

Capítulo 9

Comunidade de peixes

Introdução

Os sistemas rios-planícies de inundação de regiões tropicais e subtropicais contemplam uma elevada diversidade, especialmente com relação à peixes (Horne e Goldman, 1994), sendo que algumas espécies mostram forte dependência dos eventos de pulso. A ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná é composta por cerca de 182 espécies, pertencentes a 35 famílias (Graça e Pavanelli, 2007). Estas espécies estão distribuídas ao longo de um eixo transversal na direção canal principal-planície adjacente, habitando vários biótopos de acordo com suas necessidades e limitações (Agostinho *et al.*, 2000). Entre os impactos que ocorrem sobre essa região, a construção de reservatórios é o mais efetivo na desestruturação das comunidades biológicas, causando efeitos diretos e indiretos na diversidade. Em virtude disso, o rio Paraná vem sofrendo ao longo dos anos drásticas mudanças em seu leito. A supressão da barreira física natural, que separava duas províncias ictiofaunísticas distintas, a do alto Paraná e a Parano-Platense (Bonetto, 1986), foi propiciada com a construção do reservatório de Itaipu. Este fato resultou na dispersão de espécies do médio ao alto rio Paraná, modificando a ictiofauna à montante, sendo que atualmente as espécies dominantes são aquelas oriundas deste sistema.

Além disso, o fechamento da barragem do reservatório de Porto Primavera (situado a montante da planície de inundação do alto rio Paraná) em 1998 interferiu drasticamente no regime de cheias do último remanescente de área alagável do alto rio Paraná, tornando na maioria das vezes, as inundações ausentes ou diminuindo consideravelmente sua intensidade. Entretanto, excepcionalmente no início do ano de 2007, a ocorrência de chuvas intensas, associadas à operação de soltura de água dos reservatórios a montante, acarretaram o aumento no nível hidrométrico dos rios da região, o que resultou no transbordamento da água da calha principal para as áreas terrestres adjacentes. Trabalhos realizados em planícies alagáveis apontam o pulso de inundação como a principal função de força destes ambientes, atuando como o agente estruturador das comunidades biológicas nos diversos componentes do sistema (Junk *et al.*, 1989; Neiff, 1990; Camargo e Esteves, 1996). Em vista disso, o monitoramento das variações anuais na composição e estrutura das assembléias de peixes possibilita o estabelecimento de relações causais que auxiliam na compreensão deste processo, sendo fundamental para manutenção das espécies.

Desta maneira, este relatório apresenta informações referentes à ictiofauna, obtidas em amostragens realizadas nos meses de dezembro de 2006 a setembro de 2007. Também são discutidas suas variações em relação aos anos anteriores (2000 a 2006), fornecendo indicações sobre as variações espaciais e temporais na sua abundância e composição, bem como informações a cerca da interação da abundância das espécies com os fatores abióticos.

Material e métodos

As amostragens foram conduzidas durante os meses de dezembro de 2006, março, junho e setembro de 2007, em 10 estações de coleta, sendo 3 nos rios, 4 em lagoas abertas e 3 em lagoas fechadas. Excepcionalmente na campanha de março, devido à ocorrência de cheia, foram feitas amostragens adicionais nas várzeas dos rios Baía, Ivinheima e Paraná.

Foram utilizadas 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 espinhéis. 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 espinhéis 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 (i) frações de gônadas, fixadas em solução de formol a 4% e após 24 horas transferidas para solução de álcool 70% para análise microscópica do grau de desenvolvimento gonadal; (ii) 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, a escala de maturação gonadal constituída pelos estádios: imaturo, repouso, início de maturação, maturação, maduro, semi-esgotado, esgotado e recuperação, adaptado de Vazzoler (1996).

Os dados do ciclo hidrológico do rio Paraná foram fornecidos pela Itaipu Binacional, tendo sido obtidos na Estação Hidrológica de Porto São José-PR. De acordo com Veríssimo (1999) 3,5 m é o valor a partir do qual ocorre transbordamento da água para a planície adjacente. A duração da cheia foi considerada como o número de dias em que a cota manteve-se acima deste valor.

Os padrões de dominância das espécies para o ano de 2007 foram avaliados por categorias de ambiente (lagoa aberta, lagoa fechada, rio e varjão) para cada 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 (incluindo o varjão) e aparelho de pesca (redes de espera e arrasto).

Para o conjunto de ambientes amostrados com redes de espera foram analisados s padrões de dominância e abundância em número de indivíduos e biomassa das 15 espécies mais representativas durante o período 2000 a 2007.

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 (indivíduos/1000m²/24 h) e de arrasto (indivíduos/100m²), 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 escores de cada categoria de ambiente foi avaliada a partir de um teste não-paramétrico (Kruskal-Wallis).

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 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 e Mefford, 1997).

Correlações de Pearson foram feitas entre os escores dos eixos da PCA e os escores dos eixos da CA com o intuito de identificar a potencial influência das variáveis abióticas na estrutura das assembléias.

Indivíduos antes identificados como *Hoplias aff. malabaricus* foram em 2007 separados em três morfotipos (*Hoplias* sp.1, *Hoplias* sp. 2 e *Hoplias* sp. 3), em vista de que estudos de variabilidade citogenética suportam a idéia de que *Hoplias aff. malabaricus* constitui-se num complexo de espécies, demonstrando diferenças citogenéticas inter e intrapopulacionais (Bertollo *et al.*, 1997; Dergam e Bertollo, 1990; Dergam *et al.*, 1998; Bertollo *et al.*, 2000). Entretanto como os indivíduos não foram separados em anos anteriores, nas análises comparativas entre os anos, estes foram agrupados em uma única espécie.

Resultados e discussão

Levantamento ictiofaunístico

O levantamento ictiofaunístico resultou na captura de 97 espécies distribuídas em 22 famílias pertencentes 6 ordens e 2 classes. A identificação das espécies está de acordo com Graça e Pavanelli (2007) e a relação das espécies registradas e suas posições taxonômicas com Britski *et al.* (1999), Reis *et al.* (2003) e Lucena (2007).

CLASSE CHONDRICHTHYES

ORDEM MYLIOBATIFORMES

FAMÍLIA POTAMOTRYGONIDAE

Potamotrygon cf. *falkneri* Castex e Maciel, 1963

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

CLASSE OSTEICHTHYES

ORDEM CHARACIFORMES

FAMÍLIA PARODONTIDAE

Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)

Parodon nasus Kner, 1859

FAMÍLIA CURIMATIDAE

Cyphocharax modestus (Fernández-Yépez, 1948)

Steindachnerina brevipinna (Eigenmann e Eigenmann, 1889)

Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)

FAMÍLIA PROCHILODONTIDAE

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836)

FAMÍLIA ANOSTOMIDAE

Leporinus elongatus Valenciennes, 1850

Leporinus friderici (Bloch, 1794)

Leporinus lacustris Campos, 1945

Leporinus macrocephalus Garavello e Britski, 1988

Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1836)

Schizodon altoparanae Garavello e Britski, 1990

Schizodon borellii (Boulenger, 1900)

Schizodon nasutus Kner, 1858

FAMÍLIA CRENUCHIDAE

Characidium aff. *zebra* Eigenmann, 1909

FAMÍLIA CHARACIDAE

Incertae sedis

Astyanax altiparanae Garutti e Britski, 2000

Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908

Hemigrammus marginatus Ellis, 1911

Hyphessobrycon eques (Steindachner, 1882)

Hyphessobrycon sp.

Moenkhausia aff. *intermedia* Eigenmann, 1908

Moenkhausia aff. *sanctaeofilomenae* (Steindachner, 1907)

Psellogrammus kennedyi (Eigenmann, 1903)

Salminus brasiliensis (Cuvier, 1816)

Salminus hilarii Valenciennes, 1850

SUBFAMÍLIA BRYCONINAE

Brycon orbignyianus (Valenciennes, 1850)

SUBFAMÍLIA SERRASALMINAE

Metynnis lippincottianus (Cope, 1870)

Myloplus tiete (Eigenmann e Norris, 1900)

Piaractus mesopotamicus (Holmberg, 1887)

Serrasalmus maculatus Kner, 1858

Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1837

SUBFAMÍLIA APHYOCHARACINAE

Aphyocharax anisitsi Eigenmann e Kennedy, 1903
Aphyocharax dentatus Eigenmann e Kennedy, 1903
Aphyocharax sp.

SUBFAMÍLIA CHARACINAE

Roeboides descavadensis Fowler, 1932

SUBFAMÍLIA CHEIRODONTINAE

Odontostilbe sp.

Serrapinus notomelas (Eigenmann, 1915)

Serrapinus sp. 1

Serrapinus sp. 2

FAMÍLIA ACESTRORHYNCHIDAE

Acestrorhynchus lacustris (Lütken, 1875)

FAMÍLIA CYNODONTIDAE

Rhaphiodon vulpinus Spix e Agassiz, 1829

FAMÍLIA ERYTHRINIDAE

Erythrinus erythrinus (Bloch e Schneider, 1801)

Hoplerythrinus unitaeniatus (Agassiz, 1829)

Hoplias aff. *malabaricus* (Bloch, 1794)

ORDEM SILURIFORMES

FAMÍLIA CLARIIDAE

Clarias gariepinus (Burchell, 1822)

FAMÍLIA CALLICHTHYIDAE

Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)

Hoplosternum littorale (Hancock, 1828)

Lepthoplosternum pectorale (Boulenger, 1895)

FAMÍLIA LORICARIIDAE

SUBFAMÍLIA HYPOSTOMINAE

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Hypostomus cochliodon Kner, 1854

Hypostomus commersoni Valenciennes, 1836

Hypostomus regani (Ihering, 1905)

Hypostomus strigaticeps (Regan, 1908)

Hypostomus aff. *iheringi* (Regan, 1908)

Megalancistrus parananus (Peters, 1881)

Pterygoplichthys anisitsi Eigenmann e Kennedy, 1903

Rhinelepis aspera Spix e Agassiz, 1829

SUBFAMÍLIA LORICARIINAE

Loricaria sp.

Loricariichthys platymetopon Isbrücker e Nijssen, 1979

Loricariichthys rostratus Reis e Pereira, 2000

FAMÍLIA HEPTAPTERIDAE

Pimelodella avanhandavae Eigenmann, 1917

Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1835)

Rhamdia quelen (Quoy e Gaimard, 1824)

FAMÍLIA PIMELODIDAE

- Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840)
Hypophthalmus edentatus Spix e Agassiz, 1829
Iheringichthys labrosus (Lütken, 1874)
Pimelodus cf. *argenteus* Perugia, 1891
Pimelodus maculatus La Cèpède, 1803
Pimelodus ornatus Kner, 1858
Pinirampus pirinampu (Spix e Agassiz, 1829)
Pseudoplatystoma corruscans (Spix e Agassiz, 1829)
Sorubim lima (Bloch e Schneider, 1801)
Zungaro zungaro (Humboldt, 1821)

FAMÍLIA DORADIDAE

- Oxydoras eigenmanni* Boulenger, 1891
Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1821)
Trachydoras paraguayensis (Eigenmann e Ward, 1907)

FAMÍLIA AUCHENIPTERIDAE

- Ageneiosus inermis* (Linnaeus, 1766)
Auchenipterus osteomystax (Miranda-Ribeiro, 1918)
Ageneiosus ucayalensis Castelnau, 1855
Parauchenipterus galeatus (Linnaeus, 1766)

ORDEM GYMNOTIFORMES

FAMÍLIA GYMNOTIDAE

- Gymnotus inaequilabiatus* (Valenciennes, 1836)
Gymnotus paraguensis Albert e Cramptom, 2003
Gymnotus sylvius Albert e Fernandes-Matioli, 1999

FAMÍLIA STERNOPYGIDAE

- Eigenmannia trilineata* López e Castello, 1966
Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1836)
Sternopygus macrurus (Bloch e Schneider, 1801)

FAMÍLIA RHAMPHICHTHYIDAE

- Rhamphichthys hahni* (Meinken, 1937)

ORDEM PERCIFORMES

FAMÍLIA SCIAENIDAE

- Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840)

FAMÍLIA CICHLIDAE

- Astronotus crassipinnis* (Heckel, 1840)
Cichla kelberi Kullander e Ferreira, 2006
Cichla piquiti Kullander e Ferreira, 2006
Cichlasoma paranaense Kullander, 1983
Crenicichla britskii Kullander, 1982
Geophagus cf. *proximus* (Castelnau, 1855)
Laetacara sp.

- Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840)

ORDEM PLEURONECTIFORMES

FAMÍLIA ACHIRIDAE

- Catathyridium jenynsii* (Günther, 1862)
-

As variações diárias do nível hidrométrico do rio Paraná em 2007 mostraram que a cheia teve início em 8 de janeiro, estendendo-se até 16 de março, totalizando 68 dias (Figura 1). Durante esse período o nível manteve-se acima da cota de transbordamento (3,5 m), indicando cheia contínua. O nível máximo atingido foi 645 cm e o nível médio durante as cheias foi de 570,6 cm. Para os dias atuais, em que as cheias não naturais são controladas pela dinâmica de soltura e retenção de água dos reservatórios a montante, pode-se considerar a inundação como duradoura.

Durante todo o período de estudo (2000 a 2007), no ano de 2002 as cotas ultrapassaram o nível de transbordamento por 47 dias, porém em apenas 37 dias consecutivos. O ano de 2005 foi marcado pela ocorrência de cheia curta (34 dias) e contínua, em que o nível máximo foi 675 cm e o nível médio durante as cheias foi de 549,9 cm. Em 2001, um ano naturalmente seco, o nível de transbordamento não foi ultrapassado. Alagamentos de no máximo 15 dias ocorreram nos demais anos.

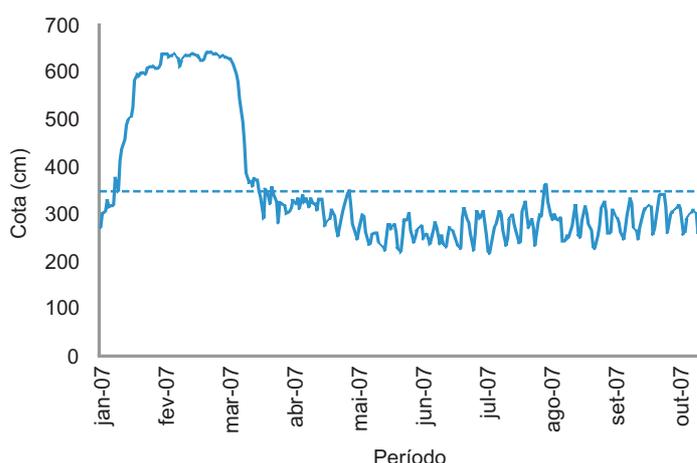


Figura 1: Variações diárias do nível hidrométrico do rio Paraná durante o período de 01 de janeiro a 10 de outubro de 2007. Linha tracejada indica o valor limiar de transbordamento (3,5 m; Veríssimo, 1999).

Padrões de dominância de espécies

Em 2007 os padrões de dominância (CPUE), analisados utilizando relações espécie-abundância (Wittaker plots; Magurran, 1988), variaram entre os biótopos estudados (Figura 2). Nas lagoas abertas e nos rios prevaleceram nas amostragens *S. marginatus*, *L. platymetopon* e *P. lineatus*, adicionando-se ao primeiro ambiente *H. littorale* e *P. galeatus*. Entre os biótopos, a maior dominância ocorreu nas lagoas fechadas com o predomínio de *M. aff. intermedia*, (38,7% das capturas), o que é reforçado pelo fato de que a segunda espécie mais abundante em número (*L. platymetopom*) representou apenas 6,6% do total de peixes. Dentre as espécies capturadas nas várzeas dos rios, *A. altiparanae*, *P. lineatus* e *L. friderici* se posicionaram como dominantes.

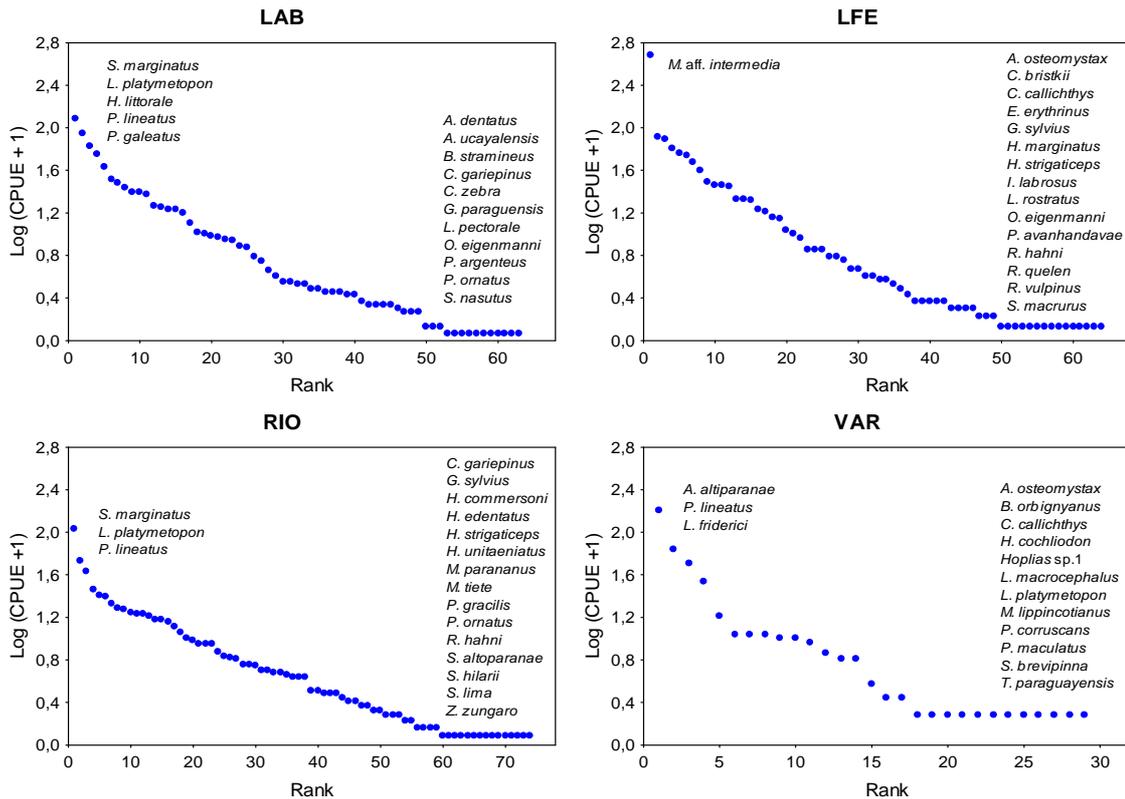


Figura 2: Curvas da relação espécie-abundância para os diferentes ambientes amostrados com redes de espera no período de dezembro de 2006 à setembro de 2007 (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas; RIO = rios; VAR = Varjões).

Considerando-se as amostragens com redes de arrasto, *M. aff. intermedia* foi a espécie mais abundante tanto nas lagoas abertas quanto nas fechadas (Figura 3). As demais espécies dominantes variaram entre os ambientes, coincidindo o fato de serem de pequeno porte, com exceção de *P. lineatus*, uma espécie de grande porte que pode alcançar comprimentos máximos em torno de 54,2 cm (Graça e Pavanelli, 2007). Há de se destacar que a elevada captura desta espécie em lagoas fechadas da planície de inundação deve-se a ocorrência das inundações que possibilitou o acesso de seus ovos e larvas a este tipo de ambiente.

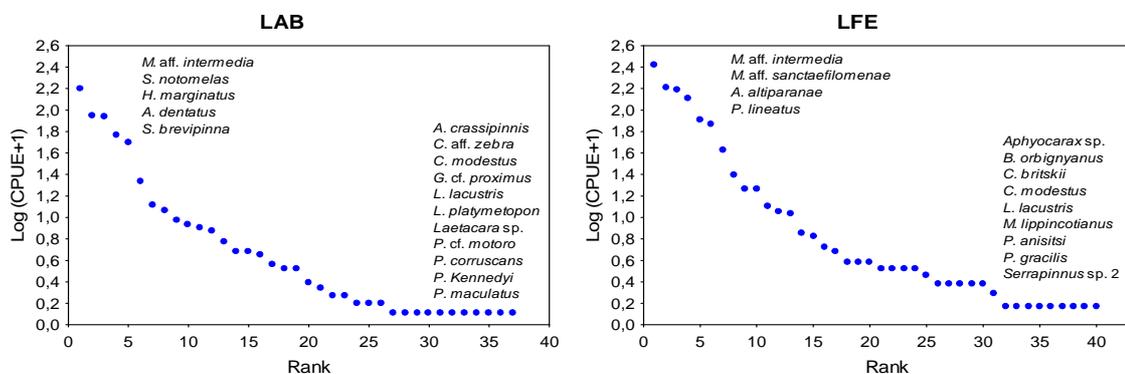


Figura 3: Curvas da relação espécie-abundância para os diferentes ambientes amostrados com redes de arrasto no período de dezembro de 2006 à setembro de 2007 (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas)

A análise das curvas de relação espécie-abundância para o conjunto de ambientes da planície de inundação durante o período de 2000 a 2007 revelou que os anos foram marcados principalmente pela predominância de três espécies: *L. platymetopon*, *S. marginatus* e *P. galeatus*, com destaque para a primeira que apresentou maior dominância de 2000 a 2006. Além dessas, *H. aff. malabaricus* em 2001, *A. altiparanae* em 2002, *H. littorale* em 2003, *M. aff. intermedia* em 2006 e *P. lineatus* em 2007 figuraram entre as dominantes (Figura 4).

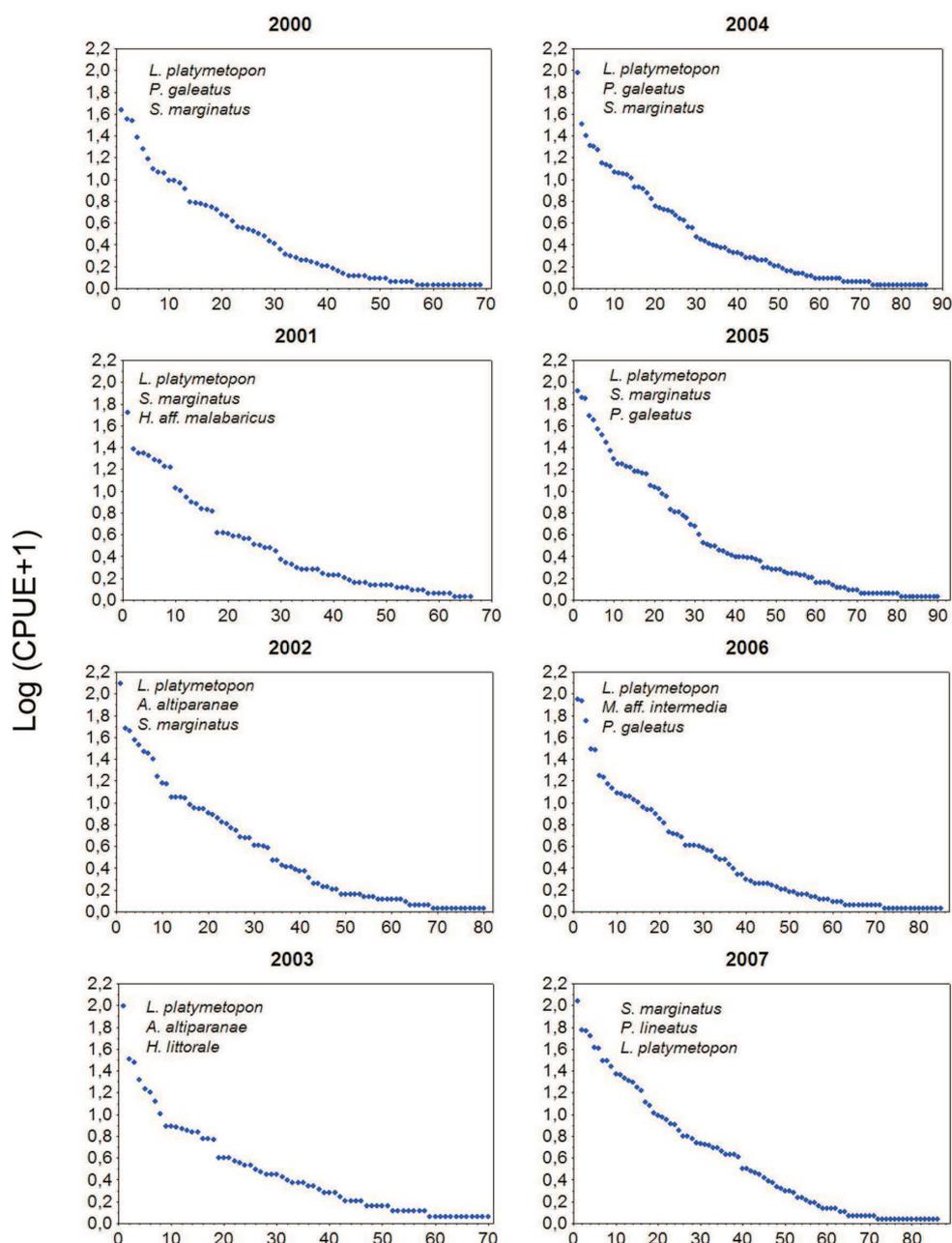


Figura 4: Curvas da relação espécie-abundância para o conjunto de ambientes amostrados com redes de espera no período 2000 a 2007.

No geral, as espécies dominantes durante todo o período de estudo têm hábitos estritamente sedentários como é o caso de *L. platymetopom*, *S. marginatus*, *H. aff. malabaricus* e *H. littorale* com cuidado parental e de *P. galeatus* com fecundação interna, ou migram curtas distâncias como *A. altiparanae* e *M. aff. intermedia*. Essas espécies completam todas as etapas do ciclo de vida nos ambientes da planície de inundação. A ocorrência de uma espécie migradora de longa distância entre as dominantes deu-se apenas no último ano, tendo o alagamento da planície contribuído de maneira decisiva para a elevada representatividade de *P. lineatus* em todos os biótopos. A captura desta espécie constituiu-se essencialmente de indivíduos jovens. Nas amostragens realizadas no mês de março, durante às cheias, 57% dos indivíduos consistiram em jovens, tendo este número um aumento expressivo em junho (97%) e setembro (98%), o que pode ser devido ao fato dos ovos e larvas ainda presentes em março terem encontrado condições ideais para o desenvolvimento, elevando a captura de indivíduos jovens nas amostragens subseqüentes.

Padrões de abundância relativa das espécies

Considerando os valores de CPUE das espécies capturadas com redes de espera, verificou-se uma tendência semelhante para lagoas abertas e rios, onde as espécies mais abundantes em número foram *S. marginatus*, *L. platymetopon* e *P. lineatus* (Figura 5). Destaca-se também *H. littorale*, a terceira mais abundante em lagoas abertas. Já nas fechadas *M. aff. intermedia* foi a mais abundante, atingindo os patamares mais elevados de captura (476,6 ind./1000 m² redes/24 h). Nos varjões *A. altiparanae* predominou com 161,2 ind./1000 m² redes/24 h. A ocorrência das cheias proporcionou deslocamentos laterais de espécies antes confinadas à calha dos rios até as várzeas, como é o caso de *P. lineatus* com 67,9 ind./1000 m² redes/24 h. Esta espécie, além de estar entre as mais abundantes em número nas lagoas abertas, rios e varjões, predominou em biomassa no último ambiente (38,6 kg/1000 m² redes/24 h). *P. corruscans*, também uma espécie migradora, e *P. anisitsi* foram as mais representativas em biomassa nas lagoas abertas com 8,8 kg/1000 m² redes/24 h para ambas. As traíras predominaram em peso nas lagoas fechadas, sendo *Hoplias* sp. 2 a mais abundante (29,2 kg/1000 m² redes/24 h), seguida de *Hoplias* sp. 1 (12,0 kg/1000 m² redes/24 h). *R. aspera* destacou-se em nos rios (17,2 kg/1000 m² redes/24 h).

Nas capturas com redes de arrasto as espécies mais abundantes em número de indivíduos foram *M. aff. intermedia*, *S. notomelas*, *H. marginatus* nas lagoas abertas e *M. aff. intermedia*, *M. aff. sanctaefilomenae*, *A. altiparanae* nas lagoas fechadas (Figura 6). Essas são espécies de pequeno porte, de elevado potencial reprodutivo, ciclo de vida curto que habitam preferencialmente áreas litorâneas dos ambientes onde ocorrem.

Com relação à abundância em biomassa apenas *P. lineatus* apresentou valores expressivos nos dois ambientes (6,3 kg/1000 m² redes/24 h nas lagoas abertas e 10,3 kg/1000 m² redes/24 h nas lagoas fechadas).

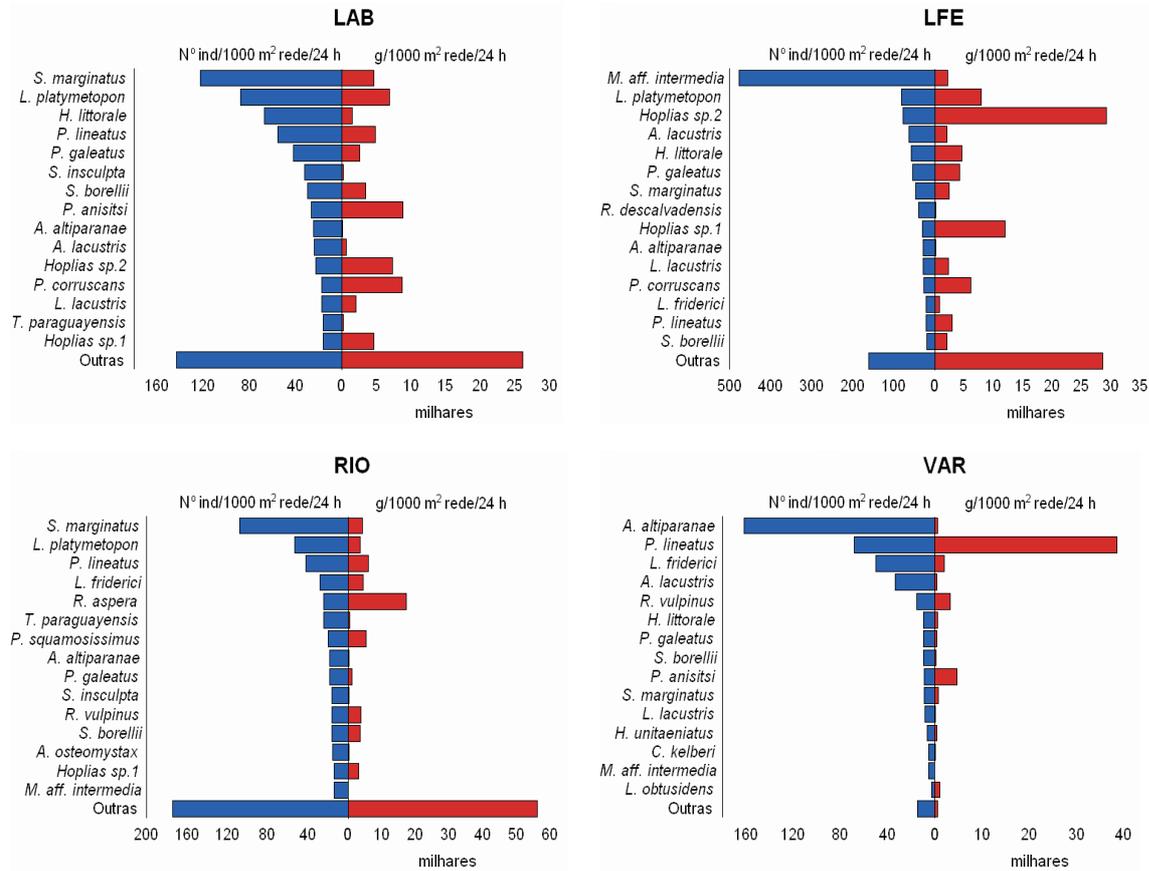


Figura 5: Captura por unidade de esforço em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de espera para os diferentes ambientes (LAB = lagoas abertas; LFE = lagoas fechadas; RIO = rios; VAR = varjões).

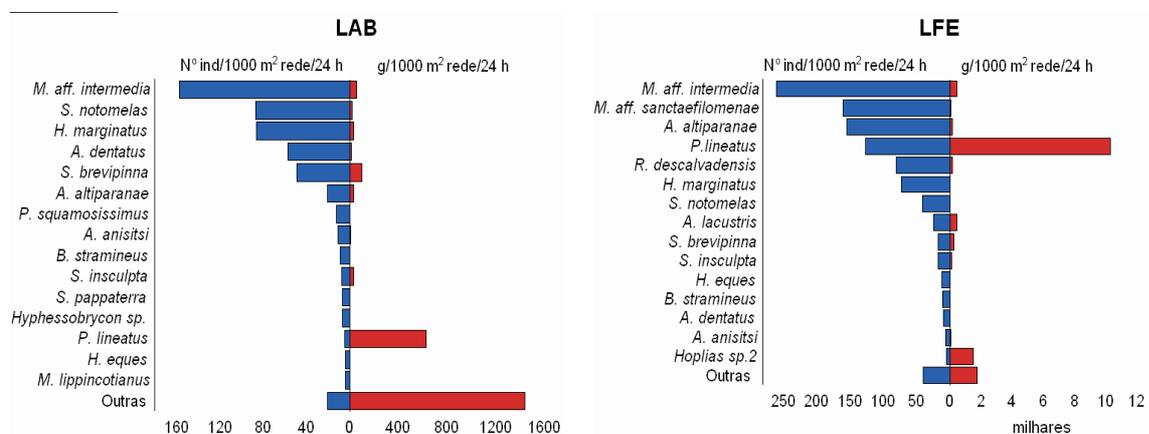


Figura 6: Captura por unidade de esforço em número e biomassa das principais espécies capturadas com redes de arrasto em lagoas abertas (LAB) e fechadas (LFE).

Para o conjunto de ambientes amostrados com redes de espera entre 2000 e 2007, os padrões de abundância em número de indivíduos seguiram os de dominância. Durante o período de 2000 a 2006, independente do ambiente, *L. platymetopon* sempre se posicionou como a espécie mais abundante, variando de 42,7 ind./1000 m² redes/24 h em 2000 a 124,0 ind./1000 m² redes/24 h em 2004. *S. marginatus* e *P. galeatus* mostraram também patamares elevados de captura ao longo de todo período de estudo, sendo que no último ano *S. marginatus* (109,3 ind./1000 m² redes/24 h) superou *L. platymetopon* (56,9 ind./1000 m² redes/24 h) em número de indivíduos. *H. aff. malabaricus* esteve entre as mais capturadas em 2005 e 2007 assim como *H. littorale* em 2003 e 2007 (Figura 7).

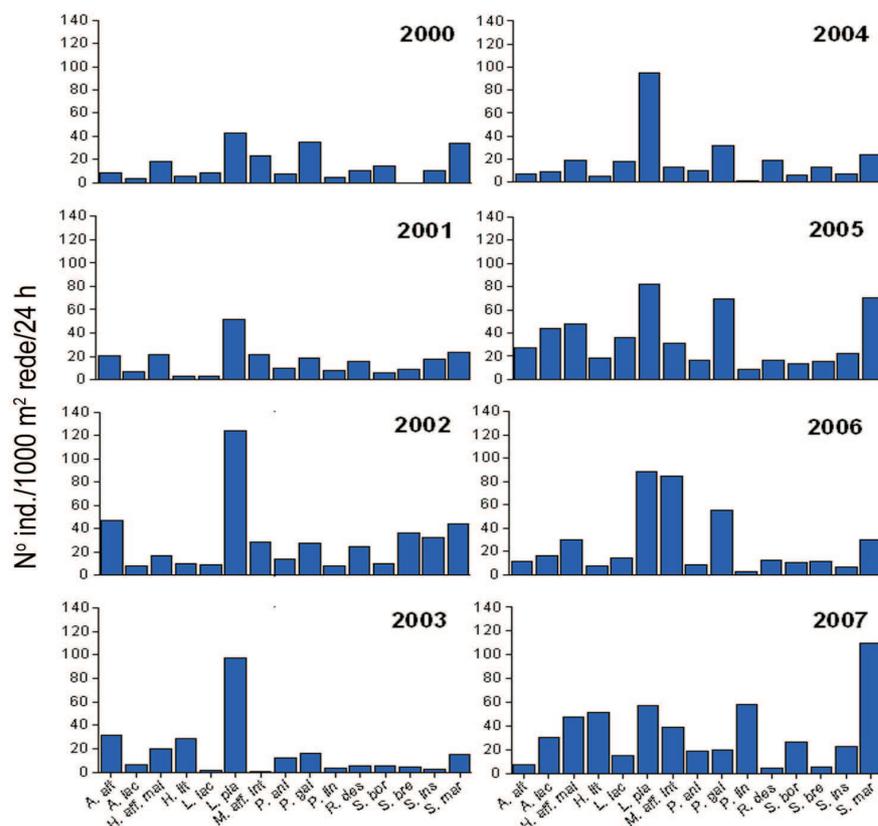


Figura 7: Valores de captura em número de indivíduos para as 15 espécies mais abundantes durante o período de 2000 a 2007.

Dentre as espécies de pequeno porte, *A. altiparanae* esteve entre as mais abundantes em 2000 e 2003. Foi possível observar que as populações de *M. aff. intermedia* têm aumentado nos últimos anos, quando comparados com estudos anteriores, sendo que sua abundância máxima ocorreu em 2006 (84,8 ind./1000 m² redes/24 h). De forma semelhante, *P. lineatus*, apresentou baixos valores de abundância no período entre 2000 a 2006. Entretanto, em 2007 posicionou-se como a segunda espécie mais abundante, com 58,2 ind./m² redes/24 h.

Os valores de abundância em biomassa revelaram que o período de 2000 a 2005 foi marcado principalmente pela elevada representatividade *P. anisitsi* nos ambientes da planície de inundação (Figura 8). Embora com valores de biomassa muito próximos, em 2006 esta espécie foi superada por *H. aff. malabaricus* e *L. platymetopon* nas capturas em peso dos indivíduos. *P. granulatus* apresentou baixos valores de CPUE em biomassa nos primeiros quatro anos. Entretanto, em 2004 e 2005 se posicionou entre as três mais abundantes, diminuindo esta tendência nos anos subsequentes. Em 2007 *H. aff. malabaricus* dominou em biomassa, apresentando os maiores valores de CPUE de todo período (17,3 kg/1000 m² redes/24 h). Duas espécies migradoras, *P. lineatus* e *P. corruscans*, apresentaram valores bastante expressivos neste ano (9,3 e 9,0 kg/1000 m² redes/24 h, respectivamente), sendo a primeira abundante também em número de indivíduos. É importante destacar que a cheia que ocorreu no início de 2007 beneficiou a reprodução e o desenvolvimento inicial dessas espécies, pois suas capturas consistiram essencialmente em jovens do ano. Em um total de 206 indivíduos de *P. corruscans* 91,7% consistiram em juvenis e dos 924 indivíduos de *P. lineatus* capturados, 93,1% foram juvenis do ano.

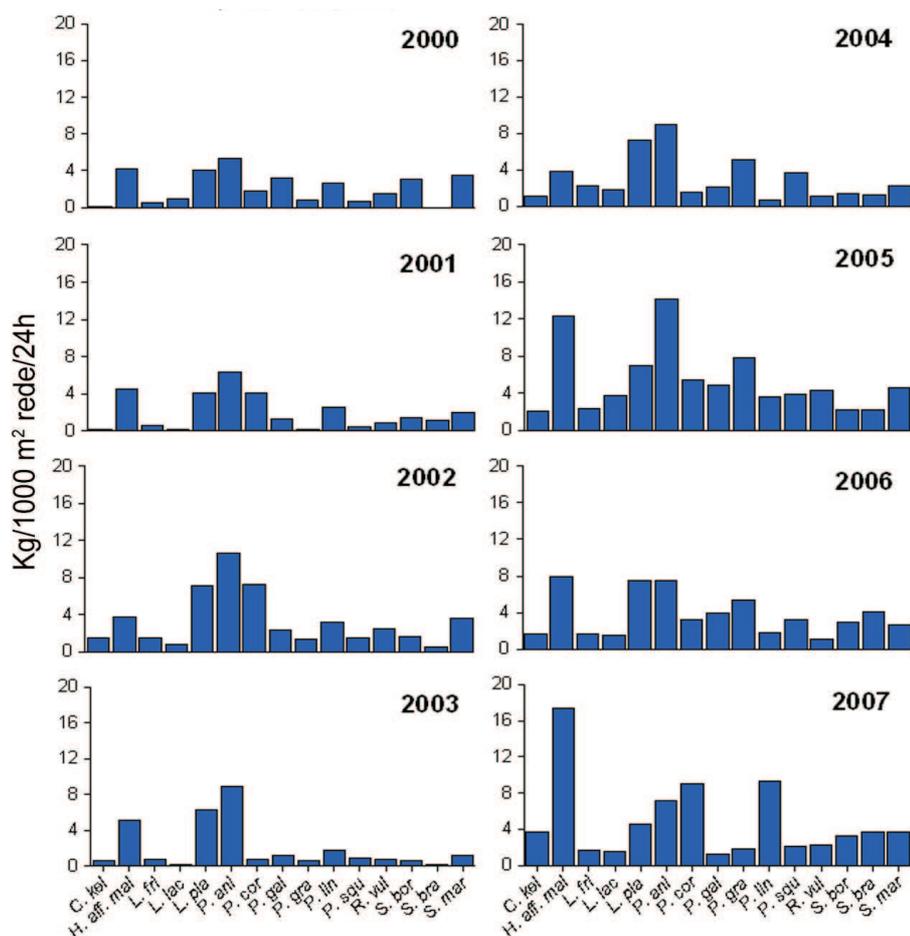


Figura 8: Valores de captura em biomassa para as 15 espécies mais abundantes durante o período de 2000 a 2007.

Essas constatações evidenciam que o alagamento da planície gera um vasto ambiente altamente produtivo, promovendo condições favoráveis para o desenvolvimento inicial das formas jovens de espécies que migradoras de longa distância, as quais desovam em trechos lóticos a montante. Assim, os ambientes da planície de inundação constituem-se em berçários naturais para as larvas que são trazidas pela correnteza das partes mais altas da bacia.

Vale ressaltar ainda o fato de que a cheia de 2007 foi a mais duradoura durante todo o período de estudo, fornecendo alimento e abrigo às formas jovens por mais tempo, possibilitando às espécies alcançar tamanhos mais restritivos à predação (Agostinho *et al.*, 2001; Agostinho *et al.*, 2004). Inundações duradouras tendem a ser mais vantajosas, pois trazem para a calha juvenis maiores do que quando as cheias são curtas, como verificado para *P. lineatus* (Agostinho *et al.*; 1993). Já Cheias curtas, geralmente, resultam de um rápido aumento do nível e são acompanhadas também por queda brusca (Bayley, 1991), como verificado para os anos de 2002 (37 dias) e 2005 (34 dias). Com a retração repentina da água peixes que habitam a calha do rio podem ficar retidos em lagoas da planície de inundação. Entretanto, a ocorrência de cheias, em qualquer nível é desejável, pois a ausência destes eventos pode elevar as taxas de mortalidade de peixes nos ambientes sem conexão com a calha principal dos rios da planície (Agostinho *et al.*, 2000).

No geral, considerando-se tanto os dados de dominância quanto os de abundância, fica evidente o domínio de espécies não nativas nos biótopos da planície de inundação. *L. platymetopon*, *S. marginatus*, *P. galeatus* se dispersaram após a construção do reservatório de Itaipu, o qual inundou a barreira natural do Salto de Sete Quedas, e ocuparam com sucesso os ambientes à montante.

L. platymetopom, a mais abundante, apresenta um elevado grau de especialização do sistema digestório à exploração de detrito, um recurso extremamente abundante na região. Somado a isso, esta espécie possui um órgão respiratório acessório em forma de bolsa, anexo ao trato digestório (Silva *et al.*, 1997), podendo suportar as baixas concentrações de oxigênio das lagoas características do período de estiagem. Além disso, a tática de dispensar cuidado parental à prole, com machos carregando os ovos em pregas labiais (Dei Tós *et al.*, 1997), parece ser vantajosa, visto que *S. marginatus*, a segunda mais abundante, apresenta também tal comportamento, defendendo com agressividade seus ovos depositados em macrófitas.

Estrutura da assembléia de peixes e relações com alguns fatores abióticos

Para os dados de captura com redes de espera foram retidos para interpretação os dois primeiros eixos da CA (Figura 9). O primeiro eixo (CA1) apresentou autovalor de 0,22, e segundo (CA2), 0,16. Os escores do CA1 diferiram significativamente em relação aos meses amostrados ($H = 8,46$; $p = 0,037$) (Figura 10A), sendo evidente a separação dos escores da ictiofauna, nos meses de dezembro e março, em relação aos meses de junho e setembro. A segregação positiva está relacionada às elevadas capturas de *M. aff. intermedia* ($r = 0,82$) em dezembro e março. No entanto, espécies como *S. borellii* ($r = -0,80$), *S. insculpta* ($r = -0,73$), *H. platyrhynchos* ($r = -0,72$), *S. brasiliensis* ($r = -0,69$), *P. corruscans* ($r = -0,68$), *P. mesopotamicos* ($r = 0,68$) e *P. lineatus* ($r = -0,66$), contribuíram para a segregação negativa, com capturas expressivas somente nas amostragens de junho e setembro. Esta diferenciação, possivelmente, está relacionada à ocorrência das inundações durante o período de 8 de janeiro a 16 de março.

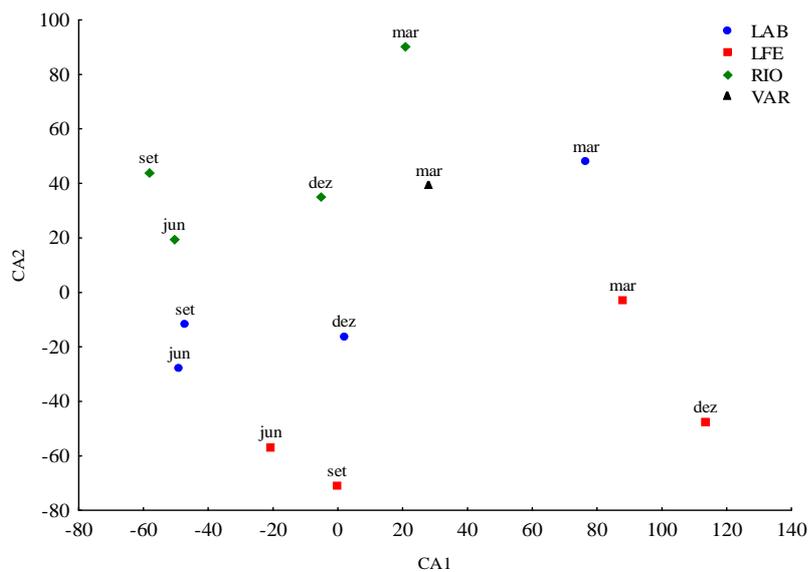


Figura 9: Ordenação resultante da análise de correspondência (CA) aplicada aos dados de CPUE (indivíduos/1000m²/24 horas), amostrados com redes de espera nos três sistemas fluviais da planície de inundação do alto rio Paraná. RIO = ambiente rio; LAB = ambiente lagoa aberta; LFE = ambiente lagoa fechada; VAR = varjão; mar = março; jun = junho; set = setembro; dez = dezembro.

Os escores do CA2 indicaram separação quanto ao tipo de ambiente amostrado ($H = 7,10$; $p = 0,029$) (Figura 10B). A segregação positiva está relacionada a espécies como *R. vulpinus* ($r = 0,81$), *L. friderici* ($r = 0,80$) e *S. nasutus* ($r = 0,72$) que foram capturadas principalmente no ambiente RIO, exceto na coleta de março, onde a captura desses táxons foi elevada nas lagoas fechadas e abertas. Além disso, *H. cochlodon*, *Loricaria* sp., *H. regani*, *H. aff. Iheringi* e *H. commersoni* foram exclusivas ao ambiente lótico, reforçando a distinção deste com os ambientes lênticos.

A tendência dos dados à direção negativa relacionou-se com a dominância de *Hoplias* sp. 2 ($r = -0,87$), *A. lacustris* ($r = -0,77$), *C. modestus* ($r = -0,77$) e *G. inaequilabiatus* ($r = -0,76$) nos ambientes lênticos. Entre as lagoas, há uma tendência de diferenciação na composição da assembléia devido à dominância de *G. inaequilabiatus*, *R. descalvadensis* e *M. aff. intermedia* nas lagoas fechadas.

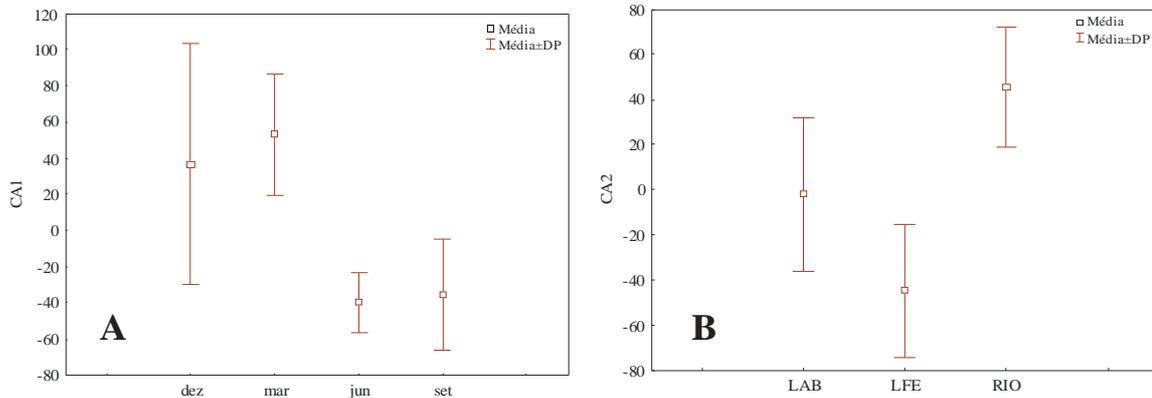


Figura 10: Valores médios \pm desvio padrão dos escores da análise de correspondência (CA). A. Primeiro eixo pelos meses amostrados; B. Segundo eixo pelos ambientes.

A análise de componentes principais (PCA) estabelecida a partir da matriz de dados abióticos evidenciou tendência semelhante à ordenação para os dados da ictiofauna, separando os meses amostrais (dezembro, março, junho e setembro) (Figura 11). O primeiro eixo gerado explicou 49,5% da variabilidade total dos dados, sendo influenciado negativamente pela temperatura da água e positivamente pelo oxigênio dissolvido e pH. O segundo eixo reteve 22,5% da variabilidade total dos dados, sendo influenciado negativamente pela condutividade e positivamente pelo oxigênio dissolvido (Tabela 1).

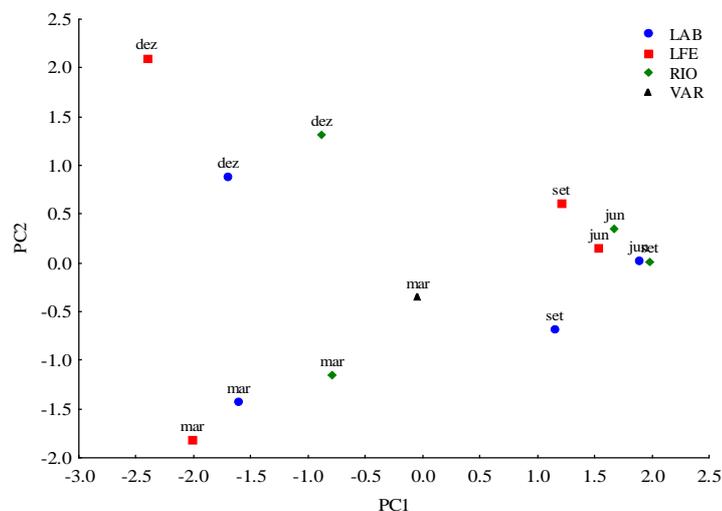


Figura 11: Ordenação da análise de componentes principais (PCA) para as variáveis abióticas. RIO = ambiente rio; LAB = ambiente lagoa aberta; LFE = ambiente lagoa fechada; VAR = varjão; mar = março; jun = junho; set = setembro; dez = dezembro.

Tabela 1: Correlação entre os valores das variáveis e os escores dos dois primeiros eixos da PCA.

Variável	CP1	CP2
Temperatura da água	-0,55	-0,04
Disco de Secchi	-0,34	0,29
pH	0,50	-0,01
Condutividade elétrica	0,19	-0,84
Oxigênio dissolvido	0,54	0,45

O período não apresentou diferenciação quanto aos ambientes, sendo possível verificar um agrupamento somente dos meses amostrais. Para os dados analisados houve segregação dos períodos chuvoso e seco, onde os meses de junho e setembro (águas baixas) apresentaram menores valores de temperatura da água e maiores de oxigênio dissolvido e pH. Na coleta de dezembro os dados abióticos analisadas apresentaram maiores valores de oxigênio dissolvido e menores de condutividade quando comparados aos dados obtidos em março.

Para os dados de arrasto, foram retidos para interpretação os dois primeiros eixos da CA (Figura 12). O primeiro eixo (CA1) apresentou autovalor de 0,49, e segundo (CA2), 0,35. Os escores do CA1 e CA2 não diferiram significativamente em relação aos meses amostrados ($H = 6,17$; $p = 0,104$, ambos os eixos) (Figura 13A e B). A análise gráfica evidenciou a separação dos escores da CA1 no mês de março em relação aos demais meses amostrados. A segregação positiva está relacionada à espécie *S. borellii* ($r = 0,94$), que influenciou positivamente mesmo tendo sido pouco capturado, e ao maior número de indivíduos capturados de *A. altiparanae* ($r = 0,91$) e *M. aff. sanctaefilomenae* ($r = 0,79$), que foram predominantes na coleta de março, as espécies que influenciaram negativamente foram *S. brevipinna* ($r = -0,78$) e *H. marginatus* ($r = -0,72$) sendo capturadas predominantemente nas coletas de dezembro, junho e setembro, e a espécie *L. platymetopon* ($r = -0,69$), mesmo sendo considerada rara nas coletas de arrasto, influenciou por ser inexistente nas coletas de março em ambos os ambientes amostrados. Os escores do CA2 indicam separação quanto aos meses amostrados ($H = 6,17$; $p = 0,104$, ambos os eixos) (Figura 5A e B), sendo evidente a diferenciação dos escores da ictiofauna dos meses de dezembro e março em relação aos demais meses amostrados. A segregação positiva está relacionada a espécies como *Hyphessobrycon* sp. ($r = 0,78$), *P. squamosissimus* ($r = 0,72$) e *S. pappaterra* ($r = 0,72$) que foram capturadas principalmente no mês de dezembro, onde a captura desses táxons foi elevada nas lagoas abertas. A tendência dos dados à direção negativa relacionou-se com a maior captura de *M. aff. intermedia* ($r = -0,78$) e *A. lacustris* ($r = -0,70$) nos meses de março e junho respectivamente.

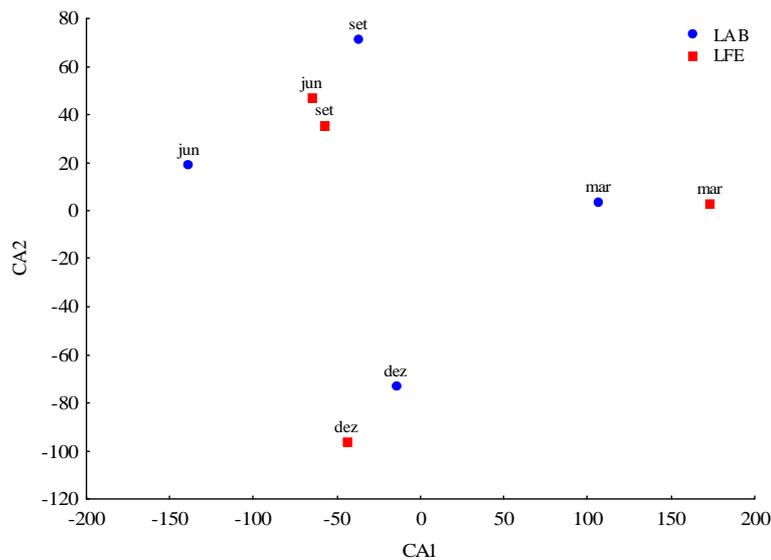


Figura 12: Ordenação resultante da análise de correspondência (CA) aplicada aos dados de CPUE (indivíduos/100m²), amostrados com arrasto nos três sistemas fluviais da planície de inundação do alto rio Paraná. LAB = ambiente lagoa aberta; LFE = ambiente lagoa fechada; mar = março; jun = junho; set = setembro; dez = dezembro.

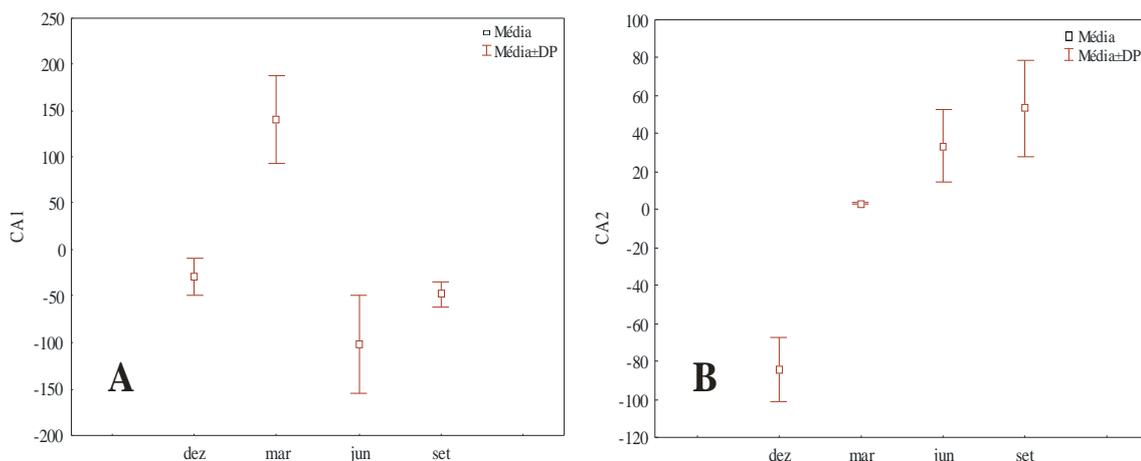


Figura 13: Valores médios \pm desvio padrão dos escores da análise de correspondência (CA). A. Primeiro eixo pelos meses amostrados; B. Segundo eixo pelos meses amostrados.

A análise de componentes principais (PCA) estabelecida a partir da matriz de dados abióticos evidenciou tendência semelhante à ordenação para os dados da ictiofauna, separando os meses amostrais (dezembro, março, junho e setembro) (Figura 14). O primeiro eixo gerado explicou 49,0% da variabilidade total dos dados, sendo influenciado negativamente pela temperatura da água e positivamente pelo pH e oxigênio dissolvido. O segundo eixo reteve 38,3% da variabilidade total dos dados, sendo influenciado positivamente pelo oxigênio dissolvido e negativamente pela transparência da água (Secchi) e condutividade elétrica (Tabela 2).

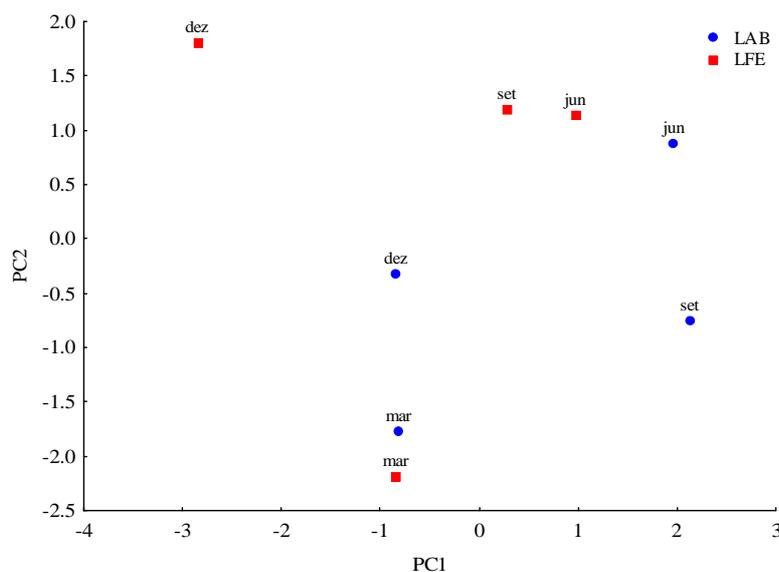


Figura 14: Ordenação da análise de componentes principais (PCA) para as variáveis abióticas. LAB = ambiente lagoa aberta; LFE = ambiente lagoa fechada; mar = março; jun = junho; set = setembro; dez = dezembro.

Tabela 2: Correlação entre os valores das variáveis e os escores dos dois primeiros eixos da PCA.

Variável	CP1	CP2
Temperatura da água	-0,52	-0,31
Disco de Secchi	0,28	-0,62
pH	0,54	0,01
Condutividade elétrica	0,40	-0,54
Oxigênio dissolvido	0,46	0,49

As variáveis abióticas apresentaram uma tendência de agrupamento do período de águas baixas (junho e setembro) onde apresentaram menores valores de temperatura da água e maiores de oxigênio dissolvido e pH. Em março, os dados abióticos analisados apresentaram menores valores de oxigênio dissolvido. As lagoas abertas em dezembro, março, setembro e lagoa fechada em março, apresentaram maiores de transparência da água.

A correlação da abundância das capturas por arrasto (ind./100m²) com as variáveis abióticas não foi significativa. Para a abundância amostrada com redes de espera (ind./1000m²/24h) houve correlação significativa ($r = -0.8762$; $p < 0.001$) entre o eixo 1 da PCA e o eixo 1 da CA (Figura 15), indicando relação da abundância de peixes com as variáveis abióticas.

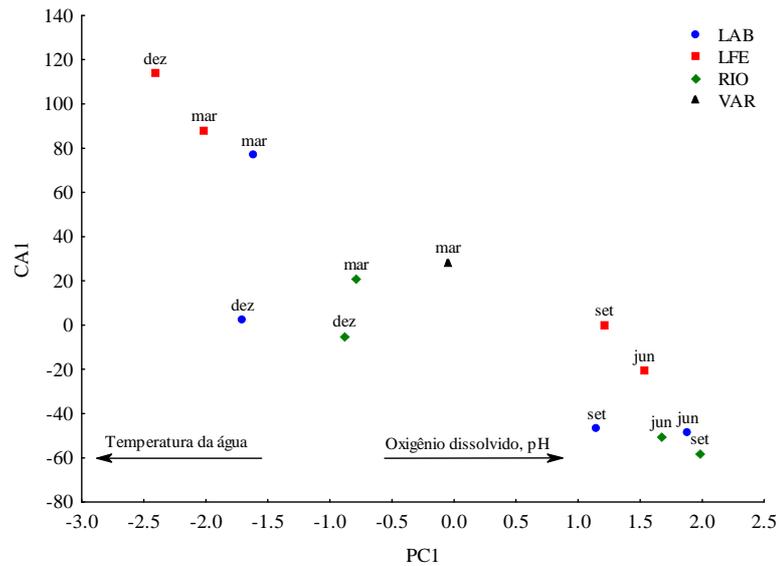


Figura 15: Correlação entre os escores do eixo 1 da PCA e o eixo 1 da CA, obtida da abundância amostrada com rede de espera. RIO = ambiente rio; LAB = ambiente lagoa aberta; LFE = ambiente lagoa fechada; VAR = varjão; mar = março; jun = junho; set = setembro; dez = dezembro.

Os meses chuvosos (dezembro e março) e de maior temperatura apresentaram maior abundância de espécies forrageiras como *M. aff. intermedia* e *A. altiparanae*; e no período pós-cheia (junho e setembro), altos valores de oxigênio dissolvido e pH tiveram correlação com maior abundância de *S. borellii*, *H. platyrhynchos* e principalmente, de espécimes jovens de peixes migratórios como *P. corruscans*, *P. lineatus*, *P. mesopotamicus* e *S. brasiliensis*.

As variáveis abióticas no período amostral sofreram influência da cheia, refletindo na comunidade de peixes. O período subsequente às inundações foi marcado pela elevada ocorrência de formas jovens de espécies migradoras.

Referências

- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Veríssimo, S.; Okada, E. K. 2004. Flood regime and fish: effects on spawning, recruitment and attributes of the assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* **14**, 11-19.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Zalewski, M. 2001. The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper River Paraná. *Ecohydrology & Hydrobiology*. **1**, 209-217.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V.; Winemiller, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal, B.; Junk, W.J.; Davis, J.A. (Ed). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, p. 89-118.
- Agostinho, A. A.; Vazzoler, A. E. A. M.; Gomes, L. C.; Okada, E. K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. *Revista de Hydrobiologia Tropical* **26**, 79-90.
- Bayley, P. B. 1991. The flood pulse advantage and restoration of river-floodplain systems. *Regulated Rivers Research and Management* **6**, 75-86.
- Bertollo, L. A. C.; Born, G. G.; Dergam, J. A.; Fenocchio, A. S.; Moreira Filho, O. 2000. A biodiversity approach in the neotropical Erythrinidae fish, *Hoplias malabaricus*. Karyotypic survey, geographic distribution of cytotypes and cytotaxonomic considerations. *Chromosome research* **8**, 603-613.
- Bertollo, L. A. C.; Moreira Filho, O.; Fontes, M. S. 1997. Karyotypic diversity and distribution in *Hoplias malabaricus* (Pisces, Erythrinidae). Cytotypes with $2n=40$ chromosomes. *Brazilian Journal of Genetics* **20**, 237-242.
- Bonetto, A. A. 1986. The Paraná river system. In: Davies, B.R.; Walker, k. F. (Ed.) *The ecology of river systems*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, Cap. 11, p. 541-555.
- Britski, H. A.; Silimon, K. Z. S.; Lopes, B. S. 1999. *Peixes do Pantanal*. Brasília, Embrapa, 184 pp.
- Camargo, A. F. M.; Esteves, F. A. 1996. Influence of water level variation on biomass and chemical composition of aquatic macrophyte *Eichhornia azurea* (Kunth) in an oxbow lake of the rio Mogi-Guaçu (São Paulo, Brasil). *Archives of Hydrobiology*, **135**, p. 423-432
- Dei Tós, C.; Agostinho, A. A.; Suzuki, H. I. 1997. Population structure and reproductive biology of *Loricariichthys platymetopon* (Siluriformes, Pesces) from Upper Paraná River. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, **40**.
- Dergam, J. A.; Bertollo, L. A. C. 1990. Karyotypic diversification in *Hoplias malabaricus* (Osteichthyes, Erythrinidae) of the São Francisco and Alto Paraná basins, Brazil. *Brazilian Journal of Genetics* **13**, 755-766.
- Dergam, J. A.; Suzuki, H. I.; Shibatta, O. A.; Duboc, L. F.; Júlio Jr., H. F.; Giuliano-Caetano, L.; Black IV, W. C. 1998. Molecular biogeography of the neotropical fish *Hoplias malabaricus* (Erythrinidae: Characiformes) in the Iguaçu, Tibagi, and Paraná Rivers. *Genetics and Molecular Biology* **21**, 493-496.

- Graça, W. J.; Pavanelli, C. S. 2007. *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Eduem, Maringá, Brasil. 241 pp.
- Horne, A. J.; Goldman, C. R. 1994. *Limnology*. McCraw – Hill, Inc. New York, 2nd Edition, 576 pp.
- Junk, J.W.; Bayley, P.B.; Sparks, R.E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS) (Honey Harbour, Ontario, Canada, September 14-21, 1986)*. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans, 1989. p. 110-127. (Canadian special publication of Fisheries and Aquatic Sciences, v. 106).
- Lucena, C. A. S. 2007. Revisão taxonômica das espécies do gênero *Roeboides* grupo-*affinis* (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Iheringia. Série Zoologia*, **97**, 117-136.
- Maccune, B.; Mefford, M. J. 1997. PC-ORD: multivariate analysis of ecological data. Version 3.0. Oregon: MjM Software Design.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurements*. Croom Helm, New York. 179 p.
- Matthews, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Ed. Chapman e Hall. 756 p.
- Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, Caracas, **15**, 424-441.
- Olden, J. D.; Jackson D. A.; Peres-Neto, P. R. 2001. Spatial isolation and fish communities in drainage lakes. *Oecologia*. **127**: 572-585.
- Reis, R. E.; S. O. Kullander; Ferraris Jr., C. J. 2003. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: Edipucrs, 742 p.
- Silva, J. M.; Hernandez-Blazquez, F. J.; Julio Jr., H. F. 1997. A new accessory respiratory organ in fishes: Morphology of the respiratory purses of *Loricariichthys platymetopon* (Pisces, Loricariidae). *Annales des Sciences Naturalles*, **18** 93-103.
- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática*. Editora Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 169 p.
- Veríssimo, S. 1999. Influência do regime higrólógico sobre a ictiocenose de três lagoas da planície aluvial do Alto Paraná. Tese de Doutorado. São Carlos. 90 p.
- Winemiller, K.O. 1996. Dynamic diversity fish assemblages of tropical rivers. In: Cody, M. L. & Samllwood, J. A. (Eds). *Long-Term studies of vertebrate communities*. Academic Press: San Diego. pp. 99-134.