

2.11. Comunidades de peixes

Horácio Ferreira Júlio Jr.
Éder A. Gubiani
Weferson J. da Graça
Pitágoras A. Piana
Rodrigo Fernandes
Luís A. Espínola
Carlos E. Corrêa
João P. Pagotto
Luciano N. dos Santos
Caroline Yamamura.
Angelo Antonio Agostinho

Introdução

A elevada heterogeneidade de habitat que caracterizam as planícies de inundação está também presente na planície de inundação do remanescente livre de barragens do alto rio Paraná, onde uma complexa rede hidrológica, formada por extensa várzea, ilhas, lagoas com diferentes graus de conectividade entremeiam as calhas do rio Paraná e a porção baixa de seus tributários na região (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; COMUNELLO, 2001). Esta heterogeneidade de habitats desempenha um papel decisivo na manutenção da elevada biodiversidade presente (AGOSTINHO et al., 2001). No entanto, o completo entendimento dos processos ecológicos que ocorrem neste tipo de ecossistema ainda carece de estudos aprofundados. Trabalhos realizados em planícies de inundação indicam o pulso de inundação como a principal função de força, ou seja, o agente estruturador das comunidades biológicas nos diversos componentes de maior intensidade (JUNK et al., 1989; NEIFF, 1990; CAMARGO & ESTEVES, 1996).

No caso desta planície, o controle de nível imposto pelos reservatórios a montante tem se revelado um fator de risco para a integridade das espécies nela presentes, em especial aquelas da ictiofauna. Neste sentido, o monitoramento das variações anuais na composição e estrutura das assembléias de peixes nesta região possibilita, o estabelecimento de relações causais que auxiliam na compreensão deste processo, fundamental para manutenção das espécies.

Neste relatório são apresentadas as informações relativas à ictiofauna, obtidas em amostragens realizadas nos meses de março, junho, setembro e dezembro de 2005, e discutidas suas variações em relação aos anos anteriores (2000, 2001, 2002, 2003 e 2004), fornecendo indicações sobre as variações espaciais e temporais na abundância e composição da ictiofauna.

Material e métodos

As amostragens foram conduzidas durante os meses de março, junho, setembro e dezembro de 2005, em 12 estações de coleta descritas no primeiro capítulo. Utilizou-se para isto de redes de espera com malhagens variadas (2,4; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 10; 12; 14 e 16 cm entre nós opostos), arrastos e espinheis. As redes permaneceram expostas por 24 h, com revistas ao amanhecer (8:00 h), ao entardecer (16:00 h) e à noite (22:00 h). Os espinheis foram iscados ao entardecer e revistados na manhã subsequente, sendo operados apenas nos ambientes lóticos. Os arrastes, realizados com redes de 20m e malha de 0,5cm, foram realizados nas áreas litorâneas dos ambientes lênticos, durante o período da noite e da manhã.

Cada exemplar foi identificado, numerado e etiquetado. Os exemplares, cuja identificação não foi possível no campo, foram conservados em solução de formol a 4% e, posteriormente, enviados a especialistas, com essa finalidade.

De cada exemplar capturado, foram registradas as seguintes informações:

- data e estação de amostragem;
- aparelho de pesca e período de captura;
- número do espécime;
- espécie;
- comprimento total (cm);
- comprimento padrão (cm);
- peso total (precisão: 0,1g);
- peso das gônadas (precisão: 0,01g);
- peso do estômago (precisão: 0,01g);
- grau de repleção gástrica (0 – 3);
- sexo;
- estágio de maturação gonadal.

Visando análises posteriores em laboratório, foram preservadas as seguintes estruturas e órgãos:

- frações de gônadas, preservadas em solução de formol a 4% e após 24 horas transferidas para solução de álcool 70% para análise microscópica do grau de desenvolvimento gonadal;
- estômagos com conteúdo alimentar, preservados em formol 4%.

O estágio de desenvolvimento gonadal foi determinado macroscopicamente, com base em suas características de cor, transparência, vascularização superficial, flacidez, tamanho e posição na cavidade abdominal e, no caso dos ovários, o grau de visualização dos ovócitos. Utilizou-se, em geral, uma escala de maturação, constituída pelos estádios: imaturo, repouso, início de maturação, maturação, maduro, recuperado e esgotado.

Os dados referentes às capturas nas redes de espera e arrasto foram tratados separadamente em virtude da seletividade inerente a cada um destes aparelhos.

Os padrões de dominância das espécies foram avaliados por categorias de ambiente (lagoa aberta, lagoa fechada e rio) e aparelho de pesca (redes de espera e arrasto) através de curvas de relação espécie-abundância (“Wittaker Plots”) (MAGURRAN, 1988; WINEMILLER, 1996). Também são mostrados os dados de captura por unidade de esforço (CPUE), em número e biomassa, das 15 principais espécies capturadas para cada ambiente e aparelho de pesca.

Os padrões de variação das assembleias de peixes em relação aos dados abióticos de cada local amostrado foi analisado através de abordagem multivariada de análise de gradiente indireta (GAUCH, 1986).

A estrutura da ictiofauna nos diferentes ambientes foi sumarizada a partir de uma análise de correspondência (CA), considerando a composição específica de cada local amostrado. Para realizar as análises de correspondência foram usados os dados de captura por unidade de esforço de redes de espera (ind/1000 m²/24 h) e de arrasto (ind/100 m²), separadamente, sendo estes previamente transformados (radiciação) para minimizar o efeito de valores extremos. Os eixos selecionados para as análises foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que 0,20 (MATTHWES, 1998). A diferença entre *scores* de cada categoria de ambiente foi avaliada a partir de um teste paramétrico (MANOVA/ANOVA).

A fim de diminuir a dimensionalidade dos dados abióticos medidos nos locais amostrados foi utilizada uma análise de componentes principais (PCA), tanto para as coletas com rede de espera, como para as de arrasto. Todas as variáveis físico-químicas, exceto o pH, foram log-transformadas [$\log(x+1)$] para linearizar as relações bivariadas (OLDEN et al., 2001). Os eixos retidos para interpretação foram aqueles que apresentaram autovalores maiores que os gerados aleatoriamente por um processo de randomização (critério *broken-stick*). Todas as ordenações foram feitas no *software* PC-ORD® (MACCUNE & MEFFORD, 1997).

O grau de congruência entre as matrizes de dados de captura (em número) por unidade de esforço para redes de espera e de dados abióticos foi avaliado através de uma rotina *Procrustean*. A análise *procrustes* é um método de superposição que de uma forma simplista, compara um par de ordenações usando um algoritmo rotacional (*rotational-fit*), encontrando o melhor ajuste entre observações

ordenadas correspondentes. Apesar dos critérios estabelecidos para a retenção dos eixos da CA e PCA, para este método foram usados os *scores* dos dois primeiros eixos de cada ordenação, pois estes contêm a maior parte da variabilidade dos dados originais. A estatística *procrustes* foi realizada com o auxílio do software PROTEST® (JACKSON, 1995).

A atividade reprodutiva foi avaliada através da frequência relativa (%) de fêmeas adultas em reprodução (estádios maduro e semi-esgotado), considerando os dados obtidos de redes de espera e arrasto nos diferentes ambientes (rios, lagoas abertas e lagoas fechadas).

Resultados e discussão

Levantamento ictiofaunístico

O levantamento ictiofaunístico resultou na capturada de 104 espécies, distribuídas em 26 famílias pertencentes a duas classes e sete ordens. A relação das espécies registradas e suas posições taxonômicas estão de acordo com BRITSKI et al. (1999) e REIS et al. (2003).

CLASSE CHONDRICHTHYES

Ordem MYLIOBATIFORMES

Família POTAMOTRYGONIDAE

Potamotrygon cf. *motoro* (Müller & Henle, 1841)

Potamotrygon cf. *falkneri* Castex & Maciel, 1963

Potamotrygon sp.

CLASSE OSTEICHTHYES

Ordem CHARACIFORMES

Família ACESTRORHYNCHIDAE

Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)

Família CHARACIDAE

Subfamília APHYOCHARINAE

Aphyocharax anisitsi Eigenmann & Kennedy, 1903

Aphyocharax dentatus Eigenmann & Kennedy, 1903

Subfamília CHEIRODONTINAE

Serrapinus notomelas (Eigenmann, 1915)

Serrapinus sp. 1

Odonostilbe sp.

Incertae sedis

Astyanax altiparanae Garutti & Britski, 2000

Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)

Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908

Galeocharax knerii (Steindachner, 1879)

Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Hyphessobrycon sp.

Moenkhausia intermedia Eigenmann, 1908

Moenkhausia sanctaefilomenae (Steindachner, 1907)

Roeboides paranensis Pignalberi, 1975

Família SERRASALMIDAE

SUBFAMÍLIA SERRASALMINAE

Metynnis cf. *maculatus* (Kner, 1858)

Myleus tiete (Eigenmann & Norris, 1900)

Oligosarcus pinto Campos, 1945

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816)

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

FAMÍLIA CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus Spix & Agassiz, 1829

FAMÍLIA CRENUCHIDAE

Characidium aff. *zebra* Reinhardt, 1867

FAMÍLIA PARODONTIDAE

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Parodon nasus Kner, 1859

FAMÍLIA PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

FAMÍLIA CURIMATIDAE

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann & Eigenmann, 1889)

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Cyphocharax nagelii (Steindachner, 1881)

Família ANOSTOMIDAE

Leporellus vittatus (Valenciennes, 1850)

Leporinus elongatus Valenciennes, 1850

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus macrocephalus Garavello & Britski, 1988

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Schizodon altoparanae Garavello & Britski, 1990

Schizodon borellii (Boulenger, 1900)

Schizodon nasutus Kner, 1858

FAMÍLIA ERYTHRINIDAE

Hoplias aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)

Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)

Família LEBIASINIDAE

Pyrrhulina australis Eigenmann & Kennedy, 1903

ORDEM CYPRINODONTIFORMES

Família POECILIIDAE

Pamphorichthys sp.

ORDEM GYMNOTIFORMES

FAMÍLIA RHAMPHICHTHYIDAE

Rhamphichthys hahni (Meinken, 1937)

Família GYMNOTIDAE

Gymnotus inaequilabiatus (Valenciennes, 1836)

Gymnotus paraguensis Albert & Cramptom, 2003

Gymnotus sylvius Albert & Fernandes-Matioli, 1999

FAMÍLIA STERNOPYGIDAE

Eigenmannia trilineata López & Castello, 1966

Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)

Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)

Família APTERONOTIDAE

Apteronotus caudimaculosus santana, 2003

Apteronotus sp.

ORDEM SILURIFORMES

FAMÍLIA CLARIIDAE

Clarias gariepinus (Burchell, 1822)

FAMÍLIA HEPTAPTERIDAE

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

PIMELODELLA AVANHANDAVAE EIGENMANN, 1917

PIMELODELLA GRACILIS (VALENCIENNES, 1835)

Família DORADIDAE

Oxydoras eigenmanni Boulenger, 1895

Pterodoras granulatus (Valenciennes, 1821)

Trachydoras paraguayensis (Eigenmann & Ward, 1907)

FAMÍLIA AUCHENIPTERIDAE

Auchenipterus osteomystax Miranda-Ribeiro, 1918

Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)

Ageneiosus inermis (Linnaeus, 1766)

Ageneiosus militaris Valenciennes, 1836

Ageneiosus ucaylaensis Castelnau, 1855

FAMÍLIA PIMELODIDAE

SUBFAMÍLIA PIMELODINAE

Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)

Hypophthalmus edentatus Spix & Agassiz, 1829

Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)

Megalonema platanum (Günther, 1880)

Pimelodus argenteus La Cepède, 1803

Pimelodus heraldoi Azpelicueta, 2001

Pimelodus maculatus La Cepède, 1803

Pimelodus ornatus Kner, 1858

Pinirampus pirinampu (Spix & Agassiz, 1829)

Pseudoplatystoma corruscans (Spix & Agassiz, 1829)

Sorubim cf. *lima* (Bloch & Schneider, 1801)

FAMÍLIA CALLICHTHYIDAE

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

FAMÍLIA LORICARIIDAE

SUBFAMÍLIA ANCISTRINAE

Megalancistrus parananus (Peters, 1881)

SUBFAMÍLIA HYPOSTOMINAE

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Hypostomus cochliodon Kner, 1854

Hypostomus regani (Ihering, 1905)

Hypostomus strigaticeps (Regan, 1908)

Hypostomus ternetzi (Boulenger, 1895)

Hypostomus sp.1

Rhinelepis aspera Spix & Agassiz, 1829

Liposarcus anisitsi (Eigenmann & Kennedy, 1903)

SUBFAMÍLIA LORICARIINAE

Loricaria sp.

Loricariichthys platymetopon Isbrücker & Nijssen, 1979

Loricariichthys rostratus Reis & Pereira, 2000

ORDEM PERCIFORMES

FAMÍLIA SCIAENIDAE

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

Família CICHLIDAE

Astronotus crassipinnis (Heckel, 1840)

Cichla monoculus Spix & Agassiz, 1831

Cichla sp.

Cichlasoma paranaense Kullander, 1983

Crenicichla britskii Kullander, 1982

Crenicichla haroldoi Luengo & Britski, 1974

Geophagus sp.

Laetacara sp.

Satanoperca pappaterra (Heckel, 1840)

ORDEM PLEURONECTIFORMES

FAMÍLIA ACHIRIDAE

Catathyridium jenkinsii (Günther, 1862)

Padrões de dominância e abundância relativa.

As espécies dominantes nas capturas com redes de espera nas calhas dos rios, apresentou, no ano de 2005, ligeira alteração em relação aos anos anteriores. Assim, embora *L. platymetopon* e *S. marginatus* sejam espécies que predominam nas capturas desde o início deste projeto, sendo acrescida de *L.*

friderici, *P. galeatus*, *L. lacustris* e *S.brevipinna*, em 2004, neste ano o predomínio coube a *S. marginatus*, *P. galeatus* e *M. intermedia* (Fig. 1 - RIO).

Nas lagoas abertas houve predomínio de *L. platymetopon*, *M. intermedia* e *P. galeatus*, sendo que a primeira, como nos demais anos de estudo, foi a espécie de maior captura por unidade de esforço (Fig. 1 - LAB). *L. platymetopon*, *A. lacustris*, *S. marginatus* *H. aff. malabaricus* e *P. galeatus* predominaram no ambiente de lagoas fechadas (Fig. 1 - LFE). É relevante o aumento de *M.intermedia* nas lagoas abertas durante o ano de 2005.

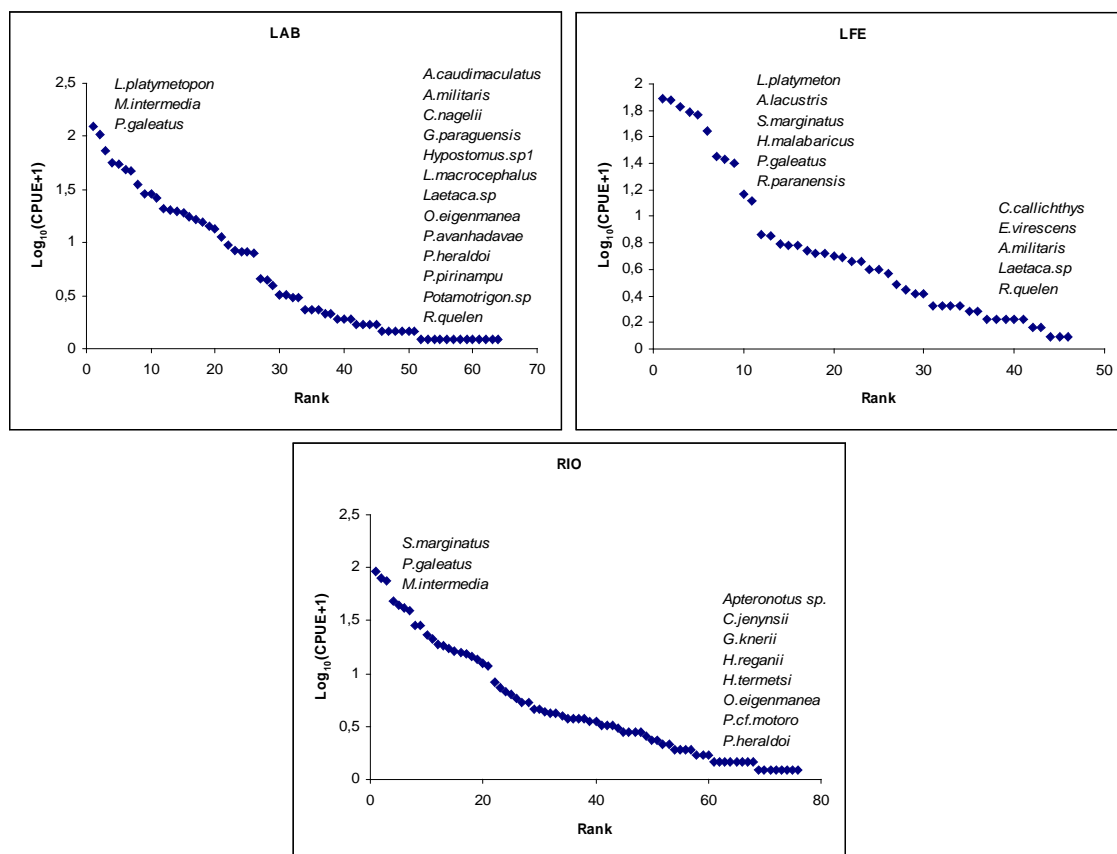


Figura 1. Curvas de relação espécie-abundância para os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de espera em 2005.

Em relação aos arrastos constatou-se o predomínio de *A. anisitsi* e *A. altiparanae*, nas lagoas fechadas e abertas, respectivamente (Fig. 2). Como padrão geral para a ictiofauna das áreas litorâneas dos ambientes lênticos destaca-se o pequeno porte das espécies presentes, o curto ciclo de vida, a alta fecundidade e o pequeno diâmetro dos ovos.

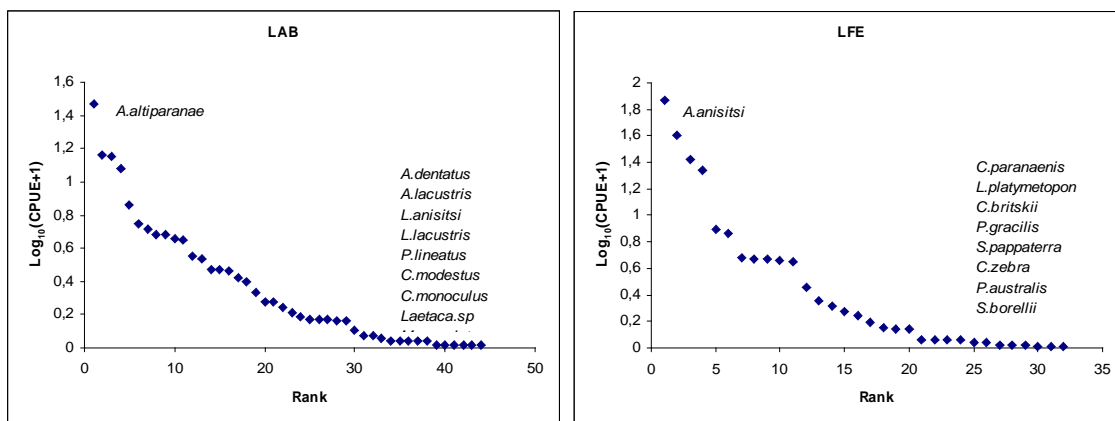


Figura 2. Curvas de relação espécie-abundância para os ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná amostrados com redes de arrasto em 2005.

Dentre as espécies que apresentaram maior captura por unidade de esforço, em todos os ambientes destacam-se *L. platymetopon*, *S. marginatus*, *P. galeatus*, *M. intermedia*, *A. anisitsi* e *A. altiparanae*. No entanto, as duas últimas espécies foram dominantes nos arrastos, enquanto as outras o foram nas coletas com redes. É importante salientar que a dominância de *P. galeatus* persistiu desde o ano anterior nos rios e lagoas abertas, tornando-se também dominante nas lagoas fechadas neste ano, fato que não tinha sido observado antes de 2004. A análise das espécies dominantes nos diversos ambientes amostrados tanto com redes de espera quanto arrasto, sugere que a maior parte dessas apresenta estratégias reprodutivas ou alimentares mais apropriadas às condições ambientais vigentes no período.

Dentre as espécies com reduzida captura por unidade de esforço destacam-se aquelas que realizam migrações reprodutivas, como *S. brasiliensis*, *H. platyrhynchos*, *P. corruscans*, *S. lima*, *L. obtusidens*, *L. elongatus* e *P. lineatus*. As variações no regime das cheias, provocadas por causas naturais ou pela operação das barragens nos trechos à montante afetam de maneira drástica essas espécies. CUNICO et al. (2002) relatam alterações na riqueza de espécies, densidade total e principalmente densidade de peixes migradores de uma lagoa sazonalmente isolada na planície de inundação do alto rio Paraná em anos com diferentes níveis hidrológicos. VERÍSSIMO (1999) mostrou que a intensidade e a duração das cheias exercem grande influência sobre o sucesso reprodutivo destas espécies. Nos anos de cheias intensas e duradouras, ovos e larvas de espécies migradoras atingem as lagoas onde completam seu desenvolvimento, conseguindo ali condições de abrigo e alimento.

Dados de captura (número de indivíduos e biomassa por 1000m² de redes expostas por 24 h), para as quinze principais espécies nos diferentes ambientes amostrados em 2005, revelaram que, em número, *L. platymetopon* foi a espécie dominante nos três ambientes amostrados (Fig. 3), o que pode ser reflexo de seu hábito oportunista. As populações de *L. platymetopon* têm aumentado em todos os ambientes da planície, quando comparado a estudos dos anos anteriores. Nas lagoas fechadas em 2003, por exemplo, essa espécie foi somente a quarta mais abundante, quando se destacaram espécies de menor porte como, *A. altiparanae*, *S. notomelas*, *M. sanctaefilomenae* e *H. eques*. Em 2004 *A. altiparanae* teve uma queda acentuada em sua abundância nas lagoas fechadas, comparando aos anos anteriores. Já em 2005, observa-se uma recuperação de sua abundância.

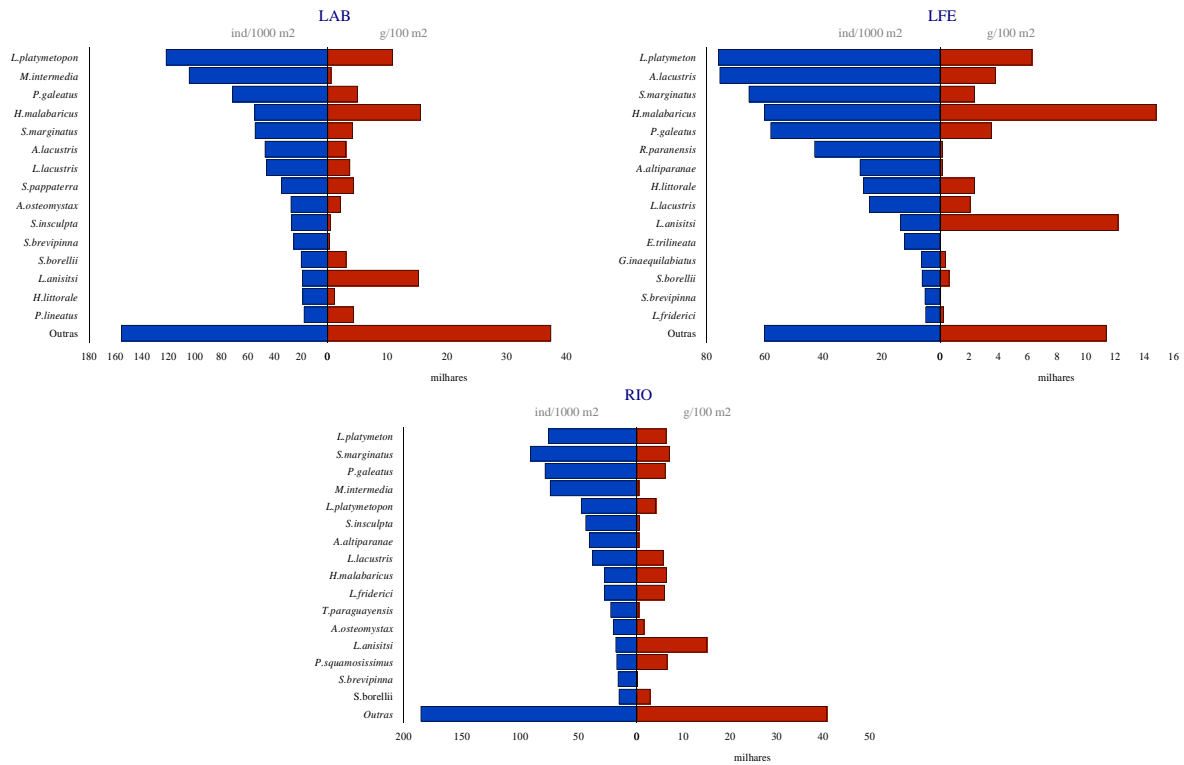


Figura 3. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa, das principais espécies capturadas com redes de espera nos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná durante o ano de 2005.

A análise de biomassa mostrou maior representatividade, em lagoas abertas e fechadas, para *L. anisitsi*, *H. malabaricus* e *L. platymetopon*, enquanto que para rios a espécie dominante foi *L. anisitsi* (Fig. 3). O fato de *L. platymetopon* ser a espécie mais abundante em número nestes ambientes é que faz com que sua biomassa seja elevada.

Para os ambientes amostrados com redes de arrasto (lagoas abertas e lagoas fechadas), verificou-se o predomínio em número de *A. altiparanae* (lagoas abertas) e *A. anisitsi* (lagoas fechadas) (Fig. 4). Em biomassa a espécie que predominou em ambos os ambientes foi *A. altiparanae* (Fig. 4).

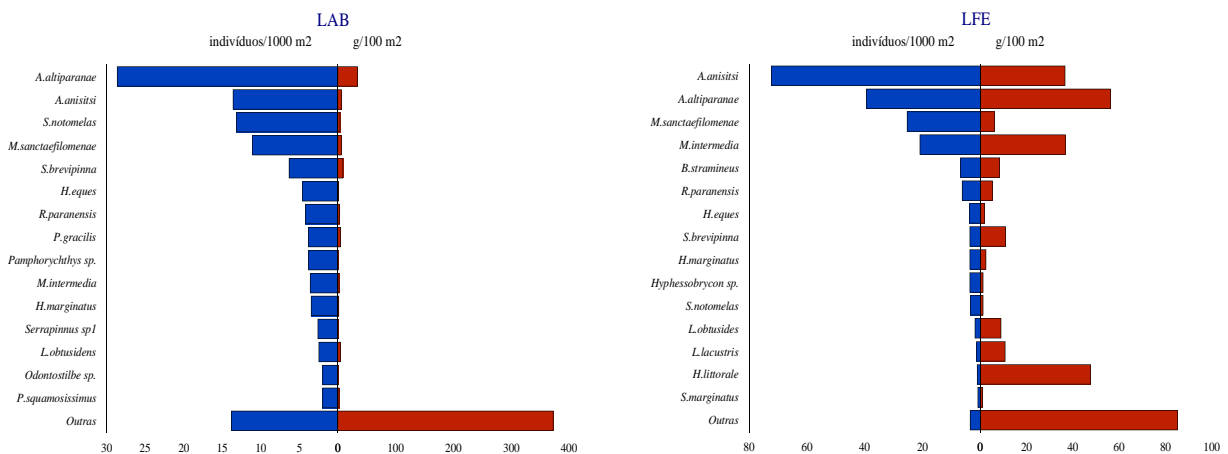


Figura 4. Captura por unidade de esforço, em número e biomassa, das principais espécies capturadas com redes de arrasto em lagoas abertas e fechadas da planície de inundação do alto rio Paraná durante o ano de 2005.

Os resultados encontrados até o momento, quando confrontados com aqueles levantados em estudos anteriores para a região, apontam alguns processos que podem estar contribuindo, de forma efetiva, para a situação atual. Dentre esses, pode ser destacada a dominância exercida por espécies introduzidas ou que alcançaram a planície, após o fechamento de Itaipu, como *L. platymetopon* e *C. monoculus*, e a estreita relação entre a dinâmica populacional de muitas espécies, principalmente as reofílicas, com a alteração no regime de cheias da planície de inundação do alto rio Paraná.

Relação entre a abundância das espécies de peixes e variáveis limnológicas.

Apenas o primeiro eixo da CCA apresentou significância quando comparado com o autovalor médio gerado ao acaso ($\lambda_1 = 0,082$; $P < 0,001$). Apesar de significativo, o primeiro eixo representou uma pequena porção (10,1 %) da variabilidade total da abundância das espécies. Esse resultado pode ser explicado pela diminuição da idiosincrasia nas assembléias de peixes, devido à remoção das espécies raras da análise.

Os ambientes do subsistema Paraná apresentaram-se segregados em relação aos ambientes dos demais subsistemas (Baía e Ivinheima), indicando diferenças na abundância e composição das espécies de peixes (Figura 5). Os ambientes do subsistema Paraná apresentaram maiores abundâncias de espécies reofílicas como *P. lineatus*, *S. borellii* e *P. maculatus*; além de maiores abundâncias de espécies piscívoras como *C. monoculus* e *A. lacustris*.

A abundância das espécies de peixes apresentaram-se relacionadas as condições limnológicas dos ambientes estudados ($P < 0,01$). A profundidade do disco de Secchi mostrou-se negativamente correlacionada ($r = -0,82$; $P < 0,001$) com o primeiro eixo da CCA. Os ambientes do rio Paraná apresentaram, em média, maiores valores de transparência (1,63 cm), quando comparados aos subsistemas Baía (1,24 cm) e Ivinheima (0,56 cm). Souza-Filho e Stevaux (2004) registraram aumento na transparência da água no rio Paraná e nos ambientes associados a ele, atribuindo este aumento a regulação do nível hidrométrico pela cadeia de barragens localizadas a montante da região da planície de inundação contemplada pelo estudo. O aumento na transparência da água pode explicar em parte a maior abundância de piscívoros visuais como *C. monoculus* e *A. lacustris*, tornando-se necessários maiores estudos acerca deste efeito.

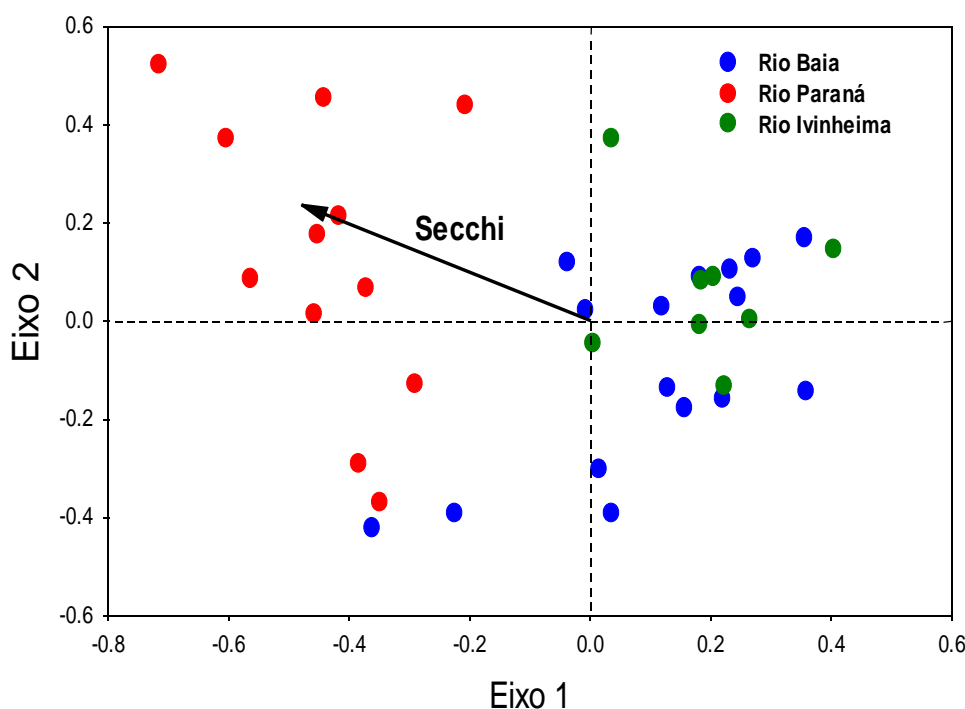


Figura 5. Ordenação resultante da análise de correspondência canônica aplicada aos dados de CPUE (ind./1000 m² rede de espera por 24 horas) obtidos no ano de 2005 para cada local amostrado.

Atividade Reprodutiva

L. platymetopon (cascudo-chinelo), a espécie mais abundante nas capturas com redes de espera, foi registrada em atividade reprodutiva em todos os ambientes considerados, especialmente em dezembro, quando a frequência do estádio em reprodução foi maior, chegando a 59,1% dos indivíduos adultos em reprodução nos rios da planície de inundação. Comparações realizadas com os anos anteriores (2000, 2001, 2002, 2003 e 2004), demonstraram que esta espécie vem aumentando sua população nos ambientes analisados, podendo ser considerada residente e resistente (estratégia de equilíbrio; sensu WINEMILLER, 1989), possuindo fecundação externa e apresentando cuidado com a prole. Essas características, juntamente com a capacidade de explorar o detritivo, um recurso abundante na planície, confere a esta espécie um maior sucesso em relação as demais. DEI TÓS et al. (1997) relataram que o cascudo chinelo se reproduz entre setembro e janeiro e que sua reprodução em anos de seca, se prolonga por vários meses. A atividade reprodutiva das demais espécies durante o ano de 2005 e mostrada na Tabela I.

Para o ambiente rio *L. lacustris* e *S. insculpta* destacaram-se pela maior ocorrência de indivíduos adultos, com elevada frequência reprodutiva, principalmente em dezembro, de 97,8% e 82,3%, respectivamente. Já para *A. osteomystax*, com captura também expressiva, observou-se uma preferência pelos rios para a reprodução, principalmente em setembro e dezembro. Ao contrário dos anos anteriores em que não foram registrados indivíduos adultos em reprodução em nenhum dos ambientes estudados. *S. pappaterra* ocorreu principalmente nas lagoas abertas, apresentando frequência reprodutiva maior que 50% nos meses de junho e setembro, ao contrário dos outros anos. Enquanto isso, *R. paranensis* apresentou altas frequências de indivíduos adultos nos meses de dezembro, maiores que 70%, em todos os ambientes estudados.

As demais espécies parecem não ter preferência nítida por um ambiente específico para reprodução, como ocorreu nos anos anteriores.

Tabela I. Frequência de indivíduos adultos (n) e em reprodução (rpd; %) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de espera

Espécies	Lagoas Abertas								Lagoas Fechadas								Rios							
	Março		Junho		Setembro		Dezembro		Março		Junho		Setembro		Dezembro		Março		Junho		Setembro		Dezembro	
	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A. altiparanae</i>	15	80	-	-	2	100	291	55,2	27	29,6	12	0	26	19,2	18	61,1	36	2,8	2	0	56	25	41	92,7
<i>A. lacustris</i>	61	8,2	37	0	57	50,9	23	56,5	43	9,3	22	0	29	31	187	57,8	12	33,3	16	0	17	29,4	9	66,7
<i>A. osteomystax</i>	23	0	24	0	14	21,4	27	48,1	-	-	-	-	-	-	-	-	24	0	23	4,3	9	77,8	22	81,2
<i>H. littorale</i>	29	13,8	1	0	2	0	4	50	62	16,1	4	0	1	0	10	60	24	0	1	0	0	0	3	66,7
<i>H. malabaricus</i>	14	0	45	0	61	23	47	14,9	18	0	35	0	57	24,6	101	16,8	9	0	22	0	21	28,6	14	21,4
<i>L. anisitsi</i>	25	36	20	5	8	12,5	20	70	12	16,7	5	0	26	15,4	6	100	23	21,7	15	0	17	5,9	17	82,4
<i>L. lacustris</i>	74	8,1	15	0	9	22,2	66	78,8	33	18,8	4	0	18	33,3	28	82,1	50	14	8	12,5	9	55,6	89	97,8
<i>L. platymetopon</i>	212	17	86	7	75	52	116	54,3	119	12,6	44	11,4	51	49	71	46,5	87	12,6	26	11,5	27	40,7	22	59,1
<i>M. intermedia</i>	3	33,7	-	-	-	-	168	93,5	1	0	1	0	4	0	11	93,5	0	0	1	0	4	0	189	82
<i>P. galeatus</i>	85	27,1	38	0	34	29,4	97	73,2	73	5,5	20	0	17	11,8	91	42,9	128	20,3	20	3,8	4	50	148	68,9
<i>R. paranensis</i>	17	5,9	-	-	10	30	10	70	25	4	3	0	3	0	85	88,2	16	0	3	0	17	11,8	11	100
<i>S. brevipinna</i>	21	42,9	5	0	2	50	47	68,1	1	0	-	-	-	-	19	52,6	-	-	7	0	1	0	56	76,8
<i>S. insculpta</i>	12	66,7	5	0	8	37,5	64	84,4	-	-	-	-	5	0	3	100	9	44,4	4	0	32	18,8	96	82,3
<i>S. marginatus</i>	74	1,4	10	0	11	0	57	45,6	50	2	6	0	-	-	66	22,7	125	0	24	0	5	0	91	36,3
<i>S. pappaterra</i>	53	20,8	15	53,3	38	50	40	15	1	0	-	-	-	-	1	100	14	0	11	27,3	2	100	1	100

As espécies capturadas com arrasto (Tabela II) que apresentaram maior frequência de indivíduos em reprodução foram *A. altiparanae* e *A. anisitsi*, principalmente em dezembro, com frequências de indivíduos em reprodução maiores que 50% nos dois ambientes estudados. *B. stramineus* apresentou preferência por reproduzir-se em lagoas fechadas, principalmente em setembro e dezembro, com frequências de indivíduos em reprodução de 68,1 e 51,5, respectivamente. Já as espécies *L. obtusidens*, *P. gracilis* e *Serrapinnus* sp. 1, embora abundantes nas capturas com rede de arrasto, não apresentaram atividade reprodutiva em nenhum dos ambientes e meses estudados.

Tabela II. Frequência de indivíduos adultos (n) e em reprodução (rpd; %) das espécies mais abundantes nas capturas com redes de arrasto em 2004.

Espécies	Lagoas Abertas								Lagoas Fechadas							
	Março		Junho		Setembro		Dezembro		Março		Junho		Setembro		Dezembro	
	n	rpd	n	Rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd	n	rpd
<i>A. altiparanae</i>	31	9,7	20	0	18	50,0	19	52,6	76	7,9	8	0	1	0	3	66,6
<i>A. anisitsi</i>	35	11,4	58	0	33	0	37	86,5	3	0	1	0	-	-	30	96,6
<i>B. stramineus</i>	-	-	-	-	-	-	14	42,8	-	-	50	12,0	22	68,1	68	51,5
<i>H. eques</i>	8	0	-	-	27	3,7	10	100	10	30	3	0	20	0	10	90
<i>H. marginatus</i>	3	14,3	-	-	-	-	10	90	12	41,7	-	-	-	-	9	33,3
<i>Hyphessobrycon</i> sp.	5	40	3	66,7	2	50	1	100	-	-	11	81,8	-	-	10	100
<i>L. obtusidens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>M. intermedia</i>	-	-	1	0	2	0	20	70,0	16	50,0	17	0	44	0	-	-
<i>M. sanctaeflomenae</i>	20	20	3	100	-	-	50	34	4	0	9	11,1	2	50	-	-
<i>Pamphorichthys</i> sp.	-	-	4	100	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	2	100
<i>P. gracilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0
<i>R. paranensis</i>	-	-	-	-	2	100	10	60	4	0	12	0	12	0	24	45,8
<i>S. brevipinna</i>	-	-	5	0	-	-	-	-	10	0	6	0	2	0	2	2
<i>S. notomelas</i>	-	-	5	50	71	0	56	92,8	-	-	-	-	-	-	73	24,6
<i>Serrapinnus</i> sp.1	-	-	-	-	24	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Em sistemas rios-planícies de inundação, os processos biológicos que ocorrem são amplamente dependentes do pulso de cheias que se constitui em um importante agente estruturador das comunidades, nos diversos componentes desses ecossistemas (JUNK *et al.*, 1989; NEIFF, 1990; CAMARGO & ESTEVES, 1996), uma vez que o ciclo hidrológico sincroniza eventos biológicos como maturação gonadal, migração, desova e desenvolvimento larval, crescimento e alimentação (AGOSTINHO *et al.*, 1993; VAZZOLER, 1996). É esperado que o aumento do volume de água do rio sobre a planície promova uma maior disponibilidade de abrigo e alimento, elevando a produtividade e conseqüentemente, afetando as relações de competição e predação dentro da comunidade (AGOSTINHO & JÚLIO JR, 1999), além de desempenhar o papel de gatilho para a reprodução de algumas espécies, principalmente daquelas migradoras.

A variedade de estratégias reprodutivas em peixes que habitam planícies de inundação pode ser decorrente de adaptações às dificuldades em se reproduzirem em sistemas com grandes variações dos níveis fluviométricos e nas condições físicas e químicas (WELCOMME, 1979)

Dentre os vários ambientes encontrados na planície de inundação, VAZZOLER *et al.* (1997) destacam o papel importante que as lagoas representam para as espécies de pequeno e médio porte, sedentárias ou que realizam pequenos deslocamentos, como habitats para reprodução e desenvolvimento inicial.

WELCOMME (1979) afirma que para a maioria das espécies migradoras e com desova total, a época de reprodução é tão marcada que quando a enchente é retardada ou insuficiente, a reprodução pode não ocorrer naquele ano. De acordo com GODOY (1975), as espécies migradoras jamais desovam com o nível do rio estável ou decrescendo. Dessa forma, se durante o período reprodutivo não houver cheia o suficiente para proporcionar condições de desova, as gônadas dessas espécies são reabsorvidas, sem que haja a reprodução. As espécies sedentárias e as migradoras de curta distância parecem, entretanto, menos dependentes das cheias (AGOSTINHO *et al.*, 2001).

O sucesso do recrutamento de peixes na bacia do alto rio Paraná está relacionado com o período, duração e intensidade das cheias, e que essa dependência é menor em espécies sedentárias com cuidado parental, e maior em espécies migradoras que desovam em trechos mais altos da bacia, cujos jovens se desenvolvem primeiro nas áreas inundadas (AGOSTINHO *et al.*, 1997). Em relação a isso, AGOSTINHO & GOMES (1997) concluíram que níveis de recrutamento são mais dependentes da duração da cheia do que o nível máximo alcançado por ela. Entretanto, o período de cheia pode variar de um ano para o outro, podendo ocorrer mais cedo, no final da primavera, ou mais tarde no final do verão, e o período da desova também pode variar de um ano para outro (SUZUKI & AGOSTINHO, no prelo). Porém a inundação é especialmente favorável para o recrutamento, se esse ocorrer durante o verão e outono.

Os resultados obtidos para o ano de 2005, juntamente com aqueles obtidos nos anos anteriores (2000, 2001, 2002, 2003 e 2004), indicam que as características biológicas particulares de cada espécie, podem ter exercido certa vantagem de algumas em relação a outras, principalmente sobre as migradoras, que encontram no pulso de inundação o gatilho para sua reprodução. Nos últimos anos não ocorreram cheias prolongadas na planície de inundação do alto rio Paraná, o que pode ter contribuído para o sucesso de espécies de pequeno porte e que não realizam migrações.

Os resultados obtidos neste ano podem ser considerados surpreendentes em relação à abundância de jovens de espécies migradoras de grande porte, dado que os níveis fluviométricos alcançaram valores elevados neste período. Embora esta questão esteja ainda carente de estudos mais aprofundados, é esperado que após anos sucessivos de controle artificial de nível (reservatório de Porto Primavera), uma cheia normal não induza respostas de ictiofauna semelhantes àsquelas originais. A redução do tamanho das populações e, portanto, dos reprodutores, constatada em relatórios anteriores, deve explicar este fato.