sturges (Silva & Souza, 1987).

Da mesma forma foi obtida a seletividade específica das redes de espera no reservatório e a jusante da barragem. Apenas as espécies cujo comprimento total foi medido foram utilizadas para esta análise, sendo: *Prochilodus lineatus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Loricariichthys castaneus*, *Glanidium melanopterum*, *Trachelyopterus striatulus* e *Pachyurus adspersus*. Para *Loricariichthys castaneus* foram mensurados indivíduos apenas em JUS, devido à restrita captura em RES (Aguiar, 2008, Capítulo I).

3. Resultados

3.1 Captura por unidade de esforço da comunidade de peixes no reservatório e a jusante da barragem

Foi observada uma tendência de maiores valores de abundância numérica (CPUE_n) a jusante da hidrelétrica (94,6 indivíduos/100 m² de rede/24 h) quando comparados com o reservatório (48,6 indivíduos/100 m² de rede/24 h), com diferenças significativas nas malhas 5 e 8 (Tab. 2). Entre os períodos amostrados, a variação na captura em RES não foi significativa em nenhuma das malhas (Tab. 3). Em JUS, a variação sazonal parece ser mais pronunciada, com capturas expressivas no outono (223 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 1). Somente na malha 8 foi observada diferença significativa entre os períodos (Tab. 3).

Tab. 2. Valores de U derivados do teste de Mann-Whitney nas comparações da CPUE_n (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) e CPUE_b (peso total (kg)/100 m² de rede/24 h) entre os locais de amostragem, reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ), em cada malha de rede de espera (3, 5, 8, 10) operada durante o período de estudo. Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre RES e JUS ($p < 0,05$) e ns = não significativas. N em cada tratamento = 24.

U	m3	m5	m8	m10
CPUE _n	ns	114	124	ns
CPUE _b	ns	113	126	ns

Tab. 3. Valores de H derivados do teste de Kruskal-Wallis nas comparações da CPUE_n (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) e CPUE_b (peso total (kg)/100 m² de rede/24 h) entre as estações do ano, em cada malha de rede de espera (3, 5, 8, 10) operada durante o período de estudo no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ). Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre as estações do ano ($p < 0,05$) e ns = não significativas. N em cada tratamento = 12.

H	RES				JUS			
	m3	m5	m8	m10	m3	m5	m8	m10
CPUE _n	ns	ns	ns	ns	ns	ns	8,9	ns
CPUE _b	ns	ns	9,26	ns	ns	8,9	ns	ns

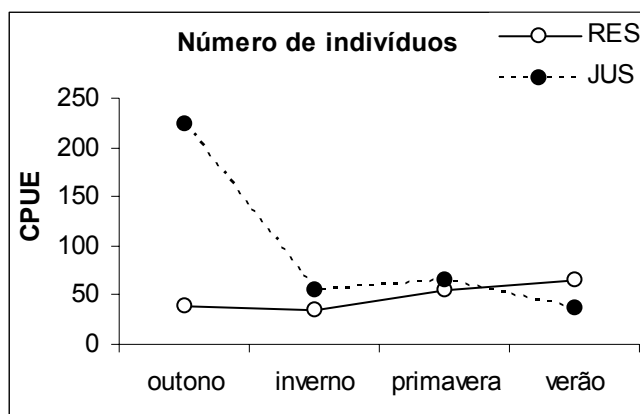


Fig. 1. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) da taxocenose de peixes capturados entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=1049) e a jusante (JUS, n=2044) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Maiores valores de biomassa (CPUE_b) foram observados a jusante (4,80 kg/100 m² de rede/24 h) quando comparados com o reservatório (1,67 kg/100 m² de rede/24 h), com diferenças significativas nas malhas 5 e 8 (Tab. 2). Entre os períodos amostrados, as capturas foram mais expressivas no verão em RES (3,58 kg/100 m² de rede/24 h) (Fig. 2) e diferiram significativamente apenas na malha 8 (Tab. 3). O valor máximo foi encontrado no outono em JUS (6,73 kg/100 m² de rede/24 h) (Fig. 2), porém neste local a variação sazonal diferiu significativamente somente na malha 5 (Tab. 3).

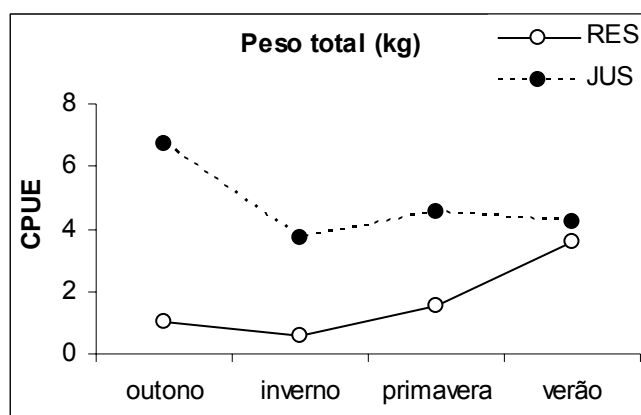


Fig. 2. Captura por unidade de esforço (peso total (kg)/100 m² de rede/24 h) em biomassa da taxocenose de peixes capturados entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=358) e a jusante (JUS, n=1009) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Na análise das capturas entre as categorias de malha verificou-se que, em ambos os locais (RES e JUS), existe diferença significativa na CPUE numérica e na biomassa entre as redes de espera (Tab. 4), o que demonstra a seletividade tanto em número quanto em peso dos peixes para o ambiente lântico e lótico. Assim, considerando a CPUE por rede de espera observou-se que as capturas com rede de malha 3 foram mais expressivas em abundância em RES (134,2 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 3), porém corresponderam a uma menor biomassa (1,27 kg/100 m² de rede/24 h) (Fig. 4). A malha 5 apresentou os mais altos valores de captura em abundância (199 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 3) e biomassa (168,24 kg/100 m² de rede/24 h) (Fig. 4) em JUS, e mesmo alcançando valores menores em RES foi significativamente maior em relação às outras malhas no mesmo local. Para a malha 8 verificou-se número de indivíduos inferior à malha 3 e 5 em RES e JUS (7,92 e 22,78 indivíduos nos respectivos locais/100 m² de rede/24 h) (Fig. 3), entretanto a captura em biomassa foi a segunda maior em JUS (294,50 kg/100 m² de rede/24 h) (Fig. 4). A captura da rede de malha 10 foi baixa em RES e JUS, tanto em abundância (1,3 e 4,2 indivíduos nos respectivos locais/100 m² de rede/24 h) (Fig. 3) quanto em biomassa (12,96 e 107,43 kg nos respectivos locais/100 m² de rede/24 h) (Fig. 4).

Tab. 4. Valores de H derivados do teste de Kruskal-Wallis nas comparações da CPUE_n (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) e CPUE_b (peso total (kg)/100 m² de rede/24 h) entre as categorias de malha de rede de espera operadas durante o período de estudo no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ). Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre as categorias de malha ($p < 0,05$). N em cada tratamento = 36.

H	RES	JUS
CPUE _n	31,17	23,37
CPUE _b	10,38	9,78

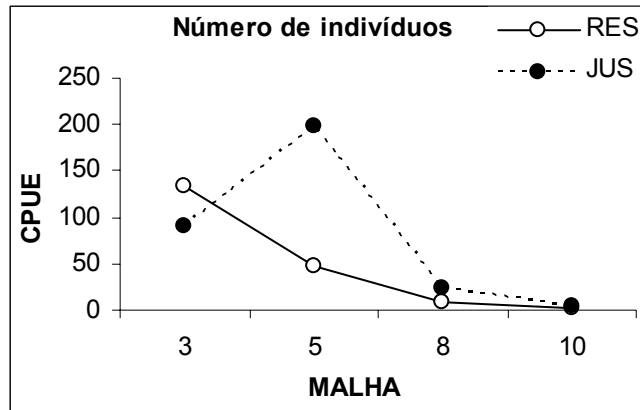


Fig. 3. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) da taxocenose de peixes capturados entre os tamanhos de malha (3, 5, 8, 10) operados em 2005, no reservatório (RES, n=1049) e a jusante (JUS, n=2044) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

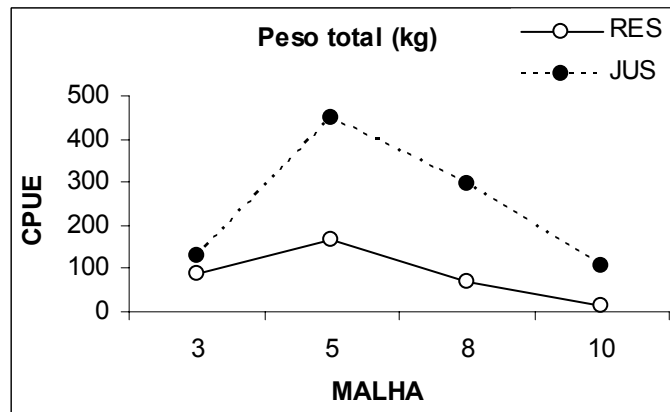


Fig. 4. Captura por unidade de esforço (peso total (kg)/100 m² de rede/24 h) em biomassa da taxocenose de peixes entre os tamanhos de malha (3, 5, 8, 10) operados em 2005, no reservatório (RES, n=358) e a jusante (JUS, n=1009) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

3.2 Captura por unidade de esforço para as espécies de peixes no reservatório e a jusante da barragem

Prochilodus lineatus apresentou a maior captura em relação a todos os taxa, com predomínio de indivíduos no outono (192,4 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 5), corroborando o aumento em biomassa no mesmo período (Fig. 2). A CPUE em número de indivíduos de curimatá foi significativamente maior em JUS quando comparada à RES (Tab. 5). Indivíduos juvenis da espécie ocorreram em grande quantidade no outono, pois 95,7% do coletado nesta estação em JUS concentraram-se nas duas primeiras classes de comprimento total (amplitude de 12,3 a 21,6 cm).

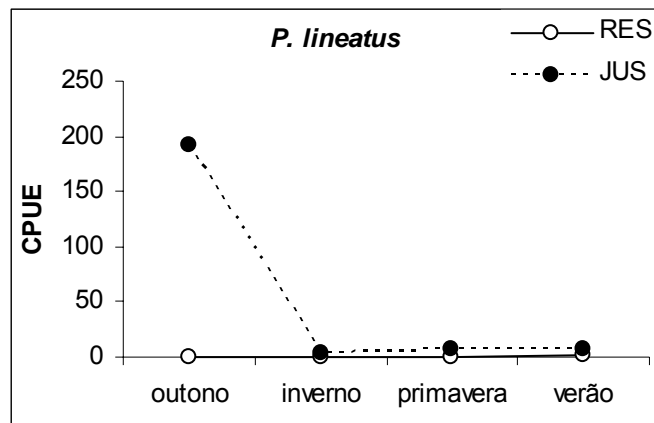


Fig. 5. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *P. lineatus* capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=16) e a jusante (JUS, n=1128) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Tabela 5. Valores de U derivados do teste de Mann-Whitney nas comparações da CPUE_n (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) entre os locais de amostragem, reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ), para o grupo de redes de espera operadas durante o período de estudo. Números em negrito destacam diferenças significativas nas capturas entre RES e JUS ($p < 0,05$) e ns = não significativas. N em cada tratamento = 8.

	CPUE _n RES/JUS	U
<i>P. lineatus</i>		0,00
<i>O. hepsetus</i>		ns
<i>L. castaneus</i>		0,00
<i>G. melanopterum</i>		0,00
<i>T. striatulus</i>		ns
<i>P. adspersus</i>		ns
<i>Astyanax</i> spp.		16,00
<i>Pimelodus</i> spp.		ns

Oligosarcus hepsetus foi mais representativa no reservatório, porém não apresentou diferenças significativas entre os locais (Tab. 5). As capturas foram superiores no outono e principalmente no verão (9,4 e 14,8 indivíduos respectivamente/100 m² de rede/24 h) (Fig. 6). A captura da espécie no verão contribuiu para valores mais altos de biomassa total em RES nesta estação (Fig. 2).

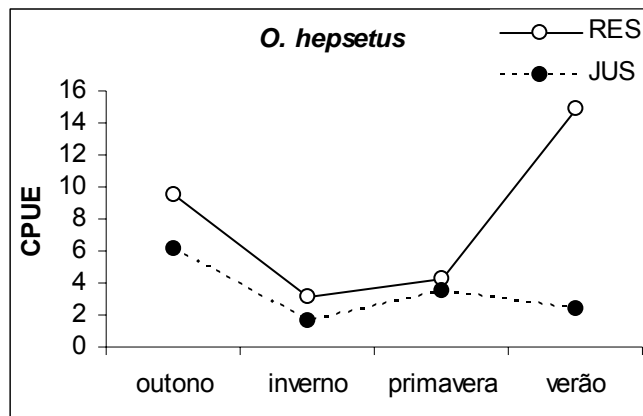


Fig. 6. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *O. hepsetus* capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=171) e a jusante (JUS, n=74) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Loricariichthys castaneus predominou significativamente em JUS (Tab. 5), com maior abundância numérica na primavera e verão (5,7 e 5,2 indivíduos respectivamente/100 m² de rede/24 h) (Fig. 7). Somente dois indivíduos foram coletados em RES (Aguiar, 2008, Capítulo I), o que corrobora a baixa CPUE da espécie no reservatório (Fig. 7).

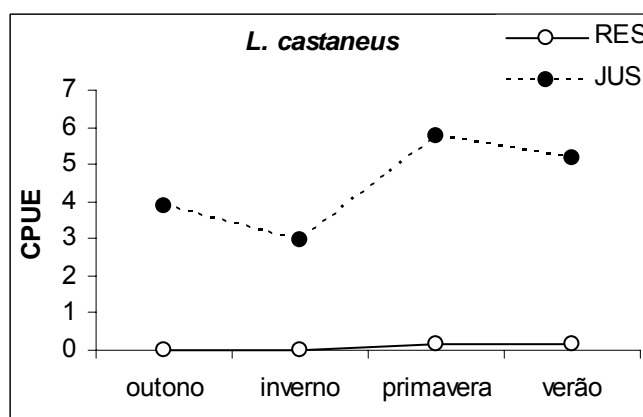


Fig. 7. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *L. castaneus* capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=2) e a jusante (JUS, n=96) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Glanidium melanopterum também ocorreu com maior abundância significativa em JUS (Tab. 5), onde predominaram indivíduos no outono e inverno (3,0 e 3,3 indivíduos respectivamente/100 m² de rede/24 h) (Fig. 8). A espécie apresentou um discreto aumento da captura em RES no verão (1,7 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 7). Considerando os oito taxa mais abundantes, a abundância numérica de *G. melanopterum* foi menos representativa para a CPUE da ictiofauna.

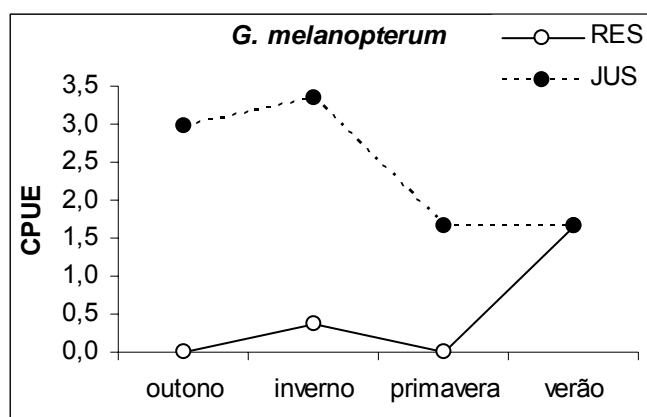


Fig. 8. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *G. melanopterus* capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=11) e a jusante (JUS, n=52) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Trachelyopterus striatulus apresentou maior tendência de captura em JUS, principalmente na primavera (6,1 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 9), entretanto os valores não diferiram significativamente (Tab. 5). Somente no verão, a abundância numérica em RES foi superior a JUS (3,7 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 9).

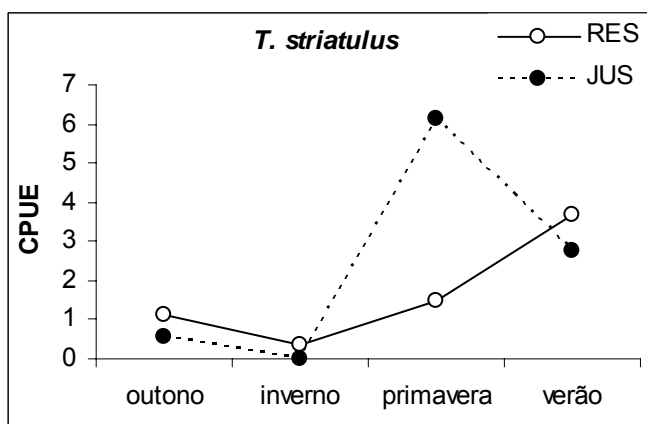


Fig. 9. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *T. striatulus* capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=36) e a jusante (JUS, n=51) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Pachyurus adspersus ocorreu em maior frequência em JUS, cuja maior abundância numérica foi verificada no inverno (27 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 10), mas a diferença entre os locais não foi significativa (Tab. 5), apesar da aparente diferença entre as médias de CPUE apresentarem-se bem distintas (4,8 em RES e 11,4 indivíduos/100 m² de rede/24 h em JUS). A CPUE no reservatório foi duas vezes menor em relação à encontrada no trecho lótico. Houve uma tendência de aumento no número de indivíduos em RES no verão (10,4 indivíduos/100 m² de rede/24 h), quando os valores de captura foram menores em JUS (3 indivíduos/100 m² de rede/24 h).

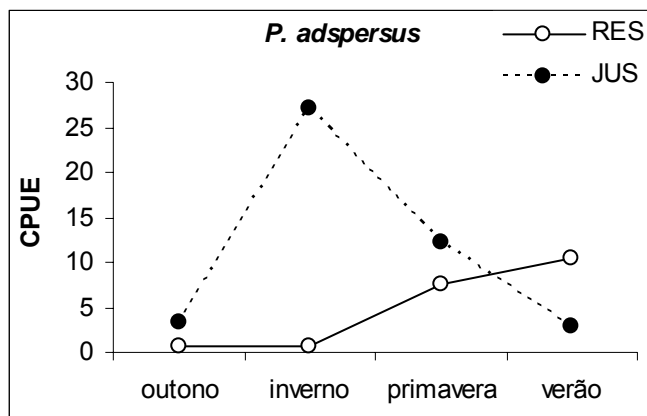


Fig. 10. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *P. adspersus* capturada entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=104) e a jusante (JUS, n=246) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Astyanax spp. contribuíram com os maiores valores de abundância em RES (Tab. 5), onde foram observados valores significativamente mais altos de CPUE em todos os períodos, com aumento na primavera (36,3 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 11). Em JUS, os lambaris foram quatro vezes menos freqüentes do que em RES, com capturas que variaram entre 4,8 no verão e 8,1 indivíduos na primavera /100 m² de rede/24 h (Fig. 11).

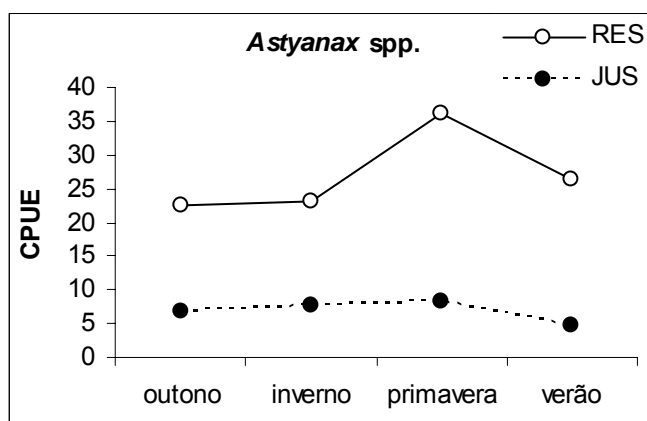


Fig. 11. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *Astyanax* spp. capturadas entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=584) e a jusante (JUS, n=149) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Pimelodus spp. apresentaram diferenças quanto à abundância numérica entre o reservatório e o trecho lótico (Fig. 12), porém não ocorreram diferenças significativas na CPUE entre os locais. O maior valor encontrado de CPUE em RES ocorreu no inverno (4,4 indivíduos/100 m² de rede/24 h), enquanto em JUS foi verificado na primavera (7,0 indivíduos/100 m² de rede/24 h) (Fig. 12).

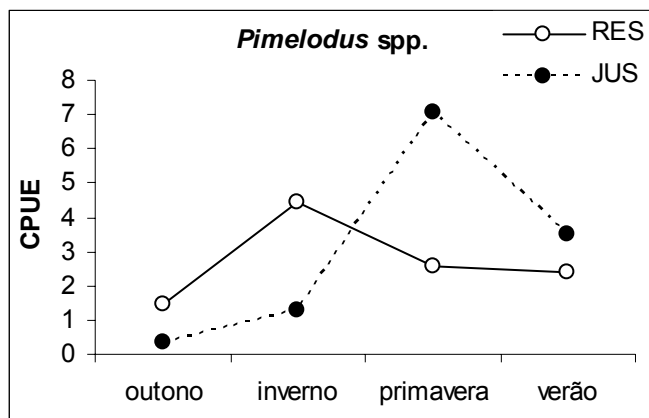


Fig. 12. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *Pimelodus* spp. capturadas entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES, n=59) e a jusante (JUS, n=66) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

3.3 Seletividade das redes de espera para a comunidade de peixes no reservatório e a jusante da barragem

Considerando a taxocenose de peixes, foram obtidas 11 classes de comprimento total, em intervalos de 4,4 cm. Em RES, os menores comprimentos totais da taxocenose de peixes (amplitude de CT de 14,3 a 21,4 cm) foram capturados em maior proporção pela malha 3 (Fig. 13). A malha 5 capturou indivíduos entre 14,3 e 34,5 cm com maior frequência e a CPUE para a malha 8 foi proporcionalmente maior entre 20,1 e 58,8 cm (Fig. 13). A malha 10 capturou menor número de indivíduos na classe 29,9.

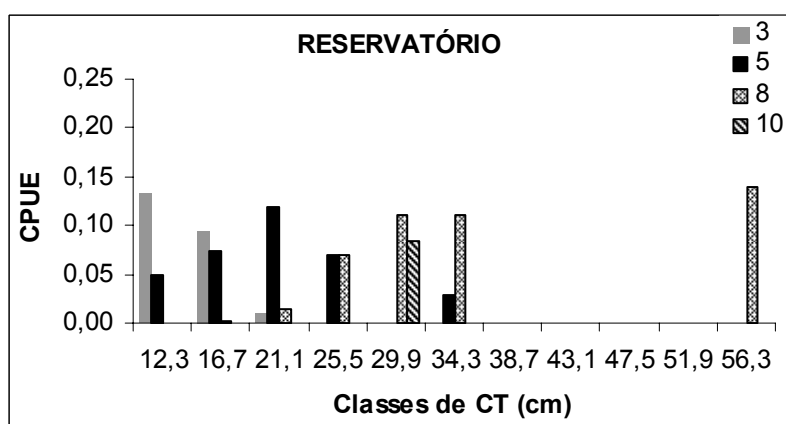


Fig. 13. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) da taxocenose de peixes entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturados em 2005, no reservatório (n= 364) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

A CPUE em número de indivíduos por classe de comprimento total em JUS, indicou que os menores tamanhos foram capturados pela malha 3 (13,1 a 23,7 cm),

seguida da malha 5 (12,3 a 28,2 cm), malha 8 (13,6 a 59,7 cm) e malha 10 (20,8 a 44 cm) (Fig. 14). Apesar da sobreposição entre as classes de comprimento, foi encontrada uma moda para cada categoria de tamanho de malha, sugerindo que as capturas foram seletivas, com exceção da malha 8 que apresentou tendência bimodal. Comparativamente, maiores valores de CPUE em número de indivíduos foram observados na malha 10 para as classes 38,7 e 43,1.

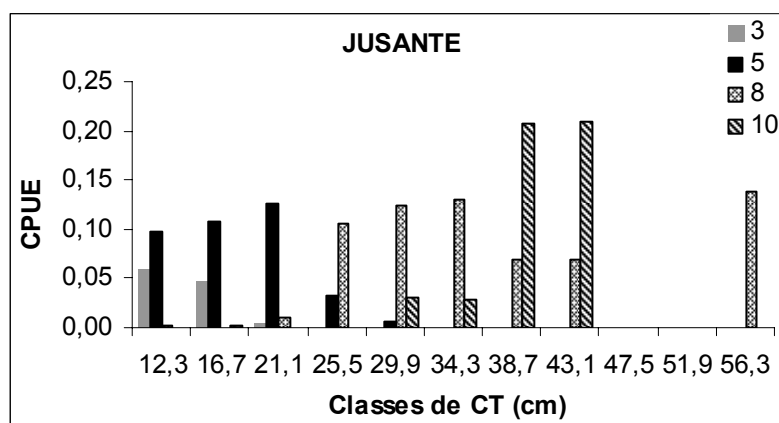


Fig. 14. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) da taxocenose de peixes entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturados em 2005, a jusante (n= 1010) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

3.4 Seletividade das redes de espera para as espécies de peixes no reservatório e a jusante da barragem

Para *Prochilodus lineatus*, foram obtidas 10 classes de comprimento total, em intervalos de 4,7 cm (Figs. 15-16). A espécie foi capturada principalmente pela malha 8 em RES (Fig. 15). Apesar da baixa captura de *P. lineatus* em RES (Fig. 5), houve uma predominância de indivíduos de maior comprimento neste local (27,1 a 58,8 cm), sendo que o maior indivíduo coletado de curimatá ocorreu em RES (Fig. 15). Os menores tamanhos de malha foram pouco eficientes na captura de *P. lineatus* em RES, pois a malha 3 não capturou nenhum indivíduo e a malha 5 capturou indivíduos em baixa frequência na classe 31,1 (Fig. 15).

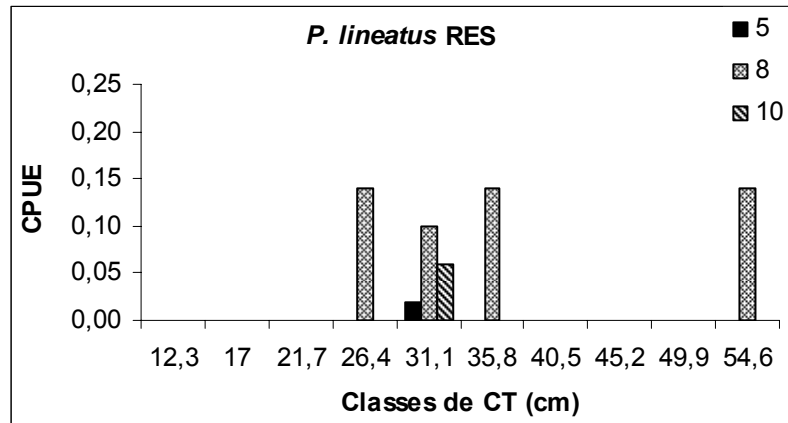


Fig. 15. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *P. lineatus* entre as categorias de tamanhos de malha (5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=16) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Em JUS, *Prochilodus lineatus* foi capturada com maior amplitude de tamanho (Fig. 16). Ao contrário de RES, a espécie foi observada em grande abundância em JUS, com predomínio de juvenis neste local (Fig. 6), pois as duas primeiras classes corresponderam a 82% do total coletado em JUS, sendo capturados principalmente pela malha 5 (12,3 a 26,9 cm) (Fig. 16). Comparativamente, as malhas 8 e 10 apresentaram maior CPUE nas classes intermediárias de comprimento, respectivamente 24 a 39,8 cm e 20,8 e 40,4 cm (Fig. 16). As classes de comprimento entre 40,5 e 54,6 cm de curimbatá não foram encontradas em JUS.

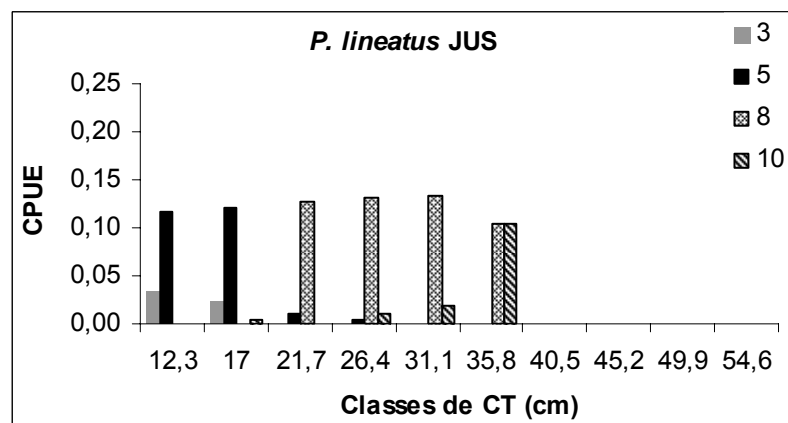


Fig. 16. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *P. lineatus* entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5, 8 e 10), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=530) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Foram obtidas nove classes de comprimento total para *Oligosarcus hepsetus*, em intervalos de 1,2 cm (Figs. 17-18). A bocarra apresentou duas modas principais de

captura em RES, porque as classes de menor tamanho foram predominantemente capturadas pela malha 3 (16,3 e 21,4 cm) e com valores maiores de CPUE nestas classes. As classes seguintes apresentaram maior CPUE para a malha 5, com exceção de um indivíduo coletado pela malha 8 em RES com 21,4 cm (Fig. 17).

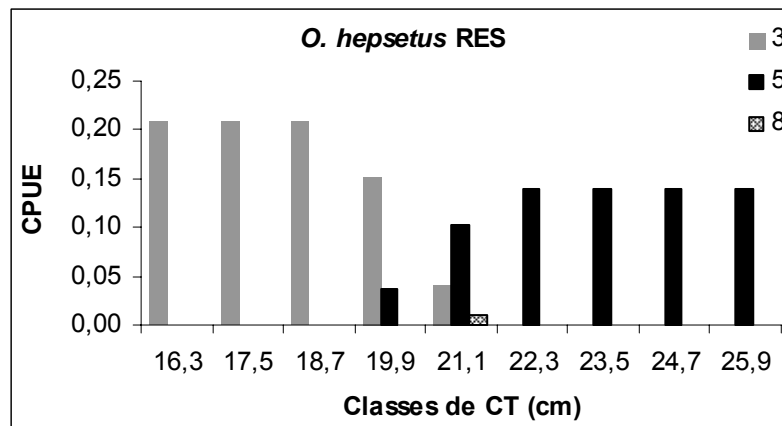


Fig. 17. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *O. hepsetus* entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=167) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Em JUS as capturas de *O. hepsetus* também demonstraram distinção de CPUE entre as malhas 3 e 5 (Fig. 18). As classes de menor porte ocorreram com maior número de indivíduos (15,7 e 18,7 cm), nas quais a malha 3 foi mais eficiente. Esta malha apresentou maior CPUE entre 16,6 e 18,6 cm, sendo capturados indivíduos em baixa frequência nas classes seguintes (máximo 23,7 cm) (Fig. 18). A malha 5 capturou indivíduos entre 18,7 e 25,7 cm, em maior proporção nas classes 21,1; 22,3 e 24,7 cm (Fig. 18).

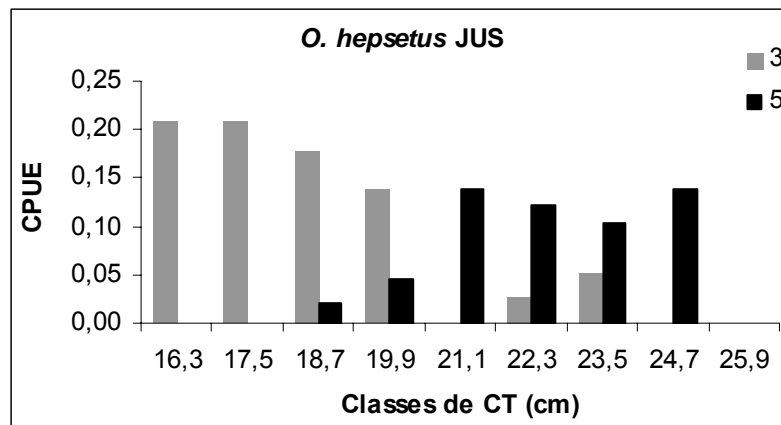


Fig. 18. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *O. hepsetus* entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=73) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Oito classes de comprimento total foram obtidas para *Loricariichthys castaneus*, em intervalos de 1,9 cm (Fig. 19). A espécie foi coletada em abundância somente em JUS (Fig. 7), principalmente nas classes de comprimento 30,4 e 32,3, porém para o cascudo-viola a distinção nas capturas das redes entre as classes de comprimento não foi observada (Fig. 19). Neste local, a malha 3 capturou indivíduos entre 24,7 e 36 cm; a malha 5 entre 25,7 e 38,9 e a malha 8 capturou indivíduos em menor proporção, com 26,4 e 27 cm (Fig. 19).

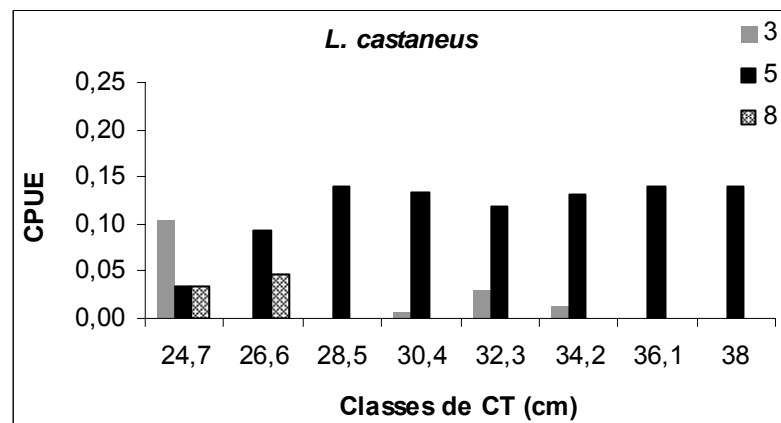


Fig. 19. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *L. castaneus* entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=91) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Para *Glanidium melanopterum*, foram obtidas sete classes de comprimento total, em intervalos de 1,1 cm (Figs. 20-21). A cumbaca foi capturada em RES com menores tamanhos de malha, 3 e 5, porém não apresentou modas de freqüências distintas entre as redes (Fig. 20). A espécie apresentou baixa abundância em RES (Fig. 8),

caracterizada por zero a três indivíduos nas diferentes classes de comprimento. A malha 3 capturou dois indivíduos com 14,3 e 14,5 cm e a malha 5 capturou indivíduos entre 15,7 a 20,5 cm (Fig. 20).

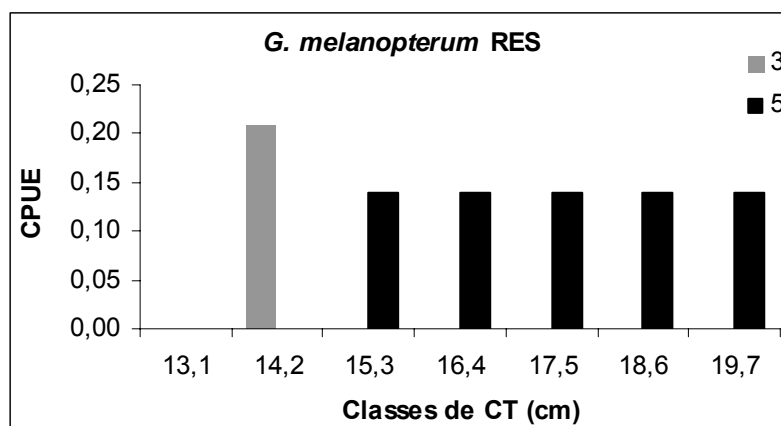


Fig. 20. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *G. melanopterus* entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=11) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

A jusante da hidrelétrica, não foi verificada seletividade das redes para as classes de comprimento de *Glanidium melanopterus* (Fig. 21). A malha 3 apresentou maior amplitude de captura com comprimentos compreendidos entre 13,1 e 17,8 cm. A malha 5 foi pouco eficiente para a captura da cumbaca em JUS, com somente três indivíduos (13,5; 17,6 e 18,1 cm). A CPUE para a malha 8 foi baixa, capturando três indivíduos nas menores classes de comprimento (13,6; 14,6 e 15,5 cm) (Fig. 21).

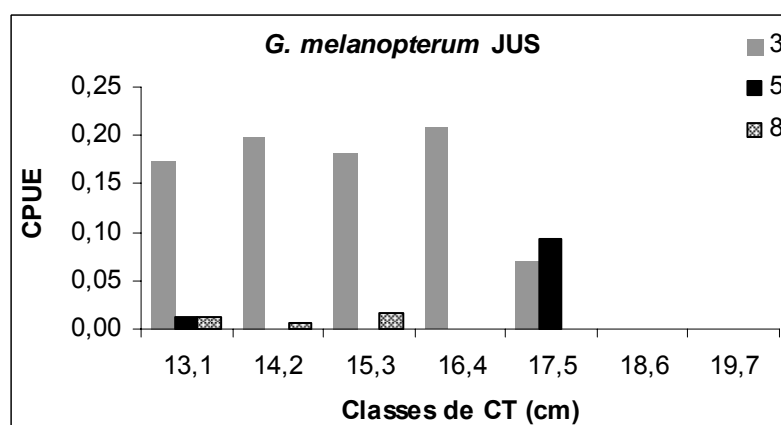


Fig. 21. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *G. melanopterus* entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=45) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Foram obtidas oito classes de comprimento total para *Trachelyopterus striatulus*, em intervalos de 1,3 cm (Figs. 22-23). No reservatório, foi encontrada diferença na CPUE das classes de comprimento da cumbaca entre as redes de espera, representada pela moda de captura para as três malhas. Indivíduos de menor porte foram proporcionalmente capturados em maior número pela malha 3 (15,4 a 19,5 cm). A CPUE da espécie com malha 5 variou entre 14,3 e 20,7 cm de comprimento total, sendo mais eficiente na amostragem das classes 16,9 e 18,2 cm, pela maior abundância observada. A malha 8 selecionou exemplares de *T. striatulus* entre 20,1 e 23,8 cm.

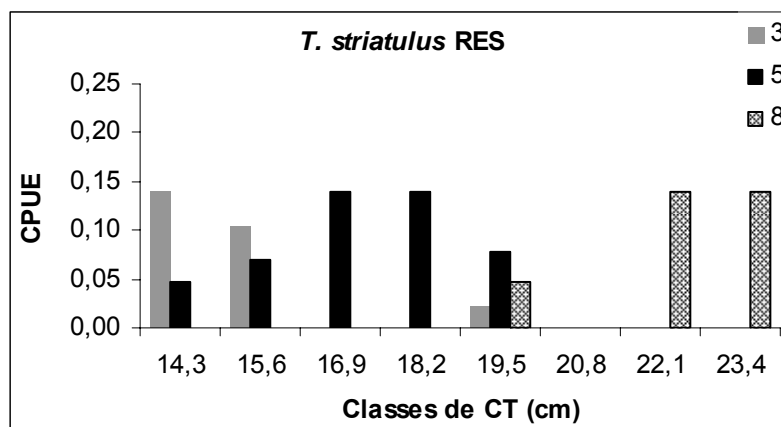


Fig. 22. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *T. striatulus* entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=36) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Em JUS, apenas as redes de malha 3 e 5 amostraram *T. striatulus* (Fig. 23). A diferença entre as capturas foi verificada de maneira mais discreta, pois a malha 3 apresentou um aumento na classe de comprimento 19,5 e a malha 5 na classe 20,8, que descaracterizaram a moda de CPUE (Fig. 23). A amplitude de captura da malha 3 foi de 15,1 a 19,5 cm e a faixa de comprimento selecionada pela malha 5 foi 16,5 a 21,5 cm (Fig. 23). Não foram encontrados indivíduos nas duas maiores classes de comprimento 22,1 e 23,4 em JUS (Fig. 23).

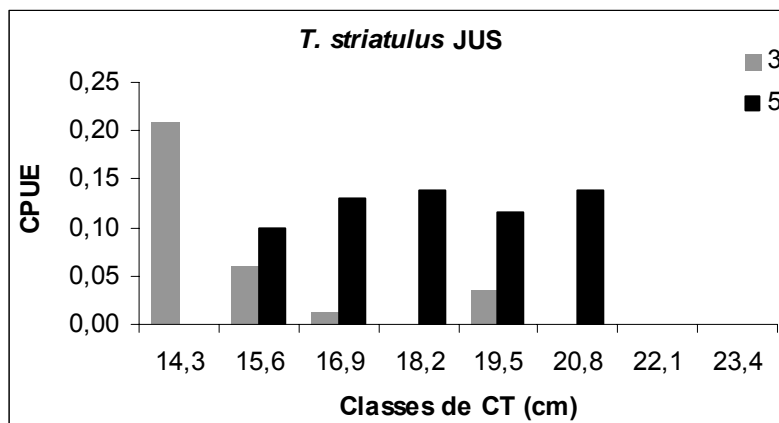


Fig. 23. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *T. striatulus* entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=49) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Obteve-se 10 classes de comprimento total para *Pachyurus adspersus*, em intervalos de 1,4 cm (Figs. 24-25). A malha 3 apresentou baixa captura de indivíduos com 18,8; 19,6 e 20,3 cm (Fig. 24). A corvina foi coletada em maior proporção pela malha 5 em RES (Fig. 24), com uma ampla faixa de captura, variando de 17,6 a 27 cm, entretanto os indivíduos concentraram-se nas classes de comprimento intermediária 18; 19,4 e 20,8 cm. A malha 8 capturou indivíduos em baixa frequência, somente com 27,7 cm (Fig. 24). Não foram amostrados exemplares da menor classe de comprimento 15,2 e da classe 25 cm da corvina em RES (Fig. 24).

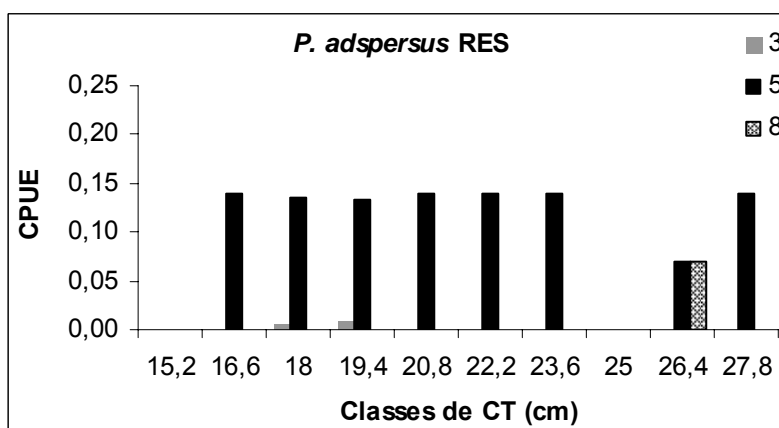


Fig. 24. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *P. adspersus* entre as categorias de tamanhos de malha (3, 5 e 8), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, no reservatório (RES, n=103) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

Em JUS, a maior proporção das classes de tamanho inferior de *P. adspersus* ocorreram com a malha 3 e as classes seguintes na malha 5 (Fig. 25), caracterizando

modas distintas de CPUE. Foram capturados exemplares de corvina no trecho lótico somente com as malhas 3 e 5 (Fig. 25). A maior abundância de indivíduos da espécie ocorreu nas classes entre 19,4 e 23,6.

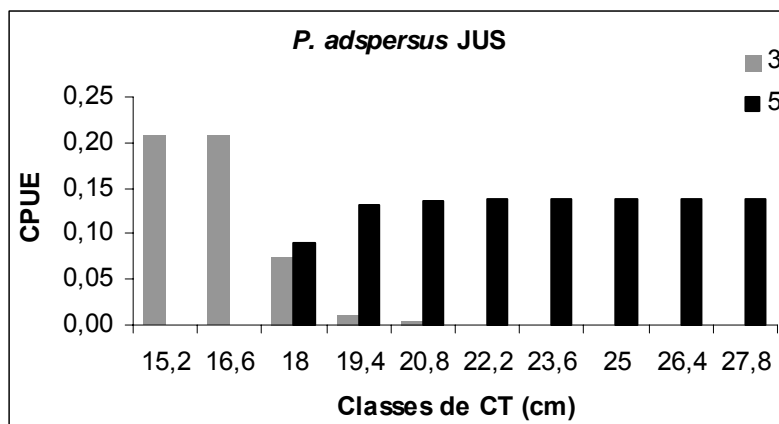


Fig. 25. Captura por unidade de esforço (número de indivíduos/100 m² de rede/24 h) de *P. adspersus* entre as categorias de tamanhos de malha (3 e 5), por classe de comprimento total (CT), capturada em 2005, a jusante (JUS, n=245) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul (RJ).

4. Discussão

A estrutura da taxocenose de peixes do reservatório da UHE Ilha dos Pombos difere do trecho lótico, sugerindo que mecanismos relacionados à hidrologia de cada ambiente (Jeffries & Mills, 1994) e às interações bióticas (Welborn *et al.*, 1996) diferenciam a ictiofauna dos ambientes lântico e lótico no presente estudo (Aguiar, 2008, Capítulo I). O reflexo dessa taxocenose distinta pode ser observado na diferença no rendimento das capturas (CPUE) entre o reservatório e o trecho lótico.

Valores mais elevados de CPUEs foram observados para o trecho lótico, discordando da proposição de Agostinho *et al.* (2007) de que a ictiofauna presente nos rios (ambientes lóticos) caracteriza-se por menores valores de abundância em número de indivíduos quando comparados aos reservatórios. Estes autores apontaram a composição específica distinta entre os ambientes como a principal responsável pelos resultados da CPUE, afirmando que em rios a predominância de espécies migradoras de grande porte, como dourado, pacu e bagres caracteriza aumentos nos valores de biomassa. Entretanto, em nosso estudo a captura de espécies de grande porte como os dourados foi limitada, talvez por condições peculiares de captura ou por falha na amostragem. O mecanismo de transposição também poderia ter possibilitado a subida dos dourados e curimatás, diminuindo as capturas no trecho a jusante, todavia o

funcionamento restrito da escada (abertura realizada em poucos dias do ano, quando não há comprometimento para a geração de energia) impossibilita a análise da interferência da escada na dinâmica biológica dos peixes.

Abundância e biomassa mais elevadas a jusante da barragem podem estar relacionadas à maior diversidade de espécies observada neste ambiente (Aguiar, 2008, Capítulo I), concordando com a idéia de que a dominância da taxocenose por um baixo número de espécies é comum em reservatórios, devido ao sucesso na colonização de espécies mais flexíveis no ambiente represado (Agostinho *et al.*, 2007). De fato, no reservatório o predomínio de espécies de pequeno porte como os lambaris e bocarras foi responsável pelas maiores capturas no local estudado.

A CPUE em número de indivíduos para o reservatório da UHE Ilha dos Pombos (48,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h) corroborou aos resultados avaliados para 65 reservatórios brasileiros realizada por Agostinho *et al.* (2007). Segundo estes autores, a maior parte dos reservatórios apresentou valores inferiores a 50 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h, cujo padrão geral na abundância dos peixes parece estar relacionado ao grau de trofia do corpo d'água, ou mesmo com a heterogeneidade de habitats. Como por exemplo, os reservatórios da bacia do rio Tietê, que devido ao grau de eutrofização, alcançaram valores de CPUE maiores que 70. Essa proposição está de acordo com a capacidade suporte de determinado ecossistema (Townsend *et al.*, 2006). Para os ambientes lóticos, Agostinho *et al.* (2007) citaram valores entre 0,7 e 71,7 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h, para diferentes sistemas lóticos brasileiros, que são inferiores aos encontrados no presente estudo a jusante da UHE Ilha dos Pombos (94,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h).

A CPUE em peso para o reservatório da UHE Ilha dos Pombos (1,67kg/ 100m² de rede/ 24h) foi compatível com os valores médios detectados na avaliação de 44 reservatórios no Brasil realizada por Agostinho *et al.* (2007). Quando esses autores comparam com CPUEs em rios brasileiros observaram valores superiores nos sistemas lóticos corroborando a maior biomassa encontrada a jusante da barragem em nosso estudo (4,8kg/ 100m² de rede/ 24h). Segundo os mesmos autores, outros fatores podem ser responsáveis pela determinação da biomassa além da presença de grandes migradores, como por exemplo, a maior produtividade no ambiente, que está vinculada a toda teia trófica do ecossistema analisado (Agostinho *et al.*, 2007).

Embora os valores de CPUE em número de indivíduos e biomassa sejam correlacionados, existe uma variação espacial e temporal distinta entre eles. Espacialmente, a CPUE em número de indivíduos e em biomassa foi mais expressiva

em JUS. Entre os períodos, somente a biomassa variou em RES, mas em JUS existe sazonalidade para CPUE_n e CPUE_b, concordando com os resultados mais acentuados no trecho lótico próximo ao reservatório de Segredo-PR (Bini *et al.*, 1997). Biomassa mais elevada no verão em RES foi corroborada pelo incremento de *O. hepsetus* nesta estação do ano, principalmente por fêmeas semi-desovadas e desovadas no período (Aguiar, 2008, Capítulo III). O aumento na abundância e biomassa observado no outono em JUS é suportado por um incremento populacional de juvenis de *P. lineatus* no período.

A grande concentração de juvenis de *P. lineatus* encontrada no outono em áreas de remanso logo abaixo da hidrelétrica Ilha dos Pombos, relacionado ao aumento da biomassa no período, confirma os deslocamentos ascendentes de curimatás no trecho lótico do rio Paraíba do Sul, comportamento também observado no outono e inverno abaixo da represa de Salto Grande, no rio Uruguay (Sverlij *et al.*, 1993). Este fato pode ser explicado pelo tipo de ambiente onde os indivíduos acumularam-se em nosso estudo, um remanso com vegetação abundante que congregaria fatores importantes como disponibilidade de alimento e proteção para que os juvenis pudessem se desenvolver até a fase reprodutiva (Teixeira *et al.*, 2006; Gubiani *et al.*, 2007). A presença de ovos e larvas neste tipo de ambiente também é comum, principalmente em locais mais próximos das planícies de inundação que estão conectados ao canal do rio (Sverlij *et al.*, 1993).

Prochilodus lineatus foi a espécie mais abundante em número e peso neste estudo, sobretudo no ambiente lótico, divergindo do trabalho realizado por Caramaschi *et al.* (1991), cuja espécie mais abundante no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul foi o cascudo-pintado *Hypostomus punctatus*. Possivelmente variações populacionais, a metodologia empregada (variabilidade de petrechos) e as áreas de coleta (afluentes e trechos de maior correnteza) foram fatores importantes para a diferença encontrada neste estudo.

Comparando as abundâncias numéricas das espécies entre o ambiente lêntico e lótico, verificaram-se valores altos de CPUE para *Astyanax* spp. em todas as estações em RES, com pico na primavera. Estes valores concordam com flexibilidade na estratégia de vida destas espécies quanto ao sucesso na ocupação de ambientes represados (Bini *et al.*, 1997; Agostinho, *et al.* 2007; Aguiar, 2008, Capítulo I). Para *P. lineatus*, *L. castaneus*, *G. melanopterum*, e com menor tendência para *P. adspersus* foi observada maior CPUE em JUS, destacando a estreita relação destas espécies com o ambiente lótico, provavelmente associada à reprodução (Aguiar, 2008, Capítulo III).

Quando utilizada somente a análise da malha 5, *Pachyurus adspersus* apresentou maior abundância no inverno, no trecho lótico do rio Paraíba do Sul, a jusante da barragem da UHE Ilha dos Pombos. Pinto *et al.* (2006a) capturaram maior número de indivíduos de *P. adspersus* próximo ao trecho estudado, na estação seca (inverno), mas não mencionaram se a espécie foi encontrada no reservatório.

Considerando a abundância e biomassa para cada tamanho de malha, pode-se identificar no trecho lótico a existência de valores mais elevados na captura de indivíduos e biomassa com a malha 5 e seguidos da malha 8, principalmente em peso. Esta tendência não foi observada no reservatório, pois os valores de captura sugerem estar mais relacionados em número com a malha 3. A captura com malha 10 não apresentou diferença quanto aos locais de amostragem. Gomes *et al.* (1997) encontram maiores valores de CPUE em kg para as malhas 3 e 4, em tributários e no reservatório de Segredo-PR. Estes autores relacionaram as maiores capturas nos menores tamanhos de malha à presença de espécies de pequeno porte, além disso, indicaram que a CPUE nos tributários foi superior à encontrada nos reservatórios, devido à ocorrência de espécies de maior porte.

No entanto, quando essas categorias de tamanho de malha foram comparadas quanto à CPUE_n e CPUE_b nos locais RES e JUS, demonstraram uma segregação, ou seja, em ambos os ambientes existe diferença nas capturas em número e biomassa de peixes entre as malhas 3, 5, 8, 10, o que sugere a seletividade das redes de espera.

O problema da seletividade das redes de espera já foi proposto em trabalhos sobre ictiofauna (Gomes *et al.*, 1997; Araújo & Santos, 2001; Agostinho *et al.*, 2007), entretanto os dados sobre essa característica são incipientes e geralmente estão relacionados com o tamanho (comprimento) ou peso individual (Reis & Pawson, 1999) ou com o rendimento da pesca (Sbrana *et al.*, 2007), principalmente para o ambiente marinho. Dessa forma, a estreita relação encontrada entre captura e amostragem (petrecho utilizado) pode ser um fator fundamental quanto à fragilidade da metodologia empregada em estudos ictiológicos, mesmo aqueles que não abordem a CPUE propriamente dita, pois a limitação dos equipamentos de pesca é comum nos trabalhos com pescaria experimental.

Neste sentido, pode-se discutir a influência da seletividade para nosso estudo, pois apesar de utilizarmos diferentes tamanhos de malha, as capturas de indivíduos de menor porte foram baixas. Os comprimentos totais capturados poderiam ter sido ampliados, caso malhas de tamanhos menores tivessem sido utilizadas. Indivíduos menores que 12,3 cm e maiores que 59,6 cm não foram capturados, indicando que as

redes utilizadas capturaram em maior abundância os exemplares de médio porte. Para algumas espécies como *P. lineatus*, esta seletividade pode ter interferido nas análises reprodutivas da espécie.

A influência da seletividade das redes de espera pode ter subestimado a captura de juvenis das espécies, porém outra característica pode ter dificultado a captura dos jovens: a ocupação de diferentes compartimentos do sistema pelas espécies, em diferentes fases do seu ciclo de vida, tornando-se indisponíveis para a captura nos locais amostrados, principalmente entre as espécies migratórias. Dependendo da estratégia de vida, algumas espécies podem utilizar as áreas marginais do reservatório apenas durante o crescimento dos ovos e larvas e desovar nos tributários, como ocorre com *Plagioscion squamosissimus* no reservatório de Itaipu-PR (Carnelós & Benedito-Cecílio, 2002). Já outras espécies ficam confinadas às lagoas marginais durante o crescimento e retornam ao canal principal do rio apenas no período reprodutivo, como *Prochilodus lineatus* (e.g. Caramaschi *et al.*, 1991 Agostinho *et al.*, 2003).

A seletividade das redes de espera também é indicada pela diferença na abundância numérica por classe de comprimento total, sugerindo que cada tamanho de malha seja mais eficiente em uma determinada parcela de comprimento total da ictiofauna em ambos os locais de amostragem. Isto também pode estar relacionado à seletividade intra-específica (Holst *et al.*, 2002). Gomes *et al.* (1997) obtiveram maiores valores de CPUE para as espécies de *Astyanax* nas malhas 3 e 4, porém quando analisaram a seletividade destas redes de espera e confrontaram com os comprimentos cujas espécies iniciavam a reprodução, detectaram que as redes foram seletivas e que capturavam apenas os indivíduos adultos da população. Assim, destaca-se a importância dos estudos de seletividade para correções nos padrões encontrados.

Os indivíduos de *P. lineatus* presentes no ambiente lêntico apresentaram maior porte, provavelmente estes adultos foram coletados quando se deslocavam para áreas de desova em tributários a montante do reservatório, cuja origem pode ser tanto de tributários a montante quanto advindos da planície de inundação a jusante da barragem, que podem ter utilizado a escada de peixes para transpor o barramento. A migração ascendente está de acordo com trabalhos anteriores que descrevem a característica reofílica da espécie (e.g. Agostinho *et al.*, 2003; Gubiani *et al.*, 2007). No ambiente lótico a maior parte dos juvenis foram capturados com a malha 5 e as malhas 8 e 10 mostraram maior eficiência na captura de exemplares de tamanho intermediário.

A seletividade para as classes de tamanho em *O. hepsetus* foi bem distinta, apesar da menor amplitude de comprimentos coletados. Em RES, a malha 3 obteve

maior CPUE nas menores classes de comprimento e nas classes seguintes a malha 5 foi mais eficiente, padrão semelhante foi encontrado em JUS.

Em *L. castaneus* houve maior sobreposição nas CPUEs, apesar de as capturas mais elevadas terem sido registradas para a malha 5. Ressalta-se que, em função das características morfológicas da espécie (raios das nadadeiras peitoral desenvolvidos e caudal alongada) indivíduos de diferentes tamanhos foram capturados por redes de mesmo tamanho, como encontrado em *Hypostomus myersi* no reservatório de Segredo (Gomes *et al.*, 1997).

G. melanopterum apresentou baixa seletividade principalmente em JUS, isto pode ocorrer em espécies cujo local de retenção diferencia-se do comum “emalhado” (Reis & Pawson, 1999), em que os indivíduos são capturados pela abertura opercular. Nos Auchenipteridae as nadadeiras dorsal e peitoral apresentam acúleos que facilitam a captura com redes de malhas similares, fato também constatado para *Pimelodus ortmani* no reservatório de Segredo (Gomes *et al.*, 1997).

Foi encontrada seletividade em *T. striatulus*, provavelmente o maior porte em relação à *G. melanopterum* pode ter influenciado a captura mais seletiva desta espécie em detrimento da presença dos acúleos. Porém, a presença de acúleos, como mencionado anteriormente pode ter contribuído para capturas com redes distintas para o mesmo comprimento (Gomes *et al.*, 1997).

P. adspersus apresentou seletividades distintas entre RES e JUS. No reservatório ocorreu maior sobreposição nas capturas, mas houve predomínio na malha 5. No trecho lótico a CPUE variou entre as classes de comprimento, ocorrendo maior captura de indivíduos de menor porte e houve maior abundância para a malha 5 nas classes de maior porte.

5. Referências Bibliográficas do Capítulo II

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio-Jr. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. Pp. 19-98. In: Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds). Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. Ottawa, International Development Research Centre/ World Bank, 372p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá, EDUEM, 501p.
- Aguiar, K. D. 2008. Capítulo I - Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Pp 4-30. In: Aguiar, K. D. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, PPGECCO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120 p.
- Aguiar, K. D. 2008. Capítulo III - Influência de uma barragem sobre a biologia reprodutiva da ictiofauna do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Pp 62-114. In: Aguiar, K. D. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, PPGECCO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120p.
- Araújo, F. G. & L. N. Santos. 2001. Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4): 563-576.
- Bini, L. M., L. C. Gomes & A. A. Agostinho. 1997. Variações na abundância de peixes na pesca experimental do reservatório de Segredo. Pp. 213-241. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Caramaschi, E. P., J. M. R. Aranha, H. S. Thiago, D. F. Moraes Jr., D. A. Halboth, J. H. C. Gomes, M. Vianna, M. S. Menezes, D. Francischini. 1991. Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies, no trecho

compreendido entre Três Rios e Campos. Vol II. Aspectos reprodutivos da ictiofauna. Rio de Janeiro, Furnas Centrais Elétricas S. A., 190p.

Carnelós, R. C. & E. Benedito-Cecílio. 2002. Reproductive strategies of *Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840 (Osteichthyes, Sciaenidae) in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(3): 317-324.

Eschmeyer, W. 2006. The Catalog of fishes on-line. Disponível em: <<http://calacademy.org/research/ichthyology/catalog/classif.html>>. Acesso em 12 de setembro de 2007.

Gomes, L. C., A. A. Agostinho & J. D. Latini. 1997. Capturas e seletividade de aparelhos de pesca no reservatório de Segredo. Pp. 243-258. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.

Gubiani, É. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná river: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2): 191-197.

Holst, R., D. Wileman, N. Madsen. 2002. The effect of twine thickness on the size selectivity and fishing power of Baltic cod gill nets *Fisheries Research* 56: 303–312

Jeffries, M. & D. Mills, 1994. *Freshwater ecology. Principles and applications.* Chichester, John Wiley & Sons Ltd., 285p.

Lowe-McConnel, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.* São Paulo, Edusp, 534p.

Pinto, B. C. T., F. G. Araújo & R. M. Hughes. 2006a. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.

Reis, E. G., M. G. Pawson. 1999. Fish morphology and estimating selectivity by gillnets. *Fisheries Research* 39: 263-273.

- Reis, R. E.; S. O.Kullander, C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Sbrana, M., P. Belcari, S. Ranieri, P. Sartor & C. Viva. 2007. Comparison of the catches of European hake (*Merluccius merluccius*, L. 1758) taken with experimental gillnets of different mesh sizes in the northern Tyrrhenian Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 71(1): 47-56.
- Siegel, S. 1975. Estatística não paramétrica para as ciências do comportamento. São Paulo, McGraw-Hill, 350p.
- Silva, J. X. & M. J. L. Souza. 1987. Análise Ambiental: Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Editora ABEU Associada. 196p.
- Sverlij, S. B., A. E. Ros & G. Orti. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sabalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). Roma, FAO, 64p.
- Teixeira, T. P., B. C. T. Pinto, B. F. Terra, E. O. Estiliano, D. Gracia, & F. G. Araújo. 2005. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série Zoológica*, 95(4): 347-357.
- Townsend, C. R., M. Begon, J. L. Harper. 2006. Fundamentos em ecologia. Porto Alegre, Artmed, 592p.
- Wellborn, G. A., D. K. Skelly & E. E. Werner. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 337-363.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. New Jersey, Prentice Hall, 661p + appendix.

CAPÍTULO III – INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE A BIOLOGIA REPRODUTIVA DOS PEIXES DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.

Resumo

Com o intuito de analisar a influência de uma barragem sobre a biologia reprodutiva da ictiofauna foi proposto um estudo na área adjacente à UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul, que objetivou comparar as táticas reprodutivas dos peixes entre o ambiente lântico (reservatório) e o ambiente lótico (a jusante da usina hidrelétrica). A hipótese geral deste trabalho é de que as alterações ambientais provocadas pela barragem hidrelétrica influenciam a reprodução das espécies de peixes. Foram realizadas amostragens em todas as estações do ano, utilizando-se redes de espera com despesas a cada seis horas, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, Carmo, RJ. Em campo, os peixes foram identificados, contados e das espécies mais abundantes foram medidos o comprimento total, peso total, diagnosticados o sexo e o estágio de desenvolvimento gonadal e peso das gônadas, sendo fixadas em formol 10%. Posteriormente, parte das gônadas foi analisada histologicamente para confirmação dos estádios de desenvolvimento gonadal. Foram capturados 3231 exemplares, dos quais 1114 em RES e 2117 em JUS. A jusante da barragem; *Pachyurus adspersus*, *Loricariichthys castaneus* e *Glanidium melanopterum* apresentaram estádios mais avançados de desenvolvimento gonadal, maiores valores médios do índice gonadossomático (IGS) e delta K e valores mais altos do índice de atividade reprodutiva (IAR). *Trachelyopterus striatulus* e *Oligosarcus hepsetus* reproduzem-se nos dois ambientes, porém a atividade reprodutiva foi maior no trecho lântico. Apesar da característica migratória de *Prochilodus lineatus*, a atividade reprodutiva foi nula a jusante e moderada no reservatório, entretanto a amplitude reprodutiva foi inferior à registrada na literatura, provavelmente esta espécie utiliza tributários distantes da hidrelétrica para a desova. A influência da barragem pode estar relacionada à estratégia reprodutiva, pois a colonização do reservatório está condicionada a pré-adaptações para a vida em ambiente lacustre. Os peixes que se reproduzem no trecho lótico apresentaram maior dependência deste trecho livre do rio para completar o ciclo de vida, indicando a importância deste ambiente para a manutenção dos estoques populacionais.

CAPÍTULO III – INFLUÊNCIA DA BARRAGEM SOBRE A BIOLOGIA REPRODUTIVA DOS PEIXES DO RIO PARAÍBA DO SUL, UHE ILHA DOS POMBOS, RIO DE JANEIRO, BRASIL.

1. Introdução

A reprodução representa um dos mais importantes aspectos da biologia de uma espécie, pois indica o potencial de uma população para produzir descendentes viáveis. Nas populações de peixes existe uma estreita dependência das características de seus habitats aquáticos para desempenhar as funções biológicas (Vazzoler, 1996).

Desta forma, inúmeras condições ambientais e características bióticas podem afetar o ciclo de vida dos peixes, no qual as estratégias reprodutivas são importantes no sucesso adaptativo das espécies, pois envolvem táticas que garantem a manutenção das populações em resposta a estes diversos fatores (Vazzoler, 1996; Lowe-McConnel, 1999). Dentro deste contexto, o ritmo biológico da maioria dos peixes tropicais de água doce apresenta uma sincronia com o regime de cheias (Lowe-McConnel, 1999; Mérona *et al.*, 2005), que coincide com temperaturas mais elevadas e maior precipitação (Menezes *et al.*, 1998). Estes fatores podem atuar como gatilhos para o início do processo reprodutivo (Potts & Wooton, 1984) e determinar que a ausência na sincronia entre reprodução e aumento dos níveis de chuvas poderia comprometer o ciclo de vida de inúmeras espécies (Suzuki & Agostinho, 1997).

As barragens regulam o regime hidrológico local, atenuando a intensidade, período e frequência das cheias, além de transformarem ambientes lóticos em lênticos (Antonio *et al.*, 2007). As alterações impostas pelos represamentos são determinantes de falhas na reprodução e no recrutamento, principalmente dos grandes migradores, mas também para as espécies que dependem de trechos livres dos rios ou áreas alagadas sazonalmente para completar seu ciclo de vida (Suzuki & Agostinho, 1997; Penczak *et al.*, 1998; Gray *et al.*, 2000; Gubiani *et al.*, 2007).

Assim, análises comparativas entre o ambiente lêntico e o lótico são importantes para compreender a relação entre as mudanças das condições hidrológicas dos rios represados e a resposta das estratégias reprodutivas de populações de peixes (McAdam *et al.*, 1999; Penczak *et al.*, 1998).

Neste sentido, a barragem da UHE Ilha dos Pombos, localizada no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul, tem sido alvo de estudos sobre a biologia das espécies desde a década de 90 (Caramaschi *et al.*, 1991) e seu histórico de interrupção das rotas migratórias dos peixes desencadeou a construção de um mecanismo de transposição,

uma escada para peixes em 1997. Somente em 2005 foi realizado o primeiro estudo sobre a eficiência da escada e medidas que visam adequar seu funcionamento à ictiofauna local, porém a análise da influência da escada para os peixes foi dificultada devido à restrição operacional deste mecanismo de transposição. Apesar da idade da usina hidrelétrica (construída em 1924), estudos sobre o efeito desta barragem e da escada para a taxocenose de peixes ainda são incipientes.

Com o intuito de avaliar a influência desta barragem sobre a reprodução da ictiofauna, no presente trabalho seis espécies foram selecionadas: *Prochilodus lineatus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Loricariichthys castaneus*, *Glanidium melanopterum*, *Trachelyopterus striatulus* e *Pachyurus adspersus*.

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836), popularmente conhecido como curimatá, é uma espécie reofílica que está presente em rios, lagoas e reservatórios, constituindo um importante recurso pesqueiro no rio Paraná, rio La Plata e rio Uruguai (Sverlij *et al.*, 1993). Pertence à família Prochilodontidae, distribuindo-se na América do Sul, nos rios Paraná-Paraguay e Paraíba do Sul (Castro & Vari, 2003). É uma das espécies mais estudadas na bacia do rio Paraná, sendo um migrador de longa distância (entre 450 e 500 km) que depende do pulso de cheias para completar seu ciclo de vida na região (Agostinho *et al.*, 2003; Gubiani *et al.*, 2007). O curimatá é uma espécie iliófaga, cujos adultos vivem em trecho lóticos e os juvenis utilizam as lagoas marginais. A desova ocorre nas cabeceiras dos grandes tributários do rio Paraná entre outubro e janeiro, quando o nível de água aumenta. Durante este período os ovários podem representar mais de 20% do peso do corpo (Agostinho *et al.*, 2003).

Oligosarcus hepsetus (Cuvier, 1829), também conhecido como bocarra, é um peixe carnívoro de pequeno a médio porte comumente distribuído no sudeste do Brasil e na bacia do rio La Plata (Argentina) (Menezes, 2003). Apesar de seu baixo valor comercial, *O. hepsetus* é uma espécie de Characidae presente em muitos rios e lagos do sul do Brasil, que utiliza principalmente microhabitats com densa vegetação superficial, os quais são abundantes em pequenos tributários ou zonas litorâneas dos rios (Santos *et al.*, 2005). No reservatório de Lajes, a maior barragem do Rio de Janeiro, *O. hepsetus* constituiu uma das espécies mais abundantes na pesca experimental, o que sugere o sucesso na adaptação às condições lênticas artificiais (Araújo & Santos, 2001).

Loricariichthys castaneus (Castelnau, 1855), conhecido popularmente como cascudo-viola, distribui-se nos riachos costeiros do leste do Brasil, entre sul de São Paulo e norte do Espírito Santo, incluindo a bacia do rio Paraíba do Sul. Pertence à

subfamília Loricariinae, que apresenta uma variedade de características de dimorfismo sexual. Os machos de *Loricariichthys* possuem lábios desenvolvidos que são utilizados para carregar ovos fertilizados até a fase larval (Ferraris Jr., 2003a). A adaptação da incubação dos ovos em peixes, como ocorre em *L. castaneus*, é uma tática reprodutiva que contribui não somente para a proteção dos ovos, mas também para a oxigenação necessária ao desenvolvimento (Nikolski, 1963). Araújo *et al.* (1998) estudaram a reprodução da espécie no reservatório de Lajes (RJ) e encontraram desova parcelada no período reprodutivo entre agosto e novembro. Duarte & Araújo (2001) registraram maior abundância relativa da espécie próximo à entrada de tributários que abastecem o reservatório de Lajes, relacionando (entre outros fatores) à alimentação de microalgas epilimnias presentes em locais com maior transparência.

Dentre a família Auchenipteridae, duas espécies foram selecionadas para este estudo: *Glanidium melanopterum* e *Trachelyopterus striatulus*. Esta família de pequenos bagres exibe características reprodutivas únicas dentro dos Siluriformes, pois apresentam fecundação interna e as fêmeas podem carregar dentro de seus ovários, ovócitos maduros e não fertilizados junto com pacotes de esperma, por um período de tempo extenso antes da fertilização e deposição dos ovos em local apropriado (Loir *et al.*, 1989). A maioria das espécies tem hábitos noturnos e alimentam-se essencialmente de insetos alóctones (Ferraris Jr., 2003b).

Glanidium melanopterum Miranda Ribeiro 1918, também conhecida como cumbaca, pertence à subfamília Centromochlinae e apresenta uma ampla distribuição dentro do seu grupo (Ferraris Jr., 2003b), sendo encontrada principalmente em pequenos rios costeiros da bacia do leste do Brasil, desde a Lagoa dos Quadros no Rio Grande do Sul até o rio Paraíba do Sul, no Rio de Janeiro (Soares-Porto & Backup, 2003).

Trachelyopterus striatulus (Steindachner, 1877), conhecida popularmente como cumbaca, pertence à subfamília Auchenipterinae e apresenta distribuição restrita aos rios costeiros do sudeste do Brasil, como o rio Paraíba do Sul, rio Doce e rio Mucuri (Ferraris Jr., 2003b). Araújo *et al.* (2000) estudaram a reprodução da espécie no reservatório de Lajes (RJ), rio Paraíba do Sul.

A família Sciaenidae inclui 78 gêneros e 287 espécies, habitantes costeiros, estuarinos e de água doce em regiões temperadas e tropicais (Cassati, 2003). Dentre as espécies tropicais, apenas *Pachyurus*, *Pachypops*, *Plagioscion* e *Petilipinnis* são exclusivos de água doce, sendo todos endêmicos da América do Sul (Casatti, 2001; Cassati, 2003). *Pachyurus* e *Pachypops* são pequenas espécies bentívoras,

características de lagos, conhecidos como pescadas ou corvinas (Flores & Hirt, 2002; Cassati, 2003). A alimentação é variável com espécies herbívoras e carnívoras (Flores & Hirt, 2002). A distribuição restrita, aliada à escassez de estudos sobre a biologia de *P. adpersus*, dificultam a análise da dinâmica reprodutiva da espécie. *Pachyurus adpersus* é considerada uma espécie reofílica (Araújo & Nunan, 2005), tendo distribuição restrita às drenagens dos rios Paraíba do Sul, Doce e Mucuri, leste do Brasil (Cassati, 2001; Cassati, 2003), sendo caracterizada como bentônica (Cassati, 2001) e carnívora (Araújo *et al.*, 2003; Pinto *et al.*, 2006a). Estudos realizados por Bizerril (1999), Araújo *et al.* (2001) registraram apenas a ocorrência da espécie no rio Paraíba do Sul. *P. adpersus* apresenta baixa abundância no rio Paraíba do Sul (Araújo, 1996; Teixeira *et al.*, 2005), sendo considerada sensível ao processo de extinção local (Araújo & Nunan, 2005; Araújo *et al.*, 2003; Pinto *et al.*, 2006a). Características da biologia reprodutiva de *P. adpersus* ainda não foram descritas.

Dentre as espécies selecionadas a maioria apresenta informações incipientes sobre história de vida, principalmente para a bacia do rio Paraíba do Sul. Embora alguns aspectos da reprodução destas espécies sejam conhecidos, estudos comparativos que abordem as táticas reprodutivas em ambientes lênticos e lóticos são escassos, considerando que espécies reofílicas tendem a se reproduzir apenas em trechos lóticos, apresentando características reprodutivas diferenciadas em reservatórios.

Assim, o estudo destas seis espécies pretendeu contribuir para a compreensão do efeito da barragem hidrelétrica da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul, sobre a biologia reprodutiva dos peixes, com o objetivo de comparar atributos populacionais e reprodutivos das espécies entre a área do reservatório e o trecho a jusante da barragem.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A área de estudo compreendeu a área de influência da UHE Ilha dos Pombos (RJ), no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul. Foram selecionados dois locais de amostragem, um apresentando característica lêntica (RES), localizado no reservatório, a montante da barragem e outro lótico (JUS) a jusante da usina (Aguiar, 2008, Capítulo I).

2.2 Amostragem

Foram realizadas campanhas em abril (outono), julho (inverno), outubro (primavera) e dezembro de 2005 (verão), no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos.

Em cada local foram operadas nove redes de espera, utilizando duas malhas de 3 cm, três de 5 cm, três de 8 cm e uma de 10 cm entre nós opostos (todas com 30 m de comprimento, 2 m de altura). As redes foram expostas por 24 h, com despescas a cada seis horas, viabilizando a captura de espécies de hábito diferenciado.

Espécimes-testemunho serão depositados na coleção de peixes do Museu de História Natural Capão da Imbuia, Prefeitura de Curitiba, Paraná.

Para a avaliação reprodutiva da ictiofauna foram selecionadas seis espécies, utilizando como critério a abundância ao longo das estações do ano e a facilidade de identificação: *Prochilodus lineatus*, *Oligosarcus hepsetus*, *Loricariichthys castaneus*, *Glanidium melanopterum*, *Trachelyopterus striatulus* e *Pachyurus adspersus*.

Em campo, foram medidos o comprimento total (CT - cm) e peso total (PT - 0,01 g) dos peixes capturados. Foram determinados o sexo, o estágio de desenvolvimento gonadal (baseados em Vazzoler, 1996) e peso das gônadas (PG - 0,01 g). Posteriormente, fragmentos de gônadas fixados em formalina 10%, de exemplares pré-determinados de cada espécie, foram analisados histologicamente para confirmação de estádios de desenvolvimento gonadal.

O peso da gônada nos machos de Auchenipteridae compreendeu o peso do trato genital, que inclui a “ampulla” e a vesícula seminal, pois, junto com os testículos, representam com maior exatidão a variação reprodutiva (Loir *et al.*, 1989).

Todos os exemplares de *Loricariichthys castaneus* foram fixados em formalina 10% em campo, transferidos para álcool 70°GL, e posteriormente realizada a biometria conforme metodologia utilizada para a maioria das espécies. Este procedimento foi empregado exclusivamente para esta espécie devido à confirmação taxonômica e posterior padronização.

2.3 Análise de dados

Para comparar a proporção sexual de cada espécie entre as estações do ano para cada local foi utilizado o teste χ^2 ($p < 0,05$) (Vazzoler, 1996; Zar, 1999).

Para avaliar o período reprodutivo de cada espécie foi calculada a distribuição da frequência relativa dos estádios de desenvolvimento gonadal para cada sexo em cada local e estação do ano. Ainda, foram calculados os valores do índice gonadossomático ($IGS = W_g / W_t * 100$) e delta K ($\Delta K = K_t - K_r$) para cada indivíduo adulto de ambos os sexos. O delta K foi calculado a partir dos fatores de condição alométrico total $K_t = W_t / L_t^b$ e somático $K_r = W_t - W_g / L_t^b$ (Le Cren, 1951; Vazzoler, 1996), sendo posteriormente multiplicado por 100.000 para facilitar a visualização.

Para padronizar a biometria em campo, após estudo prévio, foram utilizados seis estádios de desenvolvimento gonadal para fêmeas e machos das seis espécies baseado em Vazzoler (1996), cujas características macroscópicas foram confirmadas histologicamente: IMA – gônadas imaturas, MAT – gônadas em maturação, MAD – gônadas maduras, SED – ovários semi-desovados e testículos semi-esgotados, ESG – ovários desovados e testículos esgotados, REP – gônadas em repouso.

Para avaliar a intensidade reprodutiva de cada espécie entre os locais RES e JUS foi utilizado o índice de atividade reprodutiva – IAR (Suzuki & Agostinho, 1997) calculado a partir da expressão:

$$IAR = \{ [\ln N_i (n_i / \sum n_i + n_i / N_i) * IGS_i / IGS_e] / [\ln N_m (n_m / \sum n_i + 1)] * 100 \}, \text{ onde:}$$

- N_i = número de indivíduos na unidade amostral i ;
- n_i = número de indivíduos em reprodução, na unidade amostral i ;
- N_m = número de indivíduos na maior unidade amostral;
- n_m = número de indivíduos em reprodução na unidade amostral com maior n ;
- IGS_i = IGS média dos indivíduos em reprodução na unidade amostral i ;
- IGS_e = maior valor individual da IGS ;
- IGS = peso das gônadas * 100 / peso total.

A interpretação do índice foi baseada na classificação sugerida pelos autores: atividade reprodutiva nula ($IAR \leq 2$), incipiente ($2 < IAR \leq 5$), moderada ($5 < IAR \leq 10$), intensa ($10 < IAR \leq 20$) e muito intensa ($IAR > 20$).

3. Resultados

3.1 *Prochilodus lineatus*

Foram coletados 1219 indivíduos de *P. lineatus* (Aguiar, 2008, Capítulo I), entretanto para as análises foram selecionados aleatoriamente 168 indivíduos, sendo 17

indivíduos provenientes do reservatório e 151 do trecho lótico, pois apenas as gônadas confirmadas histologicamente foram utilizadas para o estudo desta espécie, devido à dificuldade na identificação. Destes, 61 fêmeas (comprimento total entre 15,5 e 58,8 cm), 50 machos (comprimento entre 15,2 e 39,8 cm) e 57 de sexo indeterminado (comprimento entre 15,1 e 34,2 cm).

Fêmeas predominaram em RES ($7♀:1♂$; $\chi^2 = 9,0$; $p < 0,05$) (Fig. 1). Entre os períodos amostrados a proporção sexual foi de $1♀:1♂$ (Fig. 1), exceto pelo verão ($5♀:0♂$; $\chi^2 = 5,0$; $p < 0,05$), quando não foram encontrados machos, o que também ocorreu no inverno, porém sem diferenças significativas. Em JUS, a proporção sexual foi de $1♀:1♂$, com exceção do outono, quando houve predomínio de fêmeas ($4♀:1♂$; $\chi^2 = 9,0$; $p < 0,05$) (Fig. 2).

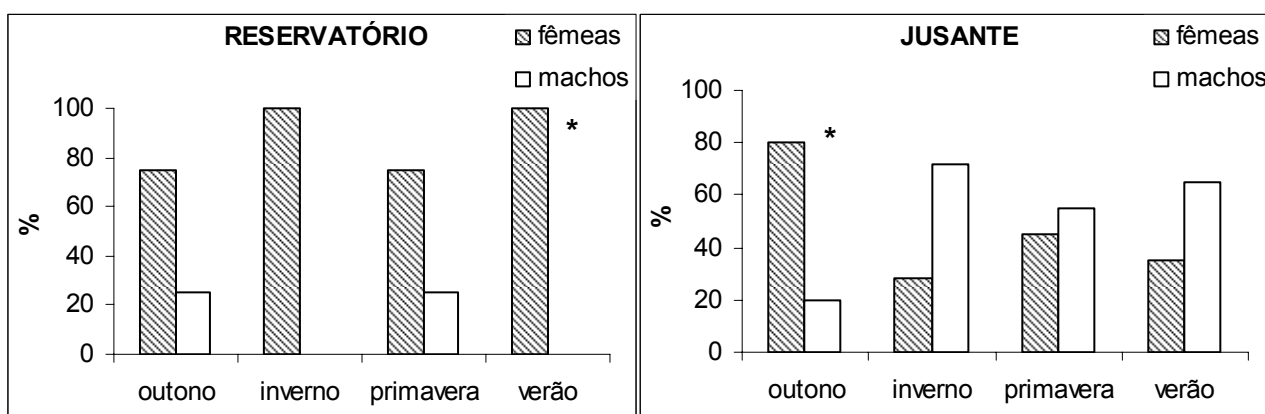


Fig. 1 e 2. Proporção sexual de fêmeas e machos de *P. lineatus* entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* $p < 0,05$; para diferenças entre os sexos).

A montante e a jusante da UHE Ilha dos Pombos foram observadas maiores freqüências de indivíduos em repouso (Figs. 3-4-5). Um grande número de jovens (1053 indivíduos) foi capturado no outono, sendo 85% provenientes do ambiente lótico (Aguiar, 2008, Capítulo I), a maioria com sexo indeterminado.

Em RES, fêmeas maduras ocorreram no verão (7%); semi-esgotadas na primavera (14%) e verão (7%) (Fig. 3). Apenas dois machos foram observados em RES, um em repouso e outro em maturação.

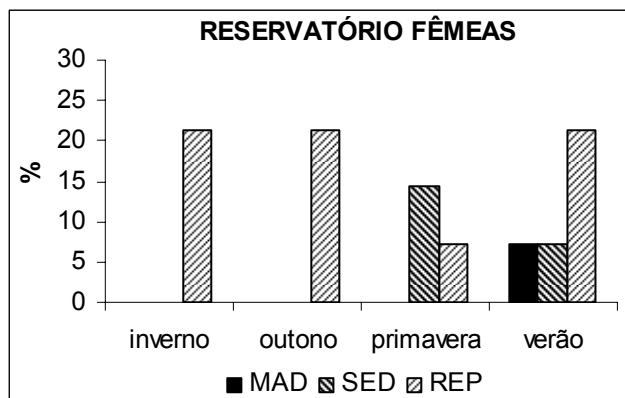


Fig. 3. Distribuição da freqüência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas de *P. lineatus* entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

No ponto JUS, fêmeas (Fig. 4) e machos (Fig. 5) imaturos foram encontrados em maior freqüência no outono. Fêmeas em maturação ocorreram em baixa freqüência entre outono e inverno (Fig. 4) e para os machos, observou-se maior freqüência de testículos em maturação no verão (16%) (Fig. 5). Machos maduros foram encontrados somente no verão (Fig. 5). Em JUS, gônadas semi-esgotadas foram pouco abundantes entre as fêmeas (4%) (Fig. 4) e entre os machos (8%) (Fig. 5).

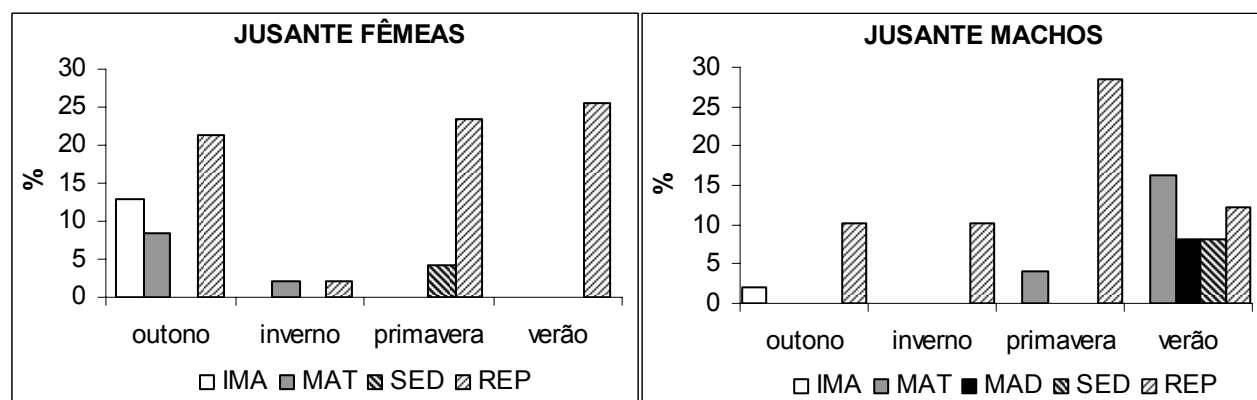


Fig. 4 e 5. Distribuição da freqüência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *P. lineatus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Os valores médios de IGS foram maiores entre a primavera e verão, com maior amplitude em RES, variando entre 0,4 no outono e inverno e 4,3 na primavera para as fêmeas (Fig. 6). Em JUS, o pico de IGS ocorreu na primavera para as fêmeas (Fig. 6), porém alcançando valores inferiores aos de RES, oscilando entre 0,2 no inverno e verão e 1,5 na primavera (Fig. 6). Para os machos, maiores valores de IGS ocorreram no verão em JUS (Fig. 7).

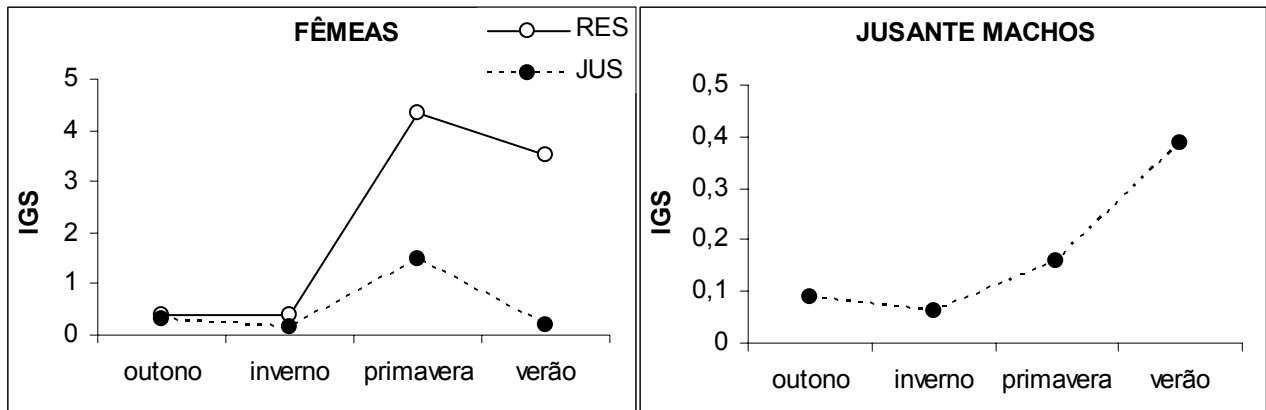


Fig. 6 e 7. Variação média do IGS de fêmeas e machos de *P. lineatus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

A variação do delta K acompanhou o padrão encontrado para o IGS, sugerindo que o período reprodutivo seja entre a primavera e o verão (Figs. 8-9). Menores valores de IGS e delta K foram encontrados em JUS (Figs. 6-7 – 8-9).

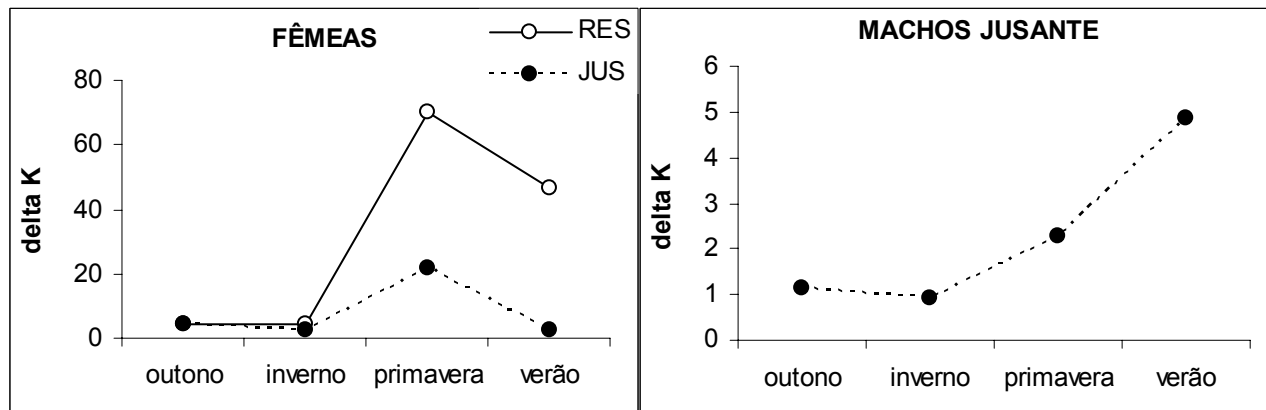


Fig. 8 e 9. Variação média do delta K de fêmeas e machos de *P. lineatus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Apesar da característica migratória de *P. lineatus* a atividade reprodutiva calculada pelo IAR foi considerada nula no trecho lótico (1,3) e moderada no reservatório (6,9), destacando a baixa reprodução nos dois ambientes.

3.2 *Oligosarcus hepsetus*

Para a análise biológica, foram selecionados 220 indivíduos de *O. hepsetus*, dos quais 67,7% foram coletados no reservatório. As fêmeas compreenderam 155

exemplares, com comprimento entre 16,5 cm e 26,5 cm. Os 65 exemplares de machos variaram no comprimento total de 16,6 cm a 25,1 cm.

As fêmeas predominaram em RES 2,8♀:1♂ ($\chi^2 = 30,96$; $p < 0,05$) e JUS 1,7♀:1♂ ($\chi^2 = 5,08$; $p < 0,05$). Em RES, a proporção sexual foi de 3♀:1♂ no inverno e 6,6♀:1♂ no verão (Fig. 10). Em JUS, somente na primavera houve predomínio de fêmeas, cuja proporção sexual foi de 4,7♀:1♂ ($\chi^2 = 7,12$; $p < 0,05$) (Fig. 11).

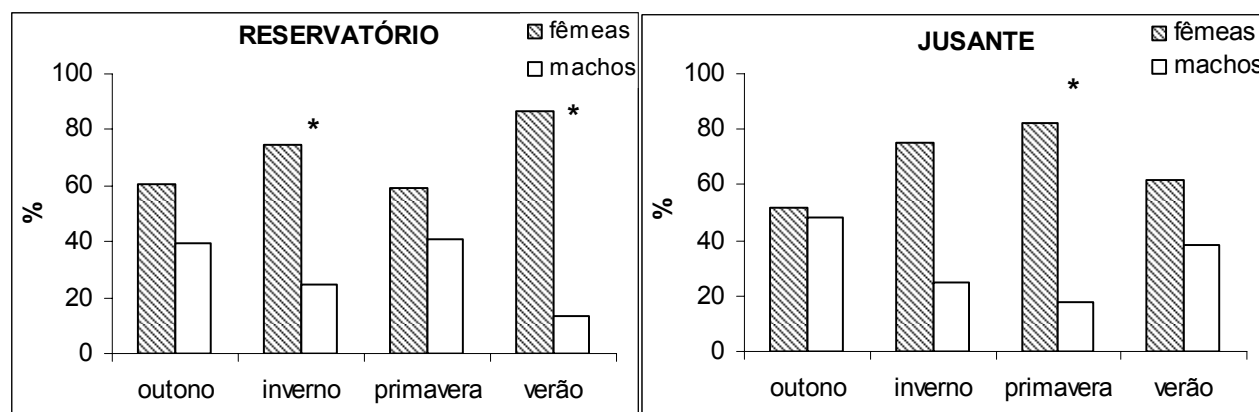


Fig. 10 e 11. Proporção sexual de fêmeas e machos de *O. hepsetus* entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* $p < 0,05$; para diferenças entre os sexos).

Em todos os ambientes foram observadas maiores freqüências de indivíduos semi-esgotados e não foram capturados jovens (Figs. 12-13-14-15). Em RES, fêmeas semi-esgotadas predominaram no verão (31%) (Fig. 12) e machos, ocorreram principalmente no outono (27%) (Fig. 13). Esporadicamente foram coletados indivíduos em maturação, maduros, esgotados e em repouso no reservatório (Figs. 12-13).

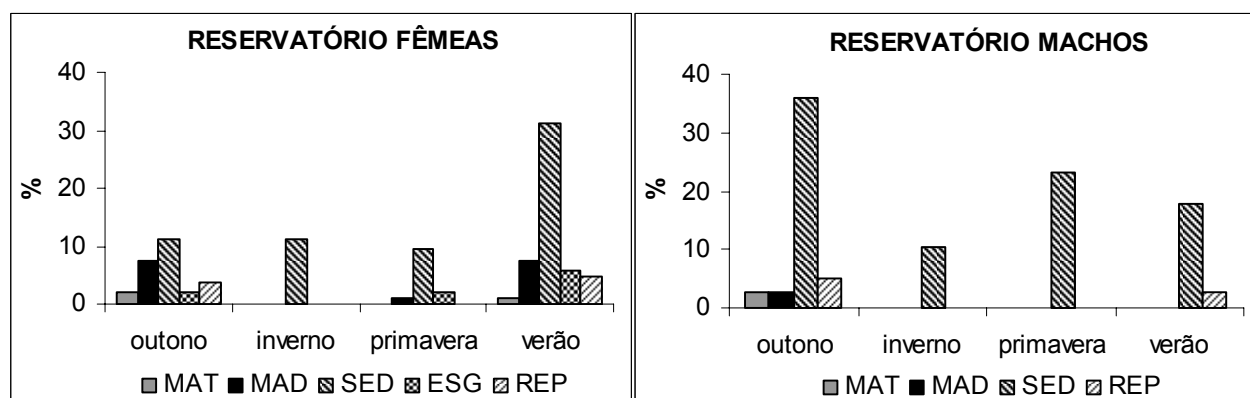


Fig. 12 e 13. Distribuição da freqüência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *O. hepsetus* entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

No ponto JUS, machos em maturação e em repouso foram abundantes somente no período do outono (Fig. 15). Capturas ocasionais de fêmeas e machos maduros e em repouso foram identificadas em JUS (Figs. 14-15) e apenas um macho esgotado foi encontrado neste local (Fig. 15).

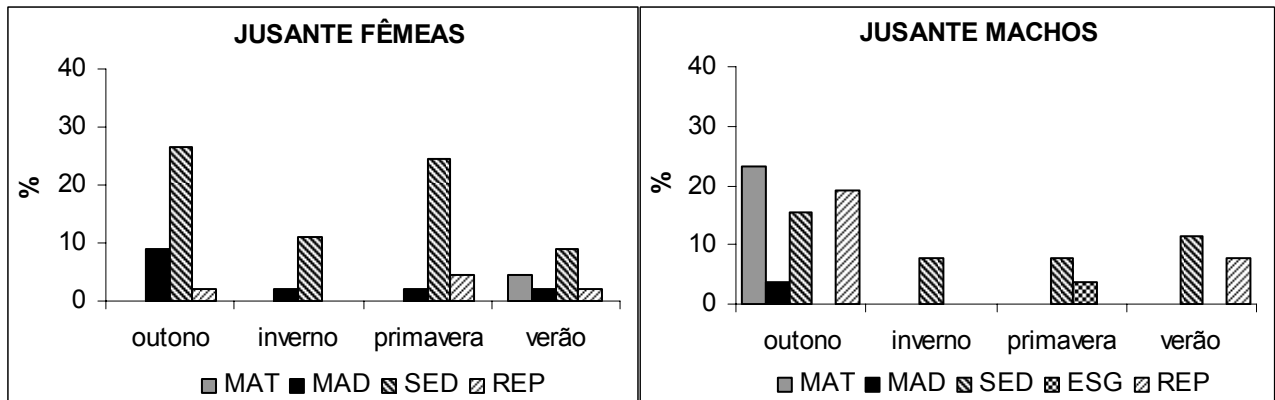


Fig. 14 e 15. Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *O. hepsetus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

O. hepsetus apresentou altos valores do IGS em todas as estações, com picos de desenvolvimento que ocorrem simultaneamente em RES e em JUS para fêmeas (Fig. 16) e machos (Fig. 17).

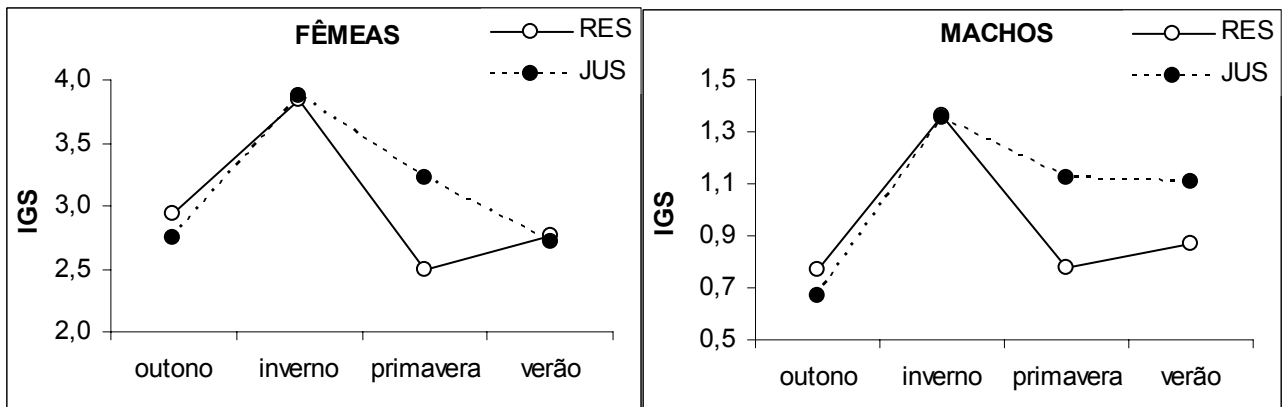


Fig. 16 e 17. Variação média do IGS de fêmeas e machos de *O. hepsetus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Apesar de a variação nos indicadores reprodutivos de *O. hepsetus* ser baixa, tanto o IGS como o delta K indicaram que o pico reprodutivo ocorre no inverno no ambiente lêntico e lótico (Figs. 18-19).

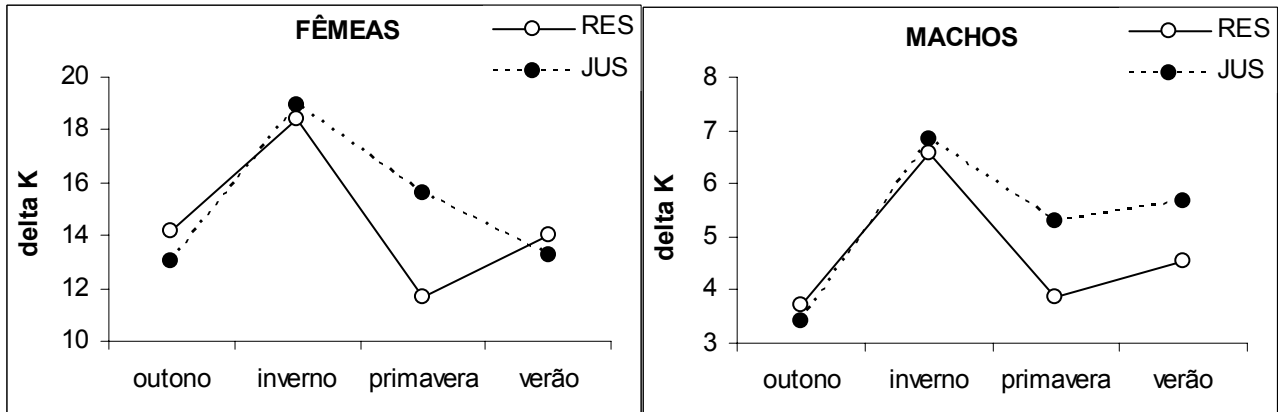


Fig. 18 e 19. Variação média do delta K de fêmeas e machos de *O. hepsetus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

A atividade reprodutiva de *O. hepsetus* foi considerada muito intensa (31,4) no reservatório e intensa a jusante (20,8), indicando que ambos os ambientes são utilizados para a reprodução da espécie.

3.3 *Loricariichthys castaneus*

Foram coletados apenas dois indivíduos juvenis em RES e selecionados 91 exemplares em JUS, sendo 37 fêmeas, com comprimento total variando entre 24,7 cm e 38,9 cm, e 54 machos com comprimento total entre 24,4 cm e 35,8 cm. Devido à baixa abundância de *L. castaneus* em RES foram tratados somente os dados em JUS.

A proporção sexual da espécie em JUS foi de 1♀:1♂, com exceção do inverno quando houve predomínio dos machos 1♀:6,5♂ ($\chi^2 = 8,07$; $p < 0,05$) (Fig. 20).

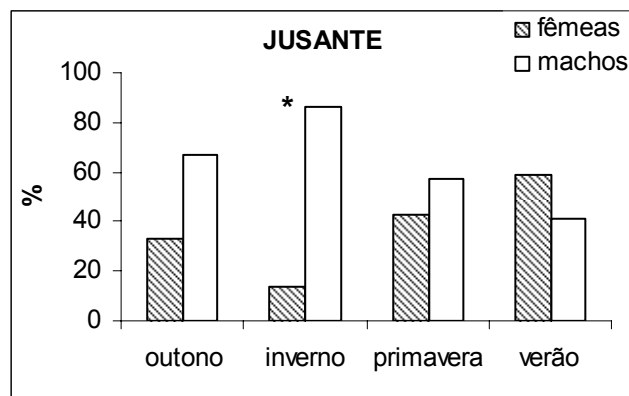


Fig. 20. Proporção sexual de fêmeas e machos de *L. castaneus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* $p < 0,05$; para diferenças entre os sexos).

Indivíduos imaturos ocorreram em baixa frequência, sendo que as fêmeas apenas na primavera (Fig. 21) e machos no outono, inverno e primavera (Fig. 22). Gônadas em maturação também foram menos frequentes para ambos os sexos (Figs. 21-22). Fêmeas maduras apresentaram a maior frequência de ocorrência dentre todos os estádios de desenvolvimento gonadal (47%), principalmente no verão (29%) (Fig. 21). Entre os machos, gônadas semi-esgotadas predominaram (68%) sobre os outros estádios, principalmente na primavera (24%) (Fig. 22). Observou-se baixa frequência de indivíduos em repouso (15%) para ambos os sexos (Figs. 21-22) e uma captura ocasional de macho esgotado ocorreu no outono (Fig. 22).

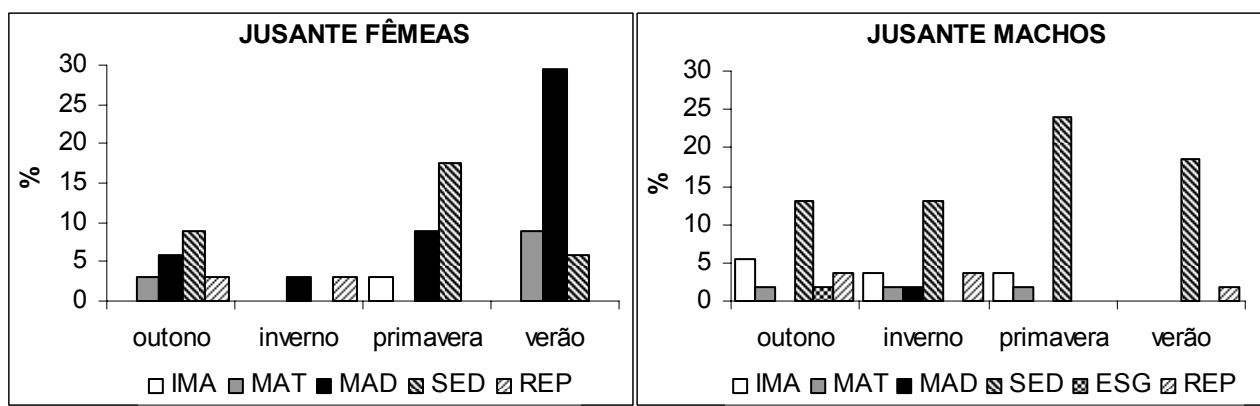


Fig. 21 e 22. Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *L. castaneus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Os valores médios de IGS em JUS foram mais elevados na primavera para as fêmeas (Fig. 23) e no verão para os machos (Fig. 24). A amplitude de variação do IGS para ambos os sexos foi pequena, oscilando entre 3,2 no outono e 5,1 na primavera para as fêmeas (Fig. 23) e 0,16 no inverno e 0,24 no verão para os machos (Fig. 24).

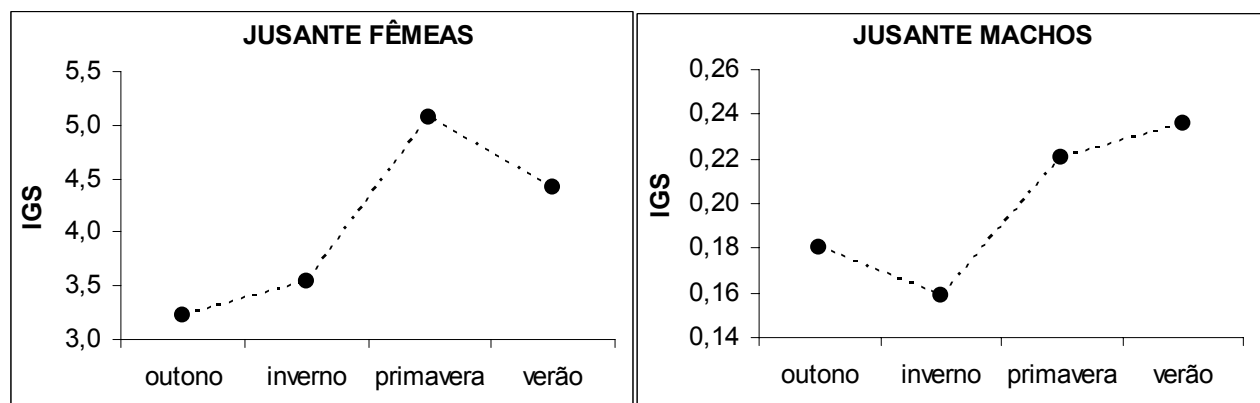


Fig. 23 e 24. Variação média do IGS de fêmeas e machos de *L. castaneus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

A variação do delta K acompanhou o padrão observado para o IGS, a qual sugere que o período reprodutivo de *L. castaneus* ocorra entre a primavera e verão, com picos ocorrendo principalmente na primavera para as fêmeas (Fig. 25) e no verão para os machos (Fig. 26).

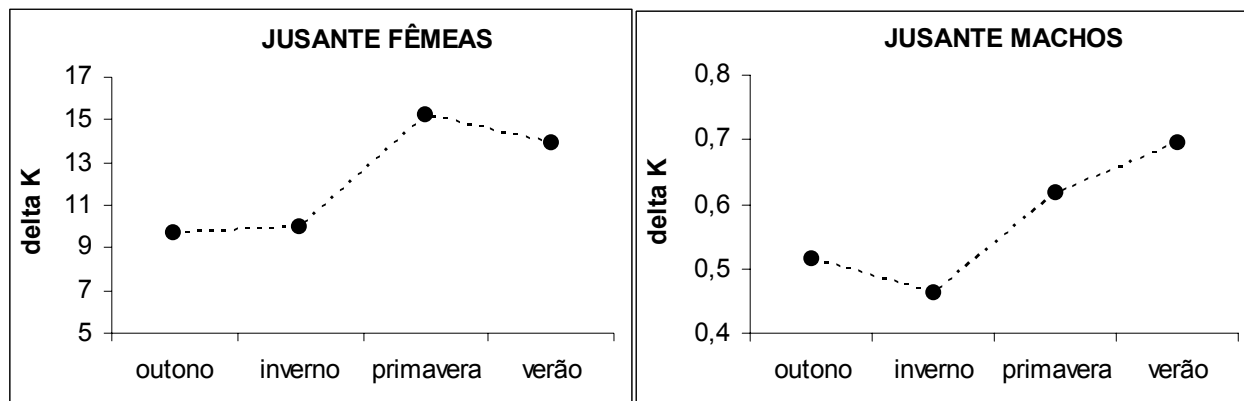


Fig. 25 e 26. Variação média do delta K de fêmeas e machos de *L. castaneus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Considerando que apenas dois indivíduos juvenis de cascudo-viola foram capturados em RES, o cálculo do IAR não pode ser realizado de maneira comparativa. Entretanto, a baixa abundância e a ausência de indivíduos reprodutivos no reservatório sugerem que *L. castaneus* reproduz-se no ambiente lótico. Apesar de não haver sincronia entre o pico de IGS e delta K para machos e fêmeas, a reprodução da espécie deve ocorrer entre a primavera e o verão.

3.4 *Glanidium melanopterus*

Foram selecionados 11 peixes em RES e 45 em JUS, sendo 25 fêmeas, com comprimento variando entre 10,7 cm e 17,6 cm, e 31 machos com comprimento variando entre 13,5 cm e 20,5 cm. Não houve captura de indivíduos em RES no outono e na primavera.

A proporção sexual de *G. melanopterus* em RES foi de 1♀:1♂, não apresentando variações entre os períodos amostrados (Fig. 27). A maioria dos indivíduos em RES ocorreu no verão (82%). No ponto JUS a proporção sexual também foi de 1♀:1♂, sem diferenças significativas nos quatro períodos do estudo (Fig. 28).

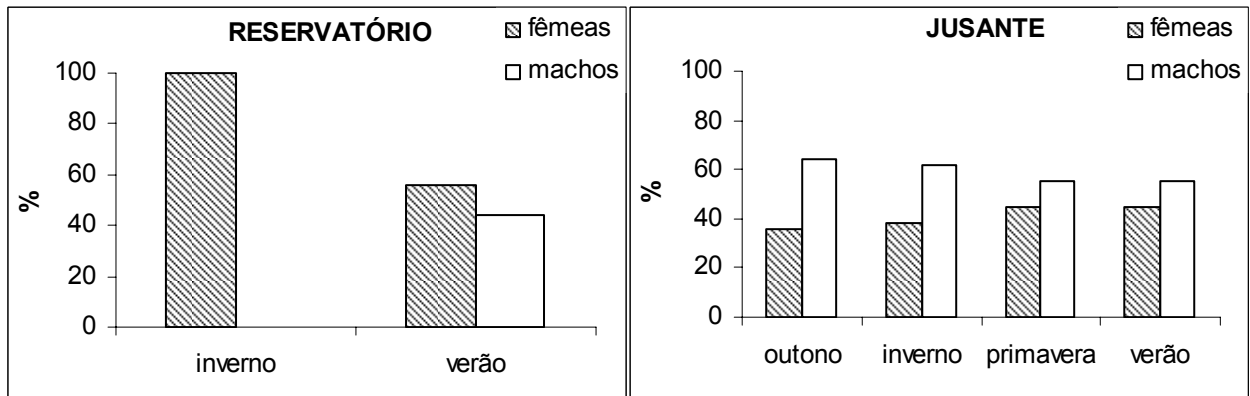


Fig. 27 e 28. Proporção sexual de fêmeas e machos de *G. melanopterum* entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Não foram encontrados indivíduos imaturos em RES. Fêmeas em maturação e em repouso foram mais freqüentes no verão (Fig. 29). Os cinco machos capturados em RES foram diagnosticados como maduros.

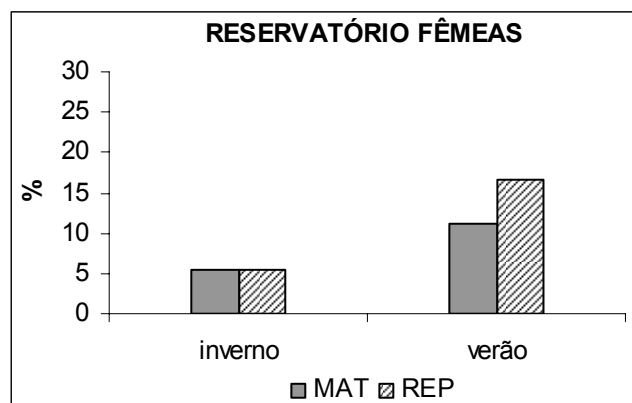


Fig. 29. Distribuição da freqüência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas de *G. melanopterum* no inverno e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Fêmeas imaturas foram pouco freqüentes em JUS (11%) e não ocorreram machos neste estágio. Indivíduos em maturação predominaram no outono a jusante em ambos os sexos (Figs. 30-31), sendo também observadas fêmeas no verão (Fig. 30) e machos em todos os períodos amostrados (Fig. 31). Em JUS, fêmeas maduras (22%) foram freqüentes no inverno (Fig. 30) e machos maduros (26%) foram encontrados somente no inverno (Fig. 31). Indivíduos em repouso ocorreram no inverno e primavera entre as fêmeas (Fig. 30) e em todos os períodos entre os machos (Fig. 31).

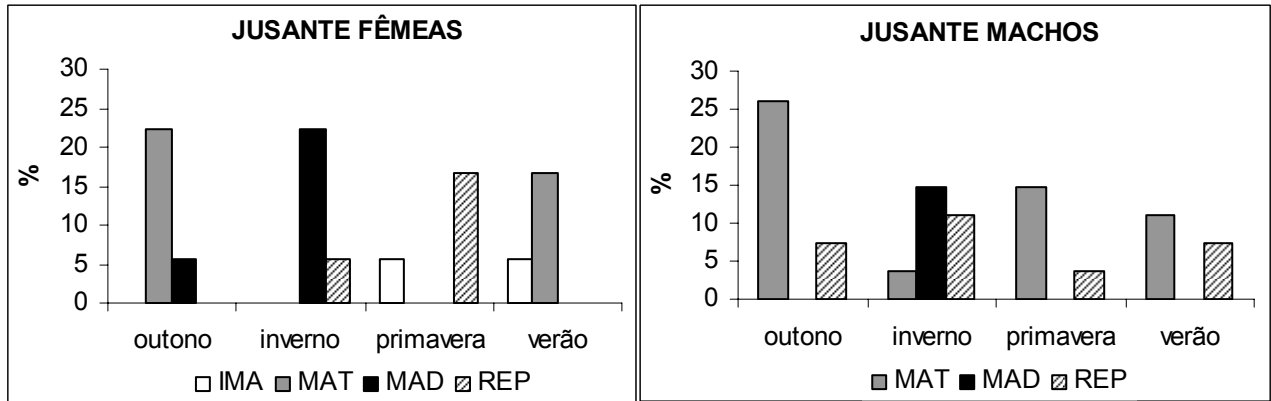


Fig. 30 e 31. Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *G. melanopterum* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

O IGS apresentou maior amplitude de variação nas fêmeas em comparação com os machos. O IGS máximo alcançado pelas fêmeas em JUS (7,2) foi superior ao alcançado em RES (2,7). No ponto RES, os valores médios de IGS variaram de 1,5 no verão a 2,7 no inverno para as fêmeas (Fig. 32) e atingiram 2,3 para os machos maduros capturados no verão. Os maiores valores médios de IGS foram observados no inverno tanto para fêmeas (7,2) como para os machos (1,8) no ponto JUS (Figs. 32-33).

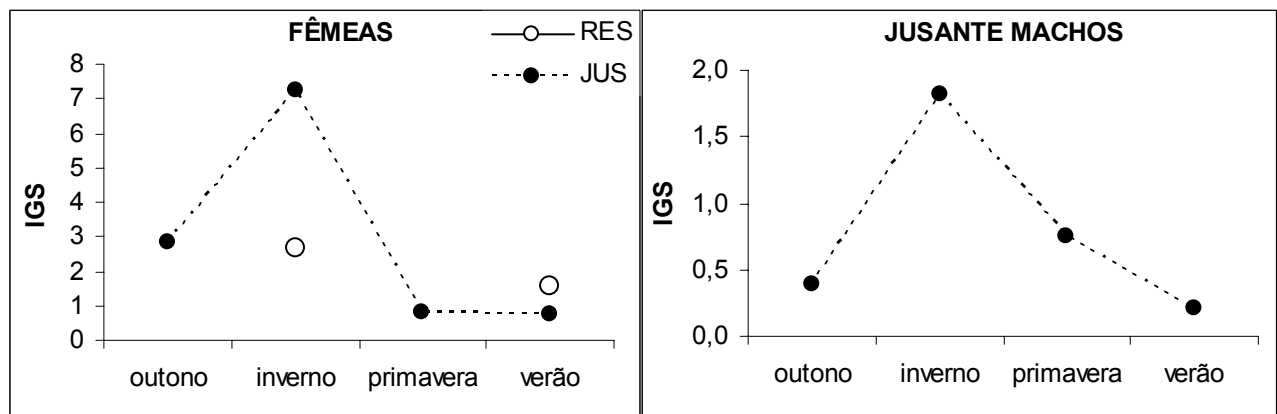


Fig. 32 e 33. Variação média do IGS de fêmeas e machos de *G. melanopterum* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

A variação média do delta K apresentou o mesmo padrão observado para o IGS. Menores valores de IGS (Fig. 32) e delta K (Fig. 34) em RES sugerem que a reprodução seja incipiente no reservatório. Em JUS, os picos de IGS (Figs. 32-33) e delta K (Figs. 34-35) corroboram o período reprodutivo no inverno com aumento expressivo neste período.

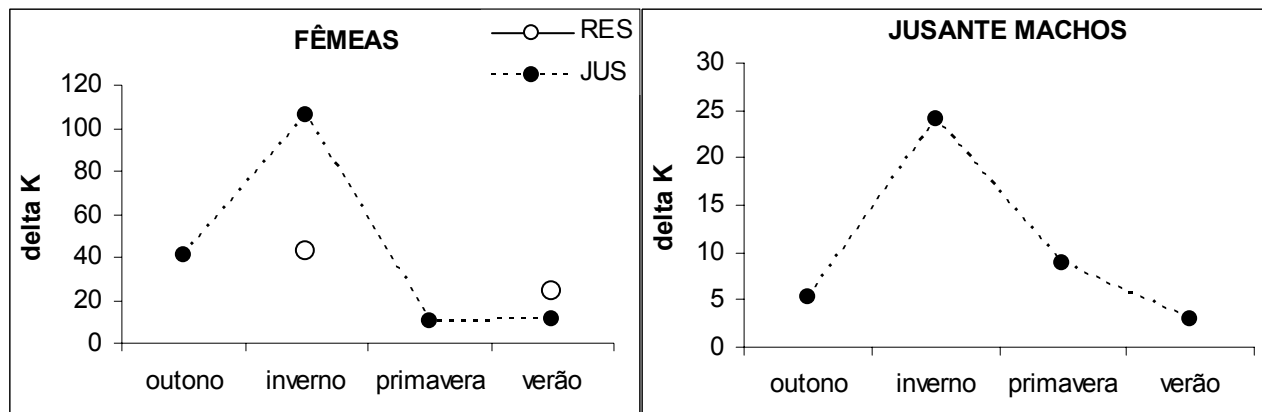


Fig. 34 e 35. Variação média do delta K de fêmeas e machos de *G. melanopterus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

O índice de atividade reprodutiva (IAR) de *Glanidium melanopterus* foi maior em JUS quando comparado com RES. A atividade reprodutiva da espécie foi considerada nula no reservatório (0,0) e intensa a jusante (17,5), sugerindo que de *G. melanopterus* utiliza o ambiente lótico para a reprodução.

3.5 *Trachelyopterus striatulus*

Foram selecionados 83 indivíduos de *Trachelyopterus striatulus*, dos quais 36 em RES e 47 em JUS. As fêmeas (43) variaram no comprimento total entre 15,4 cm e 23,2 cm e os machos (40) variaram entre 14,3 e 23,8 cm. A maioria dos exemplares (80%) foi coletada entre a primavera e o verão.

A proporção sexual em RES e em JUS foi de 1♀:1♂, e não apresentou diferenças significativas entre os períodos estudados (Figs. 36-37). Não foram encontradas fêmeas no inverno em RES e no outono e inverno em JUS. Em JUS, não foram capturados machos no inverno.

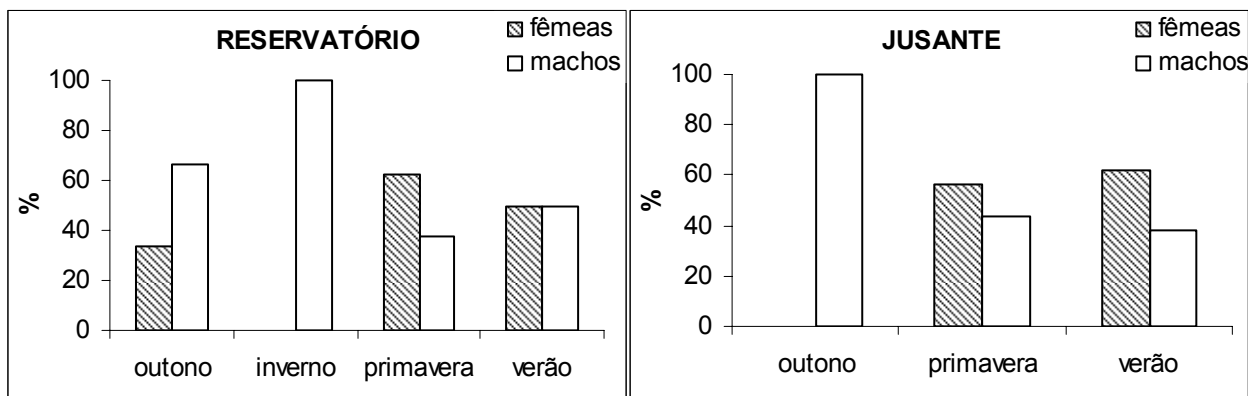


Fig. 36 e 37. Proporção sexual de fêmeas e machos de *T. striatulus* entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Foram verificadas gônadas imaturas e em maturação somente de machos em RES, porém com freqüência inferior a 10% (Fig. 39). Fêmeas (Fig. 38) e machos (Fig. 39) maduros ocorreram exclusivamente no verão. Há uma tendência de aumento da freqüência de indivíduos semi-desovados (Fig. 38) e semi-esgotados (Fig. 39) no verão. Fêmeas desovadas foram observadas em baixa freqüência na primavera (Fig. 38) e machos esgotados também em menor proporção no inverno (Fig. 39). Indivíduos em repouso foram pouco freqüentes e ocorreram somente no outono em RES (Figs. 38-39).

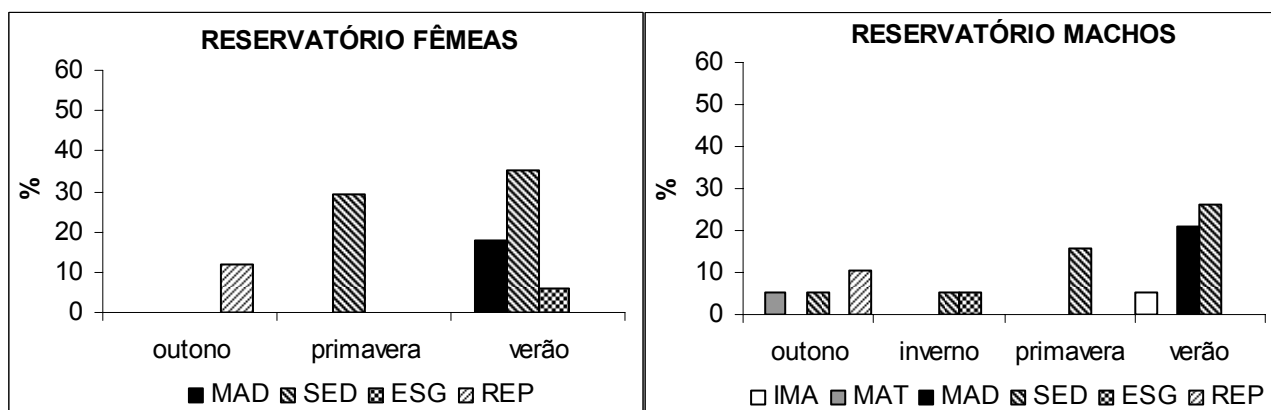


Fig. 38 e 39. Distribuição da freqüência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *T. striatulus* entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Em JUS, indivíduos imaturos ocorreram apenas entre os machos no verão (Fig. 41). Gônadas em maturação foram encontradas na primavera e verão nas fêmeas (Fig. 40) e verão nos machos (Fig. 41). Fêmeas maduras e semi-desovadas ocorreram em maior freqüência na primavera (Fig. 40) acompanhadas dos machos (Fig. 41). Indivíduos em repouso foram observados em baixa freqüência nas fêmeas (Fig. 40) e somente no outono nos machos (Fig. 41).

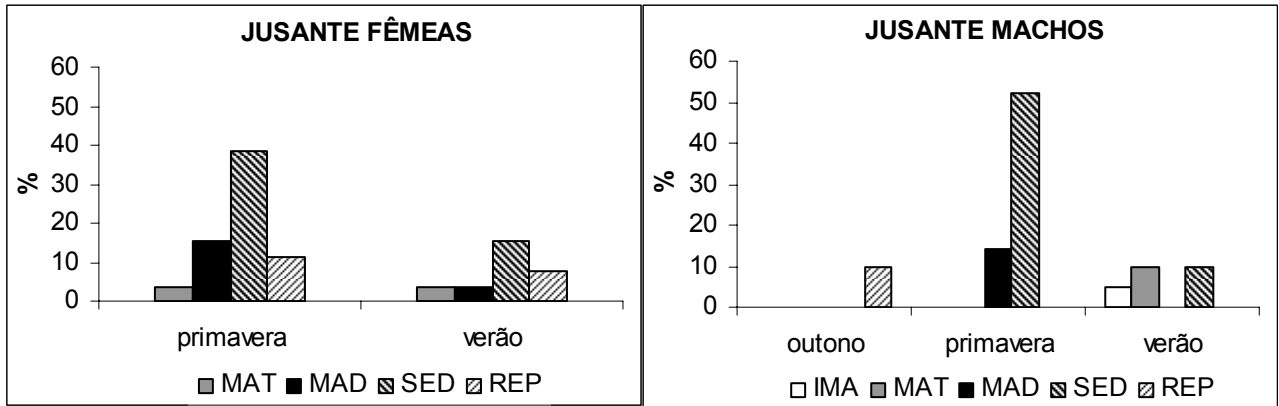


Fig. 40 e 41. Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *T. striatulus* no outono, primavera e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

O período de maior desenvolvimento gonadal para fêmeas (Fig. 42) e machos (Fig. 43) foi entre a primavera e o verão, confirmado pelos maiores valores de IGS em RES e em JUS. A maior amplitude de variação no IGS foi verificada para os machos (Fig. 43).

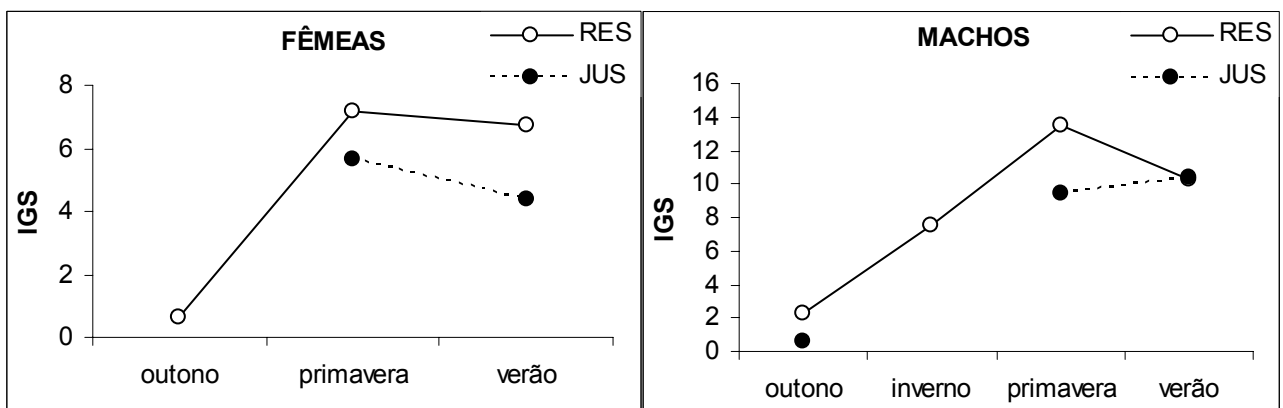


Fig. 42 e 43. Variação média do IGS de fêmeas e machos de *T. striatulus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

O delta K confirmou a reprodução na primavera e verão, com maior intensidade no reservatório (Figs. 44-45). A variação do delta K foi duas vezes maior nos machos do que nas fêmeas, demonstrando maior investimento reprodutivo dos machos no período reprodutivo (Fig. 45).

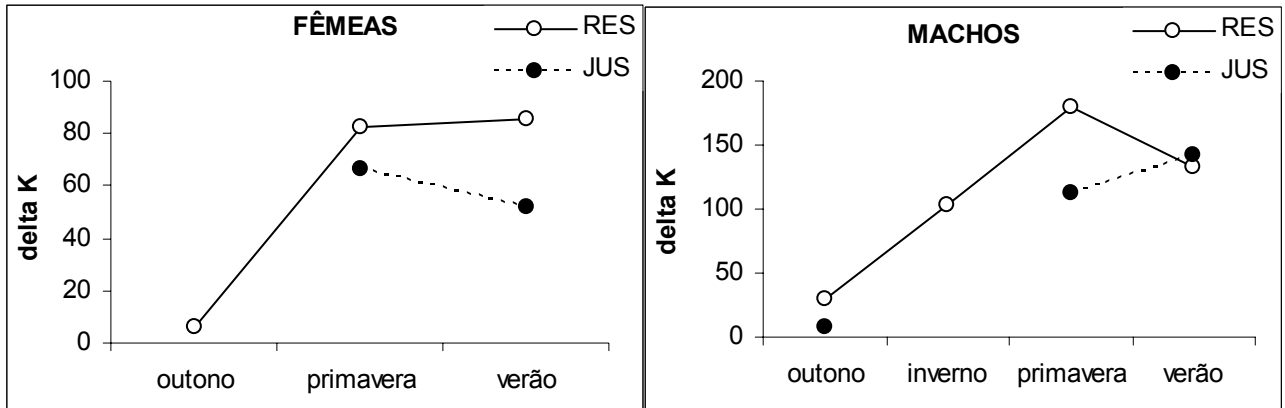


Fig. 44 e 45. Variação média do delta K de fêmeas e machos de *T. striatulus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

A atividade reprodutiva de *T. striatulus* foi considerada muito intensa tanto em RES (IAR = 44,2) como em JUS (IAR = 37,3). A baixa frequência de jovens e indivíduos esgotados sugere que *T. striatulus* utiliza a área de abrangência da hidrelétrica para o desenvolvimento gonadal.

3.6 *Pachyurus adspersus*

Foram selecionados 104 peixes em RES e 248 em JUS, sendo 119 fêmeas, com comprimento total variando entre 17,6 cm e 27,8 cm, e 233 machos com comprimento total entre 15,2 cm e 28,2 cm.

A proporção sexual de *P. adspersus* em RES foi de 1♀:1♂, exceto na primavera quando houve predomínio de machos (1♀:2♂; $\chi^2 = 7,0$; $p < 0,05$) (Fig. 46). Para JUS a proporção sexual foi de 1♀:3♂ ($\chi^2 = 52,4$; $p < 0,05$), variando entre as estações; no outono a proporção foi de 1♀:1♂, no inverno e primavera foi de 1♀:2♂ e no verão (1♀:4♂) (Fig. 47).

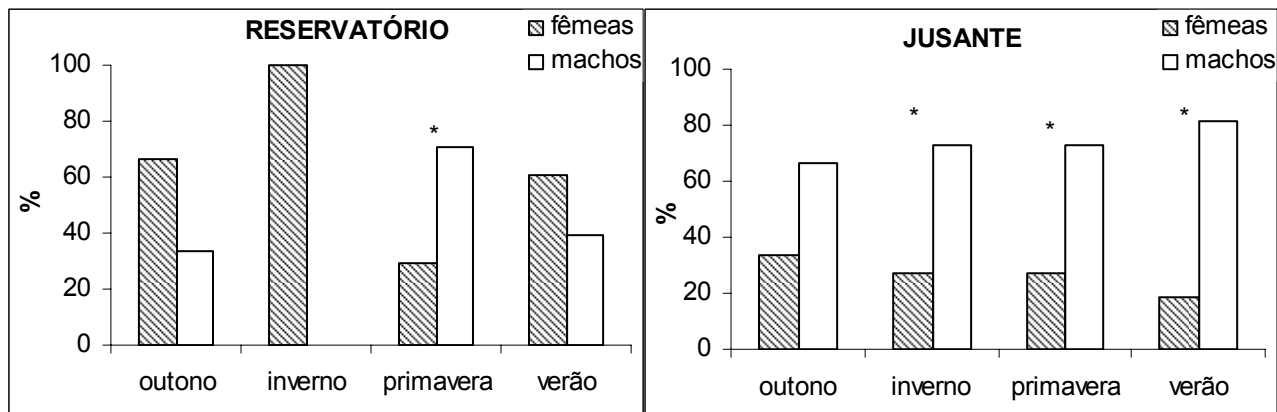


Fig. 46 e 47. Proporção sexual de fêmeas e machos de *P. adspersus* entre outono e verão de 2005, no reservatório e a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul. (* $p < 0,05$; para diferenças entre os sexos).

Indivíduos imaturos foram encontrados em maior proporção em RES (superior a 75%), principalmente no verão (Figs. 48-49). Indivíduos em maturação foram mais freqüentes na primavera e verão em ambos os sexos (Figs. 48-49). Fêmeas (Fig. 48) e machos maduros (Fig. 49) apresentaram baixa freqüência em RES (17,3%), e somente três fêmeas foram encontradas no estágio SED neste local (Fig. 48).

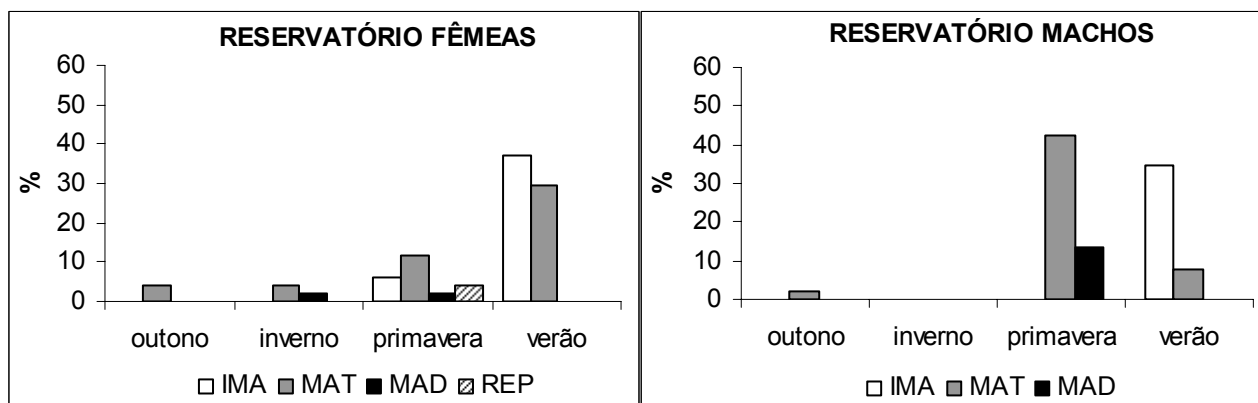


Fig. 48 e 49. Distribuição da freqüência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *P. adspersus* entre outono e verão de 2005, no reservatório da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

No ponto JUS não foram coletadas fêmeas imaturas (Fig. 50) e machos imaturos ocorreram em baixa freqüência (0,55%) (Fig. 51). Foram observadas apenas seis fêmeas com gônadas em maturação (8,9%) (Fig. 50) e 17 machos neste estágio (9,4%) (Fig. 51). Indivíduos maduros predominaram em JUS, pois 73% das fêmeas e 87% dos machos capturados foram encontrados neste estágio, com maior representatividade no inverno para ambos os sexos (Figs. 50-51). Fêmeas no estágio SED foram mais freqüentes em JUS (Fig. 50).

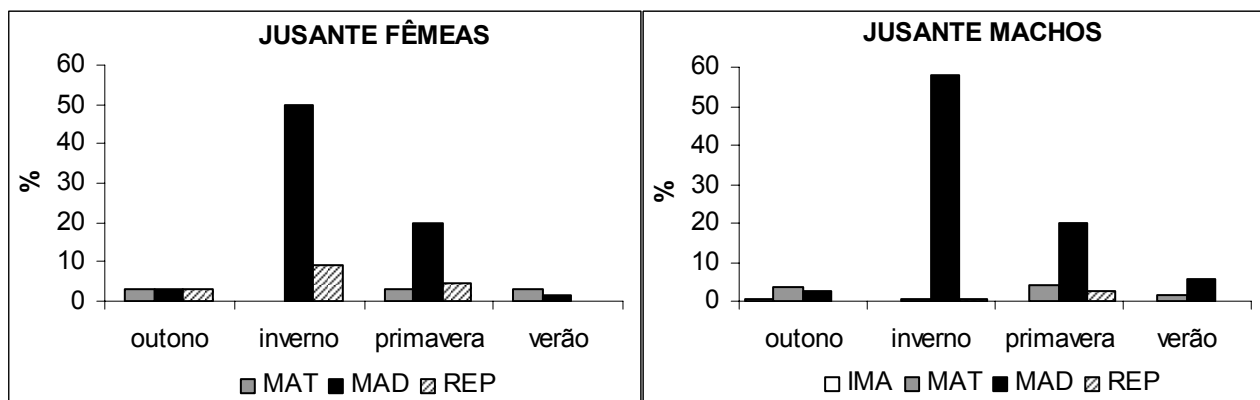


Fig. 50 e 51. Distribuição da frequência de ocorrência percentual (%) dos estádios de desenvolvimento gonadal de fêmeas e machos de *P. adspersus* entre outono e verão de 2005, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

O IGS apresentou maior amplitude de variação nas fêmeas, sendo que o máximo alcançado pelas fêmeas em JUS (8,1) foi superior ao alcançado em RES (4,8). No ponto RES, os valores médios de IGS variaram de 0,3 a 1,9 para as fêmeas (Fig. 52) e 0,1 a 1,4 para os machos (Fig. 53). O IGS foi maior em JUS, variando de 0,6 a 5,3 para fêmeas (Fig. 52) e 0,7 a 3,7 para machos (Fig. 53). Os maiores valores médios de IGS ocorreram no inverno para ambos os sexos (Figs. 52-53).

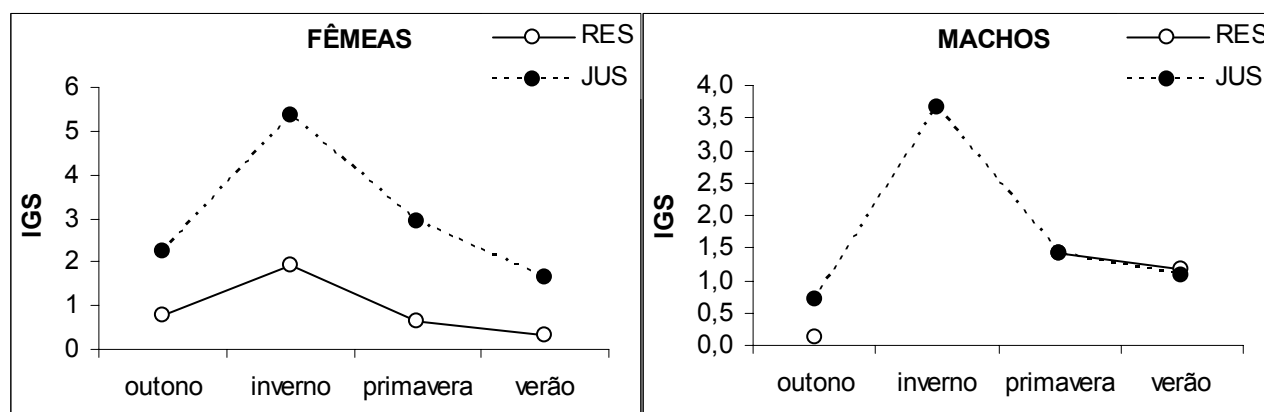


Fig. 52 e 53. Variação média do IGS de fêmeas e machos de *P. adspersus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Os valores médios de delta K apresentaram o mesmo padrão observado para o IGS (Figs. 54-55). Foram encontrados baixos valores de IGS (Fig. 52-53) e delta K (Fig. 54-55) em RES, sugerindo reprodução incipiente. Em JUS, os picos de IGS e delta K indicam o período reprodutivo no inverno (Figs. 52-53 – 54-55).

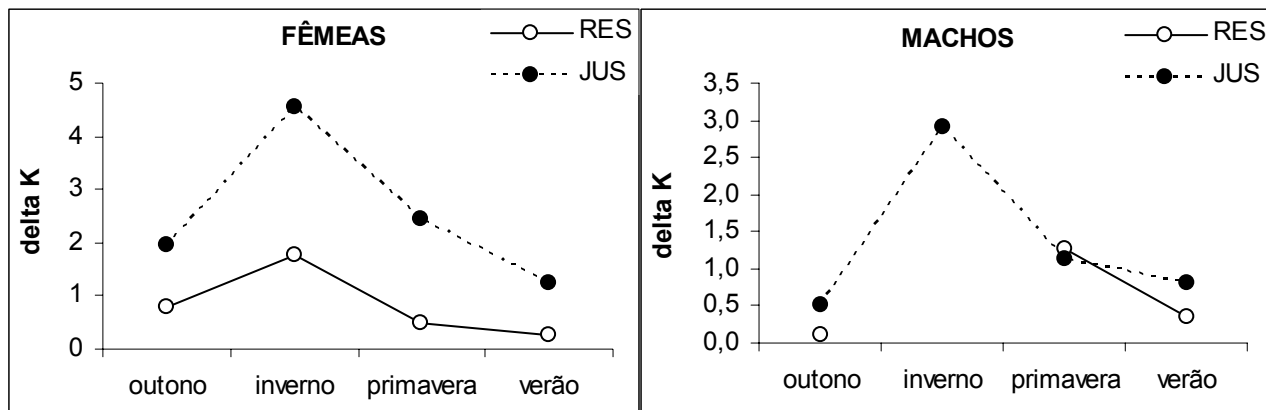


Fig. 54 e 55. Variação média do delta K de fêmeas e machos de *P. adspersus* entre outono e verão de 2005, no reservatório (RES) e a jusante (JUS) da UHE Ilha dos Pombos, rio Paraíba do Sul.

Para o conjunto dos dados amostrados, o índice de atividade reprodutiva da corvina foi nulo em RES (0,3), enquanto foi muito intenso para em JUS (44,3). O baixo valor do índice de atividade reprodutiva no reservatório, em contraposição à intensa atividade reprodutiva no ambiente lótico, sugere que *P. adspersus* utiliza o ambiente lótico para completar o ciclo reprodutivo.

4. Discussão

A proporção sexual em peixes pode variar ao longo do ciclo de vida em função de vários fatores que influenciam cada sexo, sendo um aspecto importante da estratégia reprodutiva das populações. Em geral, as fêmeas predominam nas classes de maior tamanho devido ao aumento da fecundidade e o inverso pode ocorrer em espécies cujo macho defende os ovos (Nikolski, 1963; Lowe-McConnel, 1999; Suzuki *et al.*, 2000).

Segundo Nikolski (1963) a proporção sexual pode fornecer subsídios importantes para o conhecimento da relação entre os indivíduos e o ambiente. Assim, um dos principais fatores na determinação da proporção sexual é a disponibilidade alimentar, como encontrado por Menezes & Caramaschi (2007) para o Curimatidae *Cyphocarax gilberti* no trecho inferior do rio Paraíba do Sul, onde relataram ocorrer grande acúmulo de matéria orgânica e predomínio de fêmeas, corroborando a proposta de Nikolski (1963) de que os machos predominam em condições de déficit alimentar.

Em nosso estudo as fêmeas ocorreram com maior frequência para o Prochilodontidae *P. lineatus* e o Characidae *O. hepsetus*. Fêmeas de curimbatá foram mais abundantes no outono, período em que uma grande concentração de juvenis foi

capturada a jusante da barragem. As fêmeas de bocarra predominaram no inverno e verão em RES e na primavera em JUS, períodos cuja reprodução da espécie apresenta valores mais elevados. O aumento de exemplares de fêmeas pode ser interpretado como uma das táticas adotadas pelas espécies para a reposição populacional, pois se o suprimento for adequado ocorrerá aumento de fêmeas na população e, conseqüentemente, uma maior taxa de recrutamento na população (Barbieri *et al.*, 2004).

Outro fator que pode influenciar a proporção sexual é o comportamento diferencial, que determina maior número de indivíduos de um dos sexos (Vazzoler, 1996). A predominância de machos de *P. adspersus* no trecho lótico no período reprodutivo da espécie, provavelmente, seja uma estratégia que indica um investimento da população para maximizar o sucesso reprodutivo (Vazzoler, 1996), assim a agregação de indivíduos machos de *P. adspersus* para a reprodução estaria relacionada ao comportamento reprodutivo da espécie.

O comportamento também pode aumentar ou diminuir a susceptibilidade de determinada espécie à captura. Por exemplo, no período que antecede a reprodução, as fêmeas podem apresentar um comportamento característico à procura de abrigos propícios para a desova, dificultando a captura, como encontrado para as fêmeas do Pimelodidae *Pimelodella pappenheimi* que “desaparecem” no período reprodutivo em riachos litorâneos do sul do Brasil (Amaral *et al.*, 1998). Para o presente estudo, esta hipótese de susceptibilidade à captura também poderia explicar o elevado número de machos de *L. castaneus* no inverno, período que antecede o pico reprodutivo, uma vez que as fêmeas poderiam estar menos susceptíveis à captura pelo investimento nos ovócitos.

Os Auchenipteridae *G. melanopterum* e *T. striatulus* não apresentaram diferenças na proporção sexual, indicando que em ambos os ambientes, fêmeas e machos ocorrem em proporções semelhantes entre os períodos, apesar da baixa abundância das duas espécies.

O período reprodutivo envolve adaptações relacionadas ao suprimento alimentar, menor risco de predação para as fases iniciais do desenvolvimento e maior disponibilidade de oxigênio dissolvido. Esse período é determinado pelas mudanças sazonais nas condições bióticas e abióticas e está intimamente associado às estratégias reprodutivas das populações (Nikolski, 1963; Vazzoler, 1996; Veregue & Orsi, 2003). A compreensão do ciclo reprodutivo das espécies depende de uma ampla amostragem em distintos ambientes utilizados durante todo o desenvolvimento populacional durante pelo

menos um ano em intervalos mensais, além da combinação de amostragens dos principais fatores abióticos que podem corroborar as fases do processo reprodutivo dos peixes. Porém, como o objetivo deste estudo foi comparar atributos reprodutivos entre o reservatório e o trecho lótico, as coletas não ocorreram em intervalos mensais e também não foram ampliadas para lagoas marginais e tributários próximos à UHE Ilha dos Pombos. A insuficiência destas informações pode ter prejudicado a compreensão do ciclo reprodutivo das espécies, assim como a ausência de dados abióticos devido a problemas operacionais que ocorreram durante o projeto, podem influenciar a compreensão da dinâmica reprodutiva das populações.

No entanto, considerando o esforço padronizado de coleta no reservatório e no trecho lótico pode-se sugerir quais são os ambientes potencialmente utilizados para a reprodução dos peixes e também como o reservatório pode atuar como uma barreira à dispersão principalmente das espécies migratórias que dependem fortemente de distintos ambientes para completar o ciclo reprodutivo (MacAdam, 1999).

Diferentes metodologias podem ser utilizadas como descritores do período reprodutivo, mas a análise conjunta utilizando vários métodos, por exemplo, a variação temporal da frequência de estádios de desenvolvimento gonadal e os indicadores quantitativos da fase gonadal no processo de maturação (IGS, delta K e IAR) é a maneira mais eficaz de reduzir a subjetividade das classificações macroscópicas e garantir informações mais precisas sobre a biologia reprodutiva das espécies (Vazzoler, 1996). O delta K expressa, de modo relativo, a parcela das reservas energéticas transferidas para o desenvolvimento das gônadas ou migração, ponderando o tamanho individual e sendo um indicador do período reprodutivo que corrobora os resultados do IGS (Vazzoler, 1996; Moresco & Bemvenuti, 2006). O IAR avalia a intensidade reprodutiva, através da associação entre frequência de fêmeas maduras e valores de IGS, possibilitando a análise mais precisa da reprodução de uma população ou da comunidade, pois a simples presença de fêmeas maduras não é evidência de que a desova ocorra em determinado local (Vazzoler, 1996).

No presente estudo, a frequência dos estádios de desenvolvimento gonadal não foi o melhor método para detectar o período reprodutivo das espécies, provavelmente pela falha amostral. Como a maioria das espécies tropicais apresenta desova parcelada (Nikolski, 1963; Lowe-McConnel, 1999) a avaliação histológica das gônadas é imprescindível (MacAdam, 1999), no entanto a microscopia não foi utilizada para todos os exemplares devido à impossibilidade de realizá-la para um elevado número de indivíduos de várias espécies.

Dentre as espécies analisadas na área de influência da UHE Ilha dos Pombos, os jovens de *O. hepsetus*, *L. castaneus*, *G. melanopterum*, *T. striatulus* e *P. adspersus* foram pouco representativos. Duas hipóteses podem explicar a baixa captura de indivíduos de menor porte, (i) a limitação do equipamento de pesca, pois as redes de espera podem ser menos eficientes para pequenos tamanhos (Araújo & Santos, 2001) ou (ii) os ambientes amostrados não congregariam todos os estratos da população, uma vez que os juvenis poderiam utilizar os pequenos tributários durante o crescimento. A influência da seletividade das redes de espera pode ter subestimado a captura de juvenis das espécies, como abordado por Aguiar (2008; Capítulo II). Entretanto, muitas espécies utilizam ambientes distintos ao longo das fases do seu ciclo de vida, permanecendo indisponíveis nas capturas nos locais amostrados, principalmente entre as espécies migratórias. Por exemplo, o Sciaenidae, *Plagioscion squamosissimus*, utiliza pequenos corpos de água próximos ao reservatório de Itaipu para o desenvolvimento de ovos e larvas devido às condições mais favoráveis destes ambientes (Carnelós & Benedito-Cecílio, 2002). Esta estratégia também é observada para *P. lineatus* no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul (Caramaschi *et al.*, 1991), no sistema de drenagem de La Plata (rios Paraná, Uruguai e La Plata) (Sverlij *et al.*, 1993), no Pantanal do Mato Grosso do Sul (Resende *et al.*, 1995) e no rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2003).

Em estudos realizados em distintas bacias de drenagem, a dinâmica reprodutiva reofilica de *P. lineatus* converge para a utilização de diferentes habitats durante o ciclo de vida (Caramaschi *et al.*, 1991; Sverlij *et al.*, 1993; Resende *et al.*, 1995; Agostinho *et al.*, 2003; Capeleti & Petrere, 2006; Gubiani *et al.*, 2007). Em síntese, o curimatá inicia o processo de migração ascendente no período de estiagem na calha principal dos rios e tributários para se reproduzir (Sverlij *et al.*, 1993). O comprimento de primeira maturação foi registrado em 28,5 cm para as fêmeas e 26,8 para os machos no Pantanal do Mato Grosso do Sul (Resende *et al.*, 1995) e de 24,8 cm para as fêmeas e 24,1 para os machos no rio Mogi Guaçu, São Paulo (Barbieri *et al.*, 2004). São desovantes totais, seus ovócitos maduram de forma sincrônica e a desova ocorre em um curto período de tempo em várias e sucessivas eliminações de ovócitos entre a primavera e o verão, início do período de cheias (Caramaschi *et al.*, 1991; Resende *et al.*, 1995; Capeleti & Petrere, 2006). Após a desova, ovos e larvas são carregados rio abaixo e permanecem em lagunas e trechos lóticos e lênticos das planícies de inundação durante 1 ou 2 anos (aproximadamente 30 cm de comprimento total) nas áreas que apresentam uma conexão periódica com o curso principal do rio, depois

ingressam nos cardumes migradores (Agostinho *et al.*, 2003; Gubiani *et al.*, 2007). Os adultos alimentam-se nos rios e também em áreas lânticas próximas aos rios entre os períodos de migração reprodutiva (Sverlij *et al.*, 1993).

Na análise da freqüência dos estádios pode-se verificar que *P. lineatus* apresentou maior freqüência de indivíduos maduros e semi-esgotados na primavera e verão, corroborado pelos valores mais elevados de IGS e delta K. Apesar disso, 87,3% das fêmeas do curimatá apresentaram valores inferiores a 1% de peso da gônada em relação ao peso do corpo, que contrasta com o aumento de IGS máximo (21,95) para as fêmeas no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul (Caramaschi *et al.*, 1991) no período reprodutivo do curimatá entre setembro e dezembro, e também de 25,75 registrado para o sistema de drenagem de La Plata (rios Paraná, Uruguai e La Plata) no período reprodutivo da espécie em novembro (Sverlij *et al.*, 1993).

Caramaschi *et al.* (1991) destacaram que a desova de *P. lineatus* ocorria próximo à barragem da UHE Ilha dos Pombos, mesmo local amostrado para este trabalho (JUS). Isto pode indicar que a espécie não utiliza mais a área de amostragem para a desova, provavelmente direciona-se para tributários a jusante para desovar, como comentado por muitos pescadores da região. Além disso, na época das coletas realizadas pelos autores acima, os peixes não acessavam o trecho a montante da usina, refletindo em grande mortandade de peixes próximo à barragem na época da piracema. Em 1997, foi construída uma escada de peixes na UHE Ilha dos Pombos que permitiu a subida de algumas espécies, principalmente do curimatá. Os pescadores perceberam uma “diminuição do tamanho” dos curimatás a jusante, argumentando que a espécie sobe a escada e segue para afluentes a montante. Entretanto, a eficiência deste mecanismo de transposição é discutível pela restrição operacional (Aguiar, 2008, Capítulo II).

O. hepsetus apresentou indivíduos com gônadas semi-desovadas e semi-esgotadas ao longo de todo o período coletado no reservatório e a jusante da barragem. Em contrapartida, o IGS e delta K foram mais elevados no inverno para as fêmeas e machos, mas estes indicadores não apresentaram grande variação sazonal, sugerindo que o período reprodutivo da espécie seja prolongado. Caramaschi *et al.* (1991) estudaram o ciclo reprodutivo desta espécie no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul e também destacaram que embora exista pico reprodutivo no período de seca (junho, julho, agosto e setembro) outros picos ocorreram ao longo do ano, além disso, os valores de IGS semelhantes aos encontrados em nosso estudo corroboraram o período reprodutivo prolongado de *O. hepsetus*. Estratégia semelhante quanto à

dinâmica reprodutiva foi verificada para *Oligosarcus jenynsii* no alto rio Uruguai (Hermes-Silva *et al.*, 2004).

Santos *et al.* (2005) observaram desova parcelada de *Oligosarcus hepsetus* no reservatório de Lajes, trecho médio do rio Paraíba do Sul, destacando que esta estratégia reprodutiva pode favorecer a sobrevivência dos juvenis no ambiente represado, contribuindo para que esta espécie apresentasse sucesso na colonização e reprodução no reservatório de Lajes. Também para esta espécie no mesmo local, Santos *et al.* (2006) encontraram que o IGS de machos apresentou valores inferiores aos seus congêneres provenientes de locais não represados, sugerindo que o represamento pode influenciar a amplitude reprodutiva, devido à menor disponibilidade alimentar nos ambientes artificiais dos reservatórios, apesar da alta plasticidade alimentar desta espécie oportunista no reservatório de Lajes (Araújo *et al.* 2005).

As espécies de *Loricariichthys* apresentam ovos adesivos e desova parcelada, cujos machos carregam os ovos e alcançam menores valores de IGS, indicando baixo investimento na produção de sêmen (Suzuki *et al.*, 2000; Marcucci *et al.*, 2005). Menores valores de IGS também foram encontrados para *L. castaneus* em nosso estudo. Devido à abrasão dos ovos pelo transporte realizado pelos machos na superfície ventral do corpo, os ovos apresentam uma zona radiata mais pronunciada (Suzuki *et al.*, 2000). Além disso, por causa da possibilidade de adquirir nova ninhada devido à estratégia de desova múltipla, os machos abandonam a massa de ovos quando ameaçados por predadores (Suzuki *et al.*, 2000).

O pico de reprodução de *L. castaneus* não ocorreu de forma equivalente para fêmeas e machos, predominando fêmeas semi-desovadas na primavera e maduras no verão e machos semi-esgotados nos dois períodos. A assincronia reprodutiva entre os sexos desta espécie no mesmo sistema também foi identificada por Caramaschi *et al.* (1991). Em ambos os estudos, a reprodução parece ocorrer de forma parcelada entre a primavera e verão. Desovas repetidas e período reprodutivo prolongado representam mecanismos que aumentam o esforço reprodutivo (Suzuki *et al.*, 2000) e são comuns às espécies que apresentam cuidado parental, como na maioria dos Siluriformes, sendo definida como uma estratégia de equilíbrio que permite maior sucesso reprodutivo (Winemiller, 1989).

Suzuki *et al.* (2000) compararam a estratégia reprodutiva de seis espécies de Loricariidae em ambientes distintos no rio Paraná e demonstraram o sucesso reprodutivo no reservatório para as três espécies mais abundantes de Loricariinae, concordando com os estudos realizados por Agostinho *et al.* (1997) no reservatório de

Itaipu e Marcucci *et al.* (2005) para *L. platymetopon* na represa Capivara, Paraná. A estratégia reprodutiva nos ambientes lênticos pode ser uma adaptação a ambientes mais estáveis como os reservatórios, onde o efeito das interações bióticas (como a predação) pode diminuir o recrutamento (Winemiller, 1989). Além disso, em trechos de maior velocidade da água poderia haver dificuldade para o transporte de ovos pelos machos (Marcucci *et al.*, 2005).

No presente estudo, a ausência de indivíduos reprodutivos de cascudo-viola no reservatório sugere que a espécie necessita de características lóticicas para completar o ciclo de vida na região, concordando com as maiores capturas da espécie (Aguiar, 2008, Capítulo II) e maior proporção de indivíduos reprodutivos nos trechos lóticicos a jusante da UHE Ilha dos Pombos (Caramaschi *et al.*, 1991). Atributo também detectado para o Loricariinae *Hartia loricariformes*, no trecho inferior do rio Paraíba do Sul (Menezes *et al.*, 1998). Entretanto, *L. castaneus* foi a espécie mais abundante encontrada no reservatório de Lajes, rio Paraíba do Sul (Duarte & Araújo, 2001), apresentando desova parcelada em um amplo período reprodutivo de agosto a novembro (Araújo *et al.*, 1998). Os estudos de *L. castaneus* poderiam indicar que a espécie utiliza tanto ambientes lênticos quanto lóticicos para se reproduzir, porém o cascudo-viola predominou na zona alta do reservatório de Lajes, que se localiza próximo à entrada dos riachos contribuintes da formação deste reservatório, portanto na área com maior influência lótica (Duarte & Araújo, 2001), que concorda com os resultados para *Loricariichthys* sp. que apresentou maior captura por unidade de esforço em pequenos rios tributários do reservatório de Itaipu (Suzuki *et al.*, 2000).

Araújo *et al.* (1998) não mencionaram se *L. castaneus* apresenta uma distinção reprodutiva relacionada à zonação do reservatório de Lajes, além disso, os valores médios do IGS para as fêmeas neste reservatório (aproximadamente 0,05 a 0,30) parecem ser menores – apesar de utilizarem o IGS₂, que acentua a variação dos ovários (Vazzoler, 1996) – quando comparados aos registrados em nosso estudo (3,2 e 5,1) e no trabalho de Caramaschi *et al.* (1991) (aproximadamente 1,1 a 3,3).

Suzuki *et al.* (2000) destacaram que, dentre as espécies de Loricariidae analisadas em ambientes distintos no rio Paraná, a persistência no reservatório pode não ter relação com o sucesso reprodutivo, assim, sugere-se que, apesar da grande abundância de *L. castaneus* no reservatório de Lajes (Araújo *et al.*, 1998; Duarte & Araújo, 2001), o sucesso reprodutivo desta espécie provavelmente está relacionado à utilização de trechos com influência lótica para completar o ciclo de vida no rio Paraíba do Sul.

Os Auchenipteridae apresentam um processo reprodutivo singular e um padrão similar de organização do trato genital dos machos, atributos que os distinguem dos outros grupos (Loir *et al.*, 1989). Os espermatozoides são frequentemente encontrados nos ovários das fêmeas maduras (Loir *et al.*, 1989), característica histológica também evidenciada em nosso estudo para *T. striatulus*. Nesta espécie, a morfologia do trato genital dos machos distingue-se de *G. melanopterus*, por apresentar uma “ampulla” mais desenvolvida, corroborando a maior amplitude de variação do IGS no período reprodutivo, distinções também ressaltadas em outras espécies desta família (Loir *et al.* 1989; Mazzoldi *et al.*, 2007). A morfologia dos espermatozoides, o gonopódio e a fertilização interna representam uma revolução entre os Siluriformes, sendo uma característica evolutiva intermediária entre os vivíparos (Loir *et al.*, 1989).

Glanidium melanopterus e *Trachelyopterus striatulus* apresentaram distinta variação de tamanho corporal e estratégias reprodutivas que diferem quanto ao período reprodutivo. Em *G. melanopterus*, a reprodução ocorreu no inverno, corroborada pelas maiores frequências de fêmeas e machos maduros na estação, principalmente no trecho lótico. Em *T. striatulus*, a reprodução tanto no reservatório como no trecho lótico ocorreu durante a primavera, com indivíduos semi-desovados e semi-esgotados predominando no período, concordando com os resultados obtidos por Caramaschi *et al.* (1991). Como as amostragens em nosso estudo não foram mensais, a reprodução de *G. melanopterus* caracterizada no inverno pode estar relacionada ao fim da estação, o que concorda com os resultados Caramaschi *et al.* (1991).

O período reprodutivo de *T. striatulus* também foi similar ao encontrado no reservatório de Lajes, rio Paraíba do Sul (Araújo *et al.*, 2000), porém alcançou valores médios de IGS inferiores para machos (aproximadamente 1 a 7) e fêmeas (aproximadamente 0,5 a 3) em relação aos registrados em nosso estudo para machos (0,6 a 13,5) e fêmeas (0,6 a 7,2) e aos reportados por Caramaschi *et al.* (1991) para machos (aproximadamente 0,5 a 12,5).

As diferenças reprodutivas entre estas espécies de Auchenipteridade podem indicar uma distinção quanto às estratégias de vida, relacionadas à partilha de recursos, como locais para desova e suprimento alimentar, já que a maioria das espécies desta família apresenta uma preferência por insetos alóctones (Ferraris Jr., 2003b).

G. melanopterus e *T. striatulus* estiveram presentes tanto no reservatório como no trecho lótico, apesar de que as espécies desta família geralmente apresentam maior sucesso reprodutivo em ambientes lênticos, como encontrado para as espécies *Auchenipterus osteomystax* e *Trachelyopterus galeatus* nos reservatórios de Rosana e

Itaipu no Alto rio Paraná (Suzuki *et al.*, 2005). Porém, nos reservatórios do rio Iguaçu, *Glanidium ribeiroi* teve sua abundância reduzida após a formação do reservatório de Segredo, indicando que a espécie encontrou restrições na ocupação dos ambientes represados (Suzuki, 1999). *G. melanopterum* dependeu de características lóticicas para a reprodução no baixo rio Paraíba do Sul, sendo mais susceptível aos efeitos do represamento. Porém, *T. striatulus* apresentou atividade reprodutiva (IAR) considerável em RES e em JUS.

Pachyurus adspersus apresentou maior abundância no inverno, no trecho lótico do rio Paraíba do Sul, na área a jusante da barragem da UHE Ilha dos Pombos, que provavelmente está relacionada ao período reprodutivo da espécie e a sua provável característica migratória (Araújo & Nunan, 2005). Pinto *et al.* (2006a) capturaram maior número de indivíduos de *P. adspersus* próximo ao trecho estudado, na estação seca (inverno), porém os autores não mencionaram se a espécie ocorreu no reservatório. Também para o trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul, Caramaschi *et al.* (1991) registraram baixa abundância da espécie (0,87% do total de peixes coletados). Teixeira *et al.* (2005) encontraram baixa frequência da espécie desde as cabeceiras até o estuário do rio Paraíba do Sul. Latini & Petreire (2004) também reportaram a baixa frequência da espécie em lagos naturais no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Nosso estudo contrasta com estudos anteriores, devido à maior abundância registrada para *P. adspersus* no baixo rio Paraíba do Sul, trecho lótico da UHE Ilha dos Pombos.

A corvina apresentou maior frequência de estádios não reprodutivos (imaturos) no reservatório e maior ocorrência de fêmeas e machos maduros a jusante, corroborando os resultados de IGS e delta K. Caramaschi *et al.* (1991) destacaram que apesar da baixa abundância, foi constatada a presença de exemplares reprodutivos a montante e a jusante da UHE Ilha dos Pombos. Os autores coletaram a espécie principalmente em trechos de influência lótica (a jusante da UHE Ilha dos Pombos, nas proximidades de Itaocara e no rio Muriaé, tributário do rio Paraíba do Sul).

O pico de IGS verificado no inverno para *P. adspersus*, nos dois trechos amostrados, poderia indicar que a reprodução ocorreu nos dois ambientes. Entretanto, observando o valor médio de IGS em cada local, verificou-se que os valores do trecho lêntico são inferiores aos registrados no trecho lótico, indicando baixa atividade reprodutiva no reservatório. Canelós & Benedito-Cecílio (2002) encontraram picos reprodutivos do Sciaenidae *Plagioscion squamosissimus* nos tributários, apesar da

espécie distribuir-se em todos os ambientes do reservatório de Itaipu. Acredita-se que a corvina utiliza estratégia semelhante no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul.

Pachyurus adspersus apresentou uma segregação espacial relacionada à reprodução, que concorda com a característica da maioria das espécies migratórias. A menor abundância de indivíduos no trecho lântico, as menores frequências de estágios mais avançados de desenvolvimento gonadal, as menores médias de IGS e delta K e o baixo valor do IAR corroboram a utilização do reservatório provavelmente para a alimentação e recuperação gonadal após o período reprodutivo. Em contraste, no ambiente lótico verificou-se uma intensa atividade reprodutiva, indicando que a espécie apresentou uma estratégia reprodutiva com tendência reofílica, pois depende da existência de trechos lóticos para o sucesso reprodutivo. *Pachyurus adspersus* é considerada uma espécie nativa e que está em processo de extinção identificado no trecho superior e médio do rio Paraíba do Sul (Araújo & Nunan, 2005). A susceptibilidade da corvina ao impacto da barragem e o menor número de indivíduos ao longo do rio Paraíba do Sul indica que o trecho sem influência de barragens do rio Paraíba do Sul, a jusante da UHE Ilha dos Pombos, pode constituir-se em refúgio reprodutivo da espécie. Estudos que relacionem fatores abióticos à reprodução de *P. adspersus* podem ajudar a compreender os processos que envolvem a biologia desta espécie na região.

A maioria das espécies de peixes tropicais reproduz-se entre a primavera e verão (Suzuki & Agostinho, 1997), acompanhando o regime de cheias (Mérona *et al.*, 2005), que coincide com temperaturas mais elevadas e maior precipitação, como observado na maioria das espécies presentes no trecho médio-inferior do rio Paraíba do Sul (Caramaschi *et al.* 1991; Menezes *et al.*, 1998; Menezes & Caramaschi, 2007). O fato de a reprodução de *P. adspersus* e *G. melanopterum* ocorrer no inverno, diferindo da maioria das espécies, pode ter sido influenciado pela falha amostral das coletas, que poderiam resultar em perda de informações. Outra hipótese que pode estar relacionada a esta estratégia reprodutiva pode ser a regulação dos níveis de água, impedindo que variações sazonais das chuvas atuassem de forma natural na dinâmica reprodutiva da espécie. Marengo & Alves (2005) estudaram a série histórica de vazões e cotas do rio Paraíba do Sul desde 1920 a 2000 e detectaram que as quedas sistemáticas nas vazões não são ocasionadas por uma mudança climática do regime de chuva na bacia, mas pela regulação de uso da água para abastecimento, geração de energia e desvio de rios para usos na agricultura.

Agostinho *et al.* (2004) sugerem que muitas espécies buscam ambientes com maior influência lótica para a desova, identificando a importância destes ambientes para a manutenção dos estoques populacionais. Suzuki & Agostinho (1997) encontraram maiores valores do Índice de atividade reprodutiva (IAR) para os peixes que ocorrem em tributários de maior porte e a jusante da barragem de Segredo. De fato, em nosso estudo a maioria das espécies parece depender do ambiente lótico para se reproduzir. *Glanidium melanopterum* e *Pachyurus adspersus*, apresentaram baixa atividade reprodutiva no reservatório quando comparada com a intensa atividade no trecho lótico. *Loricariichthys castaneus* provavelmente apresenta maior sucesso reprodutivo em ambientes lóticos e *P. lineatus* é um migrador de longas distâncias que necessita de trechos lóticos para a desova. Somente *O. hepsetus* e *T. striatulus* apresentaram estratégias reprodutivas mais flexíveis, provavelmente são espécies sedentárias, o que possibilitam maior sucesso reprodutivo em ambientes represados.

As barragens têm afetado as populações de peixes migratórios da América do Sul (Agostinho *et al.*, 2003; Rodríguez-Olarte & Thaphorn, 2006), principalmente pela regulação do regime hidrográfico e bloqueio das rotas migratórias, que são determinantes de falhas na reprodução e no recrutamento (Suzuki & Agostinho, 1997; Penczak *et al.*, 1998; Gray *et al.*, 2000; Gubiani *et al.*, 2007), principalmente em regiões tropicais (Mérona *et al.*, 2005). Espécies mais bem-sucedidas em reservatórios são, em geral, as que produzem maior número de ovócitos e apresentam menor exigência quanto ao local de deposição de ovos (Suzuki *et al.*, 2005). Em nosso estudo, a barragem influenciou a reprodução de *P. lineatus*, *L. castaneus*, *G. melanopterum* e *P. adspersus*, pois a estratégia reprodutiva destas espécies não parece adequada ao ambiente lêntico do reservatório.

Para *P. lineatus* a dependência dos trechos lóticos para a reprodução indica que a barragem impede a piracema, como constatado por Andrade & Braga (2005) para a bacia do alto rio Paraná, no entanto o controle das cheias parece ter maior influência sobre o sucesso reprodutivo da espécie (Gubiani *et al.*, 2007). A escada de peixes da UHE Ilha dos Pombos poderia constituir uma alternativa para que os indivíduos consigam ascender o rio para desovar, mas estudos sobre a seletividade e a eficiência deste mecanismo de transposição precisam ser aprimorados para garantir que as populações tenham acesso às áreas de desova e também possam recompor as populações a jusante. Entretanto, a regulação dos níveis hidrológicos promovida pelas operações das barragens, como ocorre na UHE Ilha dos Pombos, pode ser o principal fator que atua na diminuição das taxas de recrutamento das populações de peixes

migradores (Agostinho *et al.* 2004; Gubiani *et al.*, 2007), pois interfere no gatilho para o desenvolvimento sexual (Potts & Wootton, 1984).

Neste contexto, destaca-se a importância da manutenção dos afluentes como rotas alternativas para a desova das espécies migratórias (Agostinho *et al.* 2004; Gubiani *et al.*, 2007), da conectividade dos rios represados com tributários e lagoas marginais para a consolidação do ciclo reprodutivo tanto das espécies migratórias como das sedentárias, que podem ser afetadas pelo controle das cheias (Agostinho *et al.* 2004), e da integridade ambiental, pois a desestrutura da paisagem pode afetar os peixes pelas modificações cumulativas ao longo do rio (Bayley & Li, 1996).

Referências Bibliográficas do Capítulo III

- Agostinho, A. A., H. F. Júlio Jr, L. C. Gomes, L. M. Bini, & C. S. Agostinho. (Eds.). 1997. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna. Pp. 179-208. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos. Maringá, EDUEM, 460p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio-Jr. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. Pp. 19-98. In: Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds). Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. Ottawa, International Development Research Centre/ World Bank, 372p.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, S. Veríssimo & E. K. Okada. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14: 11-19.
- Aguiar, K. D. 2008. Capítulo I - Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Pp 4-30. In: Aguiar, K. D. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, PPGECO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120 p.

- Aguiar, K. D. 2008. Capítulo II - Captura por unidade de esforço e seletividade das redes de espera para a ictiofauna do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil.. Pp 31-61. In: Aguiar, K. D. Influência de uma barragem sobre atributos ecológicos da comunidade e biologia reprodutiva de peixes do rio Paraíba do Sul, UHE Ilha dos Pombos, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação, PPGECO, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 120p.
- Amaral, M. F., J. M. R. Aranha & M. S. Menezes. 1998. Reproduction of freshwater catfish *Pimelodella pappenheimi* in Southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 33: 106-110.
- Andrade, P. M. & F. M. Braga. 2005. Reproductive seasonality of fishes from a lotic stretch of the Grande river, high Paraná river basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(3): 387-394.
- Antonio, R. R., A. A. Agostinho, F. M. Pelicice, D. Bailly, E. K. Okada and J. H. P. Dias. 2007. Blockage of migration routes by dam construction: can migratory fish find alternative routes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 177-184.
- Araújo, F. G., I. Fichberg & S. Duarte. 1998. Ciclo reprodutivo de *Loricariichthys spixii* (Steindachner, 1882) (Pisces – Loricariidae) na represa de Ribeirão das Lajes, RJ. *Acta Biologica Leopoldensia*, 20(2): 309-318.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2003. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. *Environmental Management*, 32(4): 516-526.
- Araújo, F. G., S. Duarte, R. S. Goldberg, I. Fichberg. 2000. Ciclo reprodutivo de *Parauchenipterus striatulus* (Pisces - Auchenipteridae) na represa de Ribeirão das Lajes – RJ. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 52(3): 276-284.
- Araújo, F. G. & Santos, L. N. 2001. Distribution of fish assemblages in Lajes reservoir, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 61(4): 563-576.

- Araújo, F. G., C. C. Andrade, R. N. Santos, A. F. G. N. Santos & L. N. Santos. 2005. Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 65(1): 1-8.
- Araújo, J. R. S. & G. W. Nunan. 2005. Ictiofauna do rio Paraíba do Sul: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense. Rio de Janeiro, CPDMA-ALERJ, 59p. Disponível em: www.minc.com.br/mandato/meioambi/relatoriopeixesbarragens.pdf Acesso em 04 de julho de 2007.
- Barbieri, G., F. A. Salles, M. A. Cestaroli, A. R. Teixeira-Filho. 2004. Estratégias reprodutivas do dourado, *Salminus maxillosus* e do curimatã, *Prochilodus lineatus*, no rio Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, com ênfase nos parâmetros matemáticos da dinâmica populacional. *Acta Scientiarum*, 26: 169-174.
- Bayley, P. B. & H. W. Li. 1996. Riverine fishes. Pp. 92-122. In: Petts, G. & P. Calow. (Eds.). 1996. River biota: diversity and dynamics. United Kingdom, Blackwell Science, 257p.
- Capelleti, A. R. & M. Petreire Jr. 2006. Migration of the curimatã *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces, Prochilodontidae) at the waterfall “cachoeira de Emas” of the Mogi-Guaçu river - São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B): 651-659.
- Caramaschi, E. P., J. M. R. Aranha, H. S. Thiago, D. F. Moraes Jr., D. A. Halboth, J. H. C. Gomes, M. Vianna, M. S. Menezes, D. Francischini. 1991. Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies, no trecho compreendido entre Três Rios e Campos. Vol II. Aspectos reprodutivos da ictiofauna. Rio de Janeiro, Furnas Centrais Elétricas S. A., 190p.
- Carnelós, R. C. & E. Benedito-Cecílio. 2002. Reproductive strategies of *Plagioscion squamosissimus* Heckel, 1840 (Osteichthyes, Sciaenidae) in the Itaipu Reservoir, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45(3): 317-324.

- Cassati, L. 2001. Taxonomia do gênero sul-americano *Pachyurus* Agassiz, 1831 (Teleostei, Perciformes, Sciaenidae) e descrição de duas novas espécies. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, série Zoologia*, 14(2): 133-178.
- Cassati, L. 2003. Sciaenidae. Pp. 599-602. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). *Check list of freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Castro, R. M. C. & Vari, R. P. 2003. Prochilodontidae. Pp. 65-70. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). *Check list of freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Duarte, S. & F. G. Araújo. 2001. Abundância relativa e distribuição de *Loricariichthys spixii* (Steindachner, 1882) (Siluriformes, Loricariidae) no reservatório de Lajes, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(2): 465-477.
- Ferraris Jr. 2003a. Loricariinae. Pp. 330-350. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). *Check list of freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Ferraris Jr., 2003b. Auchenipteridae. Pp. 470-482. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). *Check list of freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Flores, S. A. & Hirt, L. M. 2002. Ciclo reproductivo y fecundidad de *Pachyurus bonariensis* (Steindachner, 1879), Pisces, Scianidae. *Boletim do Instituto da Pesca*, 28(1): 25-31.
- Gray, S. C., S. S. De Silva, B. A. Ingram & G. J. Gooley. 2000. Effects of river impoundment on body condition and reproductive performance of the Australian native fish, Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5: 281-291.

- Gubiani, É. A., L. C. Gomes, A. A. Agostinho & E. K. Okada. 2007. Persistence of fish populations in the upper Paraná river: effects of water regulation by dams. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2): 191-197.
- Hermes-Silva, S., S. Meurer e E. Zaniboni-Filho. 2004. Biologia alimentar e reprodutiva do peixe-cachorro (*Oligosarcus jenynsii* Günther, 1864) na região do alto rio Uruguai - Brasil. *Acta Scientiarum*, 26(2): 175-179.
- Latini, A. O. & M. Petrere Jr. 2004. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 71-79.
- Le Cren, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, 20: 201-219.
- Loir, M., C. Cauty, P. Planquette, P. Y. Le Bail. 1989. Comparative study of the male reproductive tract in seven families of South-American catfishes. *Aquatic Living Resources*, 2: 45-56.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 534p.
- Marcucci, K. M. L., M. L. Orsi & O. A. Shibatta. 2005. Abundância e aspectos reprodutivos de *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Loricariidae) em quatro trechos da represa Capivara, médio rio Paranapanema. *Iheringia, Série Zoológica*, 95(2): 197-203.
- Marengo, J. A., L. M. Alves. 2005. Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 20(2): 215-226.
- Mazzoldi, V. L. & M. B. Rasotto. 2007. Variation of male reproductive apparatus in relation to fertilization modalities in the catfish families Auchenipteridae and Callichthyidae (Teleostei: Siluriformes). *Journal of Fish Biology*, 70: 243-256.

- McAdam, D. S. O., N. R. Liley & E. S. P. Tan. 1999. Comparison of reproductive indicators and analysis of the reproductive seasonality of the tinfoil barb, *Puntius schwanenfeldii*, in the Perak River, Malaysia. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 369-380.
- Menezes, M. S., J. M. R. Aranha & E. P. Caramaschi. 1998. Ocorrência e aspectos da biologia reprodutiva de *Harttia loricariformis* (Loricariinae) no trecho inferior do rio Paraíba do Sul. (Rio de Janeiro, Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, 27(1, 2, 3, 4): 15-26.
- Menezes, M. S. & E. P. Caramaschi. 2007. Distribution and population structure of the fish *Cyphocharax gilbert* (Characiformes: Curimatidae) in the Lower Paraíba do Sul River, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 55(3-4): 1015-1023.
- Menezes, N. A. 2003. Genera Incertae Sedis in Characidae. *Oligosarcus*. Pp. 151-152. In: Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. (Eds.). Check list of freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.
- Moresco, A. & M. A. Bemvenuti, 2006. Biologia reprodutiva do peixe-rei *Odontesthes argentinensis* (Valenciennes) (Atherinopsidae) da região marinha costeira do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(4): 1168-1174.
- Nikolski, G. V. 1963. The ecology of fishes. London, Academic Press, 352p.
- Penczak, T., L. Głowacki, W. Galicka, & H. Koszałinski. 1998. A long term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, 368: 157-173.
- Pinto, B. C. T., F. G. Araújo & R. M. Hughes. 2006a. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.

- Potts, G. W. & R. J. Wotton (Eds.). 1984. Fish reproduction: strategies and tactics. London, Academic Press, 409p.
- Resende, E. K., A. C. Catella, F. L. Nascimento, S. S. Palmeira, R. A. C. Pereira. M. S. Lima, V. L. L. Almeida. 1995. Biologia do curimatá (*Prochilodus lineatus*), pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*) na bacia hidrográfica do rio Miranda, Pantanal do Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá, Boletim de pesquisa EMBRAPA-CPAC, 2: 75p.
- Rodriguez-Olarte & D. C. B. Thaphorn. 2006. Abundance, feeding and reproduction of *Salminus* sp. (Pisces: Characidae) from mountain streams of the Andean piedmont in Venezuela. Neotropical Ichthyology, 4(1): 73-79.
- Santos, R. N., C. C. Andrade, A. F. G. N. Santos, L. N. Santos & F. G. Araújo. 2005. Hystological analysis of ovarian development of the characiform *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) in a brazilian reservoir. Brazilian Journal of Biology, 65(1): 169-177.
- Santos, R. N., C. C. Andrade, L. N. Santos, A. F. G. N. Santos & F. G. Araújo. 2006. Testicular maturation of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier) (Actinopterygii, Characidae) in a brazilian tropical reservoir. Brazilian Journal of Biology, 66(1A): 143-150.
- Soares-Porto, L. M. & Buckup, P. A. 2003. Taxonomic revision and biogeography of *Glanidium* (Siluriformes, Auchenipteridae, Centromochlinae). Abstracts of Joint Meeting of Ichthyologists and herpetologists, 2003, Manaus. Disponível em: <http://lists.allenpress.com/asih/meetings/2003/abstracts_v_2003.pdf>. Acesso em 03 de agosto de 2007.
- Suzuki, H. I. 1999. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguaçu, PR, Brasil. Tese de Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais, São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 98p.

- Suzuki, H. I. & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Pp. 163-182. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM, 387p.
- Suzuki, H. I., A. A. Agostinho & K. O. Winemiller. 2000. Relationship between oocyte morphology and reproductive strategy in loriciid catfishes of the Paraná River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 57: 791-807.
- Suzuki, H. I., C. K. Bulla, A. A., Agostinho & L. C. Gomes. 2005. Estratégias reprodutivas de assembléias de peixes em reservatórios. Pp. 223-242. In: Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes. Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais. São Carlos, RiMa. 333p.
- Sverlij, S. B., A. E. Ros y G. Orti. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sabalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). Roma, FAO, 64p.
- Teixeira, T. P., B. C. T. Pinto, B. F. Terra, E. O. Estiliano, D. Gracia, & F. G. Araújo. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série Zoológica*, 95(4): 347-357.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, Eduem, 169p.
- Veregue, A. M. L. & M. L. Orsi. 2003. Biologia reprodutiva de *Astyanax scabripinnis paranae* (Eigenmann) (Osteichthyes, Characidae) do ribeirão das Marrecas, bacia do rio Tibagi, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(1): 97-105.
- Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. New Jersey, Prentice Hall, 661p + appendix.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Atributos ecológicos, abundância, biomassa e reprodução de algumas espécies apresentaram diferenças entre o reservatório e o trecho lótico. Fatores intrínsecos aos processos hidrodinâmicos de cada ambiente na bacia hidrográfica e às interações bióticas parecem ser os principais mecanismos estruturadores da taxocenose de peixes na área estudada, sugerindo que a barragem modifica a estrutura e a composição da ictiofauna.

A barragem da UHE Ilha dos Pombos influenciou as capturas da ictiofauna, apresentando valores mais baixos de CPUE no reservatório. A CPUE em número de indivíduos para o reservatório da UHE Ilha dos Pombos foi 48,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h e a biomassa foi de 1,67kg/ 100m² de rede/ 24h, enquanto no trecho lótico a CPUE_n foi de 94,6 indivíduos/ 100m² de rede/ 24h e a CPUE_b foi de 4,8kg/ 100m² de rede/ 24h. *Prochilodus lineatus* foi a espécie mais abundante em número e peso neste estudo, sobretudo no ambiente lótico. Maiores valores de CPUE para *Astyanax* spp. em todas as estações em RES, provavelmente estão relacionados à flexibilidade da estratégia de vida destas espécies quanto ao sucesso na ocupação de ambientes represados. *P. lineatus*, *L. castaneus*, *G. melanopterum*, *P. adspersus* apresentaram tendência de maior CPUE no ambiente lótico. Em ambos os ambientes, as capturas em número e biomassa de peixes diferiram entre as malhas 3, 5, 8, 10, caracterizando a seletividade das redes de espera, também entre classes de comprimento dos peixes.

A barragem hidrelétrica influenciou a reprodução de *Prochilodus lineatus*, *Pachyurus adspersus*, *Loricariichthys castaneus* e *Glanidium melanopterum*, pois a estratégia reprodutiva destas espécies não pareceu adequada ao reservatório. *Trachelyopterus striatulus* e *Oligosarcus hepsetus* reproduzem-se nos dois ambientes, porém a atividade reprodutiva foi maior no trecho lótico. Apesar do hábito migratório de *Prochilodus lineatus*, sugere-se que a regulação hidrológica apresentou maior influência sobre o sucesso reprodutivo da espécie em relação ao bloqueio da piracema devido à barragem. Os peixes que se reproduzem no trecho lótico apresentaram maior dependência deste trecho livre do rio para completar o ciclo de vida, ressaltando a importância da preservação deste local para a manutenção dos estoques populacionais e conservação da ictiofauna.

Referências Bibliográficas do Prefácio

- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio-Jr. 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná river basin, Brazil. Pp. 19-98. In: Carolsfeld, J., B. Harvey, C. Ross & A. Baer (Eds). Migratory fishes of South America: biology, fisheries and conservation status. Ottawa, International Development Research Centre/ World Bank, 372p.
- Allan, J. D. 1995. Stream ecology: Structure and function of running waters. Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 388p.
- Araújo, F. G. 1996. Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo rio Paraíba do Sul, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 56(1): 111-126.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(4): 547-558.
- Araújo, F. G., I. Fichberg, B. C. T. Pinto & M. G. Peixoto. 2001. Variações espaciais na assembléia de peixes no rio Paraíba do Sul (Barra Mansa, Barra do Pirai), Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(2): 483-492.
- Araújo, J. R. S. & G. W. Nunan. 2005. Ictiofauna do rio Paraíba do Sul: danos ambientais e sociais causados por barragens, hidrelétricas e poluição no trecho fluminense. Rio de Janeiro, CPDMA-ALERJ, 59p. Disponível em: www.minc.com.br/mandato/meioambi/relatoriopeixesbarragens.pdf Acesso em 04 de julho de 2007.
- Baigún, J. C. R. M., M. Nestler, N. O. Oldani, R. A. Goodwin and L. J. Weber. 2007. Can north american fish passage tools work for South american migratory fishes? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 109-119.
- Bayley, P. B. & H. W. Li. 1996. Riverine fishes. Pp. 92-122. In: Petts, G. & P. Calow. (Eds.). *River biota: diversity and dynamics*. United Kingdom, Blackwell Science, 257p.
- Bizerril, C. R. S. F. 1999. A ictiofauna da bacia do rio Paraíba do Sul: biodiversidade e padrões biogeográficos. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 42(2): 233-250.

- Bizerril, C. R. S. F & P. B. S. Primo. 2001. Peixes de águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. Série SEMADS 5. Projeto Planágua-SEMADS/GTZ de cooperação técnica Alemanha-Brasil. Rio de Janeiro, FEMAR-SEMADS, 417p.
- Calow P. & G. Petts, 1996. Introduction. Pp. 1-5. In: Petts, G. & P. Calow. (Eds.). River biota: diversity and dynamics. United Kingdom, Blackwell Science, 257p.
- Caramaschi, E. P., J. M. R. Aranha, H. S. Thiago, D. F. Moraes Jr., D. A. Halboth, J. H. C. Gomes, M. Vianna, M. S. Menezes, D. Francischini. 1991. Levantamento da ictiofauna do rio Paraíba do Sul e ciclo reprodutivo das principais espécies, no trecho compreendido entre Três Rios e Campos. Vol II. Aspectos reprodutivos da ictiofauna. Rio de Janeiro, Furnas Centrais Elétricas S. A., 190p.
- Fausch, K. D., C. E. Torgersen, C. V. Baxter & H. W. Li. 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52(6): 483-498.
- Fernandez, D. R., A. A. Agostinho, L. M. Bini. 2004. Selection of an experimental fish ladder located at the dam of the Itaipu Binacional, Paraná river. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47: 579-586.
- Fernando, C H. & J. Holčík. 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 76: 149-167.
- Gillette, D. P., J. S. Tiemann, D. R. Edds & M. L. Wildhaber. 2005. Spatiotemporal patterns of fish assemblage structure in a river impounded by low-head dams. *Copeia*, 3: 539-549.
- Gray, S. C., S. S. De Silva, B. A. Ingram & G. J. Gooley. 2000. Effects of river impoundment on body condition and reproductive performance of the Australian native fish, Macquarie perch (*Macquaria australasica*). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 5: 281-291.
- Ingenito, L. F. S. 2004. O sudoeste da Serra da Mantiqueira como barreira biogeográfica para peixes. Dissertação de Mestrado em Zoologia, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 131p.

- Jeffries, M. & D. Mills, 1994. Freshwater ecology. Principles and applications. Chichester, John Wiley & Sons Ltd., 285p.
- Light. 1993. Usina Hidrelétrica Ilha dos Pombos: aspectos relativos à ictiofauna do rio Paraíba do Sul. Relatório interno. Rio de Janeiro, LIGHT Serviços de Eletricidade S/A, 45p.
- Lima, R. S. 1997. Ictiofauna do alto curso do rio Paraíba do Sul. Tese de Doutorado em Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 222p.
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp, 534p.
- McAdam, D. S. O., N. R. Liley & E. S. P. Tan. 1999. Comparison of reproductive indicators and analysis of the reproductive seasonality of the tinfoil barb, *Puntius schwanefeldii*, in the Perak River, Malaysia. *Environmental Biology of Fishes*, 55: 369-380.
- Menezes, M. S. & E. P. Caramaschi. 2007. Distribution and population structure of the fish *Cyphocharax gilbert* (Characiformes: Curimatidae) in the Lower Paraíba do Sul River, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 55(3-4): 1015-1023.
- Mérona, B., R. Vigouroux & F. L. Tejerina-Garro. 2005. Alteration of fish diversity downstream from Petit-Saut Dam in French Guiana: implication of ecological strategies of fish species. *Hydrobiologia*, 551: 33-47.
- Miranda, L. E. & S. W. Raborn. 2000. From zonation to connectivity: fluvial ecology paradigms of the 20th century. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 47(1): 5-19.
- Müller, A. C. 1995. Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento. São Paulo, Makron Books, 412p.
- Oldani, N. O., C. R. M. Baigún, J. M. Nestler & R. A. Goodwin. 2007. Is fish passage technology saving fish resources in the lower La Plata River basin? *Neotropical Ichthyology*, 5(2): 89-102.
- Penczak, T., L. Głowacki, W. Galicka, & H. Koszałinski. 1998. A long term study (1985-1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. *Hydrobiologia*, 368: 157-173.

- Petts, G. E. 1990. Regulation of large rivers: problems and possibilities for environmentally-sound river development in South America. *Interciencia*, 15: 388-395.
- Pinto, B. C. T., F. G. Araújo & R. M. Hughes. 2006a. Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river. *Hydrobiologia*, 556: 69-83.
- Pinto, B. C. T., M. G. Peixoto & F. G. Araújo. 2006b. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(2): 269-278.
- Puth, L. M. & K. A. Wilson. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conservation Biology*, 15(1): 21-30.
- Reis, R. E.; S. O. Kullander, C. J. Ferraris Jr. (Orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 742p.
- Stanford, J. A. & J. V. Ward. 2001. Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5): 303-310.
- Suzuki, H. I. & A. A. Agostinho. 1997. Reprodução de peixes do reservatório de Segredo. Pp. 163-182. In: Agostinho, A. A. & L. C. Gomes (Eds.). *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Maringá, EDUEM, 387p.
- Teixeira, T. P., B. C. T. Pinto, B. F. Terra, E. O. Estiliano, D. Gracia, & F. G. Araújo. 2005. Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série Zoológica*, 95(4): 347-357.
- Uieda, V. S. & R. M. C. Castro. 1999. Coleta e fixação de peixes de riacho. In: Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto. (Eds.). *Ecologia de peixes de riacho: Volume VI*. Rio de Janeiro, Oecologia Brasiliensis, 260p.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Eduem, 169p.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1983. Serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of lotic systems*. Ann Arbor MI, Ann Arbor Science Publishers, 29-42p.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1984. The regulated stream as a testing ground for ecological theory. Pp: 23-38. In: A. Lillehammer & S. Saltviet. (Eds.). *Regulated Rivers*. Norway, University Oslo Press.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1987. Ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research. Pp: 391-409. J.F. Craig and J.B. Kemper. (Eds.). *Regulated Streams: advances in ecology*. New York, Plenum Press.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1995a. The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management* 10(2-4): 159-168.
- Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1995b. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11(1): 105-119.