



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação *stricto sensu* em Ecologia e
Evolução



Concordância espacial da assembléia de peixes de uma planície de inundação

Camila Leite Pereira

Goiânia

2010

Camila Leite Pereira

**Concordância espacial da assembléia de peixes de uma planície
de inundação**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Curso de Pós-graduação *stricto sensu* em
“Ecologia e Evolução” do Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade
Federal de Goiás, como parte dos
requisitos necessários para obtenção do
título de Mestre em Ecologia e Evolução.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Angelini

Goiânia

2010

SUMÁRIO

DEDICATORIA.....	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABELAS.....	vi
Resumo.....	1
Abstract.....	2
1. Introdução	3
2. Objetivos específicos.....	4
3. Metodologia.....	5
3.1. Área de estudo.....	5
3.2. Coleta e Amostragem.....	6
3.3. Análise dos dados.....	8
4. Resultados.....	12
4.1. Assembléia de peixes.....	14
4.2. Variáveis Limnológicas.....	15
4.3. Relação entre sincronia da assembléia de peixes em resposta a variáveis limnológicas semelhantes.....	19
4.4. Sincronia entre diferentes tratamentos.....	19
4.5. Relação entre sincronia da assembléia de peixes e distância.....	19
5. Discussão.....	22
6. Conclusão.....	26
7. Referências Bibliográficas.....	27

Dedicatória

A meu pai, meu padrão de disciplina

A minha mãe, minha parte suave

A minha irmã, meu confessor

Amo vocês!!!

*Chegar é uma etapa do caminho
é um ponto por nós traçado para reconhecer
os passos que demos e para calibrar
os que faltam percorrer.
Chegar é um respirar fundo
para voltar a começar.*

Délia Steinberg Guzmán

AGRADECIMENTOS

A Deus porque a fé em sua existência me deu força para chegar até aqui.

A minha família, que constituem a base sólida da minha formação. A minha mãe, pai e irmã pelo apoio e amor incondicionais, por compreenderem meus dias de ausência e silêncio. Por estarem sempre perto sendo meu ponto de equilíbrio e minha força. Família, se segure forte aí porque eu sou um barquinho pequeno e vocês o meu porto seguro, cheio de razão.

Ao meu orientador Ronaldo Angelini, não só pela orientação concedida desde a graduação, mas pela paciência frente as minhas inquietações, por todos os ensinamentos e além de tudo pela amizade e apoio. Obrigada Ronaldo por acreditar em mim (por vez, até mais que eu mesma). Aproveito para agradecer a professora Adriana Rosa Carvalho que desde a graduação me ensinou com seu profissionalismo e responsabilidade. A vocês dois o meu muito obrigada por me fazerem crescer como profissional e pessoa.

A minha amiga Fernanda Melo Carneiro pelo auxílio no decorrer de todo trabalho. Obrigada Fer pela contribuição nas análises estatísticas, nas sugestões e correções que foram indubitavelmente importantes a este trabalho.

Ao professor doutor Luiz Carlos Gomes por me receber de forma carinhosa em seu laboratório com sugestões e contribuições a este trabalho.

Aos amigos do LAB (Anápolis- UEG) agradeço de forma nostálgica por todos os momentos alegres divididos, pelo ambiente descontraído, construtivo e amigável que contribuíram para execução deste trabalho. Agradeço também aos meus amigos do NUPELIA por terem me recebido carinhosamente e me “adotado” durante os três meses de estágio na universidade e por tornarem mais alegre minha estadia em Maringá.

Aos meus amigos Priscila Angelo e Ronny por dividirem comigo, muito mais do que objetivos comuns, momentos no qual nunca esquecerei. Obrigada pelos conselhos, preocupação, espírito de luta, gargalhadas, companheirismo e amizade, vocês foram fundamentais para a conclusão desta etapa. Que nossos caminhos, peço a Deus, nunca se afastem...

A Caroline (mana), Geiziane, Ju Simião, Cecília, Elaine. A essas pessoas eu agradeço por tudo que de mais bonito significaram em minha vida. A mão estendida, a

lágrima que só desceu para acompanhar a minha, o riso de "tá tudo bem", o abraço de "já passou". Só a gente sabe o que significa transcender a palavra amizade: só a gente sabe. Meninas, o problema é que toda vez que eu paro para escrever sobre vocês as palavras ficam com vergonha e se escondem, com medo de serem tidas, depois, como escolhas erradas ou pequenas demais. Então eu fico só no sentimento, amando e querendo bem e estando aqui sempre, estendendo a mão, abraçando, e defendendo, enxugando lágrimas, causando risos e entendendo silêncios, porque, mais do que ninguém, eu sei que vocês sabem me entender.

Agradeço também aos professores e amigos do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução, por participarem de forma direta ou indireta na minha formação.

Ao NUPELIA por ceder gentilmente todos os dados deste trabalho.

Ao PROCAD pela bolsa concedida para realização de estágio no NUPELIA.

A Capes por conceder a bolsa de mestrado, essencial para a execução e conclusão deste trabalho.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da área de amostragem da planície de inundação do rio Paraná

Figura 2. Procedimento usado para verificar o grau de sincronismo na assembléia de peixes em dois ambientes amostrados na planície de inundação do rio Paraná.

Figura 3. Procedimento usado para verificar a semelhança das variáveis limnológicas em dois ambientes da planície de inundação do rio Paraná.

Figura 4. Riqueza da assembléia de peixes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1987 a 1988, 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

Figura 5. Equitabilidade da assembléia de peixes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1987 a 1988, 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

Figura 6. Variação temporal (logaritimizada) da variável cota fluviométrica no rio Ivinheima. Esta mesma variação é considerada para lagoa dos Patos.

Figura 7. Variação temporal (logaritimizada) da variável cota fluviométrica no rio Paraná. Esta mesma variação é considerada para rio Baía, lagoa do Guaraná e lagoa Fechada.

Figura 8. Diferença na sincronia encontrada para os três períodos. (a) em relação a assembléia e peixes e (b) em relação as variáveis limnológicas.

Figura 9. Resultado encontrado para a sincronia entre peixes migradores e sedentários. (a) Média e desvio padrão do m^2 gerado pelo Procruste entre os ambientes da planície de

inundação do rio Paraná nos períodos de 1992 a 1994 e 2006 a 2008. (b) Média e desvio padrão da significância gerada pelo Proteste encontrada entre os ambientes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1992 a 1994 e 2006 a 2008. No gráfico Mig.=Migradores e Sed.=Sedentários. As barras representam intervalo de confiança de 100%).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição das características ambientais dos seis pontos amostrais na planície de inundação do rio Paraná nos três períodos analisados (1987-1988; 1994-1996 e 2006-2008).

Tabela 2. Resultados da análise de Procruste e Proteste entre os scores gerados pela DCA para a abundância da assembléia de peixes entre os seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná nos períodos correspondentes aos anos de 1987 a 1988; 1992 a 1994 e 2006 a 2008. Os valores de m^2 correspondem à estatística do Procruste e p os valores gerados pelo Proteste. Os números em negritos indicam os valores significativos encontrados pelo Proteste. Os ambientes amostrados: RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Tabela 3. Resultados da análise de Procruste e Proteste entre os scores gerados pela PCA para a coerência entre as variáveis limnológicas nos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná nos períodos correspondentes aos anos de 1987 a 1988; 1992 a 1994 e 2006 a 2008. Os valores de m^2 correspondem à estatística do Procruste e p os valores gerados pelo Proteste. Os números em negritos indicam os valores significativos encontrados pelo Proteste. Os ambientes amostrados: RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Tabela 4. Principais variáveis limnológicas, de acordo com as correlações de Pearson com os dois primeiros eixos derivados da PCA, dos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná no período de 1986 a 1988 (período que sucede o estabelecimento da usina de Itaipu). As variáveis limnológicas incluídas na análise foram: Temperatura da água (Temp.), pH, Transparência da água (Trans.), Condutividade elétrica (Cond.), Alcalinidade total (Alc.), Oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total (NT), Fosfato total (PT), Clorofila A (ClorA) e Cota fluviométrica (cota). E os ambientes correspondem a

RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Tabela 5. Principais variáveis limnológicas, de acordo com as correlações de Pearson com os dois primeiros eixos derivados da PCA, dos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná no período de 1992 a 1994 (período de menor impacto sofrido pela planície). As variáveis limnológicas incluídas na análise foram: Temperatura da água (Temp.), pH, Transparência da água (Trans.), Condutividade elétrica (Cond.), Alcalinidade total (Alc.), Oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total (NT), Fosfato total (PT), Clorofila A (ClorA) e Cota fluviométrica (cota). E os ambientes correspondem a RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Tabela 6. Principais variáveis limnológicas, de acordo com as correlações de Pearson com os dois primeiros eixos derivados da PCA, dos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná no período de 2006 a 2008 (período após o estabelecimento da usina de Porto Primavera). As variáveis limnológicas incluídas na análise foram: Temperatura da água (Temp.), pH, Transparência da água (Trans.), Condutividade elétrica (Cond.), Alcalinidade total (Alc.), Oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total (NT), Fosfato total (PT), Clorofila A (ClorA) e Cota fluviométrica (cota). E os ambientes correspondem a RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Tabela 7. Distância de conectividade (em quilômetros) entre os ambientes amostrados na planície de inundação do rio Paraná.

Tabela 8. Correlação (teste de Mantel) entre a matriz de sincronia (m^2) da assembléia de peixes e da distância de conectividade entre os ambientes, para os três tratamentos de dados: 1987 a 1988; 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

Tabela 9. Correlação (teste de Mantel) entre as matrizes de sincronia (m^2) de peixes migradores e sedentários com a matriz de distância de conectividade entre os ambientes, para os dois tratamentos de dados: 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

Resumo

O conceito de sincronia pode ser definido como o grau em que diferentes sistemas biológicos mostram evoluções temporais similares. Flutuações sincrônicas nas espécies são atribuídas à influência de fatores ambientais ou dispersão de indivíduos (distância entre ambientes). Nesse contexto o objetivo deste estudo foi quantificar a similaridade da ictiofauna entre seis ambientes da planície de inundação do rio Paraná, em respostas a estes diferentes mecanismos. Os dados bióticos (abundância da ictiofauna) e abióticos (variáveis limnológicas) foram gentilmente cedidos pelo NUPELIA. Através de análises multivariadas aplicadas à matrizes de abundância de espécies de peixes, variáveis limnológicas e distância de conectividade entre ambientes, verificou-se que em dois períodos (1987 a 1988 e 2006 a 2008) a dinâmica da ictiofauna variou de forma assincrônica entre ambientes. O período de maiores sincronias significativas na assembléia correspondeu ao período intermediário avaliado. O principal motivo desta sincronicidade foi explicado pela cota fluviométrica, já que a dinâmica dessa variável entre os ambientes afetou de forma similar a abundância das espécies. De modo geral este estudo confirmou as bases teóricas do nicho de Hutchinson, em detrimento aos processos neutros, como mecanismo de sincronia da assembléia em ecossistemas estáveis. Os processos neutros não explicaram a similaridade da assembléia entre os locais.

Palavras chaves: sincronia, assembléia de peixes, planície de inundação.

Abstract

The synchrony concept can be defined like the degree that different biological systems show similar temporal evolution. Synchronies fluctuations in species are attributed to influence of ambient factors or individuals dispersion (distance of ambient). Thus, the objective this study was measured the ichthyofauna similarity among six environment of Parana River floodplain in responses to these different mechanisms. The biotic (ichthyofauna abundance) and abiotic (limnology gradients) data was provided by NUPELIA. The statistical analyses supported in multivariate analyses applied in abundance matrices of fish species, limnology variables and connectivity distance among habitats. In such case the ichthyofauna dynamic varied asynchronous over time and space on the periods of 1987 to 1998 and 2006 to 2008. The period of greatest assemblage significant synchronies corresponded to intermediary period. The main reason of this synchrony was explain by the fluvimetric quota, since the dynamic of this variable affected similarly the species abundance among locations. Altogether this study confirmed the theoretical support of Niche as a mechanism of assemblage synchrony in stable ecosystems. The neutral process wasn't a good model to explain the assemblage similarity between locations.

Key words: concordance, fish assemblage, floodplains.

1. Introdução

Os ecólogos reconhecem a importância das relações espaciais e temporais na distribuição de espécies (Borcard *et al.* 1992; Legendre 1993; Cooper *et al.* 1997). Em virtude disso, estudos focados em sistemas terrestres estimularam debates para saber se comunidades possuem assembleias não aleatórias reguladas por fatores bióticos e abióticos que variam espacial e temporalmente (Jackson *et al.* 2001, Heino 2001). A partir destes estudos, novos objetivos surgiram como componentes centrais de teorias baseadas na evolução e sucessão de organismos no ecossistema (Kling *et al.* 2000). Dentre estes objetivos pode-se citar o que atualmente é uma questão central em ecologia de comunidades: o grau em que comunidades ou assembleias são estáveis e mostram repetidos padrões no tempo e espaço (Grossman 1990; Jackson *et al.* 2001; Oberdorff *et al.* 2001) e, conseqüentemente, os processos subjacentes a estas respostas compartilhadas (Oberdorff *et al.* 2001).

Há dois tipos de assembleias, as determinísticas que possuem espécies com abundâncias estáveis e as estocásticas em que as abundâncias das espécies são aleatórias ao longo do tempo (Grossman 1982). No contexto ecológico, determinismo refere-se a visão de que a comunidade (ou assembleia) é estruturada por características físicas do local onde se encontra (Lepori & Malmqvist 2009). Desta forma, as espécies persistem e são estruturadas dentro dos limites físicos definidos pelos seus nichos ecológicos. A estocasticidade, no entanto, refere-se a processos que podem ser independentes das características do nicho, como por exemplo, extinções e colonizações aleatórias (Hubbel 2001).

De acordo com a abordagem determinística os três mecanismos mais comuns na determinação das propriedades estruturais e funcionais de organização de assembleias são limitação de recursos, variabilidade ambiental e predação (Grossman *et al.* 1982, Connell 1983, Menge & Sutherland 1987). No entanto, a importância desses fatores varia de acordo com a escala de análise e grupo de organismo estudado (Li & Gelwick 2005). Em peixes, por exemplo, os fatores bióticos (e.g. predação, competição) representam uma importante regra de organização na comunidade em escalas menores, pois, à medida que se aumenta a escala amostral os fatores abióticos (e.g. variáveis ambientais e físico-químicas) são os principais determinantes da estrutura da comunidade (Jackson *et al.* 2001).

Neste contexto, o conceito de sincronia pode ser definido como o grau em que diferentes sistemas biológicos mostram evoluções temporais similares (Magnunson *et al.* 1990; Bady *et al.* 2004). Flutuações sincrônicas nas espécies são atribuídas à influência de fatores ambientais ou dispersão de indivíduos (Ranta *et al.* 1995; Haydon & Steen 1997; Aneville *et al.* 2005). Desta forma, espera-se que ambientes que compartilham gradientes ambientais semelhantes possuam evoluções temporais semelhantes com flutuações sincrônicas nas espécies.

Em relação à dispersão espera-se que ambientes mais próximos geograficamente possuam assembléias mais similares. O decaimento da similaridade da comunidade em resposta ao aumento da distância é encontrado mesmo em locais com características ambientais homogêneas (Hubbell 2001), isto porque a similaridade não é afetada por respostas das espécies às características ambientais e sim por taxas aleatórias de dispersão e especiação (Hubbell 2001; Leibold *et al.* 2004) .

A comunidade de peixes de água doce representa uma riqueza de 13.000 espécies (Lévequé *et al.* 2008) e na região Neotropical, particularmente, encontra-se a maior parte dessa diversidade (Lowe McConnel, 1999) dividida entre as bacias Amazônica e do Paraná (Langeani *et al.* 2007). Esta última é intensamente explorada e com maior número de represamentos dentre as grandes bacias da América do Sul, destacando-se as Hidrelétricas de Jupiá, Porto Primavera e Itaipu (Souza Filho & Stevaux, 2004). O segmento localizado entre essas duas últimas hidrelétricas corresponde à planície de inundação do Alto rio Paraná e é atualmente o único trecho do rio Paraná livre de barragens e com o regime de cheia como principal efeito estruturador das assembléias de peixes (Agostinho *et al.* 2004; Agostinho *et al.* 2008; Fernandez *et al.* 2009). Assim, o objetivo deste estudo foi examinar a ocorrência de sincronia na assembléia de peixes da planície de inundação do rio Paraná entre seis ambientes amostrados durante oito anos de coleta, em uma série temporal fragmentada.

2. Objetivos específicos

Os objetivos principais deste estudo foram avaliar os mecanismos causais que podem desencadear a sincronia espacial da assembléia de peixes entre pares de

mesohabitats da planície de inundação do rio Paraná. Desta forma, foram testadas as seguintes hipóteses:

- (i) Partindo do pressuposto que a sincronia é afetada por respostas compartilhadas das espécies em relação às variáveis ambientais, testou-se a hipótese de que ambientes que tenham gradientes limnológicos semelhantes possuem flutuações sincrônicas na assembléia de peixes;
- (ii) Partindo da premissa que ambientes que sofrem distúrbios têm suas dinâmicas bióticas e abióticas alteradas, testou-se a hipótese de que nos períodos de menor variação do ecossistema, a sincronia das variáveis ambientais e da assembléia de peixes, são também menores;
- (iii) Partindo do pressuposto que a distância e conseqüentemente a dispersão de espécies influenciam mais fortemente na sincronia testou-se a hipótese que ambientes mais próximos possuem maior sincronia na assembléia de peixes;

3. Metodologia

3.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na planície de inundação do rio Paraná, localizada na bacia do rio Paraná (Brasil), a segunda maior da América do Sul (Fernandez *et al.* 2009). O rio Paraná, principal rio da bacia do Plata possuiu uma descarga de $5 \cdot 10^8$ m³/ano, área de drenagem de $2.8 \cdot 10^6$ km² e extensão de 4695 km (Angelini & Agostinho 2005). A área de estudo deste trabalho está localizada entre o reservatório de Porto Primavera e a foz do rio Ivaí (Figura 1), com 230 km de extensão e corresponde ao último remanescente de várzea do rio Paraná, dentro do território brasileiro, não inundado por reservatórios (Agostinho *et al.* 2004b).

O alto Paraná corre na direção geral norte-sul/sudoeste, por regiões de clima tropical-subtropical, com temperaturas médias mensais superiores a 15⁰C e precipitações superiores a 1400 mm/ano (Angelini & Agostinho 2005). Na região da planície alagável, o rio Paraná apresenta declividade de 0.09 m/km, exibindo um mosaico de habitats, incluindo rios e canais secundários, lagoas marginais com diferentes graus de conectividade hidrológica (Agostinho *et al.* 2004; Fernandez *et al.* 2009).

A despeito dos numerosos represamentos a montante (26 reservatórios com mais de 100 km² cada), o regime de cheia é a principal função de força que atua sobre as comunidades presentes nessa área, formando ambientes temporários, além de inundar os ambientes permanentes (Agostinho & Zalewski 1996).

3.2. Coleta e Amostragem

Os dados bióticos e abióticos utilizados neste trabalho foram obtidos através de projetos realizados pelo Núcleo de Pesquisa em Ecologia, Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NUPELIA) da Universidade Estadual de Maringá (UEM). Os locais de amostragem selecionados na planície de inundação do rio Paraná corresponderam a seis ambientes entre rios e lagoas. Os dados foram coletados ao longo de anos entre os períodos de janeiro de 1987 a setembro de 1988, março de 1992 a dezembro de 1994 e março de 2006 a novembro de 2008.

Os seis pontos amostrais estabelecidos correspondem aos rios Baía, Ivinheima e Paraná, e as lagoas dos Patos, Guaraná e Fechada (Fig. 1), dentre estas, a última corresponde a uma lagoa sem comunicação direta com o rio mais próximo (ver Tabela 1). Nesses pontos, foram avaliadas, durante os oito anos de coleta, a abundância das espécies de peixes e dez variáveis limnológicas.

As amostras da assembléia de peixes selecionadas do banco de dados foram àquelas coletadas com redes de espera de 20m de comprimento, com malhas 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm entre nós opostos nas regiões marginais dos seis locais amostrados. Durante os dois primeiros períodos (1987-1988 e 1992-1994) essas coletas foram feitas mensalmente e no último período (2006-2008) trimestralmente.

A abundância das espécies em cada ponto amostral foi indexada pela captura por unidade de esforço (CPUE, número de indivíduos/1000m² de rede em 24h). As variáveis limnológicas, para cada ponto amostral analisadas foram: temperatura da água (°C), pH, transparência da água (m), condutividade elétrica (cm), alcalinidade total (mEq/l), oxigênio dissolvido (mg/l), nitrogênio total (mg/l), fósforo total (l), clorofila a (l) e nível fluviométrico (m). Valores diários deste nível foram cedidos, pelo NUPELIA, para o rio Paraná e rio Ivinheima e posteriormente transformados em médias mensais.

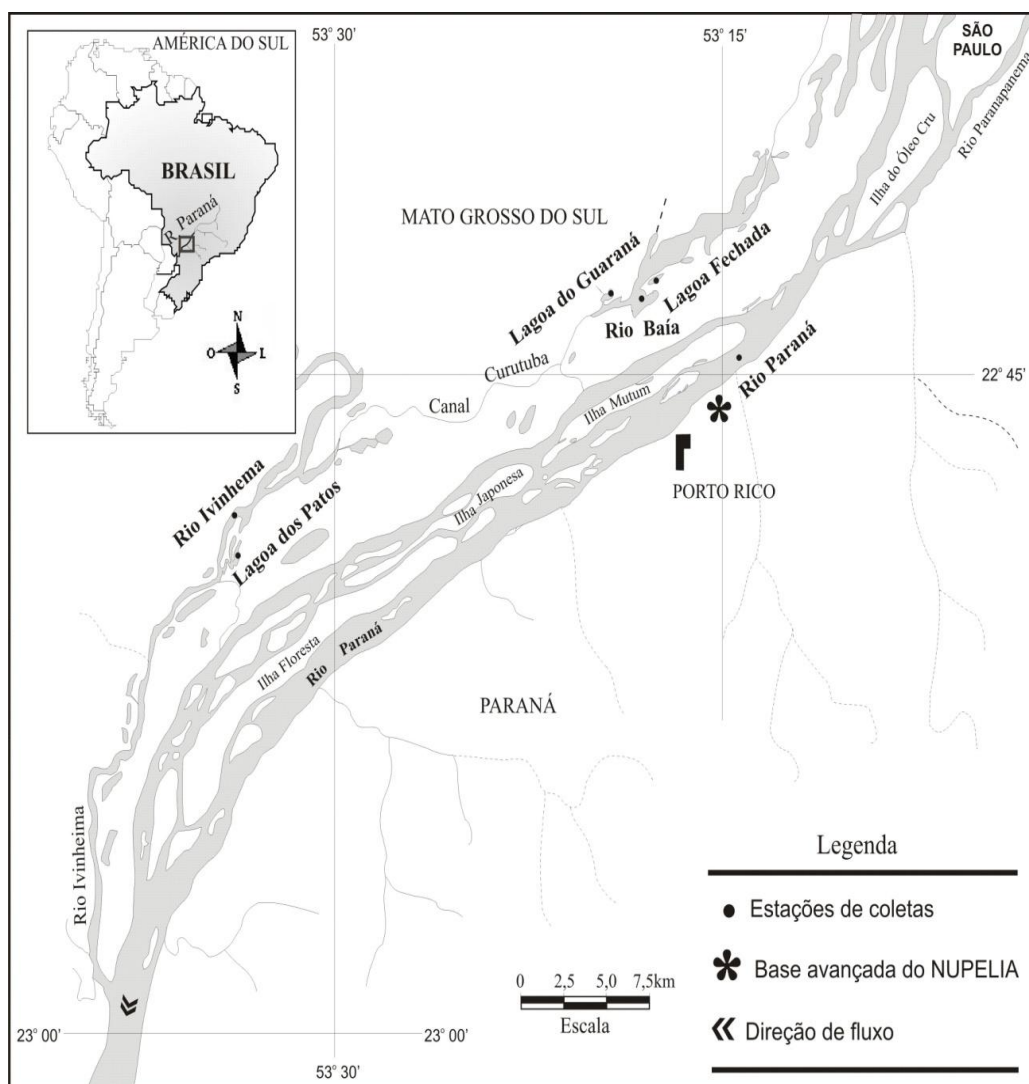


Figura 1. Mapa da área de amostragem da planície de inundação do rio Paraná

A variável cota fluviométrica é medida apenas em dois locais: rio Paraná e rio Ivinheima. Os valores para o rio Paraná foram utilizados para o rio Baía, lagoa Fechada e lagoa do Guaraná. Para a lagoa dos Patos foram usados os valores verificados no rio Ivinheima. Este método é empregado dado que as variações destes pontos amostrais são similares aos dos rios principais, cujo curso é próximo e paralelo, estabelecendo contato superficial durante as maiores cheias (Luz-Agostinho 2008).

Tabela 1. Descrição das características ambientais dos seis pontos amostrais na planície de inundação do rio Paraná nos três períodos analisados (1987-1988; 1994-1996 e 2006-2008).

Ponto Amostrai	Coordenada Geográfica	Localização	Informações adicionais
Rio Ivinhema (RIvi)*	22°47'59.64"S 53°32' 21.3"W	Paralelo ao rio Paraná em seu curso inferior, conectando-se com rio Baía pelo canal do Curutuba e ao rio Paraná pelo canal do Ipoitã e dois outros canais.	Profundidade média de 3,9 m. Apresenta vegetação diferenciada em suas margens que vai desde vegetação herbácea até a formação de extensas áreas com mata ripária.
Rio Paraná (RPar)*	22°45'39.96"S 53°15' 7.44"W	Paralelo ao rio Ivinhema, com presença de ilhas e barras.	Profundidade média de 4,0 m e máxima superior a 15 m. Vegetação composta por campo.
Rio Baía (RBai)*	22°43'23.16"S 53°17' 25.5"W	Conectado ao rio Paraná pelo canal Curutuba.	Profundidade média de 3,2 m. Apresenta vegetação riparia ou campos antropizados. Trata-se de um rio sinuoso e água semi- lótica.
Lagoa dos Patos (LPat)*	22°49'33.66"S 53°33'9.9"W	Maior lagoa amostrada. Distancia-se do rio Ivinhema por 500 m.	Profundidade média de 3,5 m. A totalidade da margem é composta por <i>Polygonum</i> .
Lagoa do Guaraná (LGua)*	22°43'16.68"S 53°18' 9.24"W	Apresenta uma conexão com o rio Baía, com 70 m de comprimento e 18 m de largura.	Coberta por macrófitas com suas margens tomadas por gramíneas e arbustos. Profundidade de 2,1 m.
Lagoa Fechada (LFech)*	22°42'37.92"S 53°16'33.06"W	Distancia-se do rio Baía por 100 m. Não apresenta comunicação direta com esse rio.	A margem é composta por um reduzido número de árvores, <i>Polygonum sp.</i> , ciperáceas e gramíneas . Profundidade média de 2,46 m.

* Sigla correspondente a cada ponto amostral usado neste trabalho.

3.3. Análise dos Dados

A variação da riqueza de espécies por período e local foi descrita, bem como a equitabilidade (J) que foi calculada através da razão entre o índice de Shannon-Winner (H') e o logaritmo das espécies ou H'máx, isto é, o valor de H' se todas as espécies tivessem o mesmo número de indivíduos naquele local e período (Magurram, 2004).

Para verificar a sincronia temporal da assembléia de peixes entre os diferentes ambientes coletados, primeiramente foram geradas seis matrizes para cada tratamento dos dados. Cada matriz correspondia a um ponto amostral, sendo composta pelas datas de coleta (unidades amostrais) e a abundância (CPUE) da assembléia de peixes (variáveis preditoras). Estas matrizes de abundância foram transformadas em log (Y+1), onde o Y correspondia os valores de CPUE das espécies nas datas e locais amostrados. Este método de transformação dos dados, que tem por objetivo minimizar a discrepância entre os valores, é recomendado para dados de abundância de espécies, quando ocorre um grande

número de espécies raras (abundâncias nulas) em séries temporais grandes (Legendre & Legendre 1998).

À partir dos dados logaritimizados foram feitas, para cada matriz, uma análise de correspondência com remoção do efeito do arco (*Detrended Correspondence Analysis*, DCA). Esse método de ordenação foi proposto por Hill & Gauch (1980) para remover o efeito do arco (dependência não-linear entre os eixos de ordenação) da análise de correspondência (Legendre & Legendre 1998; Manly 2008). Esta análise é principalmente requerida quando os dados representam um complexo gradiente ecológico (Legendre & Legendre, 1998).

O sincronismo da assembléia de peixes entre os locais amostrados foi verificado através de uma análise de comparação de ordenação denominada Procrustes. Este método gera uma estatística m^2 que mede o nível de sincronia entre ordenações que estão sendo comparadas (Jackson 1995; Peres-Neto & Jackson 2001). Neste caso, portanto, o Procrustes foi aplicado para comparar, par a par, as ordenações geradas pela DCA aplicada em cada uma das seis matrizes (correspondente aos seis ambientes) nos três períodos amostrados.

Desta forma, a estatística m^2 gerada reflete o valor do resíduo da sobreposição entre as duas matrizes testadas variando de 0 a 1, sendo que valores próximos a zero retratam maior sobreposição entre as matrizes (maior similaridade) e valores próximos a 1 indicam maiores diferenças entre as matrizes testadas (Jackson 1995). Para verificar o nível de significância gerado pela estatística m^2 , foi aplicado o Protest, com 9999 permutações. Este teste estatístico proposto por Jackson (1995) é baseado em permutações que estimam a significância de uma estatística observada (neste caso Procruste), através da randomização dos dados originais (Jackson, 1995). A figura 2 resume este procedimento para um par de ambiente.

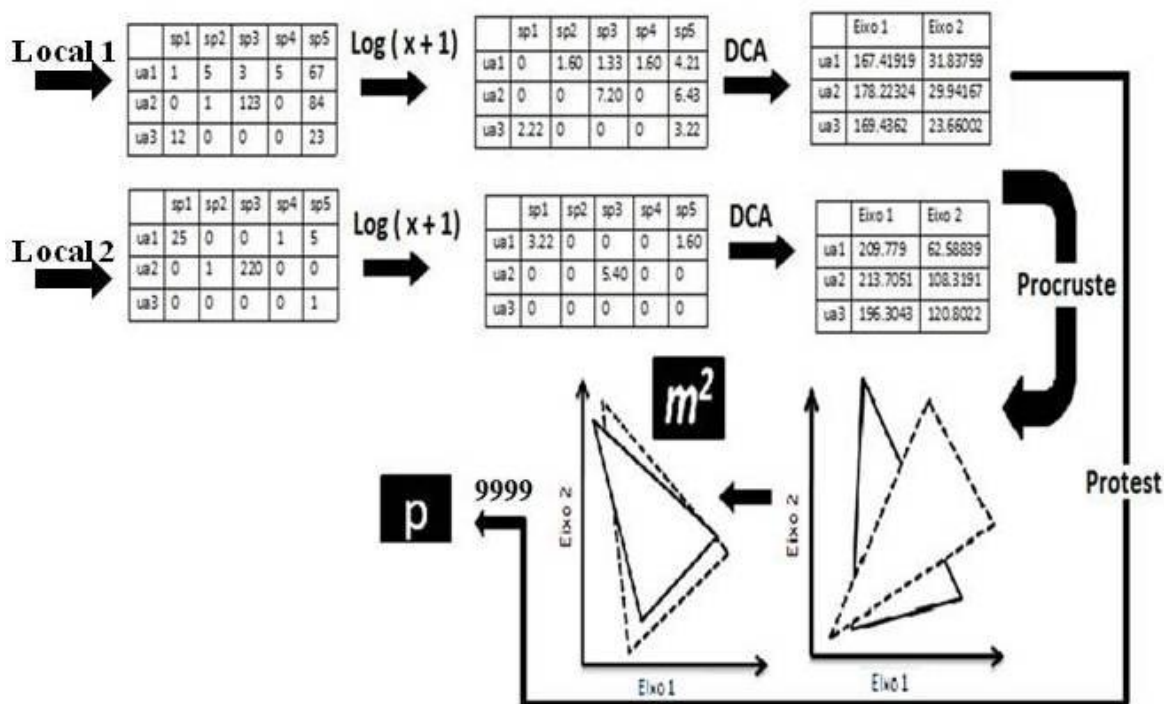


Figura 2. Procedimento usado para verificar o grau de sincronismo na assembléia de peixes em dois ambientes amostrados na planície de inundação do rio Paraná.

Este mesmo procedimento foi adotado para a matriz limnológica. Para cada matriz (por período e por ambiente) aplicou-se uma análise de componentes principais (*Principal Component Analysis, PCA*), com as variáveis log-transformadas (excluindo o pH), com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados em eixos que explicam a dispersão das variáveis limnológicas em relação as unidades amostrais (Legendre & Legendre, 1998; Manly 2008). A Figura 3 resume este procedimento para um par de ambientes.

Em seguida, foi feito um teste de Mantel para testar a influência das variáveis ambientais e da distância entre ambientes na sincronia da assembléia de peixes. O teste de Mantel é usado para comparar duas matrizes de distância ou similaridade derivadas de dois conjuntos multidimensionais (Legendre & Legendre 1998; Manly 2008). A estatística padronizada do Mantel (r_M) varia de -1 a 1 e quanto maior a correlação entre as matrizes maior o valor de r_M (Legendre & Legendre 1998). A significância da estatística r_M da correlação matricial foi obtida segundo o teste de Monte Carlo com 1000 permutações aleatórias (Legendre & Legendre 1998).

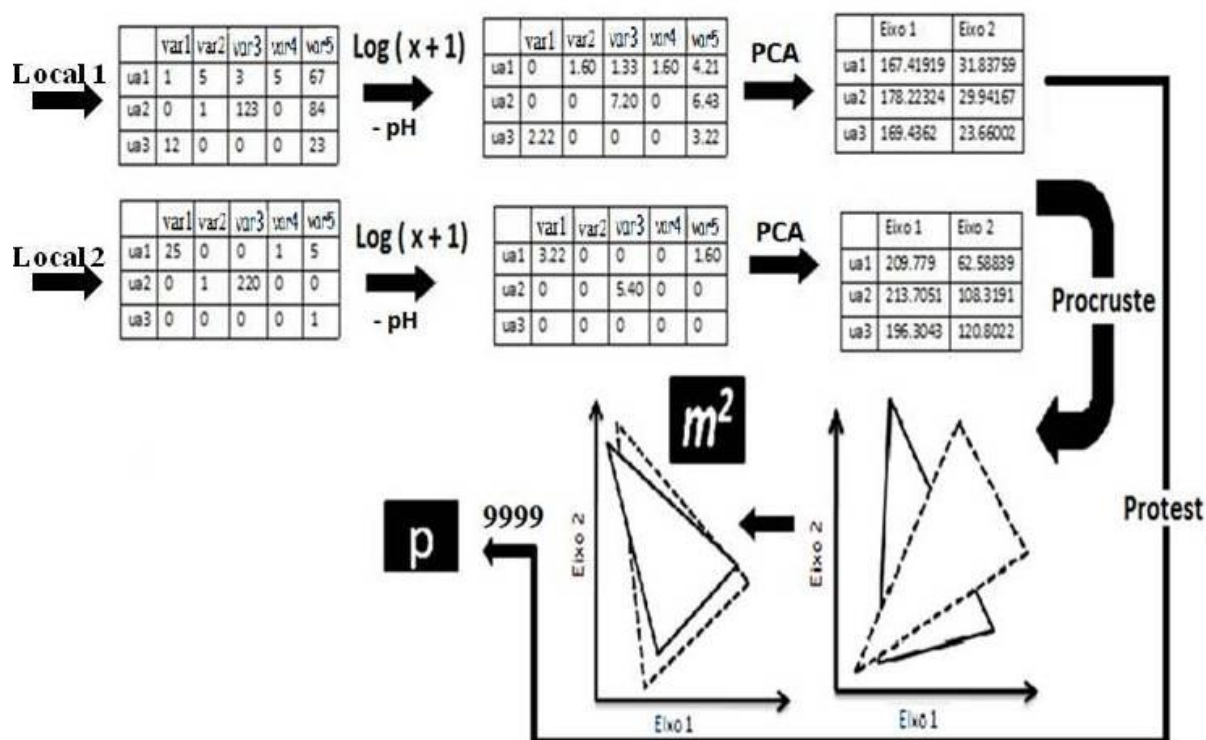


Figura 3. Procedimento usado para verificar a semelhança das variáveis limnológicas em dois ambientes da planície de inundação do rio Paraná.

Assim a primeira hipótese, de relação entre variáveis limnológicas e sincronia da assembléia entre ambientes, foi testada, para cada um dos três períodos (1987-1988; 1992-1994 e 2006-2008), correlacionando, através do teste de Mantel, as matrizes originadas da similaridade entre os locais em relação à assembléia de peixes, com as matrizes de similaridade das variáveis limnológicas.

A segunda hipótese, de diferença na sincronia entre os três períodos, foi verificada através da comparação das médias e desvios entre os resultados do Procrustes (m^2) para a assembléia de peixes.

Para testar a terceira hipótese (relação entre dispersão e sincronia da assembléia entre ambientes), o teste de Mantel foi realizado nos três períodos amostrados, a fim de averiguar a correlação da distância de conectividade entre os locais amostrados, com a similaridade entre os pontos amostrais em relação à assembléia de peixes. A distância entre os pontos foi medida nas imagens do programa Google Earth seguindo o curso possível nos corpos d'água.

Como distância deve influenciar de maneira diferente peixes migradores de não migradores, a assembléia de peixes dos locais de amostragem e período foi dividida em

dois grupos. Cada matriz correspondia a um ponto amostral coletado e composto pelas datas de coleta (unidades amostrais) e a abundância de um dos grupos referidos (variáveis preditoras).

Para isso seguiu-se os mesmos procedimentos anteriormente citados para verificar a sincronia da assembléia de peixes, ou seja, primeiramente os dados foram log-transformados e em seguida foi feita uma DCA. À partir dos scores da DCA utilizou-se o Procruste (m^2) para comparar par a par cada ponto amostral em relação a cada grupo e o Procruste para verificar a significância da estatística m^2 . Ao final empregou-se o teste de Mantel para comparar a similaridade encontrada entre os ambientes em relação à cada grupo com a distância de conectividade entre os mesmos.

4. Resultados

A Figura 4 mostra a dinâmica da riqueza das espécies peixes na planície de inundação do rio Paraná nos três períodos, ressaltando a menor riqueza para o primeiro período. A Figura 5 mostra a equitabilidade da mesma assembléia, que é baixa também para este mesmo período de baixa riqueza, isto é, menor riqueza é acompanhada de maior dominância de algumas espécies.

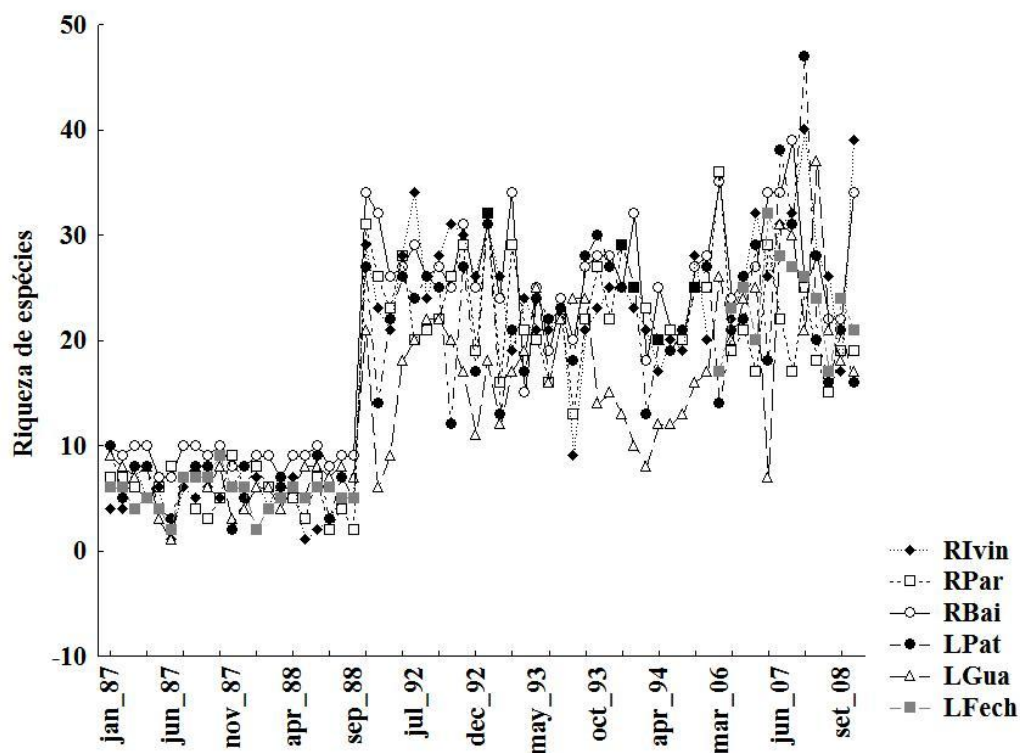


Figura 4. Riqueza da assembléia de peixes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1987 a 1988, 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

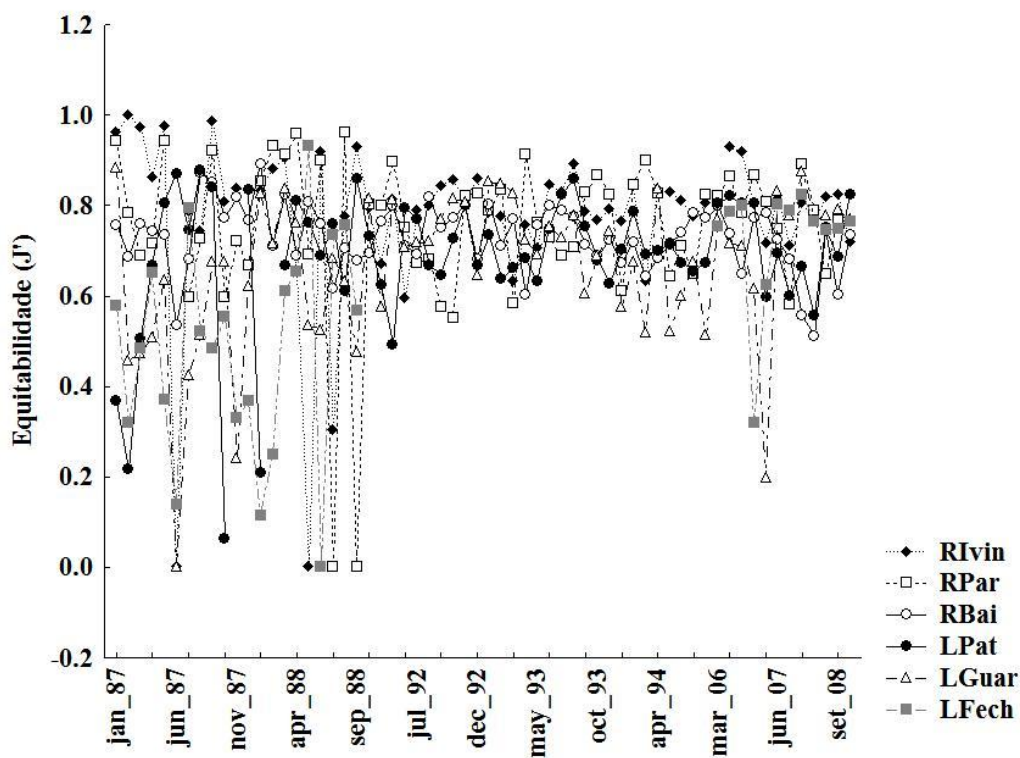


Figura 5. Equitabilidade da assembléia de peixes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1987 a 1988, 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

4.1. Assembléia de peixes

A análise de sincronia, para o primeiro período dos dados, demonstrou que a abundância da assembléia de peixes da planície de inundação do rio Paraná não possui uma dinâmica sincrônica entre a maioria dos locais analisados. De acordo com o Proteste verificou-se que dentre os ambientes amostrados, a lagoa dos Patos foi o ambiente mais semelhante com os outros locais, indicando que o padrão estrutural de espécies deste se associa de maneira significativa com o padrão estrutural dos outros ambientes, excluindo apenas a correlação não significativa com o rio Ivinheima (Tabela 2). Além disso, a estatística do Proteste indicou que a ordenação temporal de espécies do rio Ivinheima foi a que menos se assemelhou com as ordenações dos outros, já que a única semelhança significativa foi com o rio Baía (Tab. 2).

Tabela 2. Resultados da análise de Procruste e Proteste entre os scores gerados pela DCA para a abundância da assembléia de peixes entre os seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná nos períodos correspondentes aos anos de 1987 a 1988; 1992 a 1994 e 2006 a 2008. Os valores de m^2 correspondem à estatística do Procruste e p os valores gerados pelo Proteste. Os números em negritos indicam os valores significativos encontrados pelo Proteste. Os ambientes amostrados: RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Ambientes	1987 a 1988		1992-1994		2006-2008	
	m^2	p	m^2	p	m^2	p
RIvin x RPar	0,85	0,1046	0,85	0,0204	0,56	0,0199
RIvin x RBai	0,81	0,0332	0,72	0,0001	0,63	0,0378
RIvin x LPat	0,95	0,6055	0,74	0,0002	0,45	0,0153
RIvin x LGua	0,97	0,7552	0,98	0,8639	0,55	0,0116
RIvin x LFech	0,94	0,4803			0,70	0,0827
RPar x RBai	0,67	0,0020	0,59	0,1710	0,70	0,0660
RPar x LPat	0,70	0,0076	0,87	0,0442	0,78	0,1625
RPar x LGua	0,88	0,1950	0,97	0,6083	0,83	0,2623
RPar x LFech	0,86	0,1370			0,65	0,0279
RBai x LPat	0,79	0,0378	0,76	0,0013	0,51	0,0049
RBai x LGua	0,93	0,4577	0,76	0,0007	0,85	0,3351
RBai x LFech	0,85	0,0996			0,37	0,0001
LPat x LGua	0,76	0,0193	0,98	0,8663	0,71	0,0721
LPat x LFech	0,65	0,0019			0,81	0,2548
LGua x LFech	0,80	0,0296			0,85	0,3174

No entanto, para o segundo período (1992-1994) os resultados mostraram que a assembléia de peixes possui dinâmica sincrônica para a maioria dos locais amostrados (Tabela 2). No terceiro período (2006 a 2008) constatou-se oito pares de ordenações sincrônicas (p , Tab. 2). A lagoa Fechada e rio Baía foram os ambientes mais semelhantes, seguido pelo rio Ivinheima e lagoa dos Patos (m^2 , Tab. 2).

4.2. Variáveis Limnológicas

A análise de sincronia entre as variáveis limnológicas mostrou que para o primeiro período (1987-1988) a semelhança temporal em três pares de ambientes podem ser explicadas pelo acaso diferente do encontrado para o segundo tratamento (1992-1994) em que as correlações encontradas foram todas significativas (Tab. 3).

Mesmo entre os pares de ambientes significativamente sincrônicos, no primeiro período, a sincronia encontrada foi baixa (altos valores de m^2 , Tabela 4). Verificou-se que a variável transparência da água foi determinante na dinâmica temporal de todos os ambientes (Tab. 4).

Tabela 3. Resultados da análise de Procruste e Proteste entre os scores gerados pela PCA para a coerência entre as variáveis limnológicas nos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná nos períodos correspondentes aos anos de 1987 a 1988; 1992 a 1994 e 2006 a 2008. Os valores de m^2 correspondem à estatística do Procruste e p os valores gerados pelo Proteste. Os números em negritos indicam os valores significativos encontrados pelo Proteste. Os ambientes amostrados: RIvin = Rio Ivineima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

Ambientes	1987 a 1988		1992-1994		2006-2008	
	m^2	p	m^2	p	m^2	p
RIvin x RPar	0,71	0,0151	0,70	0,0028	0,75	0,1060
RIvin x RBai	0,60	0,0015	0,62	0,0002	0,52	0,0035
RIvin x LPat	0,54	0,0004	0,46	0,0001	0,18	0,0001
RIvin x LGua	0,71	0,0172	0,82	0,0082	0,61	0,0174
RIvin x LFech	0,52	0,0001			0,74	0,1047
RPar x RBai	0,67	0,0070	0,66	0,0008	0,78	0,1521
RPar x LPat	0,90	0,4436	0,75	0,0067	0,85	0,3561
RPar x LGua	0,72	0,0219	0,67	0,0016	0,74	0,1028
RPar x LFech	0,64	0,0032			0,49	0,0052
RBai x LPat	0,86	0,2232	0,47	0,0001	0,48	0,0001
RBai x LGua	0,50	0,0001	0,39	0,0001	0,16	0,0001
RBai x LFech	0,40	0,0001			0,68	0,0396
LPat x LGua	0,73	0,0263	0,73	0,0008	0,55	0,0063
LPat x LFech	0,92	0,5192			0,75	0,1042
LGua x LFech	0,68	0,0087			0,72	0,0711

Tabela 4. Principais variáveis limnológicas, de acordo com as correlações de Pearson com os dois primeiros eixos derivados da PCA, dos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná no período de 1986 a 1988 (período que sucede o estabelecimento da usina de Itaipu). As variáveis limnológicas incluídas na análise foram: Temperatura da água (Temp.), pH, Transparência da água (Trans.), Condutividade elétrica (Cond.), Alcalinidade total (Alc.), Oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total (NT), Fósforo total (PT), Clorofila A (ClorA) e Cota fluviométrica (cota). E os ambientes correspondem a RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

RIvin		RPar		RBai	
Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2
1.Temp. (0,90)	1.OD. (-0,82)	1.NT (0,78)	1.Alc.(0,84)	1.Cota(-0,90)	1.PT(-0,93)
2.PT (0,87)	2.Cota (-0,48)	2.Trans (-0,75)	2.Cond.(0,68)	2.Temp.(-0,81)	2.Clora(-0,70)
3.Trans.(-0,81)	3.Cond. (-0,47)	3.Cota (0,74)	3.Temp.(-0,45)	3.NT(-0,80)	3.Transp.(0,47)
LPat		LGua		LFech	
Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2
1.Cota(0,94)	1.NT(-0,91)	1.NT(-0,91)	1.OD(0,85)	1.pH(-0,97)	1.Trans.(-0,84)
2.OD(-0,86)	2.Trans.(0,79)	2.Trans.(0,89)	2.Temp(-0,81)	2.Cond.(-0,93)	1.Temp.(0,71)
3.pH(-0,82)	3.PT(-0,78)	3.PT(-0,82)	3.Cota(-0,74)	3.OD(-0,91)	2.NT(0,70)

Os ambientes analisados entre os anos de 1992 a 1994 foram todos significativamente semelhantes entre si (Tab. 3). A variável cota fluviométrica influenciou positivamente a dinâmica temporal de todos os ambientes (Tab. 5). Entre os pares de ambientes com menor m^2 e desta forma mais sincrônicos têm-se o rio Baía com a lagoa do Guaraná e o rio Ivinheima com a lagoa dos Patos (Tab. 3).

No período entre 2006 a 2008 oito pares de ambientes foram sincrônicos em relação às variáveis limnológicas (Tab. 3) e entre estes ambientes com ordenações significativamente concordantes podemos citar os pares com menor m^2 e desta forma mais sincrônicos entre si: rio Baía – lagoa do Guaraná e rio Ivinheima – lagoa dos Patos (Tab. 3). Verificou-se que assim como no período entre 1987 e 1988 a variável de maior peso no terceiro tratamento (2006 a 2008) também foi transparência da água (Tabela 6).

Tabela 5. Principais variáveis limnológicas, de acordo com as correlações de Pearson com os dois primeiros eixos derivados da PCA, dos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná no período de 1992 a 1994 (período de menor impacto sofrido pela planície). As variáveis limnológicas incluídas na análise foram: Temperatura da água (Temp.), pH, Transparência da água (Trans.), Condutividade elétrica (Cond.), Alcalinidade total (Alc.), Oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total (NT), Fosfato total (PT), Clorofila A (ClorA) e Cota fluviométrica (cota). E os ambientes correspondem a RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

RIvin		RPar		RBai	
Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2
1.OD(-0,83)	1.Alc.(-0,80)	1.Temp(0,77)	1.Trans.(0,80)	1.Cota(0,93)	1.pH(0,80)
2.pH(-0,82)	2.Cond.(-0,71)	2.Cota(0,73)	2.PT(-0,73)	2.Cond.(0,83)	2.ClorA(0,65)
3.Cota(0,81)	3.ClorA(-0,52)	3.OD(-0,70)	3.OD(-0,62)	3.Temp.(0,74)	3.Alc.(0,64)
LPat		LGua			
Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2		
1.OD(-0,88)	1.Alc.(0,65)	1.Cond.(0,87)	1.pH(-0,78)		
2.Cond.(0,76)	2.pH(0,61)	2.Cota(0,85)	2.NT(0,77)		
3.Cota(0,75)	3.ClorA(0,57)	3.Temp.(0,71)	3.OD(-0,53)		

Tabela 6. Principais variáveis limnológicas, de acordo com as correlações de Pearson com os dois primeiros eixos derivados da PCA, dos seis ambientes coletados na planície de inundação do rio Paraná no período de 2006 a 2008 (período após o estabelecimento da usina de Porto Primavera). As variáveis limnológicas incluídas na análise foram: Temperatura da água (Temp.), pH, Transparência da água (Trans.), Condutividade elétrica (Cond.), Alcalinidade total (Alc.), Oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total (NT), Fosfato total (PT), Clorofila A (ClorA) e Cota fluviométrica (cota). E os ambientes correspondem a RIvin = Rio Ivinheima; RPar = Rio Paraná; RBai = Rio Baía; LPat = Lagoa dos Patos; LGua = Lagoa do Guaraná; LFech = Lagoa Fechada.

RIvin		RPar		RBai	
Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2
1.Temp. (0,94)	1.pH. (-0,75)	1. pH (0,91)	1.ClorA(0,65)	1.Alc.(-0,91)	1.Trans.(0,94)
2.OD (-0,78)	2.Alc. (-0,62)	2.OD(0,80)	2.Cota(0,60)	2.Temp.(-0,84)	2.PT(-0,77)
3.Trans.(-0,65)	3.Cota (0,60)	3.NT (0,63)	3.Trans.(-0,58)	3.pH(-0,76)	3.NT(0,61)
LPat		LGua		LFech	
Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2	Eixo1	Eixo2
1.Alc.(0,81)	1.Cota(0,80)	1.Temp.(-0,90)	1.Trans.(0,91)	1.Alc.(-0,90)	1.NT(-0,88)
2.Temp.(0,77)	2.Cond.(0,60)	2.PT(-0,80)	2.Alc.(0,70)	2.Trans.(-0,87)	1.pH(-0,55)
3.NT(0,71)	3.Trans.(0,55)	3.ClorA(-0,70)	3.NT(-0,69)	3.OD(0,77)	2.Cota(-0,54)

As Tabelas 4 e 6 mostram que as dez variáveis foram significativamente correlacionadas com os eixos nos ambientes pelo menos uma vez, sendo que a variável transparência da água foi a única que apresentou correlação significativa com os seis ambientes. Para o segundo período (Tab. 5) as dez variáveis foram também significativamente correlacionadas com os eixos, sendo que cota fluviométrica foi correlacionada nos cinco ambientes. A dinâmica temporal da cota fluviométrica é melhor descrita nas Figuras 6 e 7.

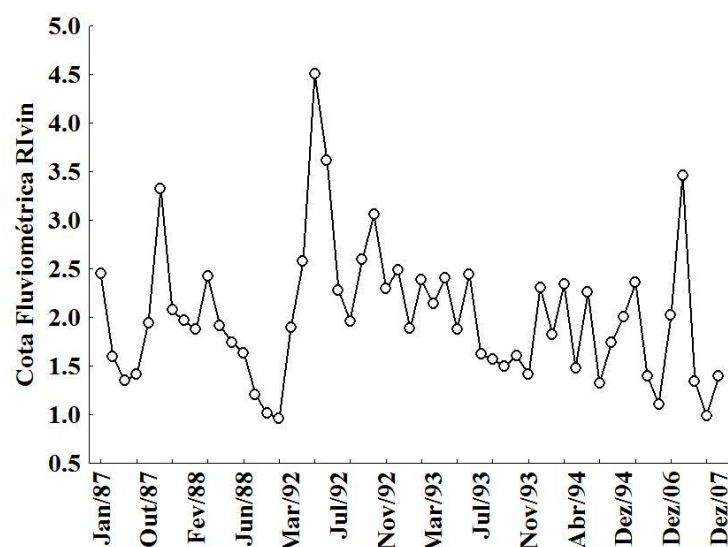


Figura 6. Variação temporal da variável cota fluviométrica no rio Ivinheima. Esta mesma variação é considerada para lagoa dos Patos

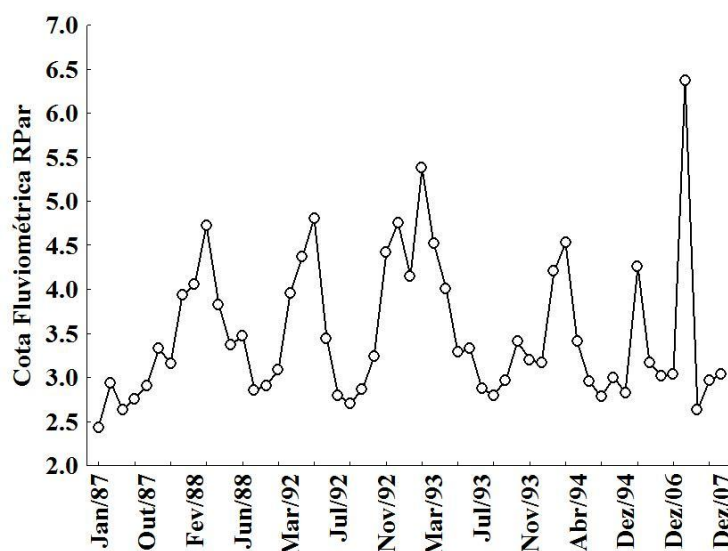


Figura 7. Variação temporal da variável cota fluviométrica no rio Paraná. Esta mesma variação é considerada para rio Baía, lagoa do Guaraná e lagoa Fechada.

4.3. Relação entre sincronia da assembléia de peixes em resposta a variáveis limnológicas semelhantes

Não há correlação entre sincronia da assembléia de peixes e as variáveis limnológicas para o primeiro ($r=-0,28$; $p=0,8321$) e terceiro períodos ($r=0,02$; $p=0,3407$). Para o segundo período esta correlação foi significativa ($r=0,55$ $p=0,0399$).

4.4. Sincronia entre diferentes períodos

A diferença na sincronia entre os três períodos foi verificada apenas em relação aos m^2 encontrados entre os ambientes para a assembléia de peixes. A sincronia encontrada para o terceiro período se diferenciou dos demais períodos (Figura 8a). Entretanto em relação ao m^2 encontrado para as variáveis limnológicas verificamos que não houve diferença nas sincronias entre os períodos (Figura 8b).

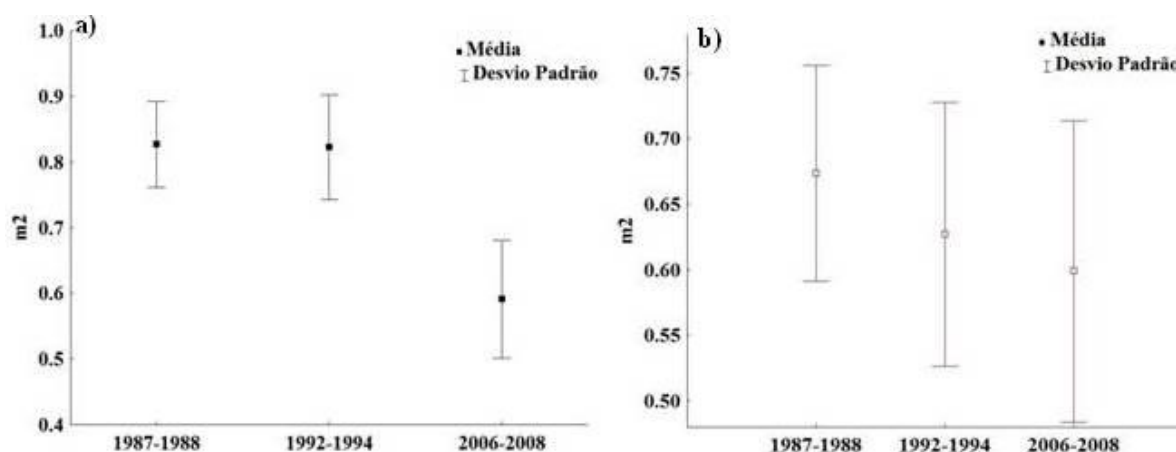


Figura 8. Diferença na sincronia encontrada para os três períodos. (a) em relação a assembléia e peixes e (b) em relação as variáveis limnológicas.

4.5. Relação entre sincronia da assembléia de peixes e distância entre os ambientes

A sincronia encontrada para a assembléia de peixes entre os locais amostrados, para os três períodos (Tab. 2), é independente da distância de conectividade entre os ambientes (Tab. 7). Isto porque a correlação encontrada entre estas matrizes, nos três períodos, não é significativa ($p>0,05$; Tab. 8).

Tabela 7. Distância de conectividade (em quilômetros) entre os ambientes amostrados na planície de inundação do rio Paraná.

Pontos Amostrais	RIvin	RPar	RBai	LPat	LGua
RPar	47,61				
RBai	35,71	27,78			
LPat	6,89	54,5	42,6		
LGua	46,34	22,59	3,19	41,35	
LFec	38,07	28,14	2,36	44,96	5,55

Tabela 8. Correlação (teste de Mantel) entre a matriz de sincronia (m^2) da assembléia de peixes e da distância de conectividade entre os ambientes, para os três tratamentos de dados: 1987 a 1988; 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

	Primeiro tratamento (1987-1988)	Segundo tratamento (1992-1994)	Terceiro tratamento (2006 a 2008)
Correlação (r)	-0,37	0,21	0,23
Teste de Mantel			
Significância (p)	0,9211	0,1768	0,2467
Teste de Monte Carlo			

O mesmo padrão foi encontrado ao separar a assembléia em relação ao comportamento reprodutivo dos peixes. Através das ordenações geradas pela DCA e aplicadas ao Procruste seguido ao Proteste, verificou-se que as semelhanças encontradas entre ambientes (Fig. 9a), nos dois períodos analisados (1992-1994 e 2006-2008), tanto para os peixes migradores como sedentários, não foram (em grande parte) significativas (Fig. 9b). Deste modo a distância de conectividade entre ambientes não é uma das causas da sincronia para peixes nos pontos amostrados da planície de inundação (Tab. 9).

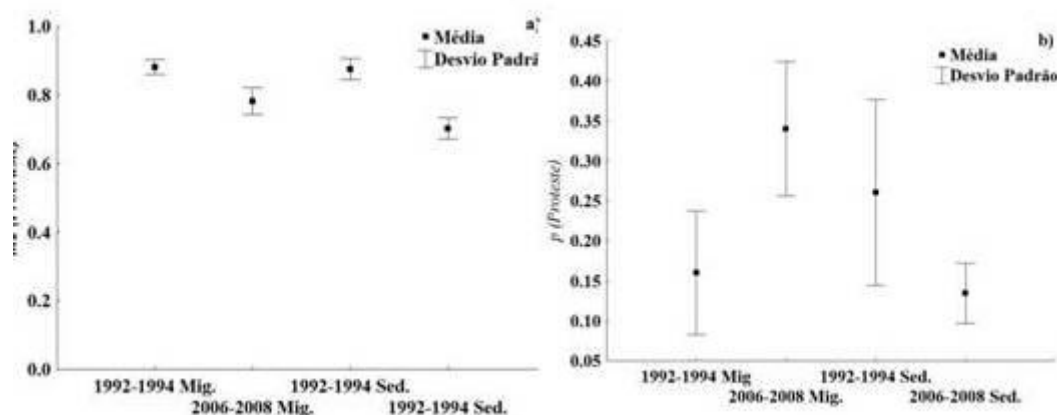


Figura 9. Resultado encontrado para a sincronia entre peixes migradores e sedentários. (a) Média e desvio padrão do m^2 gerado pelo Procruste entre os ambientes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1992 a 1994 e 2006 a 2008. (b) Média e desvio padrão da significância gerada pelo Procruste encontrada entre os ambientes da planície de inundação do rio Paraná nos períodos de 1992 a 1994 e 2006 a 2008. No gráfico Mig.=Migradores e Sed.=Sedentários. As barras representam intervalo de confiança de 100%).

Tabela 9. Correlação (teste de Mantel) entre as matrizes de sincronia (m^2) de peixes migradores e sedentários com a matriz de distância de conectividade entre os ambientes, para os dois tratamentos de dados: 1992 a 1994 e 2006 a 2008.

		Segundo tratamento (1992-1994)	Terceiro tratamento (2006-2008)
Migradores	Correlação (r)	-0,34	0,20
	Teste de Mantel		
	Significância (p)		
Sedentários	Teste de Monte Carlo	0,8637	0,2069
	Correlação (r)	0,51	0,17
	Teste de Mantel		
	Significância (p)		
	Teste de Monte Carlo	0,1303	0,2667

Os muitos resultados aqui apresentados são sintetizados na Tabela 11, unicamente com o objetivo de facilitar o entendimento do leitor.

Tabela 11. Resumo dos resultados apresentados, com a demonstração das hipóteses que foram testadas para avaliar a sincronia da assembléia de peixes na planície de inundação do rio Paraná.

Hipóteses		1º Período	2º Período	3º Período
Primeira hipótese	H ₁ : Relação entre sincronia assembléia de peixes e semelhança das variáveis limnológicas	Não significativa H ₁ refutada	Significativa H ₁ corroborada	Não significativa H ₁ refutada
Segunda hipótese	H ₃ : Relação entre períodos de maiores cheias e sincronia na assembléia de peixes e variáveis limnológicas	Apenas em relação à sincronia das espécies de peixes, o terceiro período é diferente dos demais		
Terceira hipótese	H ₂ : Relação entre sincronia da assembléia de peixes e distância de conectividade entre ambientes	Não significativa H ₂ refutada	Não significativa H ₂ refutada	Não significativa H ₂ refutada
	H _{2(a)} : Relação entre espécies migradoras e distância de conectividade	Não significativa H _{2(a)} refutada	*	Não significativa H _{2(a)} refutada
	H _{2(b)} : Relação entre espécies sedentárias e distância de conectividade	Não significativa H _{2(b)} refutada	*	Não significativa H _{2(b)} refutada

* Hipóteses que não foram testadas devidas as restrições nas análises estatísticas

5. Discussão

A proposta deste estudo foi avaliar a sincronia da assembléia de peixes entre diferentes mesohabitats da planície de inundação do rio Paraná, verificando

primeiramente se o mecanismo causal que afeta esta sincronia está relacionado com a sincronia das variáveis limnológicas nos ambientes amostrados. Desta forma, verificou-se que para o período entre 1992 a 1994 a primeira hipótese foi corroborada, confirmando a predição de respostas sincrônicas da assembléia de peixes em relação às variáveis limnológicas auto-correlacionadas entre ambientes.

Este resultado demonstra a importância de variáveis chaves na estrutura temporal destes ambientes (Thomaz *et al.* 2004; Roberto *et al.* 2009), que estão correlacionadas com o pulso de inundação, já que cota fluviométrica foi a variável de maior peso na dinâmica temporal da planície, seguida por oxigênio dissolvido. Desta forma estes gradientes limnológicos variam de forma sincrônica nos ambientes, desencadeando respostas similares das espécies e confirmando a importância da regulação do pulso de inundação na manutenção da dinâmica biótica do sistema (Junk *et al.* 1989; Neiff 1990).

Entretanto, para períodos 1987 a 1988 e 2006 a 2008, a primeira hipótese foi refutada, indicando que a sincronia da assembléia de peixes encontrada para estes dois tratamentos não equivale às respostas compartilhadas das espécies às variáveis limnológicas. Este fato é justificável visto que a sincronia destas variáveis entre os ambientes foi baixa. Nestes dois períodos a transparência da água foi a variável de maior peso que, no entanto, afetou de forma diferente a variação temporal dos ambientes.

O aumento da importância dessa variável está relacionado com o controle do pulso de inundação em decorrência da construção de barragens. Desta forma verifica-se que além da ação direta das barragens na dinâmica da comunidade biótica, estas também afetam a planície de forma indireta, pois interferem na sincronia de variáveis chaves que estruturam a biodiversidade da ictiofauna no espaço (Thomaz *et al.* 2004). Já que o aumento da transparência da água facilita a colonização da planície por espécies (tanto nativas quanto exóticas), que dependem da radiação debaixo d'água, como por exemplo, predadores visuais (Roberto *et al.* 2009).

O pulso de inundação é responsável pela manutenção da dinâmica de nutrientes e energia das planícies de inundação dos grandes rios tropicais, assim como pelos padrões de distribuição e evolução da biota (Junk *et al.* 1989; Neiff 1990). Os impactos inerentes à redução deste pulso, como a construção de hidroelétricas, incluem a redução do recrutamento de espécies migradoras (Gomes & Agostinho, 1997; Agostinho *et al.*

2004), diminuição do aporte de nutrientes e sedimentos como resultado do aumento da transparência da lâmina d'água (Pagioro & Thomaz, 2002; Thomaz *et al.* 2004) com conseqüente aumento da piscivoria (Luz-Agostinho, 2008) assim como, alteração da distribuição da biodiversidade no espaço e no tempo (Agostinho *et al.* 2004).

Algumas dessas alterações podem ser verificadas na dinâmica assincrônica da ictiofauna no rio Paraná e lagoa Fechada entre os anos de 1987 a 1988 e 2006 a 2008. É interessante notar que entre 1987-1988 o número de espécies foi inferior ao encontrado para o período entre 2006 e 2008, o que permite inferir que não é a riqueza que dará sincronicidade para a assembléia.

A equitabilidade, no entanto, pode ter sido a responsável pela sincronia encontrada no período de 1992 a 1994, já que houve menor variação desta neste período. Durante este período a dinâmica sincrônica foi encontrada para todos os ambientes refletindo um período de maior estabilidade ou de menor variabilidade funcional do ecossistema frente ao processo de sucessão desencadeado por distúrbios na planície de inundação (Agostinho *et al.* 2008).

Contudo verificou-se que houve maior sincronia das variáveis limnológicas ao longo dos três períodos, do que em relação à ictiofauna. Desta forma a segunda hipótese deste estudo foi refutada, pois não houve diferença compartilhada entre a variação da ictiofauna entre os períodos com a variação das variáveis limnológicas. Um dos motivos deve-se ao fato da construção de barragens à montante da planície de inundação. O fechamento barragem de Porto Primavera em 2001 pode ter sido a responsável pela diferença encontrada na assembléia no período de 2006 a 2008.

Desta forma Porto Primavera exerce maior impacto na estrutura da ictiofauna (Agostinho *et al.* 2004; Agostinho *et al.* 2008) do que na relação de causa e efeito proposta entre sincronia das variáveis seguida pela sincronia da assembléia. Entre os impactos ocasionados pela construção de barragens têm se o aumento da assembléia de piscívoros (Piana 2008), que consecutivamente pode ter sido responsável pela sincronia da assembléia encontrada entre os ambientes no terceiro período (2006-2008), confirmando a predição que predadores são uma das principais forças que afeta a abundância e distribuição da assembléia de peixes em ecossistemas aquáticos (Nilsson *et al.* 2001).

De acordo com a teoria neutra (Hubbell 2001), dispersão e eventos estocásticos, mais do que características ambientais, são as principais forças que regem a estrutura e composição de uma comunidade. Assim a similaridade na composição de espécies entre locais depende da limitação de dispersão imposta pelo ambiente e diminui a medida que a distância aumenta (Drakou *et al.* 2009). Entretanto, verificou-se que, para todos os três períodos avaliados neste estudo, a sincronia da assembléia de peixes entre os ambientes não está relacionada com a dispersão de espécies. Ao passo que a relação encontrada entre m^2 e distância de conectividade não explicou de maneira significativa a predição de similaridade da icitofauna entre ambientes mais próximos.

Este resultado é particularmente interessante ao compararmos com o resultado encontrado para primeira hipótese (relação entre sincronia e variáveis limnológicas) entre os anos de 1992 a 1994. Como visto anteriormente, durante este período, a sincronia da assembléia encontrada foi devido às respostas compartilhadas das espécies em relação às variáveis ambientais. Deste modo, entre 1992-1994 a assembléia foi estruturada por processos baseados no nicho ecológico das espécies, contrapondo o proposto pela Teoria Neutra em que processos espaciais e a conseqüente limitação de dispersão são as principais forças que estruturam a comunidade e/ou assembléia. Os resultados encontrados para este período reforçam os padrões mais frequentes encontrados pela meta-análise de Cottenie (2005) que observou maior influência das variáveis ambientais no padrão de distribuição de espécies, ou seja, maior número de trabalhos confirmou o modelo “*species-sorting*” (e.g. Leibold *et al.* 2004; Cadotte, 2006) em detrimento de modelos neutros na estrutura de assembléias.

A predição de que a similaridade entre ambientes é afetada pela distância varia de acordo com o grupo de organismos e os gradientes geográficos e ambientais (Soininen *et al.* 2007). Ademais é amplamente conhecido que o comportamento reprodutivo de peixes afeta diretamente a composição espacial de espécies (Agostinho *et al.* 2004). Aliado a estas informações verificou-se que mesmo entre os grupos de peixes migradores e à despeito do esperado e da significância estatística encontrada, as sincronias entre os ambientes para os períodos de 1992 a 1994 e 2006 a 2008 foram baixas e não houve relação com a distância que os separaram. Desta forma a terceira hipótese, de relação entre sincronia e dispersão foi também refutada para os peixes migradores.

Estes resultados opõem-se a hipótese proposta por Thompson & Townsend (2006) de que entre espécies migradoras, a homogenização da assembléia é maior entre ambientes e deste modo a variação espacial na estrutura da assembléia seria principalmente atribuída ao seu sucesso através dos limites ambientais. Entretanto cabe ressaltar que os ambientes amostrados na planície de inundação possivelmente não são bons modelos espaciais para verificar a relação entre limites de dispersão e similaridade. Já que os limites de dispersão entre os ambientes da planície de inundação do rio Paraná são poucos definidos além de serem muito próximos para detectar diferença entre peixes migradores e sedentários.

6. Conclusão

Estudos ecológicos de longa duração são incontestavelmente importantes (Carneiro *et al.* 2009), além disso, séries temporais fragmentadas promovem bons cenários para quantificar a dinâmica biótica e abiótica de ecossistemas, particularmente frente à distúrbio antrópico. À partir deste estudo foi observado que a maior similaridade espacial e temporal da ictiofauna encontrada correspondeu ao período de menor variação da equitabilidade das espécies da planície de inundação. O principal mecanismo desta sincronia foi explicado pela Teoria do Nicho, em detrimento aos processos neutros, já que a assembléia de peixes entre locais variou em resposta à coerência das variáveis limnológicas nos ambientes.

De maneira geral ao encontrar sincronia da assembléia entre ambientes, o uso de diminuição de esforço amostral pode ser considerado uma estratégia confiável em propostas de biomonitoramento (Carneiro *et al.* 2009; Bini *et al.* 2007). Entretanto a sincronia encontrada para a planície de inundação no período de 2006 a 2008 não é forte o suficiente para confirmar a utilização desta prática. Contudo, os nossos resultados indicam que com a estabilização dessa comunidade padrões mais altos de sincronia poderão ser detectados.

7. Referências Bibliográficas

- Agostinho, A.A.; Zalewski, M.(1996). A planície alagável do Alto Rio Paraná: importância e preservação. Maringá, Eduem. 100p.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Zalewski, M.(2001). The importance of floodplains for the dynamics of fish communities of the upper river Parana. *Ecohydrol.Hydrobiol.*, 1(1–2): 209–217.
- Agostinho, A. A.; Gomes, L. C.; Veríssimo, S.; Okada, E. K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Parana River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in fish biology and fisheries*, 14: 11-19.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M.; Gomes, L.C. (2004b). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of the hydrological regulation by dams. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 4(3): 255-268.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M.; Gomes, L.C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Aneville, O.; Gammeter S.; Straile, D. (2005). Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. *Freshwater Biology*, 50: 1731- 1746.
- Angelini, R.; Agostinho, A. A.(2005). Food web model of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. *Ecological Modelling*, 181: 109-121.
- Bady, P.; Dolédec, S.; Dumont, B.; Fruget, J.F. (2004). Multiple co-inertia analysis :a tool for assessing synchrony in the temporal variability of aquatic communities. *Ecology*, 327: 29-36.
- Bini, L. M., L. C. G. Vieira, J. Machado & L. F. M. Velho, (2007). Concordance of species composition patterns among microcrustaceans, rotifers and testate amoebae in a shallow pond. *International Review of Hydrobiology*, 92: 9–22.
- Borcard, D.; Legendre, P.; Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045– 1055.

- Cadotte, M. W.; Allison, M. F.; Fukami, T. (2006). The effects of resource enrichment, dispersal, and predation on local and metacommunity structure. *Oecologia*, 149: 150-157.
- Carneiro, F. M.; Bini, L. M.; Rodrigues, L. C. (2009). Influence of taxonomic and numerical resolution on the analysis of temporal changes in phytoplankton communities. *Ecological Indicators*, 10: 249-255.
- Connell, J.H. (1983) On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *American Naturalist*, 122: 661–696
- Cooper, S.D.; Barmuta, L.; Sarnelle, O.; Kratz, K.; Diehl, S. (1997). Quantifying spatial heterogeneity in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 174–188.
- Cottenie, K. (2005). Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, 8: 1175-1182
- Drakou, E. G.; Bobori, D. C.; Kallimanis, A. S.; Mazaris, A. D.; Sgardelis, S. P.; Pantis, J. D. (2009). Freshwater fish community structured more by dispersal limitation than by environmental heterogeneity. *Freshwater Fish*, 18: 369-379.
- Fernandes, R.; Gomes, L. C.; Pelicice, F. M.; Agostinho, A. A. (2009). Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. *Environmental Biology Fish*, 85: 99–108.
- Gomes, L. C.; Agostinho, A.A. (1997). Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná river, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, 4(4): 263-274.
- Grossman, G. D.; P. B. Moyle; Whitaker, J.O. Jr. (1982). Stochasticity in structural and functional characteristics of an Indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist*, 120: 423-453.
- Grossman, G. D.; Dowd, J. F.; Crawford, M. (1990). Assemblage stability in stream fishes: a review. *Environmental Management*, 14(5): 661-671.

- Haydon, D.; Steen, H. (1997). The effects of large-and small-scale random events on the synchrony of metapopulation dynamics: a theoretical analysis. *Proceedings of the Royal Society of London, B*, 264:1375–1381.
- Heino, J. (2001). Regional gradient analysis of freshwater biota: do similar biogeography patterns exist among multiple taxonomic groups. *Journal of Biogeography*, 28: 69-76
- Hill, M. O.; Gauch, Jr. (1980). Detrended correspondence analyses, an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47-58.
- Hubbell, S. P. (2001). *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. 1^a ed. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 375p.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks, Cold Spring Harbor Symposium. *Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- Jackson, D. A. (1995). PROTEST: A PROcrustean Randomization TEST of community environment concordance. *Ecoscienc*, 2 (3): 297-303.
- Jackson, D.A.; Peres-Neto P.R.; Olden J.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (1): 157-170
- Junk, W. J.; Bayley, P.B.; Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can.J.Fish.Aquat. Sci.*, 106: 110–127.
- Kling, G. W.; Kipphut, G. W.; Miller, M. M.; O’Briens J. (2000). Integration of lakes and streams in a landscape perspective: the importance of material processing on spatial patterns and temporal coherence. *Freshwater Biology*, 43: 477-497.
- Langeani, F.; Castro, R.M.C.; Oyakawa, O.T.; Shibatta, O. A.; Pavanelli, C.S.; Casatti, L. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropical*, 7(3): 181-197.
- Legendre, P. (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659–1673.

Legendre, P.; Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. 2 ed. Edição inglesa. Elsevier Science, Amsterdam, 853 pp.

Leibold, M. A.; Holyoak, N. M.; Amarasekare, P.; Chase, J. M.; Hoopes, M. F.; Holt, R. D.; Shurin, J. B.; Law, R.; Tilman, D.; Loreau, M.; Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7:601-613.

Lepori, F.; Malmqvist, B. (2009). Deterministic control on community assembly peaks at intermediate levels of disturbance. *Oikos*, 118: 471-479.

Lévêque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Styassny, M. L. J.; Tedesco, P. A. (2008). Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1): 545-567.

Li, R. Y.; Gelwick, F. P. (2005). The relationship of environmental factors to spatial and temporal variation of fish assemblages. *Ecology of Freshwater Fish*, 14: 319-330.

Lowe-McConnell, R.H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP. São Paulo. 534p.

Luz-Agostinho, K.D.G., Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Julio Jr., H.F. (2008). Influence of flood pulses on diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 607: 187-198.

Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Blackwell Publishing Company, 256p.

Manly, B. J. F. (2008). *Métodos estatísticos multivariados: Uma introdução*. 3^oed. Bookman, Porto Alegre. 229p.

Menge, B. A.; Sutherland J.P. (1987). Community regulation: Variation in disturbance, and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist*, 130(5): 730-757.

Neiff, J. J. (1990). Ideas para la interpretacion ecologica del Parana. *Interciencia*, 15(6): 424-441.

- Nilsson, P. A.; (2001). Predator behavior and prey density: evaluating density-dependent intraspecific interactions on predator functional responses. *Ecology*, 70:14–19.
- Oberdorff, T.; Bernard, H.; Vigneron, T. (2001). Is assemblage variability related to environmental variability? An answer for riverine fish. *Oikos*, 93: 419-428.
- Pagioro, T. A.; Thomaz, S. M. (2002). Longitudinal patterns of sedimentation in a deep, monomictic subtropical reservoir (Itaipu, Brazil-Paraguay). *Archiv fur Hydrobiologie*, 154(3): 515-528.
- Peres-Neto, P. R.; Jackson, D. A. (2001). How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129: 169-178.
- Piana, P. A. (2008). Regulação populacional na ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná: aplicação da abordagem da ecologia preditiva em longas séries temporais de seções transversais . Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá, Paraná.
- Ranta, E.; Kaitala, V.; Lindström, J.; Lindén, H. (1995). Synchrony in population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 262: 113–118.
- Roberto, M. C.; Santana, N. F.; Thomaz, S. M. (2009). Limnology in the Upper Paraná River floodplain: large-scale spatial and temporal patterns, and the influence of reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2): 717-725.
- Soininen, J.; McDonald, R.; Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30 3-12.
- Souza Filho, E. E.; Rocha, P. C.; Comunello, E.; Stevaux, J. C. (2004). Effects of the Porto Primavera Dam on Physical Environment of the Downstream Floodplain. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Eds). *The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation*. Backhuys Publishers, Leiden. 393p.

Thomaz, S. M.; Pagioro, T.A.; Bini, L. M.; Roberto M. C.; Rocha, R. R. A. (2004). Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Eds). The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical aspects, Ecology and Conservation. Backhuys Publishers, Leiden. 393p.

Thompson, R.; Townsend, C.(2006).A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *J. Anim. Ecol.*, 75: 476–484.