



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE AQUICULTURA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AQUICULTURA**

**IMPLANTAÇÃO DE BARRAGENS NO ALTO RIO URUGUAI
(BRASIL): INFLUÊNCIA SOBRE A ASSEMBLÉIA E BIOLOGIA
DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES DE PEIXES.**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Aquicultura.

Orientador: Dr. Evoy Zaniboni Filho

SAMIRA MEURER

Florianópolis
2010

Meurer, Samira,

Implantação de barragens no alto rio Uruguai (Brasil):
influência sobre a assembléia e biologia das principais espécies de
peixes / Samira Meurer - 2010.

106 f : 23 figs. 5 tabs.

Orientador: Evoy Zaniboni Filho.

Tese (Doutorado) Universidade Federal de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em
Aqüicultura.

1. Ictiofauna; 2. Peixes; 3. Rio Uruguai; 4. Usina
Hidrelétrica; 5. Represamento.

Implantação de barragens no Alto Rio Uruguai (Brasil): influência sobre a assembléia e biologia das principais espécies de peixes.

Por

SAMIRA MEURER

Esta tese foi julgada adequada para a obtenção do título de

DOCTORA EM AQUICULTURA

e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura.

Prof. Cláudio Manoel Rodrigues de Melo, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Dr. Evoy Zaniboni Filho – *Orientador*

Dr. Alex Pires de Oliveira Nuñez

Dr. David Augusto Reynalte Tataje

Dra. Evanilde Benedito

Dr. Mauricio Mello Petrucio

*Ao meu amado pai, in memoriam,
meu grande exemplo de vida!
A minha mãe, pela educação,
apoio e incentivo na vida e nos estudos.
Aos meus irmãos, Marcelo e Tânia
pela amizade e apoio contínuo.
Às minhas sobrinhas lindas, agradeço a deus por tê-las em minha vida!
A meu tio amado, in memoriam,
que sempre me incentivou na carreira acadêmica.
Aos meus amigos que são parte da minha vida
e me dão tantos momentos de alegria.*

AGRADECIMENTOS

Ao professor e orientador Evoy Zaniboni-Filho, pelo apoio, orientação e especialmente pela amizade da qual tenho o privilégio de compartilhar.

Ao professor Alex Pires de Oliveira Nuñer pelas discussões, amizade e paciência que tanto auxiliaram a compreensão dos programas estatísticos.

Aos membros da banca examinadora, os doutores Evanilde Benedito e Maurício Mello Petrúcio, por suas valiosas sugestões.

Ao amigo do Lapad David por sua amizade, incentivo e inúmeras discussões que foram essenciais a elaboração final da tese.

Ao amigo do Lapad Markito, por sua amizade ao longo de tantos anos de agradável convivência.

Aos amigos do Lapad Claudinha, Renata, Maude, Michele, pelos gratificantes momentos de amizade e alegria.

À Samara Hermes-Silva pelo grande auxílio nos intermináveis questionamentos sobre a língua inglesa.

À Josiane Ribolli pela atenção e paciência no auxílio à confecção dos mapas.

Aos técnicos do Lapad Pedro, Maurício e Ronaldo pelo companheirismo e apoio em campo, motivos pelo qual se tornaram pessoas muito especiais ao longo desses anos.

Ao Dr. Oscar Akio Shibatta pela gentileza na cessão de conhecimentos relacionados à taxonomia de peixes de água doce.

Ao Departamento de Aqüicultura, em especial, ao Carlito, que sempre me auxiliou com grande presteza nas questões administrativas.

Aos funcionários do Departamento Jeff, Jaque e Keka por sua amizade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Aqüicultura da UFSC, pela oportunidade de realizar este trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos concedida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da Bolsa modalidade Doutorado Sanduíche.

A Tractebel Energia pelo financiamento deste projeto.

Aos Drs. Jean-François Rubin e Oertli Beat da Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier (Genebra, Suíça), pela oportunidade e confiança depositada em minha pessoa.

Ao mestre Alexandre Richard, pela paciência e apoio dispensados durante a execução dos trabalhos na Ecole d'Ingénieurs HES de Lullier (Genebra, Suíça).

A técnica Jane O'Rourke, pela grande contribuição não só no meu crescimento profissional, mas principalmente no âmbito pessoal durante minha estadia em Genebra.

Aos colegas do instituto suíço Pierre-Alain Chevalley, Michel Ribaux, Olivier Travaglini, Sandrine Angelibert, Franck Cattaneo, Sylvain Ingold, Marie-Jeanne Deléaval, Maria Hugo, Barbara Gerber, Jorge Ritz, Gilles Miserez, Annik Vindayer, pelas grandes dicas acerca da língua francesa e cafezinhos.

À minha grande e querida amiga italiana Cristina Coccia, que tornou a minha estadia em Genebra muito mais agradável e divertida.

À Marie-Catherine Laplace Derlazes, a “Madame Catherine”, pelo convívio e discussões que tanto contribuíram para o meu crescimento pessoal.

Finalmente, a todos que participaram direta ou indiretamente para que este trabalho fosse realizado.

RESUMO

Neste trabalho foram avaliadas as alterações impostas sobre a assembléia de peixes pela construção do reservatório da Usina Hidrelétrica Itá, situada na porção superior da Bacia do rio Uruguai. Foram realizadas capturas antes da formação do lago (entre 1995 e 1997) e após a formação deste (entre 2000 e 2008), em cinco diferentes ambientes ao longo do corpo do reservatório e em sua área de influência, sendo eles: Palomas, Uruguai Goio-ên, Rancho Grande, Peixe e Marcelino Ramos. Antes do fechamento da barragem, a ictiofauna era constituída por 68 espécies e após o barramento, constatou-se 86 espécies. A riqueza de espécies foi afetada pela implantação da UHE Itá, tendo apresentado gradiente espaço-temporal. A diversidade e a equitabilidade não diferiram entre os períodos (antes e depois do reservatório), bem como entre os locais analisados. A CPUE tanto em número quanto em biomassa foi superior na fase posterior a formação do lago da UHE Itá principalmente no ponto Palomas, situado a jusante da barragem. A análise multivariada DCA e a MRPP evidenciaram uma diferença longitudinal na assembléia de peixes no período anterior a implantação da barragem da UHE Itá. Os pontos situados a jusante mostraram uma assembléia de peixes diferenciada dos demais locais, entretanto semelhante entre si, enquanto os pontos de montante apresentaram assembléia de peixes semelhantes. Após o represamento, a diferença entre os pontos de montante e jusante continuaram existindo, entretanto, houve mudança na composição da assembléia em ambos os ambientes com redução notória de cascudos do gênero *Hypostomus* e aumento significativo de várias espécies de oportunistas dentre elas o lambari *Bryconamericus stramineus*. O ponto UG, o mais distante da barragem da UHE Itá, manteve sua assembléia de peixes semelhante aquela observada antes do represamento. *Steindachnerina brevipinna* e *Hypostomus isbrueckeri* foram as duas espécies mais abundantes antes e após a formação do lago. Dentre as espécies que se destacaram após a formação do reservatório, a voga *Schizodon nasutus* e o peixe cachorro *Acestrorhynchus pantaneiro*, apresentaram expressivo aumento nesta fase, sendo por isto, selecionadas para estudos acerca do seu comportamento alimentar e reprodutivo.

ABSTRACT

In this study, we analyzed fish assemblage alterations due to the construction of Itá Dam, located in the upper Uruguay River, southern Brazil. Fish sampling was carried out before (from 1995 to 1997) and after (from 2000 to 2008) the impoundment of Itá reservoir at three sampling sites along the main body of the reservoir and its area of influence. Before damming, the ichthyofauna of the upper Uruguay River was composed of 68 species and after, 86 species. Catch per unit effort (CPUE) in number of individuals (CPUE_n) and biomass (CPUE_b) were higher after damming, mainly in the Palomas site, located downstream of the dam. Constancy analysis showed that accidental species predominated. The DCA and the MRPP analysis helped to detect a longitudinal difference in fish assemblages after the construction of Itá dam. Downstream sites presented different fish assemblage compare to upstream sites, but similar between them. The upstream sites presented similar fish assemblages. After damming, the difference between downstream and upstream sites continued to exist; however, some changes in species composition were observed, with an important decrease in the abundance of cascudos of the genus *Hypostomus* and increase of several oportunist species such as the lambari *Bryconamericus stramineus*. Fish assemblages observed at the Uruguay Goio-ên site, the most downstream site, was similar before and after damming. *Steindachnerina brevipinna* and *Hypostomus isbrueckeri* were the most abundant species before and after impoundment of Itá reservoir. Among the sampled species, *Schizodon nasutus* and *Acestrorhynchus pantaneiro* presented the higher increase in abundance after damming, and for that reason, were selected for studies on their feeding and reproductive behavior.

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1. Vista da barragem, vertedouros e parte do reservatório da UHE Itá (Itá, SC). 25
- Fig. 2. Localização da área de estudos. * MR= Marcelino Ramos; PX= Peixe; RG= Rancho Grande; P= Palomas e UG= Goio-Ên. 26
- Fig. 3. Mapa da área amostrada com pontos de coleta. PX= Peixe; MR= Marcelino Ramos; RG= Rancho Grande; P= Palomas e UG= Goio-Ên. 35
- Fig. 4. Número de espécies de acordo com a sua ordem nos períodos anterior (AR) e posterior (DR) a formação do lago da UHE Itá... 37
- Fig. 5. Frequência numérica das 30 espécies numericamente mais abundantes na fase anterior (AR) e a frequência observada na fase posterior ao represamento (DR) na área sob influência da UHE Itá. 44
- Fig. 6. ANOVA bifatorial da captura por unidade de esforço em número (CPUE indivíduos/m²) (a), e biomassa (CPUE kg/m²) (b), ao longo dos anos avaliados nos cinco diferentes pontos de coleta situados no trecho superior do alto rio Uruguai. * PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, RG= Rancho Grande, P= Palomas e UG= Goio-Ên. 47
- Fig. 7. DCA representando a segregação espacial dos dados de abundância numérica nos diferentes anos e ambientes amostrados antes e após a formação da UHE Itá.* Lótico: P= Palomas e G= Goio-ên; Transição: MR=Marcelino Ramos e PX= Peixe; Lêntico: RG= Rancho Grande; AR = antes do reservatório; DR = depois do reservatório. 49
- Fig. 8. Localização das estações de amostragem no alto rio Uruguai nos diferentes ambientes. Lêntico: PB= Pelotas Barracão, Z= Zortea, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha; Transição: C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos; Lótico: PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó. 68
- Fig. 9. Curva de crescimento relativa (peso-comprimento) para machos e fêmeas de *Acestrorhynchus pantaneiro*. 69

Fig. 10. Frequência relativa dos exemplares de <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> capturados nos diferentes ambientes amostrados. *Lêntico: PB= Pelotas Barracão, Z= Zortea, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha, Transição: C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, Lótico: PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó.....	70
Fig. 11. Distribuição da frequência de ocorrência de machos e fêmeas por classes de comprimento (mm) e agrupada por sexo para os exemplares de <i>A. pantaneiro</i> capturados.....	70
Fig. 12. Variação sazonal da proporção sexual de machos e fêmeas de <i>A. pantaneiro</i> capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e agosto/2006 (*diferença ao nível de 5%)..	71
Fig. 13. Frequência de ocorrência (FO%) das diferentes famílias constituintes da categoria “Peixe”.....	72
Fig. 14. Variação sazonal dos valores médios e desvios-padrão de RGS para fêmeas capturadas durante o período amostrado no alto rio Uruguai.....	73
Fig. 15. Variação sazonal dos valores médios e desvios-padrão de IR (a) e RGS (b) para machos e fêmeas capturados durante o período amostrado no alto rio Uruguai.	73
Fig. 16. Variação sazonal da frequência de ocorrência dos estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas de <i>A. pantaneiro</i> capturados no alto rio Uruguai.	74
Fig. 17. Localização das estações de coleta amostradas no alto rio Uruguai. PB= Pelotas Barracão, Z= Zortea, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha, C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó, CX = Caxambu, UG = Uruguai-Goiô-ên, BG = Barra Grande.....	88
Fig. 18. Curva de crescimento relativa (peso-comprimento) para fêmeas (a) e machos (b) de <i>Schizodon nasutus</i> , capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.	90

Fig. 19. Distribuição da freqüência de ocorrência por classes de comprimento (mm) e agrupada por sexo para exemplares de <i>Schizodon nasutus</i> capturados no período entre outubro/2000 e maio/2008.	91
Fig. 20. Captura por unidade de esforço em biomassa (CPUEb) de <i>Schizodon nasutus</i> em diferentes ambientes do alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.	92
Fig. 21. Variação anual da proporção sexual de machos e fêmeas de <i>Schizodon nasutus</i> capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008 (*indica diferença significativa da proporção sexual (5%)).....	93
Fig. 22. Frequência relativa (FR) sazonal dos estádios de maturação gonadal (EMG) de fêmeas (a) e machos (b) de <i>Schizodon nasutus</i> capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.	94
Fig. 23. Valores médios da RGS (\pm desvio padrão) para fêmeas e machos de <i>Schizodon nasutus</i> capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.	95

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Lista das espécies e número de peixes capturados antes (AR) e depois da formação (DR) do reservatório da UHE Itá, no período entre julho/1995 e outubro/2008..... 39
- Tabela 2. Resultados da ANOVA bifatorial dos atributos da assembléia de peixes (riqueza, diversidade e equitabilidade), bem como CPUE_n (n^o/m²) e CPUE_b (kg/m²), no período entre julho/1995 e outubro/2008, na região do alto rio Uruguai 46
- Tabela 3. Resultados do Modelo R para os dados de abundância em CPUE_n (n^o/m²) e CPUE_b (kg/m²), para o período entre julho/1995 e outubro/2008 na área sob influência da UHE Itá 48
- Tabela 4. Resultados do Multi-Response Permutation Procedures (MRPP), para o período entre julho/1995 e outubro/2008 na região sob influência da UHE Itá no alto rio Uruguai (*indica diferença estatística significativa p<0,05). MR=Marcelino Ramos, PX= Peixe; RG= Rancho Grande, P= Palomas, UG= Goio-ên; AR= antes do reservatório, DR = depois do reservatório..... 50
- Tabela 5. Categorias dos itens alimentares observados, de acordo com os métodos frequência de ocorrência F.O. (%) e gravimétrico (G%)..... 72

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AR = antes da formação do reservatório

DR = depois da formação do reservatório

MR = Ponto de coleta denominado Marcelino Ramos

PX = Ponto de coleta denominado Peixe

RG = Ponto de coleta denominado Rancho Grande

UG = Ponto de coleta denominado Uruguai Goio-ên

P = Ponto de coleta denominado Palomas

UHE = Usina Hidrelétrica

gr. = grupo

Cf. = conforme

km = quilômetros

m = metros

m² = metros quadrados

cm = centímetros

mm = milímetros

gr = gramas

mg/L = miligramas por litro

°C = graus centígrados

IR = índice de repleção

RGS = relação gonadossomática

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	21
Características gerais do reservatório da Usina Hidrelétrica Itá	24
CAPÍTULO I - Influência da barragem de Itá sobre a composição, abundância e estrutura da assembléia de peixes no alto rio Uruguai, Brasil	27
RESUMO	28
ABSTRACT	29
Introdução	29
Material e Métodos	31
Área de estudo	31
Amostragem	32
Análise de dados	33
Resultados	36
Composição taxonômica do período total	36
Composição taxonômica antes do represamento	37
Composição taxonômica após o represamento	37
Atributos da assembléia de peixes	45
Abundância	46
Estrutura das Assembléias	48
Discussão	51
Agradecimentos	55
Literatura citada	55
CAPÍTULO II – Variação temporal da alimentação e reprodução de <i>Acestrorhynchus pantaneiro</i> Menezes, 1992 (Osteichthyes, Acestrorhynchidae) após a instalação de dois reservatórios no alto rio Uruguai, Brasil	62
Abstract	63
Resumo	63
Introdução	65
Material e Métodos	66

Área de estudo	66
Amostragens	66
Resultados	69
Discussão	75
Agradecimentos	79
Referências Bibliográficas	79
CAPÍTULO III - Estratégias reprodutivas de <i>Schizodon nasutus</i> KNER, 1858 (Osteichthyes, Anostomidae) em áreas sob efeito de barragens no alto rio Uruguai, Brasil.	83
RESUMO	84
ABSTRACT	84
INTRODUÇÃO	86
MATERIAL E MÉTODOS	87
Área de estudo	87
Amostragens	87
RESULTADOS E DISCUSSÃO	89
AGRADECIMENTOS	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97
CONCLUSÕES	101
Capítulo I	101
Capítulo II	101
Capítulo III	101
CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO	103

INTRODUÇÃO

A extensiva construção de barragens tem ameaçado fortemente a variabilidade sazonal do fluxo dos rios, alterando sua dinâmica natural. Por modificar fortemente o fluxo natural, os barramentos têm potencial para reduzir as diferenças regionais naturais e impor uma homogeneidade ambiental ao longo da escala geográfica internacional (POFF et al., 2007). A construção e operação de mais que 45 mil grandes barragens (maiores que 15 m de altura), têm alterado severamente o fluxo global de água e sedimento dos continentes para os oceanos através das bacias fluviais mundiais (SYVITSKI et al., 2005). Assim, a inclusão de barreiras artificiais em ecossistemas aquáticos continentais pode desencadear inúmeros processos com repercussões ecológicas, econômicas e sociais, em uma escala local, regional ou global (TUNDISI, 1999).

No Brasil, reservatórios foram construídos nas principais bacias hidrográficas para fins de abastecimento humano, irrigação e, principalmente, geração de energia elétrica. Como resultado, praticamente todos os grandes rios estão hoje sob influência de barragens, sendo que mais de 700 grandes reservatórios encontram-se espalhados pelos rios do país. Apesar de importante para o desenvolvimento econômico (AGOSTINHO et al., 2008), a construção de uma barragem implica no imediato aumento do tempo de residência da água do antigo ecossistema lótico. Essa transformação inicial é a principal responsável por uma série de alterações nas características limnológicas observadas nas áreas represadas e a jusante das mesmas (THOMAZ et al., 1997).

É esperado que a construção de represas cause mudanças no regime do fluxo, quantidade e composição de sólidos em suspensão, alteração de parâmetros físicos e químicos da água, redução no número de microhabitats, bloqueio de rotas migratórias, mudanças na abundância de alimento e alteração no recrutamento (WELCOMME, 1985). As alterações do regime do fluxo natural de um rio, podem por sua vez, gerar uma cascata de reações simplificando o ecossistema do rio ao longo do tempo e resultando em uma menor riqueza de espécies nativas, além de modificar a abundância e a distribuição das espécies (RICHTER et al., 2003). Evidências empíricas sugerem que alterações termais induzidas por barramentos têm grandes implicações sobre a produtividade do ambiente, reprodução, crescimento, distribuição e

estrutura da assembléia dos organismos (HAXTON & FINDLAY, 2008).

A intensidade dos impactos causados por um represamento é fortemente influenciada pelas características não só da biota como do próprio reservatório (AGOSTINHO et al., 1999; ARAÚJO & SANTOS, 2001). O fluxo afeta a conectividade lateral e longitudinal, a qual é essencial à viabilidade das espécies do rio. Tais mudanças decorrentes da transformação do ambiente lótico para lêntico, podem ocorrer lentamente por um período de anos até mesmo décadas, o que de acordo com PENCZARK et al. (1994) implica na necessidade de estudos a longo prazo. Petts (1980) e Schlosser (1990) registraram que 20-25 anos devem ser suficientes para que as mudanças nas assembléias sejam detectáveis. Outros autores entretanto, registram um período mais curto, inferior a 10 anos (ALMODÓVAR & NICOLA, 1999).

No ecossistema rio, os diferentes habitats contidos neste, desempenham importante papel na integridade ecológica, sendo que os peixes utilizam as dimensões espacial e temporal do nicho de várias maneiras (TEIXEIRA et al., 2005). Como a diversidade de peixes nos riachos é função da diversidade de habitats (SCHIEMER & ZALEWSKI, 1992), habitats aquáticos com alta heterogeneidade espacial favorecem a estrutura das comunidades com alta diversidade já que permite a presença de diferentes organismos, em termos morfológicos e estruturais, para explorar com sucesso os nichos disponíveis (FREITAS et al., 2005). Como a regulação do fluxo pode provocar o decréscimo da velocidade e profundidade de um rio, a perda imediata de habitats (BRASHER, 2003) e conseqüentemente de diversidade são esperadas.

A alteração na composição das espécies de peixes no reservatório formado, causada pelo barramento, de acordo Hahn et al. (1998), pode tanto beneficiar algumas espécies quanto provocar o desaparecimento local de outras. Desta forma, as assembléias de peixes dos reservatórios são resultantes de um processo de reestruturação das populações de peixes que originalmente ocupavam os rios (FERNANDO & HOLCIK, 1991), com alterações na composição e na abundância de espécies.

As alterações na hidrologia proporcionadas pelos processos de operação da usina causam instabilidade na comunidade de peixes de montante e jusante, especialmente durante os primeiros anos após o barramento, resultando, geralmente na diminuição de sua diversidade (AGOSTINHO et al., 1999; ARAÚJO & SANTOS, 2001).

Os reservatórios são caracteristicamente muito produtivos nos primeiros anos após o represamento, especialmente se as áreas inundadas forem de pastagem ou de agricultura (SANTBERGEN & WESTEN, 1995). A fase de enchimento é um período que requer observação constante visto que os fenômenos físico-químicos são muito rápidos e as consequências sobre as comunidades biológicas podem ser dramáticas (MÉRONA & MORAIS, 1997). O conhecimento dos padrões exibidos pelos componentes da comunidade íctica, identificados através do acompanhamento temporal das modificações que ocorrem nesta, contribuem para o diagnóstico das alterações ocorridas nos ambientes naturais e para comparações entre sistemas submetidos a diferentes graus de impactos, permitindo a previsão das alterações resultantes de ações antrópicas (MARQUES *et al.*, 2009). Desta forma, estudos de ecologia deveriam iniciar a partir da fase de viabilidade do empreendimento, permitindo que as considerações ambientais sejam tomadas de acordo com o conjunto de processos de decisão (MÉRONA & MORAIS, 1997) tendo em vista que o conhecimento da resposta da comunidade de peixes ao tipo de barramento é uma informação essencial como fundamentação para a conservação e manejo de um ecossistema (HABIT *et al.*, 2006). Ações de manejo, requerem o conhecimento das estratégias de vida das espécies e suas relações com as condições ambientais vigentes, tanto para o diagnóstico dos problemas, como para o seu delineamento, implementação e avaliação dos resultados (SUZUKI, 1999).

Embora os impactos dos represamentos sejam genericamente conhecidos, cada empreendimento possui características próprias, aumentando assim a necessidade da avaliação sistemática dos reservatórios formados.

Neste sentido, este estudo tem como objetivo avaliar a ictiofauna do alto rio Uruguai antes e após a implantação da Usina Hidrelétrica de Itá (UHE Itá), permitindo assim uma análise mais precisa da dinâmica das alterações produzidas no ambiente. Para isso, se fez duas diferentes abordagens, a primeira relacionada à estrutura da comunidade propriamente dita e a segunda, de cunho mais específico, que buscou focar aspectos importantes a manutenção dos estoques, sendo a reprodução e a alimentação. Assim, a voga *Schizodon nasutus* e peixe cachorro *Acestrorhynchus pantaneiro*, foram as duas espécies eleitas para esta abordagem, pelo fato de terem apresentado expressivo aumento após o represamento da área. Desta forma, o trabalho foi

subdividido em três capítulos, sendo o primeiro relacionado aos impactos do represamento do trecho superior do rio Uruguai sobre a estrutura da comunidade íctica, enquanto o segundo e terceiros capítulos foram elaborados especificamente para as duas espécies supra-citadas.

Características gerais do reservatório da Usina Hidrelétrica Itá

A Hidrelétrica de Itá está localizada no alto rio Uruguai, entre os municípios de Itá (SC) e Aratiba (RS), nas coordenadas 27°16'39.1" S e 52°22'56.9" W. Situada a 1.529 km da foz do rio Uruguai, a UHE Itá foi a segunda usina implantada neste rio, entretanto é a primeira grande usina construída na porção superior do rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO et al., 2008). O desvio do rio Uruguai se deu em setembro de 1997 e o enchimento do reservatório ocorreu entre dezembro de 1999 e março de 2000. Em outubro deste mesmo ano, a UHE Itá entrou em operação. A UHE Itá tem capacidade total para gerar 1450 MW de potência através das cinco turbinas instaladas. O reservatório formado possui área total de 141 km² e área inundada de 103 km², sendo do tipo fio de água (Fig. 1). A barragem possui 125 m de altura e 880 m de comprimento de extensão (HAMILTON, 2008). O tempo médio de residência da água é de 55 dias, e a profundidade média de 36 m.

A bacia do rio Uruguai situada no clima subtropical (SDM, 1997), ocupa a área de 365.000 km², sendo que deste total 48% encontra-se em território brasileiro (DI PERSIA & NEIFF, 1986). Com sua nascente na Serra Geral a altitude de aproximadamente 1.200 m, o rio Uruguai, se origina através da união dos rios Pelotas e Canoas e percorre a distância de 2.262 km até desembocar no estuário da Prata, do qual fazem parte os rios Paraná e Uruguai também. O rio Uruguai costuma ser subdividido em três regiões, separadas por acidentes geográficos: o Salto do Yucumã separa a região do Alto rio Uruguai do Médio Uruguai, enquanto Salto Grande divide o Médio do Baixo Uruguai. Na região do Alto rio Uruguai, os tributários apresentam-se na sua maioria, pouco extensos e bastante encachoeirados (ZANIBONI-FILHO & SCHULZ, 2003).

A vegetação original foi historicamente afetada pela ação antrópica em decorrência da exploração de madeiras de lei, de tal forma que a mata ciliar do rio Uruguai declinou consideravelmente ao longo dos anos, dando lugar à atividades como pecuária e lavoura. Segundo Di Persia & Neiff (1986) existem 150 espécies de peixes em toda a bacia. O

Estudo de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) realizado para descrever a ictiofauna da região do alto rio Uruguai, identificou a presença de 69 espécies de peixes (BERTOLETTI et al., 1989). Entretanto, estudos posteriores realizados na mesma região detectaram 98 espécies (ZANIBONI-FILHO et al., 2004).

Por sua acentuada inclinação (1,76%), a região do Alto rio Uruguai passou a ser foco de interesse do setor elétrico. Atualmente, seis usinas hidrelétricas estão instaladas na região do alto rio Uruguai, entretanto apenas duas situam-se no próprio rio Uruguai. A UHE Machadinho, a segunda usina instalada no trecho superior desse rio, encontra-se 150 km a montante da UHE Itá (Fig. 2) (MAGRI et al., 2008). A UHE Itá é gerenciada pela Tractebel Energia, anteriormente denominada Consórcio Itá.



Fig. 1. Vista da barragem, vertedouros e parte do reservatório da UHE Itá (Itá, SC).

Nos três capítulos a seguir, são apresentados os artigos redigidos dentro das normas para publicação nos periódicos científicos: *Neotropical Ichthyology*, *Neotropical Ichthyology* e *Acta Scientiarum Biological Sciences*, respectivamente.

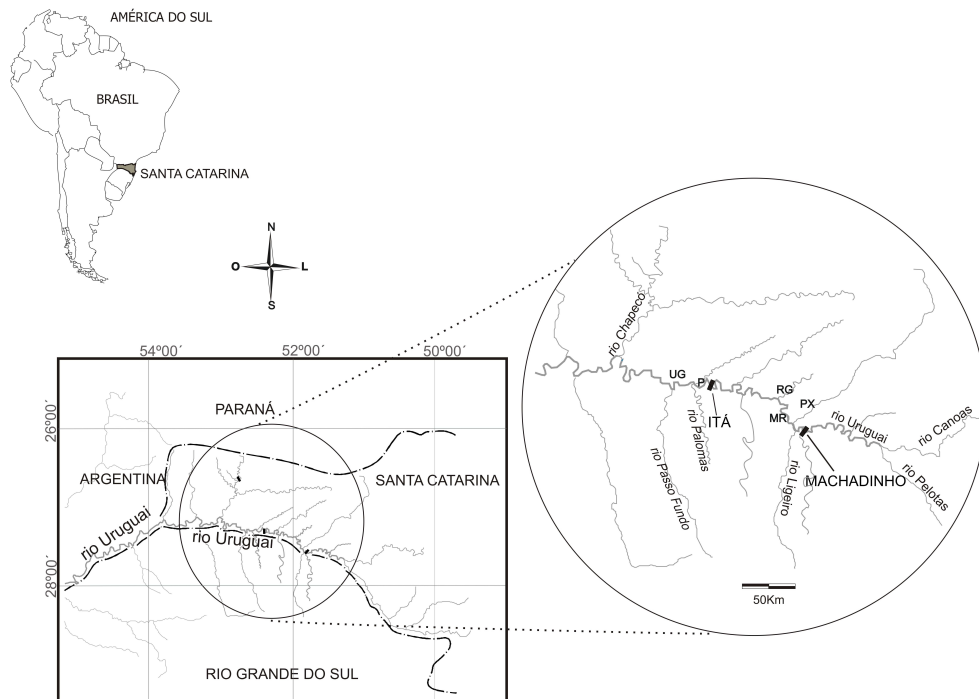


Fig. 2. Localização da área de estudos. * MR= Marcelino Ramos; PX= Peixe; RG= Rancho Grande; P= Palomas e UG= Goio-Ên.

CAPÍTULO I - Influência da barragem de Itá sobre a composição, abundância e estrutura da assembléia de peixes no alto rio Uruguai, Brasil.

Revista: Neotropical Ichthyology
A ser submetido

Influência da barragem de Itá sobre a composição, abundância e estrutura da assembléia de peixes no alto rio Uruguai, Brasil.

Samira Meurer & Evoy Zaniboni-Filho

Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD)/CCA/UFSC. Rodovia SC 406 n° 3532, CEP: 88066-000. Armação, Florianópolis/SC, Brasil.

RESUMO

Neste trabalho foram avaliadas as alterações sobre a assembléia de peixes impostas pela construção do reservatório da UHE Itá, situada na porção superior da Bacia do rio Uruguai. Foram realizadas capturas antes da formação do lago (entre 1995 e 1997) e após a formação deste (entre 2000 e 2008), em cinco locais diferentes ao longo da área de influência do reservatório. Antes do fechamento da barragem, foi registrada a presença de 68 espécies e após o barramento, verificou-se 86 espécies no reservatório. A riqueza de espécies foi afetada pela implantação da UHE Itá, tendo apresentado gradiente espaço-temporal. A diversidade e a equitabilidade não diferiram entre os períodos (antes e depois do reservatório), bem como entre os locais analisados. A captura por unidade de esforço (CPUE) tanto em número quanto em biomassa foi superior na fase posterior à formação do lago da UHE Itá principalmente no ponto Palomas situado a jusante da barragem. A análise multivariada DCA e a MRPP evidenciaram uma diferença longitudinal na assembléia de peixes no período anterior a implantação da barragem da UHE Itá. Os pontos situados a jusante mostraram uma assembléia de peixes diferenciada dos demais locais, entretanto semelhante entre si, enquanto os pontos de montante apresentaram assembléia de peixes semelhantes. Após o represamento, a diferença entre os pontos de montante e jusante continuaram existindo, entretanto, houve mudança na composição da assembléia em ambos os ambientes com redução notória de cascudos do gênero *Hypostomus* e aumento significativo de várias espécies de oportunistas dentre elas o lambari *Bryconamericus stramineus*. O ponto UG, o mais distante da barragem da UHE Itá, manteve sua assembléia de peixes semelhante aquela observada antes do represamento. *Steindachnerina brevipinna* e *Hypostomus isbrueckeri* foram as duas espécies mais abundantes antes e após a formação do lago.

ABSTRACT

In this study, we analyzed fish assemblage alterations due to the construction of Itá Dam, located in the upper Uruguay River, southern Brazil. Fish sampling was carried out before (from 1995 to 1997) and after (from 2000 to 2008) the impoundment of Itá reservoir at three sampling sites along the main body of the reservoir and its area of influence. Before damming, the ichthyofauna of the upper Uruguay River was composed of 68 species and after, 86 species. Catch per unit effort (CPUE) in number of individuals (CPUE_n) and biomass (CPUE_b) were higher after damming, mainly in the Palomas site, located downstream of the dam. Constancy analysis showed that accidental species predominated. The DCA and the MRPP analysis helped to detect a longitudinal difference in fish assemblages after the construction of Itá dam. Downstream sites presented different fish assemblage compare to upstream sites, but similar between them. The upstream sites presented similar fish assemblages. After damming, the difference between downstream and upstream sites continued to exist; however, some changes in species composition were observed, with an important decrease in the abundance of cascudos of the genus *Hypostomus* and increase of several oportunist species such as the lambari *Bryconamericus stramineus*. Fish assemblages observed at the Uruguay Goio-ên site, the most downstream site, was similar before and after damming. *Steindachnerina brevipinna* and *Hypostomus isbrueckeri* were the most abundant species before and after impoundment of Itá reservoir.

Key words: reservoir, impact, ichthyofauna, diversity, ecological descriptors.

Introdução

O aumento da demanda por energia, controle das cheias e suprimento de água tem figurado como as principais causas para a construção de barragens (Gomes *et al.*, 2008). A implantação de empreendimentos interceptando os cursos de água naturais introduz respostas ambientais complexas, como modificações dos atributos físicos, químicos e biológicos, os quais podem ter seu curso alterado por interações entre os mesmos ou por novas perturbações impostas ao

sistema (Benedito-Cecílio *et al.*, 1997). Um inevitável efeito dos represamentos é a mudança na composição das espécies, com proliferação de algumas em detrimento da redução ou mesmo eliminação de outras (Agostinho *et al.*, 1999). As condições ambientais impostas por uma barragem são determinantes na re-estruturação da ictiofauna residente (Hahn & Fugi, 2007). De maneira geral, a colonização do novo ambiente aquático consiste na re-organização das populações já existentes no antigo leito do rio formador (Fernando & Holcik, 1991), podendo ser complementada pelas espécies da bacia de drenagem (Agostinho *et al.*, 1999).

Reservatórios são importantes ecossistemas artificiais com usos múltiplos. Constituem-se numa rede interativa complexa entre os organismos: espécies, populações, comunidades e o seu ambiente físico-químico. Esta rede está em estado dinâmico, resultado de permanente processo de resposta às funções de forças climatológicas e aos efeitos produzidos pela manipulação do sistema da barragem (Tundisi, 1999).

A bacia do rio Uruguai, assim como outras bacias brasileiras, tem sido alvo crescente da implantação de empreendimentos hidrelétricos. De acordo com Hahn *et al.* (1998), a instabilidade observada nos primeiros anos após os represamentos pode ser mais ou menos duradoura em função dos procedimentos operacionais da barragem, e dos gradientes longitudinais nas características físicas, químicas e biológicas. Infelizmente, a maioria dos reservatórios brasileiros não dispõe de uma descrição detalhada acerca de sua ictiofauna antes do barramento, o que dificulta o entendimento dos processos que levaram à composição e à estrutura das assembléias de peixes que compõe o reservatório. Assim, a estrutura da assembléia de peixes que se estabelece pode ser imprevisível devido às perturbações não-cíclicas relacionadas à operação da barragem e a natureza recente daqueles ambientes (Gido & Matthews, 2000).

O conhecimento da composição da ictiofauna e a compreensão dos mecanismos funcionais da mesma constituem condições imprescindíveis para a avaliação das possíveis alterações ambientais e a definição de medidas mitigadoras dos impactos sobre o ambiente e seus diversos componentes (Hickson *et al.*, 1995). Considerando-se o sistema do rio Uruguai, estudos ictiofaunísticos são ainda incipientes (Di Persia & Neiff, 1986) e aqueles referentes à porção superior, restringem-se aos trabalhos de Weis *et al.* (1983); Bertoletti (1985); Bossemeyer *et al.* (1985); Bertoletti *et al.* (1989 a,b); Hahn *et al.* (1997); Zaniboni-Filho &

Schulz (2003); Zaniboni-Filho *et al.* (2004); Zaniboni-Filho *et al.* (2008); Nuñez & Zaniboni-Filho (2009).

Estudos realizados com assembléia de peixes na bacia do rio da Prata têm mostrado que este grupo é fortemente impactado pela presença dos barramentos. Oliveira *et al.* (2001) relatam as mudanças na assembléia de peixes decorrentes do fechamento da UHE Porto Primavera (rio Paraná). Agostinho *et al.* (2004) relatam a influência dos barramentos do alto rio Paraná sobre a alteração da composição das espécies nestes ambientes. Estudos sobre a biologia e distribuição das espécies no alto rio Uruguai são escassos e não existe conhecimento sobre o impacto dos barramentos para os peixes nativos desta sub-bacia. Assim, este estudo buscou responder a seguinte questão: a barragem de Itá afetou a estrutura da assembléia dos peixes na região do alto rio Uruguai? E se afetou, quais foram os ambientes mais impactados?

A fim de responder esta questão, o presente estudo pretende verificar os efeitos do barramento sobre a composição, abundância e biomassa da assembléia de peixes na área de influência da UHE de Itá.

Material e Métodos

Área de estudo

O rio Uruguai tem sua nascente na união do rio Pelotas com o rio Canoas, os quais nascem na Serra Geral a aproximadamente 1.200 m acima do nível do mar e a 50 km do Oceano Atlântico (Zaniboni-Filho & Schulz, 2003). A bacia do rio Uruguai compreende uma área de aproximadamente 384.000 km², dos quais 176.000 km² (48%) situam-se em território brasileiro, compreendendo 46.000 km² no estado de Santa Catarina e 130.000 km² no estado do Rio Grande do Sul (ANEEL, 2010). O rio Uruguai percorre 2.262 km até desembocar no estuário da Prata, do qual fazem parte também os rios Paraná e Paraguai (Di Persia & Neiff, 1986).

Formado em janeiro/2000, o reservatório de Itá, está situado nas coordenadas 27°16'39.1" S e 52°22'56.9"O. Foi o primeiro empreendimento hidrelétrico situado no trecho superior do rio Uruguai, e o segundo implantado neste rio, quando se considera toda a sua extensão. Com uma área total de 141 km² e área alagada de 103 km², o reservatório de Itá apresenta um tempo de residência médio da água de 55 dias e encontra-se distante 1.529 km da foz do rio Uruguai.

Amostragem

Foram realizadas 46 coletas em dois períodos: antes da formação do reservatório (AR) e depois do reservatório (DR). Em AR, oito coletas com periodicidade trimestral, no período entre julho de 1995 e abril de 1997, foram efetuadas. Na fase DR, 38 amostragens bimestrais foram distribuídas entre outubro de 2000 e julho de 2008. Cinco estações de coleta, situadas no rio Uruguai e alguns dos seus principais tributários, foram definidas visando englobar as áreas sob influência direta ou indireta do reservatório da UHE Itá (Fig.3), sendo: Peixe (PX), Marcelino Ramos (MR), Rancho Grande (RG), Palomas (P) e Goio-Ên (UG). Considerando a sua posição geográfica após a construção da barragem da UHE Itá, os pontos de coleta PX, MR e RG situam-se a montante da barragem, enquanto P e UG, localizam-se a jusante.

Os aparelhos de pesca consistiram em baterias de redes de espera de malha simples medindo 1,5; 2; 2,5 e 3 mm entre nós adjacentes, 1,4 m de altura e com comprimentos variando entre 20 e 30 m. Redes de espera do tipo tresmalho (feiticeiras) com malhas de 3,0 a 5,0 mm entre nós adjacentes, 1,4 m de altura e com comprimentos variando entre 20 e 40 m, também foram utilizadas. Além destes apetrechos de pesca, uma rede de travessia com malha 8 mm entre nós adjacentes, 8 m de altura e com 120 m de comprimento, foi disposta quando as características do ambiente amostrado permitiram. Todas as redes foram armadas ao entardecer e retiradas ao amanhecer na região litorânea de cada estação de coleta, tendo sido empregado um esforço de pesca de 12 horas. Os resultados obtidos nas amostragens serviram para as análises quantitativas. Após a formação do reservatório, no ponto MR além da bateria de redes disposta na região litorânea, um conjunto composto com as mesmas redes foi colocado no ambiente pelágico. Os resultados das capturas da região litorânea e pelágica em MR foram agrupados.

A fim de possibilitar a comparação dos dados de captura entre os cinco pontos de coleta, os dados foram analisados pelo esforço de pesca empregado, sendo apresentados em CPUE. Foram também utilizadas picaré, tarrafa e espinhel, entretanto os resultados destas capturas foram utilizados apenas na abordagem qualitativa.

Todos os exemplares capturados foram identificados até o nível de espécie, de acordo com chaves taxonômicas específicas, pesados (peso total em g) e mensurados (comprimento total em mm) ainda em campo. A seguir foram fixados em formalina a 10% e posteriormente, conservados em tambores de polietileno com etanol 70%. Os

exemplares que não puderam ser identificados em campo foram encaminhados para o laboratório de Ictiologia da Universidade Estadual de Londrina (UEL), Estado do Paraná e para o Museu de Ciências e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil. Espécimens-testemunho encontram-se depositados na Coleção Ictiológica da Universidade Estadual de Londrina (UEL), no Museu de Ciências e Tecnologia, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Brasil, bem como no mostruário de peixes do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/UFSC).

Análise de dados

A abundância foi determinada através da captura por unidade de esforço (CPUE) realizada para número de indivíduos por m² de rede (CPUE_n), e por biomassa em kg por m² de rede (CPUE_b) para cada local e agrupado por ano.

Para a análise da estrutura da assembléia foram estimados os seguintes atributos: a riqueza de espécies de Margalef (S), a equitabilidade de Pielou (J), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a constância de Dajoz (1983). A análise espacial e temporal destes atributos foi realizada para cada local e ano de coleta. Para a determinação dos três primeiros atributos, utilizou-se o software Primer 6 β R3 (Clarke & Gorley, 2001) com uma matriz contendo todas as espécies. A constância foi calculada com todas as espécies de acordo com Dajoz (1983). Foram consideradas constantes aquelas presentes em mais de 50% das coletas; acessórias as que estiveram presentes entre 25 e 50%, e acidentais as que ocorreram em menos de 25% das coletas.

Para avaliar as diferenças entre as médias dos atributos e abundância (CPUE/n e CPUE/b) foi utilizada a análise da ANOVA bifatorial, considerando como fatores, os pontos e os períodos. Quando foram verificadas diferenças significativas na ANOVA, aplicou-se *a posteriori* o teste de Tukey ($p < 0,05$). Foi também calculado a variação das escalas espacial (pontos), temporal (períodos) e a interação entre estes fatores, através da comparação total explicada pelo modelo (R²) da ANOVA bifatorial. Tais análises foram efetuadas através do software estatístico Statistica 7.0.

Para analisar as alterações na estrutura da assembléia de peixes, foi usada como ferramenta exploratória, a análise de correspondência com correção do arco (DCA). A análise multivariada DCA é uma ordenação normalmente utilizada quando se deseja determinar os

padrões da estrutura da assembléia de peixes, tanto em escala espacial, temporal, bem como espaço-temporal. O algoritmo da CA fornece como resultado final uma ordenação dos locais e/ou períodos pela segregação das espécies, a qual é ferramenta útil na avaliação dos padrões de distribuição de assembléias e na identificação de similaridade faunística em escalas espacial e temporal. Após a aplicação da DCA, utilizou-se como teste definitivo o Multi-Response Permutation Procedures (MRPP), o qual permite a comparação de grupos de dados não balanceados. Estas análises foram calculadas com o auxílio do software PC-ORD 5.10 (McCune & Mefford, 2006), com base em uma matriz de abundância contendo 76 espécies. As espécies raras (frequência de ocorrência < 1%) foram excluídas, visto que a DCA, assim como outras técnicas de ordenação, é muito influenciada pela presença de espécies raras.

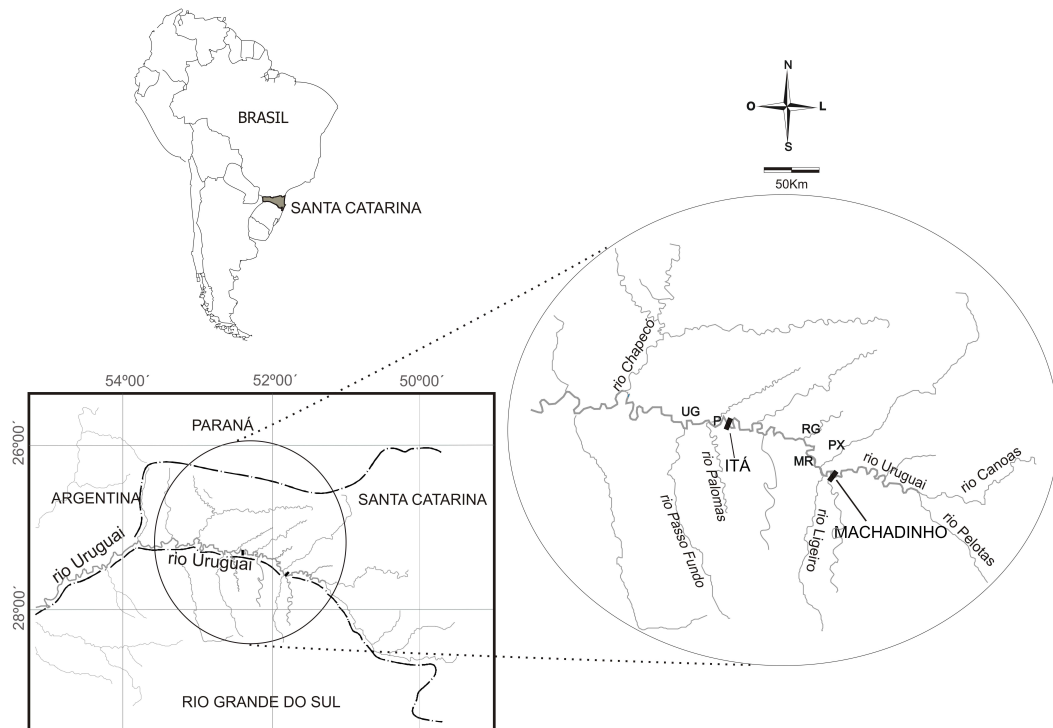


Fig. 3. Mapa da área amostrada com pontos de coleta. PX= Peixe; MR= Marcelino Ramos; RG= Rancho Grande; P= Palomas e UG= Goio-Ên.

Resultados

Composição taxonômica do período total

Foram capturados 36.597 espécimens, pertencentes a 91 táxons, 26 famílias e 8 ordens. Characiformes (62,2%) e Siluriformes (32,5%) foram as ordens mais representativas no período total. No período AR foram capturadas 68 espécies distribuídas em 6 ordens, enquanto em DR foram capturadas 86 espécies pertencentes a 7 ordens (Fig. 4). Algumas ordens estiveram presentes em apenas um dos períodos estudados, como Synbranchiformes em AR, e Atheriniformes e Cyprinodontiformes em DR (Fig. 4). Characidae (17), Loricariidae (16), Cichlidae (13) e Pimelodidae (8) foram as famílias com maior número de espécies capturadas. *Steindachnerina brevipinna* (14,0%); *Hypostomus isbrueckeri* (9,3%); *Astyanax fasciatus* (8,0%); *Schizodon nasutus* (6,1%); *Iheringichthys labrosus* (5,9%); *Astyanax bimaculatus* (5,8%); *Astyanax* gr. *scabripinnis* (5,6%); *Apareiodon affinis* (5,6%); *Loricariichthys anus* (4,9%) e *Acestrorhynchus pantaneiro* (4,4%) foram as espécies mais capturadas durante todo o período, contribuindo com 69,9% das capturas. Foram encontradas em todos os locais de amostragem 41 espécies.

Foram capturadas quatro espécies exóticas em todo estudo: carpa capim, *Ctenopharingodon idellus*, carpa comum *Cyprinus carpio* e tilápia *Oreochromis niloticus*, foram registradas nas fases AR e DR, enquanto a carpa cabeça grande *Aristichthys nobilis*, foi capturada apenas na fase DR, sendo que houve duplicação do número de espécies exóticas após a formação do reservatório.

A lista das espécies capturadas durante todo o período é apresentada na Tabela 1.

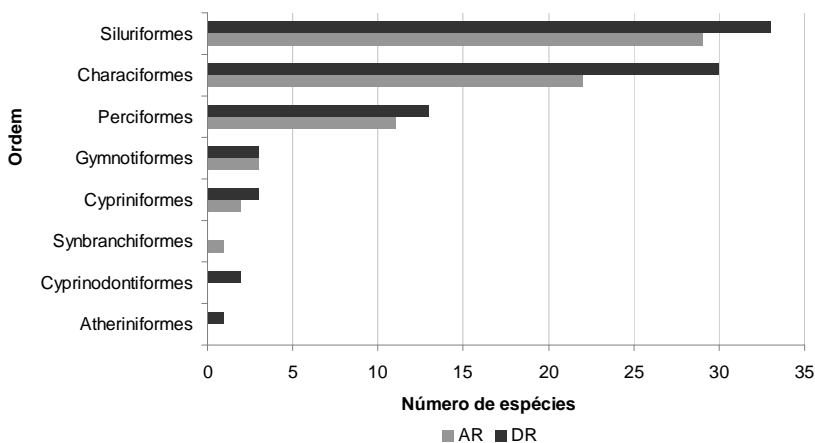


Fig. 4. Número de espécies de acordo com a sua ordem nos períodos anterior (AR) e posterior (DR) a formação do lago da UHE Itá.

Composição taxonômica antes do represamento

Foram amostradas 68 espécies no período anterior a formação do reservatório (AR). Entre estas, a espécie reofílica, o dourado *Salminus brasiliensis*.

Com relação à constância das espécies, na fase anterior à formação do reservatório, das 68 espécies amostradas, 15 foram consideradas constantes, 16 acessórias e 37 acidentais.

Durante este período do estudo, a comunidade íctica foi dominada numericamente pelo: biru *S. brevipinna* (15,3%); os cascudos *H. isbrueckeri* (9,9%) e *Loricariichthys* sp.(7,8%); o bagre beijuado *I. labrosus* (7,1%); os lambaris *A. fasciatus* (6,3%) e *A. bimaculatus* (5,8%); o peixe cachorro *Oligosarcus* cf. *jenynsii* (4,2%); e o mandi pintado *Pimelodus maculatus* (3,5%).

Composição taxonômica após o represamento

Foram amostradas 86 espécies após a instalação da UHE Itá (DR), ou seja, houve um acréscimo de 18 espécies nas capturas neste período. Algumas espécies migradoras de grande porte como o dourado *S. brasiliensis*, o curimba, *Prochilodus lineatus* e a piava *Leporinus obtusidens*, foram capturadas, entretanto, em termos numéricos sua

porcentagem de participação foi pequena totalizando juntas 0,8% do total numérico capturado. Em biomassa, corresponderam a 17,8% da biomassa total capturada.

Do total amostrado, 14 espécies foram consideradas constantes, 12 acessórias e 60 acidentais.

Após o represamento, as espécies mais freqüentes foram: o biru *S. brevipinna* (13,8%); o cascudo *H. isbrueckeri* (9,3%); o lambari *A. fasciatus* (8,3%); a voga *S. nasutus* (7,0%); o canivete *A. affinis* (6,1%); outros dois lambaris *A. gr. scabripinnis* (6,0%) e *A. bimaculatus* (5,8%) e o mandi beíçudo *I. labrosus* (5,7%).

Tabela 1. Lista das espécies e número de peixes capturados antes (AR) e depois da formação (DR) do reservatório da UHE Itá, no período entre julho/1995 e outubro/2008.

Classificação	Espécie		Nome popular	AR	DR
ACTINOPTERYGII					
Atheriniformes					
Atherinidae	<i>Odontesthes aff. perugiae</i>	Evermann & Kendall, 1906	peixe rei		269
Cypriniformes					
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	Linnaeus, 1758	carpa comum	2	30
	<i>Aristichthys nobilis</i>	(Richardson, 1845)	carpa cabeça grande		1
	<i>Ctenopharingodon idellus</i>	(Valenciennes, 1844)	carpa capim	1	3
Cyprinodontiformes					
Poeciliidae	<i>Cnesterodon</i> sp.				1
	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		barrigudinho		3
Characiformes					
Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Menezes, 1992	peixe cachorro	5	1604
Anostomidae	<i>Leporinus amae</i>	Godoy, 1980	boca de moça	42	23
	<i>Leporinus obtusidens</i>	(Valenciennes, 1836)	piava		24
	<i>Leporinus striatus</i>	Kner, 1858	piava	6	23
	<i>Schizodon nasutus</i>	Kner, 1858	voga	46	2205
	<i>Astyanax</i> aff. <i>eigenmanniorum</i>	(Cope, 1894)	lambari		15
Characidae	<i>Astyanax bimaculatus</i>	(Linnaeus, 1758)	lambari	289	1845
	<i>Astyanax fasciatus</i>	(Cuvier, 1819)	lambari	313	2638
	<i>Astyanax</i> gr. <i>scabripinnis</i>	(Jenyns, 1842)	lambari	169	1898
	<i>Astyanax</i> sp. 3		lambari		20
	<i>Astyanax</i> sp. 4		lambari		9

continua...

Classificação	Espécie		Nome popular	AR	DR
	<i>Bryconamericus iheringii</i>	(Boulenger, 1887)	lambari	144	650
	<i>Bryconamericus stramineus</i>	Eigenmann, 1908	lambari	16	906
	<i>Cynopotamus kincaidi</i>	(Schultz, 1950)	peixe cachorro		20
	<i>Hyphessobrycon</i> sp.		lambari		180
	<i>Oligosarcus brevioris</i>	Menezes, 1987	peixe cachorro	35	23
	<i>Oligosarcus</i> cf. <i>jenynsii</i>	(Günther, 1864)	peixe cachorro	210	382
	<i>Galeocharax humeralis</i>	(Valenciennes, 1834)	peixe cachorro	73	612
	<i>Galeocharax</i> sp.		peixe cachorro		4
	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Kner, 1858	piranha	1	60
	<i>Serrasalmus maculatus</i>	Kner, 1858	piranha	8	382
	<i>Salminus brasiliensis</i>	(Cuvier, 1817)	dourado	1	84
Crenuchidae	<i>Characidium</i> cf. <i>zebra</i>	Eigenmann, 1909	piquirá		12
Curimatidae	<i>Cyphocharax spilotos</i>	Vari, 1987		1	
	<i>Steindachnerina biornata</i>	(Braga & Azpelicueta, 1987)	biru	83	94
	<i>Steindachnerina brevipinna</i>	(Eigenmann & Eigenmann, 1889)	biru	764	4372
Cynodontidae	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Spix & Agassiz, 1829	cachorra	1	4
Erythrinidae	<i>Hoplias lacerdae</i>	Miranda-Ribeiro, 1908	traírao	48	102
	<i>Hoplias malabaricus</i>	(Bloch, 1794)	traíra	15	168
Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i>	(Steindachner, 1879)	canivete	113	1940
Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	(Valenciennes, 1836)	curimba		109
Gymnotiformes					
Apteronotidae	<i>Porotergus ellisi</i>	Alonso de Arámburu, 1957	ituí, sarapó		2
Rhamphichthyidae	<i>Rhamphichthys hahni</i>	(Meinken, 1937)	peixe-espada	1	
Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>	(Linnaeus, 1758)	tuvirão	4	36

continua...

Classificação	Espécie		Nome popular	AR	DR
Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>	(Valenciennes, 1842)	tuvira	47	113
Perciformes					
Cichlidae	<i>Cichlasoma aff. facetum</i>	(Jenyns, 1842)	cará	2	
	<i>Crenicichla celidochilus</i>	Casciotta, 1987	joaninha	33	42
	<i>Crenicichla igara</i>	Lucena & Kullander, 1992	joaninha	30	16
	<i>Crenicichla jurubi</i>	Lucena & Kullander, 1993	joaninha	32	65
	<i>Crenicichla lepidota</i>	Heckel, 1840	joaninha		33
	<i>Crenicichla minuano</i>	Lucena & Kullander, 1993	joaninha	53	32
	<i>Crenicichla missioneira</i>	Lucena & Kullander, 1993	joaninha	24	73
	<i>Crenicichla tendybaguassu</i>	Lucena & Kullander, 1993	joaninha-beiçuda	8	3
	<i>Crenicichla vittata</i>	Heckel, 1840	joaninha	8	168
	<i>Geophagus brasiliensis</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	cará	153	348
	<i>Gymnogeophagus gymnogynys</i>	(Hensel, 1870)	cará	59	112
	<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	(Hensel, 1870)	cará		6
	<i>Oreochromis niloticus</i>	(Linnaeus, 1758)	tilápia	2	51
Sciaenidae	<i>Pachyurus bonariensis</i>	Steindachner, 1879	corvina		57
Siluriformes					
Auchenipteridae	<i>Auchenipterus sp.</i>		bagre mole	35	61
	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	(Linnaeus, 1766)	bagre	2	277
	<i>Parauchenipterus teaguei</i>	(Devincenzi, 1942)	bagre	38	32
	<i>Tatia neivai</i>	(Ihering, 1930)			1
Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	(Linnaeus, 1758)	tamboatá		1
	<i>Corydoras paleatus</i>	(Jenyns, 1842)	limpa-fundo	2	1
Cetopsidae	<i>Cetopsis gobioides</i>	(Kner, 1858)	bagrinho-roxo		12

continua...

Classificação	Espécie		Nome popular	AR	DR
Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.				1
	<i>Rhamdella longiuscula</i>	Lucena & Silva, 1991		3	11
	<i>Rhamdia quelen</i>	(Quoy & Gaimard, 1824)	jundiá	120	160
Loricariidae	<i>Ancistrus</i> sp.		casculo-roseta	1	4
	<i>Ancistrus taunayi</i>	Miranda Ribeiro, 1918	casculo-roseta	11	9
	Cf. <i>Rhinelepis</i>		casculo-preto	16	49
	<i>Hemiancistrus</i> sp.		casculo-abacaxi	150	114
	<i>Hypostomus commersonii</i>	Valenciennes, 1836	casculo-	62	243
	<i>Hypostomus isbrueckeri</i>	Reis, Weber & Malabarba, 1990	casculo	494	2929
	<i>Hypostomus luteus</i>	(Godoy, 1980)	casculo-pintado	16	98
	<i>Hypostomus regani</i>	(Iheringi, 1905)	casculo-pintado	23	47
	<i>Hypostomus roseopunctatus</i>	Reis, Weber & Malabarba, 1990	casculo	19	167
	<i>Hypostomus ternetzi</i>	(Boulenger, 1895)	casculo		1
	<i>Hypostomus</i> sp.		casculo	5	2
	<i>Hypostomus uruguayensis</i>	Reis, Weber & Malabarba, 1990	casculo	6	33
	<i>Loricariichthys anus</i>	(Valenciennes, 1836)	casculo-chicote	21	1788
	<i>Loricariichthys</i> sp.		casculo-chicote	391	140
Pimelodidae	<i>Paraloricaria vetula</i>	(Valenciennes, 1836)	casculo-viola	28	69
	<i>Rineloricaria</i> sp.		violinha	5	35
	<i>Iheringichthys labrosus</i>	(Lütken, 1874)	mandi-beiçudo	353	1803
	<i>Megalonema platanum</i>	(Günther, 1880)	jundiá-branco	3	1
	<i>Parapimelodus valenciennis</i>	(Lütken, 1874)	mandi	6	646
	<i>Pimelodus absconditus</i>	Azspelicueta, 1995	mandi-pintado	126	314
	<i>Pimelodus atrobrunneus</i>	Vidal e Lucena, 1999	mandi	10	74

continua...

Classificação	Espécie		Nome popular	AR	DR
	<i>Pimelodus maculatus</i>	Lacépède, 1803	pintado-amarelo	174	618
	<i>Sorubim lima</i>	(Bloch & Schneider, 1801)	boca de chinelo	1	
	<i>Steindachneridion scriptum</i>	(Miranda Ribeiro, 1918)	suruvi	10	8
Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	(Valenciennes, 1836)	bagre-sapo		1
Synbranchiformes					
Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch, 1795	muçum	8	
Total de peixes capturados				4981	31616

A figura 5 mostra as espécies que apresentaram maior participação numérica nas capturas na fase anterior (AR), e a frequência observada na fase posterior à formação do reservatório da UHE Itá (DR).

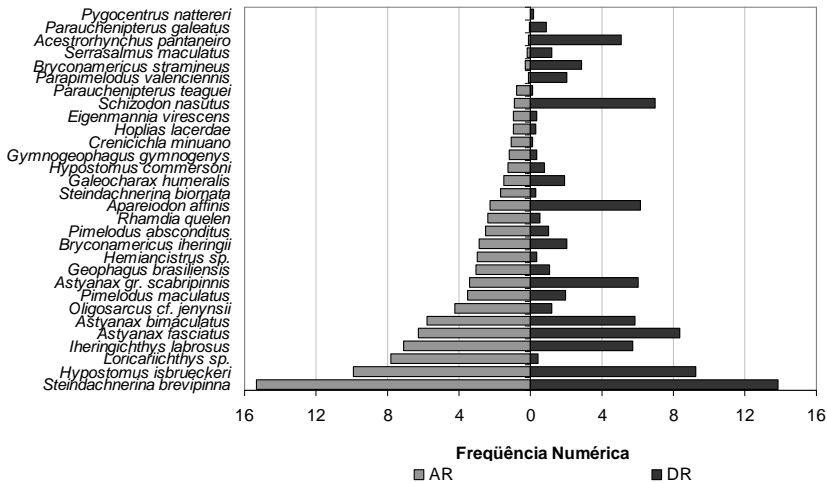


Fig. 5. Frequência numérica das 30 espécies numericamente mais abundantes na fase anterior (AR) e a frequência observada na fase posterior ao represamento (DR) na área sob influência da UHE Itá.

Considerando-se as 30 espécies mais abundantes nos dois períodos analisados (Fig. 5), observou-se que as espécies mais frequentes na fase AR, o biru *S. brevipinna* e o cascudo *H. isbrueckeri*, mantiveram-se como as mais capturadas em DR. Neste período, algumas espécies já existentes em AR como o peixe-cachorro *A. pantaneiro* e o bagrinho *P. valenciennis* experimentaram expressivo aumento em suas populações, sendo equivalente a 50 vezes para a primeira espécie e de 17 vezes para a segunda. A voga *S. nasutus* e o lambari *B. stramineus*, que ocorriam em baixa proporção na fase AR, também apresentaram um aumento, de 7 e 9 vezes em suas populações em DR, respectivamente. Outras espécies já presentes na fase AR, que experimentaram aumento em DR, foram as piranhas *Pygocentrus nattereri* e *Serrasalmus maculatus*, praticamente 9 vezes mais, e o canivete *A. affinis* em cerca de 3 vezes.

Além dos aumentos observados para algumas espécies, a fase DR foi marcada também pela substituição de algumas espécies por outras de hábitos alimentares semelhantes. O grupo dos peixes-cachorro, composto no período AR pelos gêneros *Galeocharax*, *Oligosarcus* e *Acestrorhynchus*, totalizaram 6,5% das capturas (em número), enquanto que em DR contribuíram com 8,3%. Entretanto, a principal diferença não foi de ordem numérica, mas sim com relação à dominância apresentada. Em AR, *Oligosarcus* cf. *jenysii* foi o peixe-cachorro dominante no grupo enquanto que em DR esta espécie apresentou baixa frequência de ocorrência, dando lugar a *A. pantaneiro* que passou a dominar o grupo dos peixes-cachorro. Situação semelhante foi observada para o cascudo *Loricariichthys* sp., que foi abundante em AR (7,8%) e decresceu consideravelmente em DR (0,4%), dando lugar a *Loricariichthys anus* na fase DR (5,7%).

A fase DR foi marcada ainda pela captura de algumas espécies que não haviam sido registradas em AR, como por exemplo, a corvina *Pachyurus bonariensis* e o peixe-rei *Odontesthes* aff. *perugiae*.

Atributos da assembléia de peixes

A ANOVA bifatorial detectou que houve diferença estatística significativa tanto para a riqueza (S) de espécies entre os pontos de coleta, como entre os períodos (AR e DR). A riqueza variou entre 14 espécies no ponto UG (DR) e 44 espécies nos pontos P e MR (DR). O ponto P apresentou a maior riqueza e diferiu significativamente do ponto UG (Tukey, $p < 0,05$).

A diversidade (H') variou de 2,08, no ponto MR (DR), a 3,05 no ponto P (DR). Contudo a ANOVA bifatorial não detectou diferença significativa ($p > 0,05$).

A equitabilidade (J) variou entre 0,62 no ponto P (DR) e 0,88 no ponto MR (DR), entretanto também não foram detectadas diferenças nos valores entre as estações de coleta e períodos ($p > 0,05$).

A Tabela 2 mostra os resultados da ANOVA bifatorial para os diferentes atributos da assembléia analisados.

Tabela 2. Resultados da ANOVA bifatorial dos atributos da assembléia de peixes (riqueza, diversidade e equitabilidade), bem como CPUE_n (n^o/m²) e CPUE_b (kg/m²), no período entre julho/1995 e outubro/2008, na região do alto rio Uruguai.

	Fatores	SS	GL	MS	F	p
Riqueza (S)	Ponto	583,5	4	145,9	3.702	.0110*
	Periodo	221,2	1	221,2	5.612	.0220*
	Ponto*Periodo	116,9	4	29,2	0,742	0,569
Diversidade Shannon (H')	Ponto	0,401	4	0,1	2.124	0,094
	Periodo	0,01	1	0,01	0,208	0,651
	Ponto*Periodo	0,254	4	0,064	1,347	0,268
Equitabilidade Pielou (J)	Ponto	0,013	4	0,003	1.062	0,387
	Periodo	0,005	1	0,005	1.611	0,211
	Ponto*Periodo	0,01	4	0,003	0,857	0,497
CPUE/n (n ^o /m ²)	Ponto	38,17	4	9,54	4,500	.004*
	Periodo	33,09	1	33,09	15,610	.000*
	Ponto*Periodo	35,5	4	8,88	4,190	.006*
CPUE/b (kg/m ²)	Ponto	0,908	4	0,227	7,980	.000*
	Periodo	0,452	1	0,452	15,88	.000*
	Ponto*Periodo	0,882	4	0,221	7,750	.000*

Abundância

A ANOVA bifatorial detectou diferença estatística na interação entre a CPUE_n e CPUE_b ($p < 0,05$).

Através do teste de Tukey ($p < 0,05$) verificou-se que o ponto Palomas foi o mais afetado, sendo que a CPUE_n no período DR foi seis vezes maior que a CPUE_n no período AR, e estatisticamente superior a todos os demais pontos de coleta (Fig. 6a). A CPUE_b do ponto Palomas (DR), foi dez vezes superior aquela obtida neste ponto no período AR (Tukey, $p < 0,05$). A biomassa obtida no Palomas (DR) foi superior aos verificado nos demais pontos (Tukey, $p < 0,05$) (Fig. 6b). A ANOVA mostrou que as variações da CPUE_n e da CPUE_b durante o período estudado foram mais de natureza temporal do que espacial (Tab. 3).

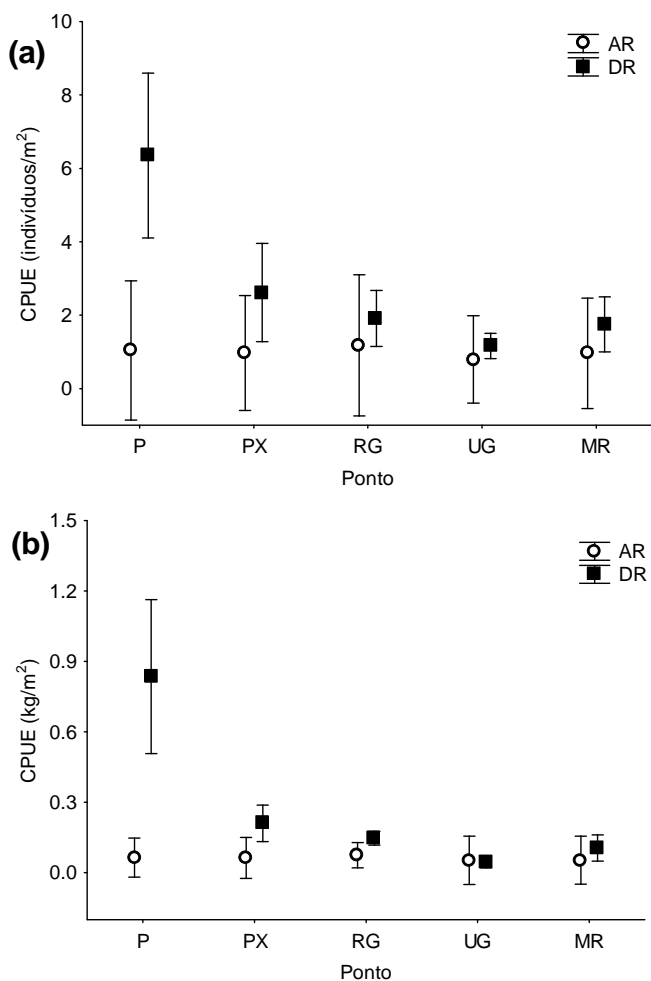


Fig. 6. ANOVA bifatorial da captura por unidade de esforço em número (CPUE indivíduos/m²) (a), e biomassa (CPUE kg/m²) (b), ao longo dos anos avaliados nos cinco diferentes pontos de coleta situados no trecho superior do alto rio Uruguai. * PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, RG= Rancho Grande, P= Palomas e UG= Goio-Ên.

Tabela 3. Resultados do Modelo R para os dados de abundância em CPUE_n (n^o/m²) e CPUE_b (kg/m²), para o período entre julho/1995 e outubro/2008 na área sob influência da UHE Itá.

	R	Ponto	Período	Interação
CPUE _n (n ^o /m ²)	65	4,89	51,50	22,46
CPUE _b (kg/m ²)	75	7,41	39,91	36,49

Estrutura das Assembléias

A DCA explicou 43% da variabilidade dos dados de abundância nos diferentes ambientes amostrados durante todo o período analisado (Fig. 7). A DCA 1 representou 26,2% do total de variação dos dados e apresentou um gradiente espacial na área de estudo, onde os pontos de jusante UG e P, mostraram-se segregados dos pontos de montante (MR, PX e RG). Os pontos de jusante estiveram caracterizados pela presença das espécies: *H. isbrueckeri* (0,42; p<0,05), *Hypostomus luteus* (0,48; p<0,05), *Hypostomus roseopunctatus* (0,51; p<0,05), *Loricariichthys* sp. (0,55; p<0,05). Os pontos de montante foram caracterizados pelas espécies: *A. pantaneiro* (-0,58; p<0,05), *Hoplias malabaricus* (-0,46; p<0,05), *Loricariichthys anus* (-0,59; p<0,05) e *Steindachnerina brevipinna* (-0,67; p<0,05).

A DCA 2 explicou 16,8% da variação dos dados de abundância numérica e mostrou uma segregação temporal para os pontos de jusante e montante. Desta forma, os pontos de montante PX, RG e MR no período AR, se caracterizaram por apresentar uma maior abundância das espécies: *Ancistrus taunayi* (0,47; p<0,05), *Crenicichla celidochilus* (0,45; p<0,05), *C. igara* (0,42; p<0,05), *C. minuano* (0,45; p<0,05), *Hemiancistrus* sp. (0,42; p<0,05), *Leporinus amae* (0,41; p<0,05), *Oligosarcus* cf. *jenynsii* (0,45; p<0,05) e *Rhamdia quelen* (0,60; p<0,05). Já os pontos de jusante P e UG no período DR, foram caracterizados principalmente pela presença da espécie: *Bryconamericus stramineus* (-0,43; p<0,05).

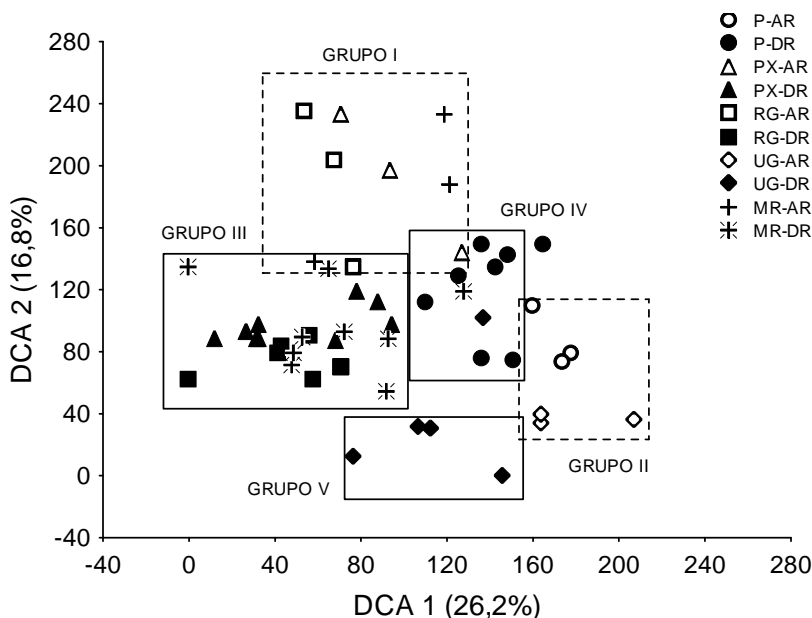


Fig. 7. DCA representando a segregação espacial dos dados de abundância numérica nos diferentes anos e ambientes amostrados antes e após a formação da UHE Itá.* Lótico: P= Palomas e G= Goio-ên; Transição: MR=Marcelino Ramos e PX= Peixe; Lêntico: RG= Rancho Grande; AR = antes do reservatório; DR = depois do reservatório.

A análise da MRPP ($T = -11,54$; $A = 0,16$; $p < 0,05$) veio a corroborar a segregação espaço-temporal já observada na DCA (Tab.4). Verificou-se que mesmo antes da implantação da barragem, as assembléias dos pontos de jusante UG e P eram semelhantes, assim como as assembléias dos pontos P e MR. Neste período (AR), os pontos de montante de PX, RG e MR apresentaram assembléias semelhantes. Após a implantação da UHE Itá, a assembléia de peixes do ponto UG continuou sendo semelhante à assembléia do ponto P na fase AR, porém com alguma diferença em relação ao ponto UG na fase DR. Já os pontos situados a montante da barragem, RG, PX e MR, continuaram apresentando semelhança entre suas assembléias, embora diferentemente do período AR. Os resultados da MRPP podem ser visto na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados do Multi-Response Permutation Procedures (MRPP), para o período entre julho/1995 e outubro/2008 na região sob influência da UHE Itá no alto rio Uruguai (*indica diferença estatística significativa $p < 0,05$). MR=Marcelino Ramos, PX= Peixe; RG= Rancho Grande, P= Palomas, UG= Goio-ên; AR= antes do reservatório, DR = depois do reservatório.

Grupos			T	A	p
P-AR	X	P-DR	-3.64	0.1	0.05
P-AR	X	PX-AR	-2.03	0.09	0.03
P-AR	X	PX-DR	-4.14	0.1	0.01
P-AR	X	RG-AR	-2.18	0.09	0.03
P-AR	X	RG-DR	-3.74	0.11	0.01
P-AR	X	UG-AR	0.64	-0.05	0.72*
P-AR	X	UG-DR	-1.6	0.05	0.07*
P-AR	X	MR-AR	-1.48	0.08	0.08*
P-AR	X	MR-DR	-2.96	0.06	0.01
P-DR	X	PX-AR	-4.13	0.11	0.01
P-DR	X	PX-DR	-6.16	0.1	0.01
P-DR	X	RG-AR	-4.88	0.16	0.01
P-DR	X	RG-DR	-6.69	0.14	0.01
P-DR	X	UG-AR	-5.01	0.17	0.01
P-DR	X	UG-DR	-5.79	0.15	0.01
P-DR	X	MR-AR	-4.11	0.11	0.01
P-DR	X	MR-DR	-5.98	0.09	0.01
PX-AR	X	PX-DR	-3.4	0.08	0.01
PX-AR	X	RG-AR	-0.45	0.02	0.34*
PX-AR	X	RG-DR	-3.87	0.12	0.01
PX-AR	X	UG-AR	-2.75	0.16	0.02
PX-AR	X	UG-DR	-2.26	0.09	0.03
PX-AR	X	MR-AR	1.12	-0.07	0.88*
PX-AR	X	MR-DR	-3.21	0.07	0.01
PX-DR	X	RG-AR	-3.82	0.09	0.01
PX-DR	X	RG-DR	-0.51	0.01	0.25*
PX-DR	X	UG-AR	-5.51	0.15	0.01
PX-DR	X	UG-DR	-4.94	0.11	0.01
PX-DR	X	MR-AR	-3.28	0.08	0.01
PX-DR	X	MR-DR	-1.23	0.01	0.11*
RG-AR	X	RG-DR	-3.7	0.11	0.01
RG-AR	X	UG-AR	-2.65	0.17	0.02
RG-AR	X	UG-DR	-3.04	0.13	0.01
RG-AR	X	MR-AR	-0.51	0.02	0.26*
RG-AR	X	MR-DR	-3.69	0.08	0.01
RG-DR	X	UG-AR	-4.58	0.18	0.01
RG-DR	X	UG-DR	-5.17	0.12	0.01
RG-DR	X	MR-AR	-3.72	0.11	0.01
RG-DR	X	MR-DR	-2.88	0.04	0.01
UG-AR	X	UG-DR	-2.38	0.09	0.03
UG-AR	X	MR-AR	-2.52	0.17	0.02
UG-AR	X	MR-DR	-4.57	0.11	0.01
UG-DR	X	MR-AR	-2.38	0.11	0.03
UG-DR	X	MR-DR	-3.32	0.06	0.01
MR-AR	X	MR-DR	-2.62	0.06	0.01

Discussão

Na região do alto rio Uruguai a composição da ictiofauna na área sob influência da UHE Itá, foi caracterizada pela predominância de Characiformes e Siluriformes, corroborando a idéia de Lowe Mc-Connel (1999) de este ser o padrão para ambientes neotropicais de água doce. De maneira geral pode-se dizer que a assembléia de peixes na área de influência da UHE Itá foi constituída na maior parte por espécies de pequeno porte, como lambaris, birus e canivetes, sendo as espécies mais abundantes, o biru *S. brevipinna* e o cascudo *H. isbrueckeri*.

O hábito detritívoro de *S. brevipinna* (Giora & Fialho, 2003) e *H. isbrueckeri* permitiu que estas espécies se mantivessem mesmo após a transformação do ambiente fluvial. Salvador-Jr. *et al.* (2009) relataram ainda que as espécies da família Loricariidae, são capazes de utilizar também plantas e invertebrados, além de algas, sedimentos e detritos, ampliando o espectro alimentar em condições de reservatório. Agostinho *et al.* (1999) relataram que a participação expressiva de espécies detritívoras tende a ser mais comum em represamentos recentes em decorrência do alagamento da biomassa terrestre durante a formação dos reservatórios.

O alagamento da área decorrente do enchimento do reservatório provoca a decomposição da vegetação submersa, que não garante apenas abundância de alimento, mas pode ainda servir como substrato para o desenvolvimento de comunidades perifíticas e indiretamente o crescimento do zooplâncton. Desta forma condição não beneficia somente as espécies de hábitos detritívoros, como as populações de outras categorias alimentares tais como herbívoros, planctívoros e piscívoros. Assim, embora a dominância por parte de *S. brevipinna* e *H. isbrueckeri* tenha sido mantida nas diferentes fases do estudo (AR e DR), as principais mudanças observadas na assembléia de peixes após a formação do reservatório da UHE Itá, estiveram relacionadas ao aumento de algumas espécies pré-existentes e ao aparecimento de outras.

Este deve ser o caso da espécie herbívora *S. nasutus* que teve sua população aumentada na área de estudo. Zaniboni-Filho *et al.* (2008) relatam ainda que o desenvolvimento de macrófitas aquáticas flutuantes nos primeiros anos após a formação da UHE de Itá deve também ter contribuído para o incremento da população de *S. nasutus*. No reservatório de Jurumirim, situado no rio Paranapanema, *S. nasutus* também figurou entre as sete espécies mais capturadas (Carvalho *et al.*,

1994). O incremento do gênero *Shizodon* é relatado também para outros reservatórios sul-americanos (Espinach-Ros & Rios-Parodi, 1997; Sato & Sampaio, 2006). Outras espécies que apresentaram maior crescimento populacional após a formação do reservatório de Itá, merece destaque o peixe-cachorro *A. pantaneiro* e o bagrinho *P. valenciennis*. É sabido que a proliferação de espécies forrageiras, comum em reservatórios, leva conseqüentemente a abundância de espécies piscívoras (Agostinho *et al.*, 1999), como é o caso de *A. pantaneiro* neste estudo. Além disso, *A. pantaneiro* apresenta desova parcelada e fecundidade relativamente alta (Meurer & Zaniboni-Filho, **no prelo**), o que pode ser considerada uma estratégia reprodutiva eficaz no estabelecimento desta espécie. O sucesso de *A. pantaneiro* tem sido relatado também na colonização do reservatório de Manso, na Bacia do rio Cuiabá (UEM, Nupelia/Furnas 2005). O aumento da biomassa de espécies piscívoras também foi verificado após o fechamento da barragem de Tucuruí (Mérona *et al.*, 2001).

O incremento populacional do bagrinho zooplânctívoro *P. valenciennis* (Nunes, 2009) pode ter sido beneficiado pelo desenvolvimento da comunidade zooplânctônica, visto que o aumento destes organismos é esperado em reservatórios em virtude do incremento nos processos fotoautotróficos (Baxter, 1977). A produção fitoplânctônica nos primeiros anos após a formação do lago de Itá foi elevada (Zaniboni Filho *et al.*, 2008). Uma elevação da produção primária, segundo O'Brien (1990), resulta no aumento da produtividade biológica nos demais níveis da cadeia alimentar. Margalef (1983) relata que a colonização de reservatórios recém formados pela comunidade zooplânctônica é uma das alterações mais relevantes associadas à disponibilidade de alimento para peixes, já que no ambiente lótico esta comunidade é pouco desenvolvida. Além do hábito alimentar zooplânctívoro, *P. valenciennis* apresenta também desova parcelada (Reynalte-Tataje *et al.*, 2006). A associação destas duas características se constitui numa estratégia de vida eficaz e que favoreceu a colonização do reservatório da UHE Itá.

De acordo com Quirós (2003), diferentemente de lagos naturais, os reservatórios não abrigam uma comunidade íctica formada através de uma relação coevolucionária prolongada entre espécies e seu ambiente. Assim, embora a assembléia íctica de um reservatório seja originária do rio represado, muitas espécies ribeirinhas não são capazes de se adaptar as novas condições e desaparecem. Desta forma é esperado que a

assembléia formada após a instalação de um barramento seja diferente àquela pré-existente (Agostinho *et. al.*, 2007).

No presente estudo, antes da implantação da barragem da UHE Itá havia uma diferença longitudinal na assembléia de peixes, como visto através da DCA. Os pontos situados a jusante (UG e P) mostravam uma assembléia de peixes diferenciada dos demais locais, entretanto semelhante entre si. Os pontos de montante (MR, PX e RG), por sua vez apresentavam maior semelhança na composição de sua assembléia de peixes. A diferença entre os pontos de coleta antes do barramento pode estar relacionada à presença do acidente geográfico conhecido como Estreito Augusto César. Após o represamento, todos os pontos apresentaram mudança na estrutura de suas assembléias, embora UG manteve sua assembléia mais semelhante ao período AR. O fato de o ponto UG estar localizado geograficamente mais distante da barragem pode ter feito com que as características hidrodinâmicas tenham sido mantidas, o que pode explicar porque a assembléia de peixes deste local ficou praticamente inalterada. Após a implantação da barragem a diferença entre os pontos de montante e jusante continuaram existindo provavelmente relacionado à própria presença do barramento e a diferença da hidrodinâmica da água presente entre os pontos de montante e jusante.

O aumento da riqueza e da diversidade na fase posterior a formação do reservatório (DR), tem sido encontrado na área da barragem de Peixe Angical no rio Tocantins (TO) por Soares *et al.* (2009). Agostinho *et al.* (2007) afirmam que a riqueza de espécies locais geralmente aumenta durante os primeiros meses após o enchimento devido a uma mistura das assembléias inicialmente distribuídas sobre uma faixa de ambientes fluviais, agora inundados e homogenizados. Outros estudos indicam redução da riqueza após a formação de reservatórios, segundo Habit *et al.* (2007) verificaram que a comunidade de peixes foi dramaticamente alterada tornando-se menos diversa após o começo da operação da usina do rio Laja, no Chile. A comparação dos atributos de espécies da ictiofauna entre ambientes é considerada difícil especialmente devido à heterogeneidade dos habitats, as diferenças físicas e químicas dos ambientes, bem como, as diferenças no esforço de pesca empregadas (Araújo *et al.*, 2008). Apesar disso, Agostinho *et al.* (2007) traçaram um comparativo entre a riqueza de espécies de 75 reservatórios brasileiros e verificaram que a riqueza média nestes reservatórios é de 30 espécies. Segundo os autores este é um número baixo, quando comparado a alta diversidade encontrada em sistemas sul

americanos típicos, relatada por Lowe Mc-Connel (1999). A abundância e a riqueza de espécies podem estar associadas à heterogeneidade ambiental, à disponibilidade de abrigo em cada área do reservatório (Ribeiro Neto *et al.*, 2001), à adequação as condições físicas, ao isolamento dos centros de dispersão e à produtividade primária (Ricklefs, 2003).

Estudos no reservatório de Samuel, na bacia Amazônica, registraram equitabilidades baixas em função do predomínio de piranhas e maparás (Santos, 1995). No reservatório de Tucuruí, no rio Tocantins, também foi observada baixa equitabilidade decorrente da proliferação de piranhas e tucunarés (Santos & Mérona, 1996).

Na área sob influência da UHE Itá, verificou que, os atributos riqueza, equitabilidade e diversidade, mantiveram semelhantes nos diferentes momentos compreendidos neste estudo. O aumento na riqueza de espécies após a formação do lago da UHE Itá, somente foi observado no ponto Palomas (P), localizado a jusante da barragem. A maior riqueza neste local pode ser explicada pela maior concentração de peixes nesta região, situada imediatamente abaixo da barragem. Essa concentração de peixes pode ser ainda acrescida pelo aumento no número de espécies oportunistas neste local em função da maior disponibilidade de recursos.

Muitos trabalhos relatam a variação da abundância e biomassa de peixes após a construção de reservatórios. Estudos realizados no reservatório de Peixe Angical no rio Tocantins mostraram que a abundância dos peixes sofreu uma considerável alteração após a construção da barragem (Soares *et al.*, 2009) com um aumento significativo nos valores de CPUE. Estes autores ainda apontaram que a ictiofauna da barragem foi a mais alterada de todo o trecho. O maior aumento dos valores de CPUE após o enchimento está de acordo com o apontado por Agostinho *et al.* (2007) para 65 reservatórios no Brasil. Alguns autores tem indicados que o aumento na abundância de peixes após o represamento esta relacionado a elevada produção biológica nos primeiros anos do represamento decorrente da grande liberação de nutrientes dissolvidos pela matéria orgânica submersa (Petrere-Júnior, 1996).

Mérona *et al.* (2001) verificaram um aumento na abundância de peixes avaliando a assembléia após a construção da barragem de Tucuruí (Amazônia).

No presente estudo, apenas o ponto P, situado imediatamente abaixo da barragem, apresentou um aumento significativo das CPUEs de

número de indivíduos e biomassa. As condições lóticis próximas a saída das turbinas e imediações do ponto P, fez com que ocorresse uma concentração de espécies de grande porte, propiciando desta forma um aumento na abundância (CPUEn) e na biomassa (CPUEb). Vono (2002) encontrou resultado semelhante, onde o aumento da abundância foi verificado logo a jusante da barragem de Miranda (rio Araguari). Este autor sugere que este aumento é decorrente da proliferação de espécies oportunistas em função da disponibilidade de recursos promovida pela variação diária de vazão a jusante da barragem, além do confinamento de populações e a ausência de mortandades. Já os demais pontos estudados não apresentaram diferenças significativas entre o período antes e depois da construção da barragem de Miranda.

Os resultados obtidos neste trabalho revelaram que a implantação da UHE Itá afetou a assembléia de peixes no alto rio Uruguai principalmente no que se refere a sua estrutura bem como a abundância das espécies. A abundância tanto em número como em biomassa mostraram-se diferentes tanto espacialmente quanto temporalmente, sendo que após a construção da barragem, foram consideravelmente maiores a jusante da barragem. Os atributos da assembléia de peixes, entretanto, não foram tão afetados, com exceção da riqueza que se apresentou incrementada a jusante da barragem (ponto Palomas).

Agradecimentos

A CAPES e ao CNPq pelo suporte financeiro; aos técnicos de campo Maurício Machado, Pedro Iaczinski e Ronaldo Silva pelo auxílio nas coletas dos peixes; ao Dr. Oscar Akio Shibatta pelas informações referentes à sistemática; a Samara Hermes-Silva pela revisão no inglês.

Literatura citada

ANEEL Site disponível em
http://www.aneel.gov.br/area.cfm?id_area=111 Acesso 14 de abril de 2010.

Araújo, F. G., A. G. Cruz-Filho, M. C. C. Azevêdo & A. C. A. Santos. 2008. Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(3): 417-430.

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.

Agostinho, A. A., L. E. Miranda, L. M. Bini, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & H. I. Suzuki. 1999. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: Tundisi, J.G. & M. Straskraba (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. São Carlos, International Institute of Ecology; Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers; Rio de Janeiro, Brazilian Academy of Sciences, 585p.

Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255-283.

Benedito-Cecílio, E., A. A. Agostinho, H. F. Júlio-JR. & C. S. Pavanelli. 1997. Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14(1):1-14.

Bertoletti, J. J. 1985. Aspectos sistemáticos e biológicos da ictiofauna do rio Uruguai. *Veritas*, 30(117):93-129.

Bertoletti, J. J., C. A. S. Lucena, Z. M. S. Lucena, L. R. Malabarba & R. E. Reis. 1989a. Ictiofauna do rio Uruguai superior entre os municípios de Aratiba e Esmeralda, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, Série Zoologia*, 32(48):3-42.

Bertoletti, J. J., C. A. S. Lucena, Z. M. S. Lucena, L. R. Malabarba & R. E. Reis. 1989b. Ictiofauna do rio Canoas, sistema do rio Uruguai Superior, Campos Novos, Santa Catarina, Brasil. *Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, Série Zoologia*, 32(49):43-75.

Bossemeyer, I. M. K., M. L. C. Weis, S. T. Benemann & M. L. S. Bier. 1985. Ictiofauna do Rio Santa Maria, RS. *Ciência e Natura*, 7:209-222.

Carvalho, E. D., Fujihara, C. Y. & Henry, R. 1994. Fish communities of the Jurumirim reservoir (Parapanema River, São Paulo State, Brasil): composition, diversity and fish yields. In: Proceedings of the VIII Congress Societas Europaea Ichthyologorum, Oviedo, Spain:19.

Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2001. Software PRIMER 6 β R3. Plymouth, PRIMER-E. UK.

Dajoz, R. 1983. Ecologia geral. Petrópolis, Vozes. 472p.

Di Persia, D. H. & J. J. Neiff. 1986. The Uruguay River System. Pp. 599-621. In: Davies, B.R., K. F Walker (Eds.). The Ecology of River System. Dordrecht, The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers. 816p.

Espinach-Ros, A. & C. Rios-Parodi. 1997. Conservación de la fauna ictica en el Embalse de Salto Grande. Comision Administradora del Rio Uruguay (CARU)/Comision Técnica Mista de Salto Grande (CTMSG), 37 p.

Fernando, C. & C. H. Holcik. 1991. Fish in reservoirs. Internationale Revue Der Gesanten Hydrobiologie, 76(2): 149-167.

Gido, K. B. & W. J. Matthews. 2000. Dynamics of the Offshore Fish Assemblage in a Southwestern Reservoir (Lake Texoma, Oklahoma-Texas). Copeia, 2000(4): 917-930.

Giora, J. & C. B. Fialho. 2003. Biologia alimentar de *Steindachnerina brevipinna* (Characiformes, Curimatidae) do rio Ibicuí-Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia Série Zoologia, 93(3):277-281.

Gomes, J. H. C., A. C. I. M. Dias & C. C. Branco. 2008. Fish assemblage composition in three reservoirs in the State of Rio de Janeiro. Acta Limnologica Brasileira, 20(4): 373-380.

Habit, E., M. C. Belk & O. Parra. 2007. Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 17(1): 37-49.

Hahn, N. S. & R. Fugii. 2007. A alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. *Oecologia Brasiliensis*,1(4): 469-480.

Hahn, N. S., Agostinho, A. A., L. C. Gomes & L. M. Bini. 1997. Estrutura trófica. Pp. 229-248. In: A. E .A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho & N. S. Hahn (Eds.). A planície de inundação do alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Maringá, Eduem, 460p.

Hahn, N. S., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & L. M. Bini. 1998. Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Revista Interciência*, 23: 299-305.

Hickson, R. G., T. C. T. Maranhão, T. S. Vital & W. Severi. 1995. Método para a caracterização da ictiofauna em estudos ambientais. Pp.1-8. In: Juchem, P. A. (Ed.). Manual de avaliação de impactos ambientais. SEMA/IAP/GTZ, Curitiba.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo, Edusp. 535p.

Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona, Omega.1010p.

McCune, B. and M.J. Mefford. 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 5.10. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, USA. 237pp.

Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 60(4): 375-392.

Meurer, S. & Zaniboni-Filho, E. no prelo. Alimentação e reprodução de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes, Acestrorhynchidae) no alto rio Uruguai, Brasil. *Neotropical Ichthyology*.

Nuñer, O. A. & E. Zaniboni-Filho. 2009. Length-weight relationships of fish species caught in the upper Uruguay River. *Brazilian Journal of Applied Ichthyology*, 25: 362-364.

Nunes, M. C., 2009. Ictiofauna associada ao cultivo de peixes em tanques-rede no reservatório da usina hidrelétrica de Itá, Alto rio Uruguai, Brasil. Dissertação (Mestrado) – Programa Pós-Graduação em Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC, 37p.

O'Brien, W. J. 1990. Perspectives on fish in reservoir limnology. Pp 209-225. In: K.W. Thornton, B.L. Kimmel & F. E. Payne, (eds.), Reservoir limnology: ecological perspectives. John Wiley, New York. 246p.

Oliveira, E. F. O., E. L. Antoniassi; A. A. Agostinho, E. Benedito-Cecilio. 2001. Fish assemblages in littoral areas of the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Acta Scientiarum*, 23(2): 369-376.

Petriere Jr., M. 1996. Fisheries in large tropical reservoirs in South America. *Lakes & Reservoirs: research and management*, 2: 111-133.

Quirós, R. 2003. Principios de Ordenación Pesquera Responsable en. Embalses con referencia a aquellos de América Latina. COPESCAL/ FishCode/. FAO. 12p.

Reynalte-Tataje, D. A., S. Hermes-Silva, E. Zaniboni-Filho, A. P. O. Nuñez. 2006. Biologia do mandi *Parapimelodus valenciennis* (Pisces, Pimelodidae) na bacia do Alto Rio Uruguai. In: Simpósio Ecologia de Reservatórios – Limnologia de Reservatórios Profundos. Itá, SC, p.51.

Ribeiro Neto, F. B, A. P. C. Brunini, C. N. Oliveira & A. B. Belluzzo. 2001. Efeito da heterogeneidade ambiental, da presença de macrófitas e do recrutamento sobre a estrutura da comunidade de peixes em um reservatório eutrófico (Reservatório de Americana, São Paulo, Brasil). In: XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia, São Leopoldo, Resumos.

Ricklefs, R. E. 2003. A economia da natureza. Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan. 503p.

Salvador-Jr, L.F., G. N. Salvador & G. B. Santos. 2009. Morphology of the digestive tract and feeding habits of *Loricaria lentiginosa* Isbrücker 1979 (Loricariidae) in a Brazilian reservoir. *Acta Zoologica*, 90: 101-109.

Santos, G. M. 1995. Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia - Brasil). *Acta Amazonica*, 25:247-280.

Santos, G. M. & B. Mérona. 1996. Impactos imediatos da UHE Tucuruí sobre as comunidades de peixes e a pesca. Pp. 251-258. In: Magalhães, S. B., E. R. de Castro, R. C. Britto (Eds.). *Energia na Amazônia*. Manaus: Universidade Federal da Amazônia: Museu Paulo Emílio Goldi: Universidade da Amazônia.

Sato, Y. & E. V. A. Sampaio. 2006. A ictiofauna na região do alto São Francisco, com ênfase no reservatório de Três Marias, Minas Gerais. Pp. 251-274. In: Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcini (Eds.). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos, Rima, 472p.

Soares, A. B. , F. M. Pelicice, P. H. F. Lucinda, A. Akama & C. S. Agostinho. 2009. Diversidade de peixes na área de influência da barragem de peixe angical, antes e após a formação do reservatório. Pp. 15-39. In: Agostinho, C. S., F. M. Pelicice & E. E. Marques (Eds.). *Reservatório de Peixe Angical Bases Ecológicas para o manejo da ictiofauna*. São Carlos, Rima, 188p.

Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi & O. Rocha. 1999. Theoretical basis for reservoir management, Pp. 505-528. In: Tundisi, J. G. and M. Straskraba (Eds.). *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. Leiden, Backhuys Publishers, 585p.

Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Furnas. 2005. *Biologia pesqueira e pesca na area de influência do APM Manso. Relatório final: biologia pesqueira*. Elaborado por A. A. Agostinho *et al.* Maringá, Relatório técnico. 449p.

Weis, M.L.C., I. M. K. Bossermeyer, M. L. S. Bier & H. O. Lippold. 1983. Inventário da fauna ictiológica do rio Ibicui-Mirim, RS. *Ciência & Natura*, 5:135-152.

Zaniboni-Filho, E. & U. H. Schulz. 2003. Migratory Fishes of the Uruguay River. Pp. 157-194. In: Carolsfield, J., B. Harvey, C. Ross &

A. Baer (Eds.). *Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status*. World Fisheries Trust/World Bank/IDRC. Canada, 380p.

Zaniboni-Filho, E., S. Meurer, O. A. Shibatta & A. P. O. Nuñez. 2004. *Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai*. Florianópolis, Ed. da UFSC, 128p.

Zaniboni-Filho, E., A. P. O. Nuñez, D. A. Reynalte-Tataje, S. Hermes-Silva & S. Meurer. 2008. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (alto rio Uruguai). Pp. 21-48. In: Zaniboni-Filho, E. & A. P. O. Nuñez (Eds.). *Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna*. Florianópolis, Ed. da UFSC, 198p.

CAPÍTULO II – Variação temporal da alimentação e reprodução de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes, Acestrorhynchidae) após a instalação de dois reservatórios no alto rio Uruguai, Brasil.

Revista: Neotropical Ichthyology

Variação temporal da alimentação e reprodução de *Acestrorhynchus pantaneiro* Menezes, 1992 (Osteichthyes, Acestrorhynchidae) após a instalação de dois reservatórios no alto rio Uruguai, Brasil.

Meurer, Samira* e Zaniboni-Filho, E.

Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/CCA/UFSC), Rodovia SC 406, n° 3532, Armação, Florianópolis/SC, CEP 88066-292 (samixam@hotmail.com)

PALAVRAS-CHAVE: biologia alimentar, biologia reprodutiva, barragem, peixe cachorro.

Abstract

The reproductive and feeding biology of *Acestrorhynchus pantaneiro* was studied in the upper Uruguay River, South Brazil. Fourteen sites were surveyed seasonally between 2000 and 2006. A total of 3,427 fishes were caught, 2,015 females and 1,412 males. The sex ratio was 1.4:1, being different to most sampling periods. The highest feeding activity was observed during spring and the lowest during summer time. *A. pantaneiro* was considered a piscivore fish based on the 2,401 stomachs analyzed. The species showed a parceled spawning type with a long reproductive period, although the highest intensity of reproduction occurs between the beginning of spring and summer, marked by the distribution of the gonadosomatic index and the frequency of gonadal maturity stages. Relative fecundity (mean \pm sd) was 139 ± 56 oocytes per mm of total length and 152 ± 66 oocytes per gram of total weight. The fecundity was 33.470 ± 19.151 oocytes, and the mean diameter of the mature oocytes was 897.5 ± 365.4 μ m.

Resumo

A biologia reprodutiva e alimentar do peixe cachorro *Acestrorhynchus pantaneiro* foi avaliada na região do alto rio Uruguai, no sul do Brasil. Foram capturados 3427 exemplares, em 14 estações amostradas sazonalmente no período entre 2000-2006. Dentre estes, 2015 eram fêmeas e 1412 machos. A proporção sexual durante todo o período foi de 1,4:1, tendo diferido na maioria dos períodos. A maior

atividade alimentar foi observada na primavera e a menor no verão. A espécie apresenta hábito alimentar piscívoro com base nos 2.401 estômagos analisados. O período reprodutivo é longo e se estende por quase todo o ano, embora esteja mais concentrado entre o início da primavera e o verão, de acordo com a distribuição da relação gonadossomática e da frequência dos estádios de maturação gonadal. A desova é do tipo parcelada. A fecundidade absoluta (média \pm desvio padrão) foi de 33.470 ± 19.151 ovócitos, enquanto a fecundidade relativa foi de 139 ± 56 ovócitos/mm e 152 ± 66 ovócitos/g. O diâmetro médio dos ovócitos maduros foi de $897,5 \pm 365,4$ μ m.

Introdução

A elevada plasticidade comportamental exibida por grande parte das espécies de peixes neotropicais, especialmente no que se refere à reprodução e alimentação, de modo geral impede que ocorra a extinção massiva de espécies numa situação de represamento, entretanto mudanças na composição e na estrutura da assembléia dos peixes são inerentes à formação do novo ambiente (Agostinho *et al.*, 2007). Essas mudanças são tão profundas que segundo Baxter (1977) equivale à criação de um novo ecossistema.

Além de flexibilidade alimentar, as espécies que habitam os reservatórios necessitam ter pré-adaptações a reprodução visto que, as estratégias reprodutivas são em geral, mais conservativas que as alimentares. Desta forma, a pré-adaptação reprodutiva é a característica mais relevante para uma colonização bem sucedida (Agostinho *et al.*, 2007).

Hahn e Delariva (2003) ressaltam a importância da análise da estrutura trófica de peixes a fim de gerar subsídios para compreensão das relações entre a ictiofauna e os demais organismos da comunidade aquática.

Acestrorhynchus pantaneiro Menezes, 1992 é um Acestrorhynchidae de médio porte conhecido popularmente como saicanga ou peixe-cachorro. O único gênero é representado por 15 espécies que podem variar entre 35 e 400 mm de comprimento padrão, as quais são restritas a América do Sul. A maior diversidade de espécies ocorre na Bacia Amazônica e do Orinoco. Assim como os demais membros da família, não são comercialmente importantes apresentando baixo valor comercial (Menezes, 2003). Entretanto, é um piscívoro de relevante papel nas cadeias alimentares aquáticas.

A bacia do rio Uruguai situada em latitudes entre 28°10'S e 37°08'S, abriga uma variada fauna de peixes sendo relatada a presença de 98 espécies na região do alto rio Uruguai (Zaniboni-Filho *et al.*, 2004). Devido ao seu grande potencial hidroelétrico à porção alta da bacia tem sido alvo da instalação de empreendimentos, em funcionamento a partir outubro/2000. *Acestrorhynchus pantaneiro* passou a ser a oitava espécie mais capturada após a formação do reservatório de Itá, a primeira hidrelétrica construída no alto rio Uruguai, durante os levantamentos realizados na região (Zaniboni-Filho *et al.*, 2008). Apesar da sua abundância na região sob influência de barramentos no alto rio Uruguai a espécie ainda é pouco conhecida. Tendo em vista, à importância da espécie na cadeia alimentar, e

sabendo-se que na área de influência de um reservatório, os impactos têm natureza e intensidade consideravelmente distintas (Agostinho *et al.*, 2007), este estudo teve como objetivo avaliar a biologia de *A. pantaneiro*, com relação a sua alimentação e reprodução em área sob influência de barramentos na região do alto rio Uruguai.

Material e Métodos

Área de estudo

O rio Uruguai percorre 2262 km até desembocar no estuário da Prata, do qual fazem parte também os rios Paraná e Paraguai (Di Persia & Neiff, 1986). As coletas foram realizadas numa extensão de aproximadamente 430 km da porção alta do rio Uruguai, estando sob a influência dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Itá e de Machadinho.

O reservatório de Itá apresenta uma área de 141 km² e tempo médio de residência da água de 55 dias. A montante do reservatório de Itá está à barragem da usina hidrelétrica de Machadinho existindo entre elas um pequeno trecho lótico do rio Uruguai de aproximadamente 10 km de extensão.

O reservatório de Machadinho apresenta uma área de 79 km² e tempo médio de residência da água de 53 dias. Os reservatórios de Itá (Arcari *et al.*, 2006) e Machadinho (Porto Filho *et al.*, 2006) apresentam um estado trófico considerado como mesotrófico.

Amostragens

As capturas foram realizadas trimestralmente no período entre outubro de 2000 e agosto de 2006. Foram amostrados 14 diferentes ambiente (Fig. 8) incluindo o rio Uruguai e alguns dos seus principais tributários. Assim, foram amostrados sete diferentes locais que caracterizavam o corpo do reservatório das usinas localizadas neste trecho do rio Uruguai, quatro áreas com águas lóticicas, e três locais que apresentavam características de ambiente de transição entre rio e reservatório.

Para as capturas, foram utilizadas redes de arrasto (picaré), tarrafa, espinhel, redes de espera com malhas simples ou tresmalho (feiticeiras). As malhas variaram entre 1,5 e 3 cm entre nós adjacentes. Redes de arrasto e tarrafas foram utilizadas durante o dia, enquanto as

redes de espera e o espinhel foram armados ao entardecer e retirados ao amanhecer, permanecendo por aproximadamente 12 horas submersas. O esforço de pesca manteve-se constante entre os diferentes locais amostrados.

Após as despescas e identificação taxonômica, todos os exemplares de *Acestrorhynchus pantaneiro* foram pesados (gr), medidos (mm) e eviscerados, sendo seus estômagos pesados e em seguida preservados em formalina 4%. Posteriormente, em laboratório, foram transferidos para álcool 70% onde foram mantidos até seu processamento. O índice de repleção (IR) foi calculado para cada indivíduo, através da seguinte equação: $IR = We/Wt \times 100$, onde We = peso do estômago (gr) e Wt = peso total do peixe (gr).

Os conteúdos estomacais foram examinados e identificados sob microscópio estereoscópico. As análises foram realizadas segundo os métodos de frequência de ocorrência e numérico de acordo com Hyslop (1980). Os recursos utilizados pelos peixes foram classificados em quatro categorias: peixes, insetos, matéria orgânica e matéria inorgânica.

A dinâmica reprodutiva foi avaliada através da análise macroscópica das gônadas retiradas ainda em campo, considerando-se em conta para isso alguns aspectos como: coloração, vascularização, tamanho relativo à cavidade abdominal, flacidez e visualização dos ovócitos. Foram determinados cinco estádios de maturação gonadal (EMG): imaturo (I), em maturação (EM), maduro (M), esvaziado (D/E) e regressão (REG), de acordo com Vazzoler (1996). O período reprodutivo foi estabelecido através da distribuição trimestral dos valores da relação gonadossomática (RGS). A relação gonadossomática foi calculada através da expressão: $RGS = (Wg/Wt) \times 100$ onde, Wt = peso total do peixe (gr) e Wg = peso das gônadas (gr). A proporção sexual foi determinada para ambos os sexos sazonalmente, sendo que para 1 grau de liberdade, valores de χ^2 maiores que 3,84 indicam diferenças significativas ao nível de 5% (Vazzoler, 1996).

Amostras de ovários de 45 fêmeas maduras foram fixadas em solução de Gilson (Vazzoler, 1996) para posterior separação e quantificação dos ovócitos maduros visando à estimativa da fecundidade absoluta. A fecundidade relativa foi estimada considerando o valor da fecundidade absoluta com o peso e o comprimento de cada peixe. A determinação da frequência de ocorrência do diâmetro dos ovócitos contidos no ovário foi realizada a partir de amostras de 56 fêmeas. De cada fêmea, se utilizou uma amostra de 500 ovócitos para a determinação do tamanho mínimo dos ovócitos maduros e que seriam utilizados para a estimativa de fecundidade.

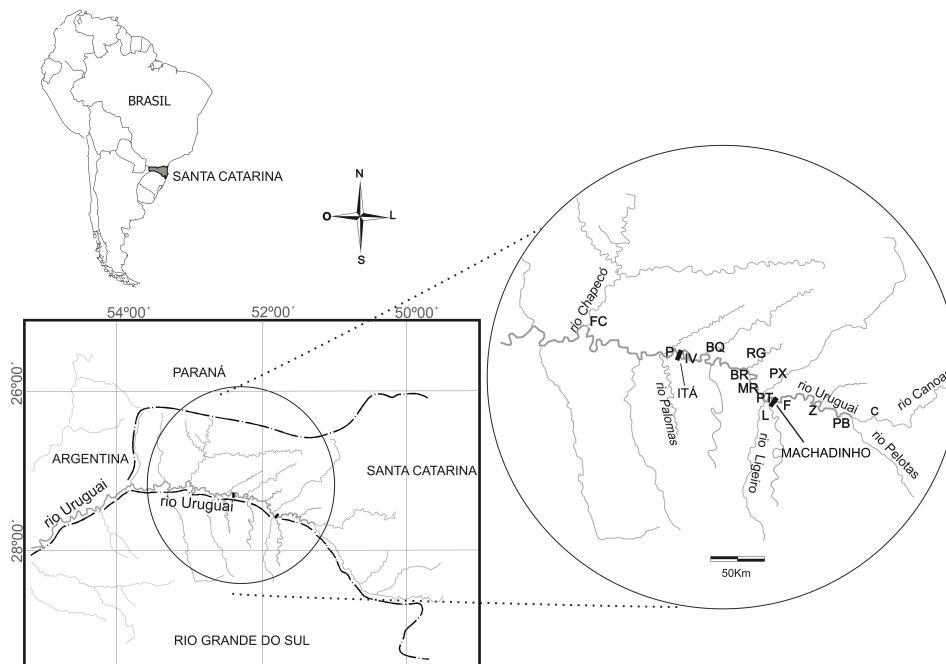


Fig. 8. Localização das estações de amostragem no alto rio Uruguai nos diferentes ambientes. Lêntico: PB= Pelotas Barracão, Z= Zortea, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha; Transição: C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos; Lótico: PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó.

Resultados

Um total de 3427 exemplares de *Acestrorhynchus pantaneiro* foi capturado, sendo 2015 fêmeas e 1412 machos, com comprimento total entre 11,8 e 37,9 cm ($26,5 \pm 3,4$ cm) (média e desvio padrão) para fêmeas, e 7,6 e 33 cm ($20,5 \pm 2,7$ cm) para machos. A variação em peso entre os exemplares capturados foi de 28 e 396 g ($167,4 \pm 59,9$ g) para fêmeas, e 11 e 328 g ($72,5 \pm 31,6$ g) para machos (Fig. 9).

Avaliando a frequência de ocorrência de *A. pantaneiro* de acordo com as características hidrológicas dos pontos amostrais, verifica-se que houve predomínio das capturas em ambientes lênticos (Fig. 10).

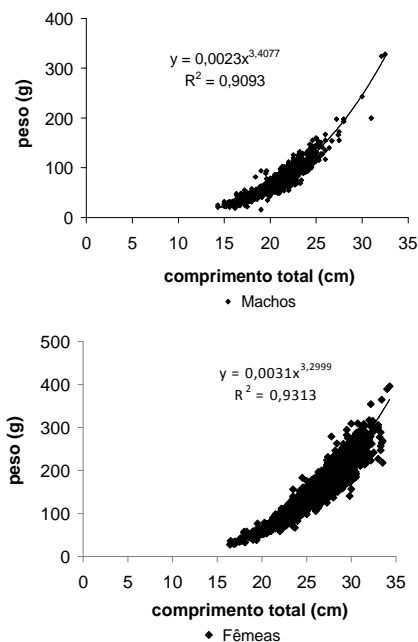


Fig. 9. Curva de crescimento relativa (peso-comprimento) para machos e fêmeas de *Acestrorhynchus pantaneiro*.

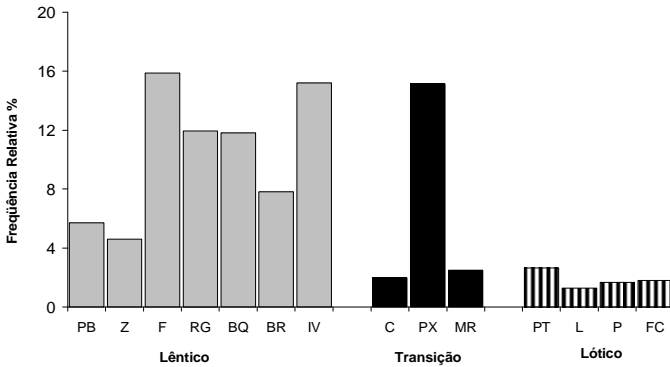


Fig. 10. Frequência relativa dos exemplares de *Acestorhynchus pantaneiro* capturados nos diferentes ambientes amostrados. *Lêntico: PB= Pelotas Barracão, Z= Zorteia, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha, Transição: C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, Lótico: PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó.

A distribuição de frequência por tamanho agrupada por sexo revela que as fêmeas atingem maior tamanho que os machos (Fig. 11).

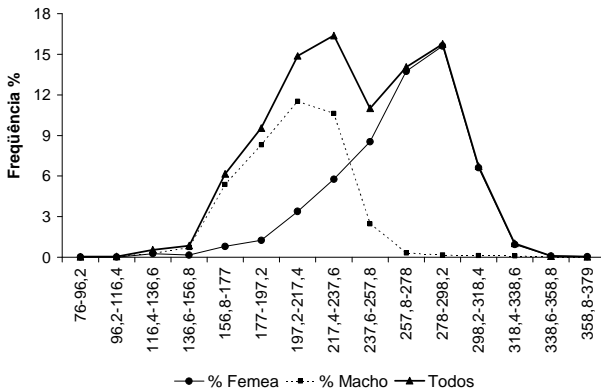


Fig. 11. Distribuição da frequência de ocorrência de machos e fêmeas por classes de comprimento (mm) e agrupada por sexo para os exemplares de *A. pantaneiro* capturados.

Houve predomínio na captura de fêmeas na maioria das estações do ano analisadas no período, embora essa tendência não fosse confirmada nas capturas realizadas durante o outono (Fig. 12). A análise do período total revela semelhança na proporção sexual.

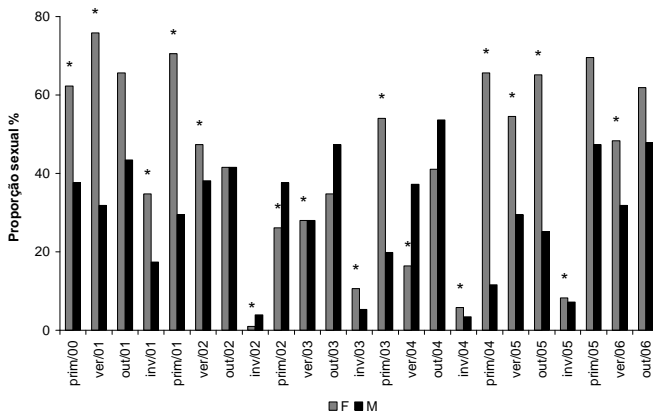


Fig. 12. Variação sazonal da proporção sexual de machos e fêmeas de *A. pantaneiro* capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e agosto/2006 (*diferença ao nível de 5%).

Um total de 2401 exemplares tiveram seus estômagos retirados e analisados, entretanto, somente 14,7% destes continham alimento em seus estômagos. Assim, o conteúdo estomacal de 353 espécimes com comprimento variando entre 122 e 325 mm e peso entre 22 e 309 g, foram analisados.

Dentre os recursos presentes na dieta a categoria “peixe” foi o recurso mais amplamente consumido (Tab. 5). As demais categorias foram ser classificadas como acidentais, considerando já que sua participação conjuntamente foi inferior a 4%. Peixes da família Characidae (30,5%), Cichlidae (17,4%) e Pimelodidae (8,1%) foram os constituintes mais frequentes e em conjunto, totalizaram 56% da frequência de ocorrência (Fig.13). Dentre os peixes que puderam ser identificados à nível genérico ou específico, observou-se a presença de lambaris: *Astyanax bimaculatus*, *Bryconamericus* spp., *Astyanax* spp., o biru *Steindachnerina brevipinna*, e o canivete *Apareiodon affinis*.

Tabela 5. Categorias dos itens alimentares observados, de acordo com os métodos frequência de ocorrência F.O. (%) e gravimétrico (G%).

Itens alimentares	Método utilizado	
	F.O.	G
peixe	95,0	98,5
inseto	2,0	0,5
matéria orgânica	1,0	0,5
matéria inorgânica	2,0	0,5

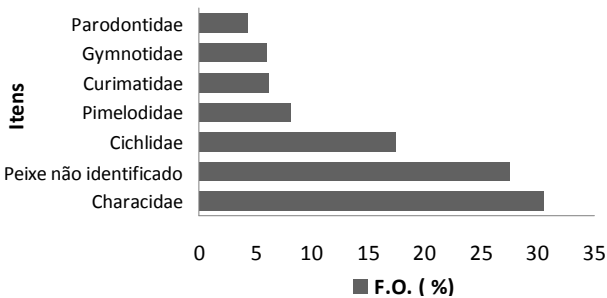


Fig. 13. Frequência de ocorrência (FO%) das diferentes famílias constituintes da categoria "Peixe".

A espécie parece se reproduzir durante todo ano, entretanto ocorre uma maior atividade reprodutiva na primavera, seguida do verão, o que é evidenciado pela maior frequência de fêmeas maduras e elevados valores de RGS (Fig. 14). Os maiores valores de RGS para ambos os sexos foram observados na primavera dos vários anos analisados (Figura 15b). A RGS variou entre 0,73 e 6,66 para fêmeas, enquanto para machos a amplitude de variação da RGS foi de 0,42 a 1,24.

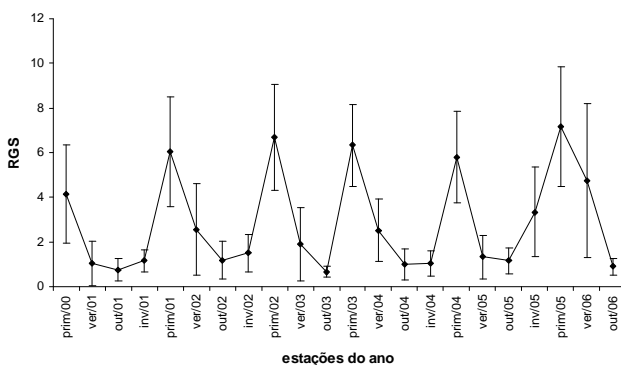


Fig. 14. Variação sazonal dos valores médios e desvios-padrão de RGS para fêmeas capturadas durante o período amostrado no alto rio Uruguai.

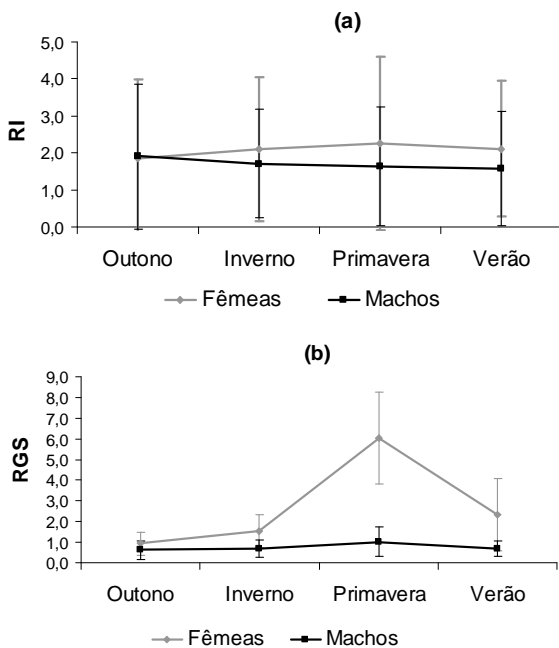


Fig. 15. Variação sazonal dos valores médios e desvios-padrão de IR (a) e RGS (b) para machos e fêmeas capturados durante o período amostrado no alto rio Uruguai.

Em todas as estações do ano verificou-se a presença de machos e fêmeas no estágio em maturação (EM), enquanto que exemplares maduros (M) foram mais frequentes na primavera, seguido pelo verão (Fig. 16).

A fecundidade absoluta (média \pm desvio padrão) foi de 33.470 ± 19.151 ovócitos sendo a fecundidade relativa de 139 ± 56 ovócitos/mm e 152 ± 66 ovócitos/g. Ovócitos maduros apresentaram diâmetro de $897,5 \mu\text{m}$, enquanto que o estoque de reserva foi constituído por ovócitos com diâmetro \leq inferior a $250 \mu\text{m}$.

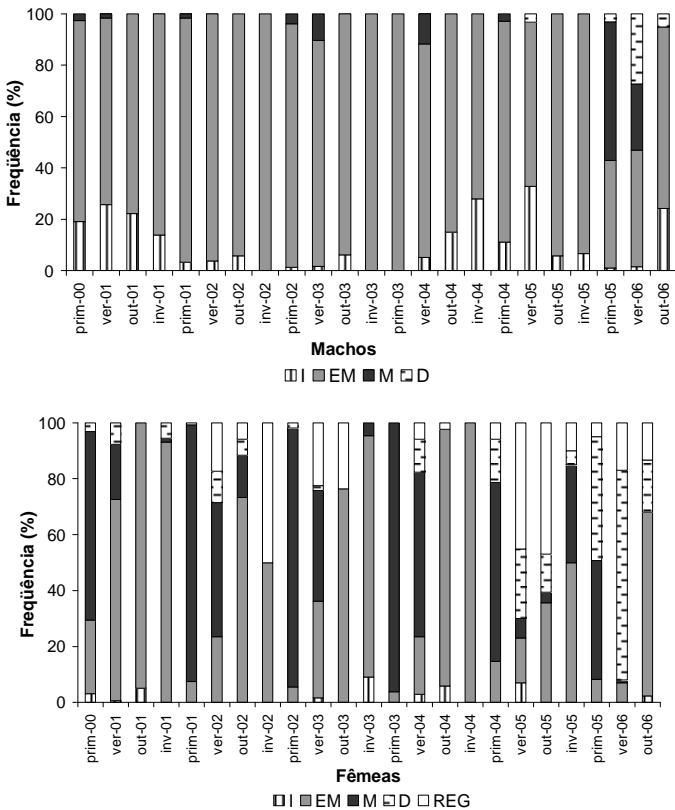


Fig. 16. Variação sazonal da frequência de ocorrência dos estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas de *A. pantaneiro* capturados no alto rio Uruguai.

Discussão

A relação peso-comprimento para os espécimes capturados apresentou coeficientes de alometria diferentes entre os sexos, sendo maior para machos que para fêmeas. Resultado semelhante foi observado para *A. lacustris* (Santos *et al.*, 2007), inclusive com valores próximos aos obtidos neste estudo. Nuñez & Zaniboni-Filho (2009) relatam valores de $b=3,23$ ($R= 0,97$) para a mesma espécie ($n= 1.538$) na parte superior do rio Uruguai similar ao observado neste estudo.

A maior abundância de *A. pantaneiro* em ambientes lacustres, seguido pelos ambientes de transição, quando comparado aos ambientes lóticos observados neste trabalho, é semelhante a distribuição de *A. lacustris* na região do reservatório de Itaipu (Hahn *et al.*, 2000).

Além de fornecer informações importantes para a caracterização da estrutura de uma espécie ou população, a proporção sexual se constitui num subsídio para o estudo de outros aspectos como a avaliação do potencial reprodutivo e para as estimativas do tamanho do estoque (Vazzoler, 1996). Embora a proporção sexual esperada entre peixes seja de 1:1 (Wootton, 1999), ela pode variar consideravelmente entre as espécies, e mesmo entre populações de uma mesma espécie que estejam presentes em diferentes ambientes (Nikolsky, 1978). Diferentes condições ambientais (particularmente, de suprimento alimentar) seriam refletidas em taxas de mortalidade e/ou crescimento diferenciadas, para fêmeas e machos, resultando em variações tanto na proporção sexual entre as diversas classes de comprimento, como para o total da população. Quando a análise é baseada nas classes de comprimento é comum haver um predomínio de fêmeas nas classes de comprimento maior visto que, estas apresentam taxas de crescimento superiores ao de machos (Vazzoler, 1996). Na região do alto rio Uruguai, a proporção de fêmeas foi sempre maior que a de machos, exceto durante os outonos. Contudo, considerando todo o período amostral, a proporção sexual entre fêmeas e machos de 1,43:1, foi semelhante. De acordo com Hartz *et al.* (1997) em caracídeos é comum a maior captura de fêmeas, e desvios na proporção 1:1 podem ser devido a aspectos comportamentais, existindo uma segregação parcial de indivíduos de cada sexo. A estrutura em sexo pode ainda ser considerada uma adaptação ao suprimento alimentar, que, quando adequado, favorece o aumento da proporção de fêmeas (Nikolsky, 1969).

O conhecimento dos recursos alimentares que estão disponíveis para as populações de peixes e possíveis variações em suas dietas

podem ser consideradas como o passo inicial para o entendimento dos processos envolvidos no estabelecimento das espécies nos reservatórios (Abelha *et al.*, 2006). A participação em biomassa de *A. pantaneiro* na composição da ictiofauna passou de 0,06% antes da construção da UHE Itá, para 7,80% após a formação do lago desta usina (Zaniboni-Filho *et al.*, 2008). O aumento de 130% na biomassa desta espécie marca o seu sucesso na colonização deste reservatório e pode ser atribuído as estratégias alimentar e reprodutivas da espécie. A grande disponibilidade de alimento decorrente da proliferação de espécies forrageiras, característica comum à reservatórios recém-formados, propiciou a abundância de alimento para *A. pantaneiro*. O caráter oportunista da espécie em se adaptar as novas fontes alimentares disponíveis no ambiente permitiu seu rápido desenvolvimento no reservatório de Itá. Estudos com *A. pantaneiro* no Pantanal Matogrossense demonstram que espécie se alimenta de camarão e peixe na mesma proporção (Resende *et al.*, 1996), enquanto que no rio Tibagi uma outra espécie de peixe-cachorro, o *A. lacustris* incluiu em sua dieta mesmo que acidentalmente, plantas e insetos (Benneman, 1996). Nos reservatórios de Itaipu (Hahn *et al.*, 2000), Capivara (Teixeira e Bennemann, 2007), e Três Marias (Peret, 2004), essa espécie apresentou dieta exclusivamente composta por peixes, apesar disso o último autor relata ainda que a espécie apresentou uma mudança de hábito alimentar de acordo com a disponibilidade dos peixes. Embora no presente estudo, os exemplares de *A. pantaneiro* tenham utilizado apenas o recurso peixe, a espécie demonstra ter uma grande capacidade de adaptação a novas fontes alimentares, o que parece ser uma característica partilhada com outras espécies do mesmo gênero. Catanhêde *et al.* (2008) também verificou que *A. pantaneiro* apresentou dieta piscívora mas foi capaz de mudar a composição de sua dieta para consumir a presa mais abundante no reservatório de Manso (estado do Mato Grosso, Brasil).

Outra estratégia que permitiu a grande propagação de *A. pantaneiro* na área estudada é o fato deste apresentar desova parcelada. Característica comum a espécies que habitam lagos e reservatórios (Bazzoli, 2003) a desova múltipla ou parcelada representa um mecanismo através do qual, determinadas espécies aumentam o número de ovócitos produzidos num período reprodutivo (Vazzoler, 1996). Desta forma, a adaptação aos recursos alimentares disponíveis, associada ao tipo de desova, fez com *A. pantaneiro* encontrasse condições ótimas para seu estabelecimento, possibilitando com isso a disseminação rápida da espécie.

A elevada frequência de piscívoros é um padrão recorrente em reservatórios (Agostinho *et al.*, 2007). Embora no presente estudo *A. pantaneiro* tenha consumido outros itens além de peixes, as demais categorias podem ser consideradas como acidentais visto que juntas totalizaram uma quantidade inferior a 4% da dieta da espécie, podendo esta ser considerada como uma piscívora. As espécies mais consumidas pelos exemplares *A. pantaneiro* analisados neste estudo estão entre dez espécies numericamente mais abundantes na região do alto rio Uruguai (Zaniboni-Filho *et al.*, 2008).

O índice de repleção por apresentar um caráter quantitativo, pode fornecer informações mais seguras para indicar o período em que os peixes apresentam maior atividade alimentar (Barbieri, 1992). Tanto os machos quanto as fêmeas de *A. pantaneiro* capturados na região do alto Uruguai, apresentaram pequena variação no índice médio de repleção ao longo do ano, indicando que a espécie não interrompe a atividade alimentar ao longo do ano.

O período reprodutivo parece se estender durante todo o ano, haja vista a presença de exemplares maduros em todas as estações, entretanto a maior concentração destes deu-se na primavera e verão. Apesar disso, parece que o período reprodutivo varia de um ano para o outro, o que provavelmente está relacionado com mudanças ambientais. Fêmeas maduras e desovadas, também foram registradas no inverno dos anos de 2001, 2003 e 2005, embora em pequeno número. Lopes *et al.* (2000) também verificaram mudanças cíclicas na duração e intensidade do período reprodutivo para *Leporinus friderici* no reservatório de Itaipu.

A grande amplitude verificada na RGS pode estar relacionada ao tipo de desova parcelada, já que a ocorrência de sucessivas desovas, seguidas pelo posterior amadurecimento dos ovócitos, leva a uma variabilidade individual dos valores de RGS ao longo do período reprodutivo. Este comportamento também foi observado por Oliveira *et al.* (2002) estudando a biologia reprodutiva de outro peixe com desova parcelada, *Cheirodon ibicuihensis*.

Acestrorhynchus pantaneiro apresentou período reprodutivo longo, semelhante ao observado para outras espécies de peixe-cachorro como, por exemplo, *Galecharax knerii* (Magalhães *et al.*, 2004). Além desta característica, a ausência de cuidado parental, indica uma estratégia reprodutiva do tipo oportunista, permitindo que colonizem rapidamente maior parte dos reservatórios do sudeste do Brasil (Magalhães *et al.*, 2004, Benedito-Cecílio & Agostinho, 2000).

A fecundidade média absoluta de *A. pantaneiro* foi de 33.470 ovócitos (± 19.151) o que pode ser considerada relativamente alta quando comparada àquela observada para outra espécie de peixe-cachorro, o *Oligosarcus jenynsii* (17.684) estudado na Lagoa Caconde, no Rio Grande do Sul (Hartz *et al.*, 1997). O mesmo peixe-cachorro *O. jenynsii* e outro, *O. robustus*, estudados em outra Lagoa do Rio Grande do Sul, a Lagoa Fortaleza, também apresentaram fecundidade média absoluta inferiores, sendo de 14.483 e 16.308, respectivamente (Nunes *et al.*, 2004). Fialho *et al.* (1998) analisando exemplares de *O. jenynsii* da Lagoa das Custódias, também no Rio Grande do Sul, verificaram fecundidade absoluta média de 9.694 ovócitos. *A. pantaneiro* apresentou ovócitos vitelogênicos com diâmetro médio de 897,5 μm , bem menores que aquele observado para *O. jenynsii* de 1.300 μm (Hartz *et al.*, 1997). Como regra geral, além do tamanho do ovócito apresentar relação inversa com a fecundidade absoluta, o tamanho da fêmea altera o número de ovócitos produzidos, aumentando com o crescimento do peixe. Estimativas de fecundidade absoluta para espécies de desova parcelada devem considerar também os problemas decorrentes da metodologia empregada. Vazzoler (1996) e Leonardos & Sinis (1998) relatam sobre esta dificuldade, enfatizando que a fecundidade pode ser superestimada já que alguns ovócitos vitelogênicos presentes nos ovários podem sofrer atresia e serem absorvidos, ou ser subestimada caso não seja considerado o número de ovócitos que serão eliminados em todos os lotes (Vazzoler, 1996). Em contrapartida, a análise da fecundidade relativa visa reduzir a influência do tamanho corporal na fecundidade, permitindo as comparações entre exemplares de diferentes tamanhos (Giora, 2004). A fecundidade relativa observada para *A. pantaneiro* foi de 139 ± 56 ovócitos/mm e 152 ± 66 ovócitos/g. Para Bagenal (1967) o comprimento parece ser o melhor indicador da fecundidade já que o peixe não diminui significativamente em tamanho, enquanto que o seu peso pode variar durante a estação reprodutiva, mesmo dentro de uma mesma classe etária.

A. pantaneiro no presente estudo demonstrou ter caráter oportunista tanto em sua atividade reprodutiva quanto alimentar, apresentando um período reprodutivo longo e ausência de cuidado parental bem como, fazendo das espécies de peixes mais abundantes, seu principal recurso alimentar, características estas que lhe permitiram colonizar rapidamente a área dos reservatórios analisados.

Agradecimentos

A CAPES, CNPq, FAPESC e Tractebel Energia pelo suporte financeiro, aos técnicos de campo Pedro Iaczinsk, Maurício Machado e Ronaldo Silva pelo auxílio nas coletas dos peixes, a Msc. Michele Nunes Cavalheiro pelo auxílio nas análises, a Msc. Samara Hermes-Silva pelo auxílio na tradução.

Referências Bibliográficas

- Abelha, M. C. F., E. Goulart, E. A. L. Kashiwaqui, & M. R. Silva. 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology*, 4(3): 349-356.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes, & F. M. Pelicice. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, Eduem, 501p.
- Arcari, R. M., E. Porto Filho, C. Duarte, E. Correa, S. L. Souza, J. L. Magri, M. Reis & M. H. Van Helden. 2006. Simpósio Ecologia de Reservatórios, 16 a 19/07/2006, Itá, SC. p.43.
- Bagenal, T.B. 1967. A short review of fish fecundity. Pp.89-111. In: Shelby, D. Gergink (Eds.). *The biological basis of freshwater fish production*. Oxford, Blackweell, 510p.
- Barbieri, G. 1992. Dinâmica da nutrição de *Astyanax scabripinnis paranae* (Characiformes, Characidae) do Ribeirão do Fazzari: São Carlos, SP. *Veritas Brasileira Zoologia*, 21(1): 68-72.
- Baxter, R.M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8: 255-283.
- Bazzoli, N. 2003. Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial do rio São Francisco na região de Pirapora. Pp. 285-300. In: H. P. Godinho (Ed.). *Águas, peixes e pesca no São Francisco das Minas Gerais*. Belo Horizonte, PADCT/CNPq, Minas Gerais, Ed. PUC, 438p.

Benedito-Cecílio, E. & A. A. Agostinho. 2000. Distribution, abundance and use of different environments by dominant ichthyofauna in the influence area of Itaipu Reservoir. *Acta Scientiarum*, 22: 429-437.

Benneman, S. T. 1996. Dinâmica trófica de uma assembléia de peixes de um trecho do rio Tibagi (Sertãoópolis-Paraná). Tese Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 144p.

Cantanhede, G., N. S. Hahn, R. Fugi, E. A. Gubiani. 2008. Alterations on piscivorous diet following change in abundance of prey after impoundment in a Neotropical river. *Neotropical ichthyology*, 6 (4):631-636.

Di Persia, D. H. & J. J. Neiff. 1986. The Uruguay River System. In: Davies, B. R., Walker, K. F. (Eds.). *The Ecology of River System*. Dordrecht, The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers. 816p.

Fialho, C.B., L. C. Schifino & J. R. Verani. 1998. Biologia reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* (Günther) (Characiformes, Characidae) da Lagoa das Custódias. Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(3): 775-782.

Giora, J. 2004. Biologia reprodutiva e hábito alimentar de *Eigenmannia trilineata* López e Castello, 1966 (Teleostei, Sternopygidae) do Parque Estadual de Itapuã, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 91p.

Hahn, N. S., R. L. Delariva & V. E. Loureiro. 2000. Feeding of *Acestrorhynchus lacustris* (Characidae): a post impoundment studies on Itaipu Reservoir, Upper Paraná River, PR. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(2): 207-213.

Hartz, S.M., F. S. Vilella & G. Barbieri. 1997. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in Lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 57(2): 295-303.

Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.

- Leonardos, I. & A. Sinis. 1998. Reproductive strategy of *Aphanius fasciatus* Nardo, 1827 (Pisces, Cyprinodontidae) in the Mesolongi and Etolikon lagoon (W. Greece). *Fisheries Research*, 35: 171-181.
- Lopes, C. A., E. Benedito-Cecílio & A. A. Agostinho. 2000. The reproductive strategy of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in the Paraná river basin: the effect of reservoirs. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2): 2-14.
- Magalhães, A. L. B., N. Bazzoli, G. B. Santos & E. Rizzo. 2004. Reproduction South American dogfish characid, *Galeocharax knerii*, in two reservoirs from upper Paraná River basin, Brazil. *Environmental Biology of Fish*, 70:415-425.
- Menezes, N. A. 2003. Family Acestrorhynchidae. Pp.231-233. In: Reis, R. R., S. O. Kullander & C. J. Ferraris-Jr. (Eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central América. Porto Alegre, Edipucrs, 742p.
- Nikolsky, G. V. 1969. Theory of fish population dynamics as the biological background for rational exploitation and management of fishery resources. Edinburg, Oliver e Boyd Ltda., 323p.
- Nunes, D. M., M. Pellanda & S. M. Hart. 2004. Dinâmica reprodutiva de *Oligosarcus jenynsii* e *O. robustus* (Characiformes, Characidae) na lagoa Fortaleza, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 94(1): 5-11.
- Nuñez, O. A. & E. Zaniboni-Filho. 2009. Length-weight relationships of fish species caught in the upper Uruguay river, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 25: 362-364.
- Oliveira, C.L. C., C. B. Fialho & L. R. Malabarba. 2002. Período reprodutivo, desova e fecundidade de *Cheirodon ibicuiensis* Eigenmann, 1915 (Ostariophysi: Characidae) do Arroio Ribeiro, Rio Grande do Sul, Brasil. *Comun. Mus.Ciênc.Tecnol. PUCRS, Série Zoologia*, Porto Alegre, 15(1): 3-14.
- Peret, A. M. 2004. Dinâmica da alimentação de peixes piscívoros da represa de Três Marias (MG). *Dissertação Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, UFSCar*, 60p.

Porto Filho, E. , R. M. Arcari, C. Duarte, E. Correa, R. G. Oliveira, S. L. Souza, J. L. Magri. 2006. Aspectos limnológicos do reservatório de Itá, rio Uruguai-SC/RS. Simpósio Ecologia de Reservatórios, 16 a 19/07/2006, Itá, SC. p.42.

Resende, E.K., R. A. C. Pereira, V. L. L. Almeida, A. G. Silva. 1996. Alimentação de peixes carnívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. EMBRAPA-CPAP, Boletim de Pesquisa 03, Corumbá, MS, 1996, 36p.

Santos, T.S., M. D. Vilhena-Picanço & J. C. Sá-Oliveira. 2007. Relação peso-comprimento de *Acestrorhynchus lacustris*, Lütken, 1875 (Characiformes: Acestrorhynchidae) da APA do rio Curiaú, Macapá, AP. Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de setembro de 2007, Caxambu, MG.

Teixeira, I. & S. T. Bennemann. 2007. Ecomorfologia refletindo a dieta dos peixes em um reservatório no sul do Brasil. Biota Neotropica, 7(2): 67-76.

Wootton, J. H. 1999. Ecology of teleost fish. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 386p.

Vazzoler, A. E. A. M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá, Eduem, 169p.

Zaniboni-Filho, E., S. Meurer, O. A. Shibatta & A. P. O. Nuñez. 2004. Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai. Ed da UFSC, Tractebel Energia, 128 p.

Zaniboni-Filho, E., A. P. O. Nuñez, D. A. Reynalte-Tataje, S. Hermes-Silva & S. Meurer. 2008. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (alto rio Uruguai). Pp. 21-48. In: Zaniboni-Filho, E. & A. P. O. Nuñez (Eds.). Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis, Ed. da UFSC, 198p.

CAPÍTULO III - Estratégias reprodutivas de *Schizodon nasutus* KNER, 1858 (Osteichthyes, Anostomidae) em áreas sob efeito de barragens no alto rio Uruguai, Brasil.

Revista: Acta Scientiarum. Biological Sciences
A ser submetido

Estratégias reprodutivas de *Schizodon nasutus* KNER, 1858 (Osteichthyes, Anostomidae) em áreas sob efeito de barragens no alto rio Uruguai, Brasil.

Meurer, Samira* & Zaniboni-Filho, E.

Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD/CCA/UFSC), Rodovia SC 406, n° 3532, Armação, Florianópolis/SC, CEP 88066-000 (samixam@hotmail.com)

Título resumido: Reprodução de *Schizodon nasutus* (Characiformes, Anostomidae).

RESUMO. A biologia reprodutiva da voga *Schizodon nasutus* foi avaliada na região do alto rio Uruguai, no sul do Brasil. Um total de 3770 exemplares foi capturado, em 17 áreas amostradas sazonalmente no período entre 2000 e 2008. Destes, 2287 eram fêmeas e 1473 machos, enquanto 10 não puderam ser identificados. A proporção sexual durante todo o período foi de 2,3:1, sendo o número de fêmeas significativamente maior na maioria das estações do ano (χ^2 , $p < 0.05$). Os maiores valores médios da RGS foram observados na primavera. A espécie apresentou um período reprodutivo longo, entretanto houve maior atividade reprodutiva na primavera, de acordo com a distribuição da RGS e da frequência de ocorrência de indivíduos maduros. A desova é do tipo parcelada. Os valores médios da fecundidade absoluta e relativa foram de 42.566 ovócitos (± 31.482 ovócitos), 132 ovócitos/g (± 73 ovócitos/g) e, 134 ovócitos/mm (± 86 ovócitos/mm) respectivamente. O diâmetro médio dos ovócitos maduros é de 1.084 μm (± 108 μm).

PALAVRAS-CHAVE: reprodução, reservatório, usina hidrelétrica.

ABSTRACT. **Reproductive biology of *Schizodon nasutus* KNER, 1858 (Osteichthyes, Anostomidae) under effect of dams in the upper Uruguay river, Brazil.** The reproductive biology of voga *Schizodon nasutus* was analysed in the upper Uruguay River, south of Brazil. A total of 3,770 specimens were caught in seventeen sites were seasonally surveyed between 2000 and 2008. 2,287 were female and 1,473 males, while 10 was not possible to identify the sex. Sex ratio was 2.3:1, with a higher proportion of females (χ^2 , $p < 0.05$). *S. nasutus* showed a parceled spawning type with a long reproductive period, although the highest

intensity occurs in the spring, considering the highest GSR and the frequency of mature fishes. The medium absolute fecundity was 42,566 ovóculos ($\pm 31,482$ oocytes) and the medium relative fecundity was 132 ± 73 oocytes per g of total weight and, 134 ± 86 oocytes per mm. The mean diameter of the mature oocytes was $1,084 \pm 108\mu\text{m}$.

KEY WORDS: voga, reproduction, reservoir, impoundment.

INTRODUÇÃO

Apesar de importantes para o desenvolvimento econômico, os barramentos provocam profundas alterações no regime hidrológico natural dos rios, alterando também a qualidade dos habitats e a dinâmica da biota (AGOSTINHO et al., 2008). Reservatórios são colonizados por espécies preexistentes na bacia, entretanto para que a colonização seja bem sucedida, estas espécies necessitam ter pré-adaptações reprodutivas, as quais são, de maneira geral, mais conservadoras que outras funções vitais, impondo desta forma limitações biogênicas na colonização dos reservatórios (AGOSTINHO et al., 2005). A estratégia reprodutiva de uma espécie é dependente da interação entre fatores intrínsecos, como o metabolismo do organismo, e extrínsecos, como condições ambientais, tais como fatores físicos, regimes das cheias e qualidade dos sítios reprodutivos (LOWE-MCCONNEL, 1987, WOOTON, 1999).

Schizodon nasutus KNER, 1858 se distribui na América do Sul, nas bacias do Paraná, Paraguai e Uruguai. Conhecido popularmente como voga, chimboré e timboré, é um anostomídeo de médio porte e hábito herbívoro (MOURGUÉS-SCHURTER, SANCHES, 1997). É uma das espécies mais capturadas nos levantamentos realizados após a formação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Itá (UHE Itá), a primeira hidrelétrica construída na calha principal do alto rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO et al., 2008).

A bacia do rio Uruguai situada em latitudes subtropicais, entre 28°10'S e 37°08'S, abriga uma variada fauna de peixes sendo relatada a presença de 98 espécies na região do alto rio Uruguai (ZANIBONI-FILHO et al., 2004). Devido ao seu grande potencial hidrelétrico, à porção alta da bacia tem sido alvo da instalação de empreendimentos hidrelétricos, em funcionamento a partir outubro/2000. Considerando-se que *S. nasutus* apresenta grande importância ecológica devido a sua posição na cadeia trófica e que a espécie apresentou considerável aumento populacional após o represamento da região, este estudo teve como objetivo avaliar a biologia reprodutiva de *Schizodon nasutus*, em área sob influência de barramentos na região do alto rio Uruguai.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Uruguai percorre 2.262 km até desembocar no estuário da Prata, do qual fazem parte também os rios Paraná e Paraguai (DI PERSIA, NEIFF, 1986). As coletas foram realizadas numa extensão de aproximadamente 430 km da porção alta do rio Uruguai, sob a influência dos reservatórios das usinas hidrelétricas de Itá e de Machadinho.

O reservatório da UHE Itá ($27^{\circ}16'39,1''\text{S}$ e $52^{\circ}22'56,9''\text{W}$) formado em 2000 apresenta uma área inundada de 103 km^2 e tempo médio de residência da água de 57 dias. A montante deste reservatório está à barragem da UHE Machadinho ($27^{\circ}31'31,6''\text{S}$ e $51^{\circ}47'06,8''\text{W}$) existindo entre elas um pequeno trecho lótico do rio Uruguai de aproximadamente 10 km de extensão.

O reservatório de Machadinho formado em 2001 apresenta uma área total de $56,7 \text{ km}^2$ e tempo médio de residência da água de 53 dias. Os reservatórios de Itá (ARCARI et al., 2006) e Machadinho (PORTO FILHO et al., 2006) apresentam um estado trófico considerado como mesotrófico.

Amostragens

As capturas foram realizadas trimestralmente no período entre outubro de 2000 e maio de 2008. Foram amostrados 17 diferentes ambientes, ou seja, 17 estações fixas de coleta (Figura 17) incluindo o rio Uruguai e alguns dos seus principais tributários, são eles: PB= Pelotas Barracão, Z= Zorteia, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha, situados em ambientes lênticos, C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, situados na transição entre ambiente lêntico e lótico, PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó, CX = Caxambu, UG = Uruguai-Goiô-ên, BG = Barra Grande, situados em ambientes lóticos. Assim, foram amostrados sete diferentes locais que caracterizavam o corpo dos reservatórios, bem como sete áreas com águas lóticas e três ambientes que apresentavam características de ambiente de transição entre rio e reservatório.

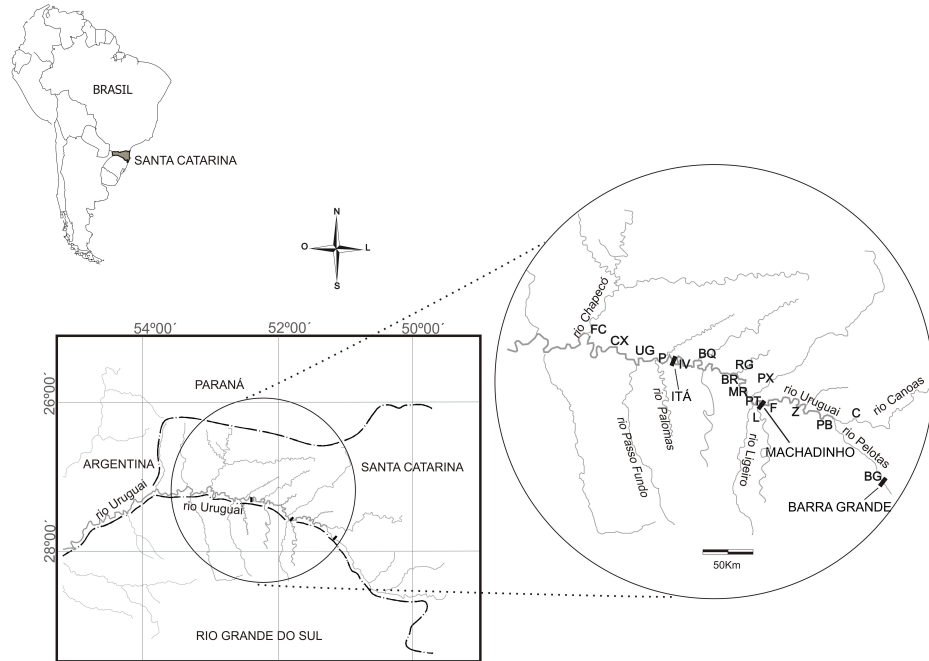


Fig. 17. Localização das estações de coleta amostradas no alto rio Uruguai. PB= Pelotas Barracão, Z= Zortea, F=Forquilha, RG=Rancho Grande, BQ= Barra dos Queimados, BR = BR 153, IV= Itá Velha, C= Canoas, PX= Peixe, MR= Marcelino Ramos, PT=Pelotas Túneis, L=Ligeiro, P =Palomas, FC = Foz do Chapecó, CX = Caxambu, UG = Uruguai-Goiô-ên, BG = Barra Grande.

Para as capturas, foram utilizadas redes de arrasto (picaré), tarrafa, espinhel, redes de espera com malhas simples ou tresmalho (feiticeiras). As malhas variaram entre 1,5 e 3 mm entre nós adjacentes. Redes de arrasto e tarrafas foram utilizadas durante o dia, enquanto as redes de espera e o espinhel foram armados ao entardecer e retirados ao amanhecer, permanecendo aproximadamente 12 horas submersas. O esforço de pesca manteve-se constante entre os diferentes locais amostrados.

Após as despesas e identificação taxonômica, todos os exemplares de *Schizodon nasutus* foram pesados (gr), medidos (mm) e eviscerados. As gônadas foram pesadas (gr) e classificadas quanto ao grau de maturação sexual, através de análise macroscópica realizada ainda em campo. A determinação levou em conta alguns aspectos como: coloração, vascularização, tamanho relativo à cavidade abdominal, flacidez e visualização dos ovócitos. Foram determinados seis estádios de maturação gonadal (EMG): imaturo (I), em maturação (EM), maduro (M), esvaziado (D/E), regressão (REG) e repouso (REP). O período reprodutivo foi estabelecido através da distribuição trimestral dos valores da relação gonadossomática (RGS). A relação gonadossomática foi calculada através da expressão: $RGS = Wg/Wt \times 100$ onde, Wt = peso total do peixe (gr) e Wg = peso das gônadas (gr). A proporção sexual foi determinada sazonalmente, sendo que para 1 grau de liberdade valores de χ^2 maiores que 3,84 indicam diferenças significativas ao nível de 5% (VAZZOLER, 1996).

Para a estimativa de fecundidade, amostras de ovários de 30 fêmeas maduras foram fixadas em solução de Gilson (VAZZOLER, 1996) para posteriormente proceder-se a medida do diâmetro dos ovócitos, a qual foi realizada sob microscópio estereoscópio com o auxílio de uma ocular micrométrica. Um total de 200 ovócitos de cada fêmea foi medido para determinação do tamanho do ovócito maduro. Essas medidas foram usadas para determinar a frequência de ocorrência de cada tamanho de ovócitos e o que separa o estoque de reserva do lote de ovócitos a ser liberado no próximo período reprodutivo. A quantificação dos ovócitos maiores que aqueles do estoque de reserva, possibilitou a determinação dos valores de fecundidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 3.770 exemplares de *Schizodon nasutus* foi capturado, sendo 2.287 fêmeas, 1.473 machos e 10 indivíduos cujo sexo

não pode ser identificado. As fêmeas apresentaram comprimento total entre 115 e 470 mm (273 ± 51 mm) (média \pm desvio padrão), enquanto para os machos estes valores foram de 107 e 560 mm (252 ± 50 mm). Já a variação de peso entre os exemplares capturados foi de 28 e 1.529 g ($210,8 \pm 115,7$ g) para fêmeas, e entre 17 e 555 g ($161,5 \pm 88,1$ g) para machos (Figura 18). Estudos realizados na mesma região entre 1995 e 2004 relatam como tamanho e peso máximos 402 mm e 629 g para *S. nasutus* (ZANIBONI FILHO et al., 2004).

A relação peso-comprimento é uma importante ferramenta na biologia, fisiologia, ecologia e manejo pesqueiro, já que fornece informações sobre seu peso e biomassa, permitindo comparações entre o crescimento de espécies de diferentes regiões (OSCOZ et al., 2005). A relação peso-comprimento para os exemplares capturados apresentou coeficientes de correlação semelhantes entre machos e fêmeas ($b=2,92$) (Figura 20), e muitos próximos daquele relatado por NUÑER e ZANIBONI-FILHO (2009) (2,98) em capturas realizadas também na parte superior do rio Uruguai. Outro anostomídeo, *Leporinus copelandii* também apresentou valores semelhantes do coeficiente de correlação entre os sexos ($b=2,79$) (COSTA et al., 2005). De acordo com Froese (2006), valores do coeficiente $b=3$ indicam que os exemplares pequenos possuem a mesma forma e provavelmente mesmas condições que os grandes espécimes.

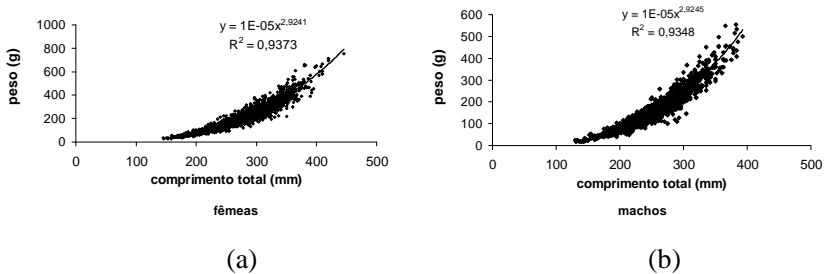


Fig. 18. Curva de crescimento relativa (peso-comprimento) para fêmeas (a) e machos (b) de *Schizodon nasutus*, capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.

Analisando a composição em tamanho, verificou-se que as fêmeas de voga foram mais frequentes nas classes de comprimento entre 257 e 287 mm (23,7%), e os machos entre 227 e 257 mm (24,0%) (Figura 19). A análise da estrutura em comprimento para uma espécie mostra como ela está distribuída em ocorrência de tamanho por segmento num corpo de água (GOMIERO, BRAGA, 2005). No reservatório de Jurumirim (SP), 80% das capturas de *S. nasutus* compreenderam exemplares com tamanhos entre 14,25 e 21,75 cm (GARCIA-MELLADO et al., 2002).

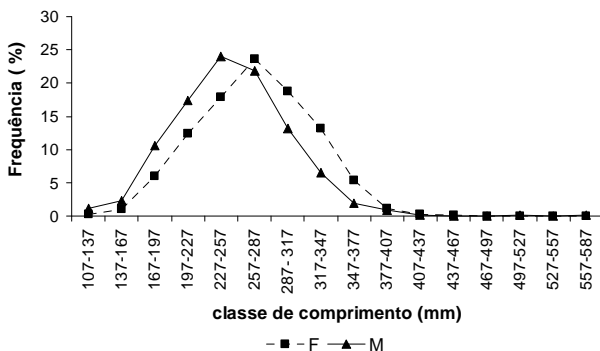


Fig. 19. Distribuição da frequência de ocorrência por classes de comprimento (mm) e agrupada por sexo para exemplares de *Schizodon nasutus* capturados no período entre outubro/2000 e maio/2008.

Durante o monitoramento ictiofaunístico realizado entre os anos de 2000 e 2005, *S. nasutus* foi a sétima espécie mais capturada na área sob influência do reservatório da UHE Itá (ZANIBONI-FILHO et al., 2008). Esses autores observaram que a participação numérica da espécie nas capturas passou de 0,82% antes da formação do reservatório para 5,66% após a formação deste (ZANIBONI-FILHO et al., 2008), representando um aumento de sete vezes. O presente estudo verificou que a captura por unidade de esforço em biomassa (CPUEb) de *S. nasutus* no período compreendido entre os anos 2000 e 2008, continua oscilando, o que indica que a população desta espécie ainda não se encontra estabilizada na área sob influência dos reservatórios analisados (Figura 20). Neste trecho, a maior captura em CPUEb foi verificada nos ambientes lóticos (63,9%), seguido pelos ambientes lênticos (21,5%) e

de transição (14,6%), correspondendo a 50,2 kg/100 m², 16,9 kg/100 m² e 11,5 kg/100 m², respectivamente.

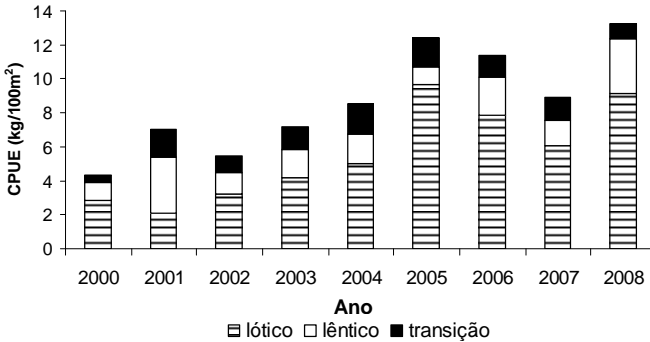


Fig. 20. Captura por unidade de esforço em biomassa (CPUEb) de *Schizodon nasutus* em diferentes ambientes do alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.

Além de fornecer informações importantes para a caracterização da estrutura de uma espécie ou população, a proporção sexual se constitui num subsídio para o estudo de outros aspectos como a avaliação do potencial reprodutivo e para as estimativas do tamanho do estoque (VAZZOLER, 1996). Entre os animais capturados, 60,8 % eram fêmeas e 39,2 % machos, indicando a predominância de fêmeas na população. Considerando todo o período amostral, a proporção sexual entre fêmeas e machos foi de 2,3:1 e diferiu significativamente. Somente nos anos 2005, 2006 e 2007 não houve diferença na proporção sexual, enquanto nos demais a proporção de fêmeas foi significativamente maior que a de machos (Figura 21). De acordo com Hartz et al. (1997) dentro do grupo caracídeos é comum encontrar uma maior captura de fêmeas, considerando que desvios na proporção 1:1 podem ser devido a aspectos comportamentais, existindo uma segregação parcial de indivíduos de cada sexo. A estrutura em sexo de uma população pode representar uma adaptação ao suprimento alimentar, havendo predomínio de fêmeas quando o alimento é abundante (NIKOLSKY, 1969).

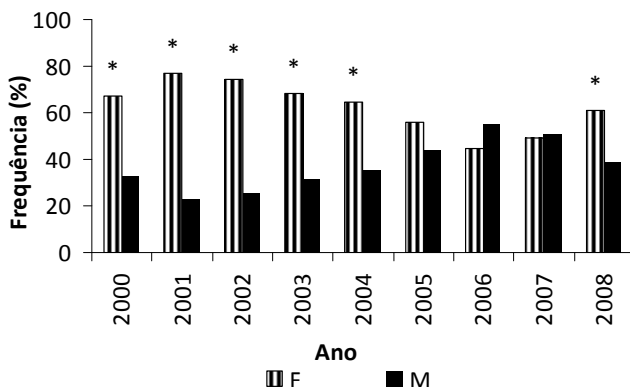


Fig. 21. Variação anual da proporção sexual de machos e fêmeas de *Schizodon nasutus* capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008 (*indica diferença significativa da proporção sexual (5%).

A determinação do ciclo reprodutivo no ambiente natural é importante para a compreensão do comportamento da espécie dentro de seu habitat (BAZZOLI et al., 1998). Embora tenham sido observados alguns poucos exemplares de fêmeas e machos nos estádios maduro e desovado em alguns outonos e invernos dos anos estudados, a maior ocorrência de exemplares maduros foi observada na primavera e verão (Figura 22). Os maiores valores de RGS para ambos os sexos também foram observados na primavera dos anos amostrados (Figura 23), corroborando o fato de ser esta a estação onde ocorre maior atividade reprodutiva. De acordo com Barbieri et al. (1982), a relação do peso da gônada em relação ao peso corporal dos peixes (IGS X RGS), pode ser considerado como o melhor indicador para a determinação da época reprodutiva de peixes. Assim, embora na região do alto Uruguai *S. nasutus* apresente um período reprodutivo longo, a intensidade é maior na primavera. Na região do reservatório de Miranda no alto rio Paraná, embora tenham sido observados exemplares de *S. nasutus* em atividade reprodutiva ao longo do ano, a maior incidência foi registrada para o mês de agosto (VONO et al., 2002). No rio Mogi-Guassu (SP), *S. nasutus* apresentou atividade reprodutiva entre os meses de novembro a janeiro (GODOY, 1975).

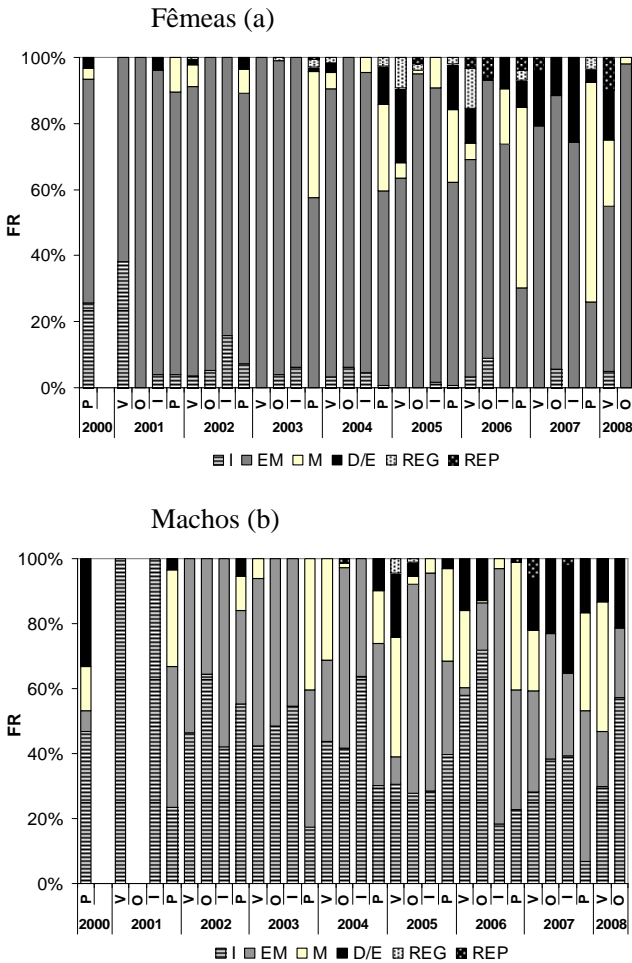


Fig. 22. Frequência relativa (FR) sazonal dos estádios de maturação gonadal (EMG) de fêmeas (a) e machos (b) de *Schizodon nasutus* capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.

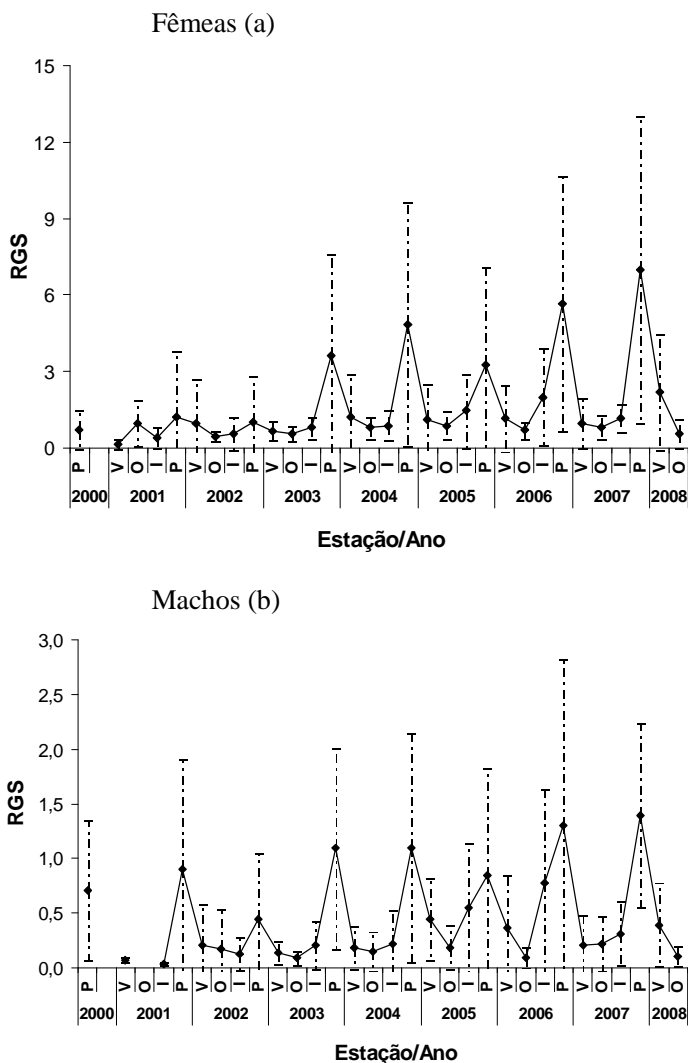


Fig. 23. Valores médios da RGS (\pm desvio padrão) para fêmeas e machos de *Schizodon nasutus* capturados no alto rio Uruguai no período entre outubro/2000 e maio/2008.

Fêmeas apresentaram valores médios de RGS superiores aos dos machos, principalmente no período reprodutivo, indicando que estas apresentam um maior investimento de energia durante este período, o que também foi verificado para o anostomídeo *Leporinus friderici* nos reservatórios de Corumbá e Itaipu, ambos situados na bacia do rio Paraná (LOPES et al., 2000). Assim como para *S. nasutus* na região do alto rio Uruguai, fêmeas de *Schizodon intermedius* analisadas na região do rio Tibagi (PR) também apresentaram maiores valores de RGS que machos, sendo a variação deste índice bem maior para fêmeas que para machos (ORSI, SHIBATTA, 1999). De acordo com Carvalho et al. (2009), a ampla variação neste índice entre os sexos pode ser atribuída às diferenças entre testículos e ovários no que se refere a volume, massa e demanda energética para produção de gametas.

Assim como *Schizodon nasutus* na região do reservatório de Miranda, no alto rio Paraná (VONO et al., 2002), *S. nasutus* na região do alto rio Uruguai apresentou-se como um peixe de desova parcelada. A desova múltipla ou parcelada representa um mecanismo utilizado por determinadas espécies que possibilita que aumente o número de ovócitos produzidos num período reprodutivo (VAZZOLER, 1996). De acordo com Bazzoli (2003), este tipo de desova está associada a ambientes lênticos e ao desenvolvimento assincrônico dos ovócitos, os quais são liberados por longos períodos. A possibilidade de ter vários eventos reprodutivos durante um mesmo ciclo, permite que diferentes nichos em escala temporal e espacial sejam ocupados por espécimens de diferentes classes de tamanho em habitats variados, reduzindo a competição entre adultos por locais de desova e entre larvas pela disponibilidade de recursos alimentares (RATTON et al., 2003).

A fecundidade absoluta média foi de 42.566 ovócitos (variando entre 13.185 e 143.766 ovócitos) para fêmeas com comprimento total entre 27,5 e 36,3 cm. O diâmetro médio dos ovócitos maduros é de 1084 μm ($\pm 108 \mu\text{m}$). A fecundidade depende entre outros fatores do volume da cavidade celomática e do tamanho dos ovócitos. Pode variar também em função do tamanho da fêmea, aumentando com o crescimento e sendo mais relacionada ao comprimento do que com a idade (VAZZOLER, 1996). Além disso, a fecundidade das espécies de peixes pode variar de uma estação reprodutiva para outra, sendo dependente da disponibilidade de alimento, longevidade e tamanho de primeira maturação sexual (NIKOLSKY, 1969). A fecundidade média relativa foi estimada em 132 ovócitos/g (± 73 ovócitos/g) e 134 ovócitos/mm (± 86 ovócitos/mm). A análise da fecundidade relativa é um parâmetro

importante já que visa reduzir a influência do tamanho corporal na fecundidade, permitindo as comparações entre exemplares de diferentes tamanhos.

Estratégias reprodutivas podem ser consideradas mais como resultantes de adaptações ecológicas do que um fenômeno genético (LOPES et al., 2000). Estes autores sugerem que as estratégias reprodutivas estão sujeitas a mudanças espaciais e temporais, as quais estão condicionadas a disponibilidade de recursos e pressão ambiental. *S. nasutus* apresenta desova parcelada e fecundidade alta, sendo estes fatores que favoreceram o aumento populacional da espécie na porção alta da bacia do rio Uruguai. Associada a essa capacidade de colonização, o hábito alimentar herbívoro pode ter favorecido o crescimento populacional da voga. A construção dos reservatórios na região propiciou o aparecimento de áreas com vegetação flutuante e submersa, além do aumento da carga de nutrientes devido ao maior tempo de residência da água e a redução da população de alguns predadores de grande porte (ZANIBONI-FILHO et al., 2008). Desta forma, parece que a voga apresenta grande capacidade em se adaptar a ambientes represados, explorando novos nichos e habitats criados pelo reservatório.

AGRADECIMENTOS

A CAPES e ao CNPq pelo suporte financeiro, aos técnicos de campo Maurício Machado, Pedro Iaczinski e Ronaldo Silva pelo auxílio nas coletas dos peixes, ao Dr. Oscar Akio Shibatta pelas sugestões referentes à sistemática da espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M. , GOMES, L. C. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. **Conservation Biology**, v.19, n. 3, p. 646-652. 2005.

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

ARCARI, R. M., PORTO FILHO, E., DUARTE, C., CORREA, E., SOUZA, S. L., MAGRI, J. L., REIS, M., VAN HELDEN, M. H. **Simpósio Ecologia de Reservatórios**. 16 a 19/07/2006, Itá, SC. p.43. 2006.

BARBIERI, G., SANTOS, M. V. R., SANTOS, J. M. Época de reprodução e relação peso/comprimento de duas espécies de *Astyanax* (Pisces, Characidae). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.17, n.7, p.1057-1065. 1982.

BAZZOLI, N. Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial. In: GODINHO, H. P., GODINHO, A. L. (Ed.). **Águas, peixe e pesca no São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, p. 291-306. 2003.

BAZZOLI, N., MESQUITA, T. L., SANTOS, G. B., RIZZO, E. Análise comparativa da reprodução de *Astyanax bimaculatus* (Pisces, Characidae) nos reservatórios de Furnas, Marimbondo e Itumbiara. **Bios**, v.6, n.6, p.99-112. 1998.

CARVALHO, P. A., PASCHOALINI, A. L., SANTOS, G. B., RIZZO, E., BAZZOLI, N. Reproductive biology of *Astyanax fasciatus* (Pisces: Characiformes) in a reservoir in southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v.25, n.3, p.306-313. 2009.

COSTA, A. P. R., ANDRADE, D. R., VIDAL-JR., M. V., SOUZA, G. Indicadores quantitativos da biologia reprodutiva de fêmeas de piau-vermelho no Rio Paraíba do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.8, p.789-795. 2005.

DI PERSIA, D. H., NEIFF, J. J. The Uruguay River System. In: DAVIES, B. R., K. F WALKER, (Ed.). **The Ecology of River System**. Dordrecht, The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers, p. 599-621. 1986.

FROESE, R. Cube Law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, v.25, p.241-253. 2006.

GARCÍA-MELLADO, A., OLIVA-PATERNA, F. J., CARVALHO, E. D. & TORRALVA, M. Catch and selectivity parameters of the anastomid fish *Schizodon nasutus* using gillnets in the Jurumirim

reservoir (São Paulo, Brazil). **Italian Journal of Zoology**, v.69, n.4: p.333-338. 2002.

GOMIERO, L. M., BRAGA, F. M. S. Length structure of fishes from a protected area in the State of São Paulo, Southeastern Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 27, n. 4, p. 339-346, 2005.

GODOY, M. P. **Peixes do Brasil, subordem Characoidei-Bacia do Rio Mogi Guassu**. Piracicaba, Franciscana, v. 4, 846p. 1975.

HARTZ, S. M., VILELLA, F. S., BARBIERI, G. Reproduction dynamics of *Oligosarcus jenynsii* (Characiformes, Characidae) in Lake Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n.2, p.295-303. 1997.

LOPES, C.A., BENEDITO-CECÍLIO, E., AGOSTINHO, A. A.. The reproductive strategy of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in the Paraná river basin: the effect of reservoirs. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.2, p. 2-14, 2000.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987.

MOURGUÉS-SCHURTER, L. R., SANCHES, C. M.. Dinâmica alimentar de *Schizodon nasutus* KNER, 1864 (Osteichthys, Characiformes) na represa de Camargos, MG. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.9, p.105-109, 1997.

NIKOLSKY, G.V. **Theory of fish population dynamics as the biological background for rational exploitation and management of fishery resources**. Edinburg, Oliver e Boyd Ltda., 1969.

NUÑER, A. O., ZANIBONI-FILHO, E. Length-weight relationships of fish species caught in the upper Uruguay river, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v.25, p.362-364. 2009.

ORSI, M. L. & SHIBATTA, O. A. Crescimento de *Schizodon Intermedius* Garavello & Britski (Osteichthyes, Anostomidae) do Rio Tibagi (Sertanópolis, Paraná). **Revista Brasileira de Zoologia**, v.16, n.3, p.701-710. 1999.

OSCOZ, J., CAMPOS, F., ESCALA, M. C. Weigh-length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. **Journal of Applied Ichthyology**, v.21, p.73-74. 2005.

PORTO FILHO, E. , ARCARI, R. M., DUARTE, C., CORREA, E., OLIVEIRA, R. G., SOUZA, S. L., MAGRI, J. L. Aspectos limnológicos do reservatório de Itá, rio Uruguai-SC/RS. **Simpósio Ecologia de Reservatórios**.16 a 19/07/2006, Itá, SC. p.42. 2006.

RATTON, T. F., N. BAZZOLI, SANTOS, G. B. Reproductive biology of *Apareiodon affinis* (Pisces: Parodontidae) in the Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v.19, n.6, p. 387-390, 2003.

WOOTON, J. H. **Ecology of teleost fish**. The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 1999.

VAZZOLER, A. E. A. M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, Eduem, 1996.

VONO, V., SILVA, L. G. M., MAIA, B. P., GODINHO, H. P. Biologia reprodutiva de três espécies simpátricas de peixes neotropicais: *Pimelodus maculatus* Lacépède (Siluriformes, Pimelodidae), *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski e *Schizodon nasutus* Kner (Characiformes, Anostomidae) do recém-formado Reservatório de Miranda, Alto Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.19, n.3, p. 819-826. 2002.

ZANIBONI-FILHO, MEURER, S., SHIBATTA, O. A. & NUÑER, A. P. O. **Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai**. Florianópolis, Ed da UFSC, 2004.

ZANIBONI-FILHO, E., NUÑER, A. P. O., REYNALTE-TATAJE, D. A., HERMES-SILVA, S., MEURER, S. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (alto rio Uruguai). In: ZANIBONI-FILHO, E. , NUÑER, A. P. O. (Ed.). **Reservatório de Itá**. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna. Florianópolis, Editora da UFSC. p.3-18. 2008.

CONCLUSÕES

Capítulo I

▪ Na fase anterior à formação do lago da UHE Itá a assembléia de peixes dos ambientes situados a montante da futura barragem de Itá apresentaram-se diferenciadas daquelas existentes nos locais situados a jusante.

▪ Após a formação do reservatório da UHE Itá a diferença entre os pontos de montante e jusante continuaram existindo, entretanto, houve mudança na composição da assembléia em ambos os ambientes.

▪ A fase posterior a implantação da UHE Itá foi marcada pela substituição de algumas espécies por outras de hábitos alimentares semelhantes, além da variação na abundância de várias espécies.

▪ As duas espécies mais abundantes na região do alto Uruguai, a voga *Schizodon nasutus* e o cascudo *Hypostomus isbrueckeri*, foram as mesmas tanto na fase anterior como posterior a formação do lago da UHE Itá.

Capítulo II

▪ *Acestrorhynchus pantaneiro* na região do alto rio Uruguai, demonstrou ter caráter oportunista tanto em sua atividade reprodutiva quanto alimentar, apresentando um período reprodutivo longo e ausência de cuidado parental bem como, fazendo das espécies de peixes mais abundantes, seu principal recurso alimentar, características estas que lhe permitiram colonizar rapidamente a área dos reservatórios analisados.

Capítulo III

▪ Na região do alto rio Uruguai, a voga *Schizodon nasutus* apresentou desova do tipo parcelada e período reprodutivo longo com maior atividade reprodutiva na primavera.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As alterações decorrentes da transformação do ambiente fluvial em ambiente lacustre resultam em respostas imediatas sobre a comunidade de peixes. As características do ambiente onde o empreendimento foi instalado, associado aos procedimentos operacionais da barragem adotados, formam um mecanismo complexo, o qual torna ainda mais difícil as previsões sobre a resposta da estrutura da comunidade de peixes frente ao novo ambiente formado.

Na área sob influência do reservatório da UHE Itá verificou-se um imediato aumento tanto em biomassa quanto em abundância na captura por unidade de esforço (CPUE) da ictiofauna nos primeiros anos após o represamento. Esse incremento foi observado até o sexto ano após a formação do lago, quando então o declínio nos valores da CPUE começou a ser percebido. Padrão semelhante foi observado também para a riqueza de espécies, podendo ser um indício de que o ambiente ainda se encontra em processo de estabilização.

A estabilização das comunidades aquáticas após um barramento tem sido relatada como um longo e variável processo, exigindo desta maneira a elaboração de estudos à longo prazo, que permitam a compreensão dos mecanismos que estão regendo este processo.

Pode-se dizer que o reservatório da UHE Itá se configura como um reservatório recente e de médio porte que apresentou predominância de espécies de pequeno porte, assemelhando-se ao que ocorre em muitos dos reservatórios brasileiros.

A despeito da crescente implantação de reservatórios no Brasil, e de que cada um possui suas particularidades, estudos ecológicos nestes ambientes têm como grande desafio detectar a ampla gama de variações ao qual estão sujeitos, o que somente se faz possível através do monitoramento sistemático ao longo da fase de colonização deste ambiente. As informações disponibilizadas através deste e outros estudos deste porte podem fornecer subsídios para ações de manejo sustentável e, por conseguinte, conservação do ambiente e sua biota.

REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS DA INTRODUÇÃO

AGOSTINHO, A.A., MIRANDA, L.E., BINI, L.M, GOMES,L.C., THOMAZ, S.M., SUZUKI, H.I. **Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging.** In: Tundisi, J.G. & Straskraba, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications.* Leiden: Backhuys Publishers. p. 227-265. 1999.

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

ALMODÓVAR, A. , NICOLA, G. G. Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 15, n.5, p. 477-484, 1999.

ARAÚJO, F.G.,SANTOS, L.N. Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, n.3, p. 417-430. 2001.

BERTOLETTI, J.J., LUCENA, C.A.S., LUCENA, Z.M.S., MALABARBA, L.R., REIS, R.E. Ictiofauna do rio Uruguai superior entre os municípios de Aratiba e Esmeralda, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências PUCRS, Ser. Zoologia**, v.32, n.48, p.3-42. 1989.

BRASHER, A. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. **BioScience**, v. 53, p. 1052-1060. 2003.

DI PERSIA, D. H., NEIFF, J. J. The Uruguay River System.. In: Davies, B.R., K. F Walker (Eds.). **The Ecology of River System.** Dordrecht, The Netherlands: Dr. W. Junk Publishers. p. 599-621. 1986.

FERNANDO, C., HOLCIK,C.H. Fish in reservoirs. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v.76, n.2, p.149-167. 1991.

FREITAS, C. E. C., PETRERE, M., BARRELLA, W. Natural and artificially-induced habitat complexity and freshwater fish species

composition. **Fisheries Management and Ecology**, v. 12, p. 63-67. 2005.

HABIT, E., BELK, M. C., TUCKFIELD, R. C., PARRA, O. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. **Freshwater Biology**, v.51, p.1-11. 2006.

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

HAMILTON, D. **Energia para o Brasil: 10 anos de Tractebel Energia**. Florianópolis, Tractebel Energia, 360p. 2008.

HAXTON, T. J., FINDLAY, C S. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. Meta-analysis of the impacts of water management on aquatic communities. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 65, n. 3, p. 437-447. 2008.

MAGRI, L. J., SOUZA, S.L., CABRAL, C.A., ZANIBONI-FILHO, E. Implantação da primeira hidrelétrica no Alto rio Uruguai. In: Zaniboni-Filho, E. & A. P. O. Nuñez (Eds.). **Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna**. Florianópolis, Ed. da UFSC, p.11-20, 2008.

MARQUES, E. E., SILVA, R. M., SILVA, D. S. Variações espaciais na estrutura das populações de peixes antes e após a formação do reservatório de Peixe Angical. In: Agostinho, C. S., Pelicice, F. M. & Marques, E. E.. (Ed.). **Reservatório de Peixe Angical Bases Ecológicas para o manejo da ictiofauna**. São Carlos: Rima, p. 51-57. 2009.

MÉRONA, B., MORAIS, L.T. Les études ichtyologiques liées à la construction du barrage de Petit-Saut: um premier bilan et des recommandations. **Hydroécologie Appliquée**, v.9, n.1-2, p. 241-262. 1997.

PENCZAK, T., A.A. AGOSTINHO, E.K. OKADA. Fish diversity and community structure in two small tributaries of the Paraná River, Paraná State, Brazil. **Hydrobiologia**, 294 : 243-251. 1994.

- PETTS, G. E. Long-term consequences of upstream impoundment. **Environmental Conservation**, v.7, p. 325-332. 1980.
- POFF, N.L., ODEN, J.D., MERRITT, D.M., PEPIN, D.M. Homogenization of regional dynamics by dams and global biodiversity implications. **PNAS**, v. 104, n.14, p. 5732-5737. 2007.
- RICHTER, D. MATHEWS, R., HARRISSON, D, WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v.13, p. 206-224. 2003.
- SANTA CATARINA. Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente (SDM). **Bacias Hidrográficas de Santa Catarina: diagnóstico geral**. Florianópolis: Governo do Estado de Santa Catarina, 1997.
- SANTBERGEN, L., WESTEN, C.J.V. The environmental effects of dams and strategies for reducing their impact. **Proceedings of the Icold Symposium Norway - Reservoirs in river Basin development**. Symposium/Oslo/Norway/6 July 1995A. Balkema, Rotterdam/ Brookfield/1995, p.129-138. 1995.
- SCHIEMER, F., ZALEWSKI, M. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. Netherlands **Journal of Zoology**, v. 42, p. 323-335. 1992.
- SCHLOSSER, I.J. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: implications for environmental management and assessment. **Environmental Management**, v.14, n. 5, p. 621-628. 1990.
- SYVITSKI, J.P.M., VOROSMARTY, C.J., KETTNER, A.J. GREEN, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. **Science**, v. 308, p. 376-380. 2005.
- SUZUKI, H. I. Estratégias reprodutivas de peixes relacionadas ao sucesso na colonização em dois reservatórios do rio Iguacu, Pr, Brasil. **Tese de Doutorado**. UFSCAR, São Carlos, 97p. 1999.
- TEIXEIRA, T.P., PINTO, B.C.T., TERRA, B.F., ESTILIANO, E.O., GRACIA, D., ARAÚJO, F.G. Diversidade das assembléias de peixes

nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Iheringia Série Zoologia**, v. 95, n.4, p. 347-357. 2005.

TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: Teoria, Aplicações e Perspectivas para usos múltiplos. In: Raoul Henry (Ed.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**, FAPESP/FUNDIBIO, p.22-38. 1999.

THOMAZ, S.M., BINI, L.M. ALBERTI, S.M. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal, IN: **Reservatório de Segredo bases ecológicas para o manejo – UEM Nupelia**. 1997.

WELCOMME, R.L. **River fisheries**. FAO Fisheries Technical Paper, v. 262, 330p. 1985.

ZANIBONI-FILHO, E., SCHULZ, U. H. Migratory Fishes of the Uruguay River.. In: **Migratory Fishes of South America: Biology, Fisheries and Conservation Status**. (Carolsfield, J., Harvey ,B.,Ross,C. & Baer,A.). World Fisheries Trust, IDRC & World Bank, p. 157-194. 2003.

ZANIBONI-FILHO, E., MEURER, S., SHIBATTA, O. A., NUÑER, A. P. O.. **Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai**. Ed. da UFSC: Tractebel Energia,128 p. 2004.

ZANIBONI-FILHO, E., NUÑER, A. P. O., REYNALTE-TATAJE, D. A., HERMES-SILVA, S., MEURER, S. Alterações espaciais e temporais da estrutura da comunidade de peixes em decorrência da implantação do reservatório de Itá (alto rio Uruguai). In: Zaniboni-Filho, E. & A. P. O. Nuñer (Eds.). **Reservatório de Itá. Estudos ambientais, desenvolvimento de tecnologias de cultivo e conservação da ictiofauna**. Florianópolis, Ed. da UFSC, p. 21-48. 2008.