

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA EVOLUTIVA
(Associação Ampla entre a UNICENTRO e a UEPG)

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE RIACHOS
NEOTROPICAIS**

DYEGO LEONARDO FERRAZ CAETANO

Guarapuava-PR

2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA EVOLUTIVA
(Associação Ampla entre a UNICENTRO a UEPG)

**ESTRUTURA E DINÂMICA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES DE RIACHOS
NEOTROPICAIS**

Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva da Universidade Estadual do Centro-Oeste em associação com a Universidade Estadual de Ponta Grossa, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Biologia Evolutiva).

Dyego Leonardo Ferraz Caetano

Orientador: Dr. Cláudio Henrique Zawadzki

Coorientador: Dr. Edson Fontes de Oliveira

Guarapuava-PR

2014

C128e Caetano, Dyego Leonardo Ferraz
Estrutura e dinâmica da assembleia de peixes de riachos neotropicais /
Dyego Leonardo Ferraz Caetano. -- Guarapuava, 2014
xvi, 114 f. : il. ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, em
Associação com a Universidade Estadual de Ponta Grossa, Programa de
Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia
Evolutiva, 2014

Orientador: Cláudio Henrique Zawadzki
Co-orientador: Edson Fontes de Oliveira
Banca examinadora: Vinicius Abilhoa, Rafael Augusto Gregati

Bibliografia

1. Ecologia de riachos. 2. Fatores bióticos e abióticos. 3. Ictiofauna
neotropical. 4. Variação espaço-temporal. I. Título. II. Programa de Pós-
Graduação em Ciências Biológicas.

CDD 597

DYEGO LEONARDO FERRAZ CAETANO

“Estrutura e dinâmica da assembleia de peixes de riachos neotropicais”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de “Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Biologia Evolutiva”, no Programa de Pós-graduação em Biologia Evolutiva, da Universidade Estadual de Centro-Oeste, pela comissão formada pelos professores:



Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki
(UEM/UNICENTRO)



Dr. Vinicius Abilhoa

(Museu de História Natural Capão da Imbuia,
Prefeitura Municipal de Curitiba)



Prof. Dr. Rafael Augusto Gregati
(Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO)

Guarapuava, 26 de Fevereiro de 2014.

Orientador

Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki

Coorientador

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira

Precisamos dar um sentido humano às
nossas construções. E, quando o amor ao
dinheiro, ao sucesso nos estiver deixando
cegos, saibamos fazer pausas para olhar
os lírios do campo e as aves do céu.

(Érico Veríssimo).

Agradecimentos

Agradeço ao professor Dr. Cláudio Henrique Zawadzki, pela orientação, apoio, confiança, amizade e disposição na realização deste trabalho.

Ao professor Dr. Edson Fontes de Oliveira, pela fundamental orientação e amizade, e pelo inestimável conhecimento proferido.

À minha mãe, Jussara Ferraz Caetano, e ao meu pai, Valdecir Caetano, por sempre me incentivarem, acreditarem em mim e no meu potencial, enfim, por sonharem comigo. Ao meu irmão Carlinhos e ao meu sobrinho Biel, por tornarem momentos em minha vida mais felizes.

Aos meus grandes companheiros de coleta, Estevão, Guido, Daniela, Rafael, Verônica, Cristina, Helen e Sybelle, por terem tornado as manhãs e tardes de coleta momentos tão divertidos e inesquecíveis (como os cafés da manhã juntos).

Aos meus ilustres amigos, Anízio (Ratão), Juliete (Ju), Tirso (Charles), Tunico e Marina, e novamente ao Estevão, Guido, Rafael, Verônica e Helen, por serem os melhores amigos do mundo, me proporcionando momentos divertidíssimos e inesquecíveis.

À Daniela Ribas Jané, por ter ficado ao meu lado e participado deste ciclo importante, dando mais sentido à minha vida.

Aos professores Dr^a. Cristina Pisicchio e Msc. Fernando Emmanuel, pelo apoio durante as coletas, sem os quais o presente trabalho não seria possível. Ao Bento (Bentinho), pela disponibilização em dirigir a Kombi durante algumas coletas, e pelos papos descontraídos durante as mesmas.

Às minhas amigas de pós-graduação, Michele e Mary, pelo

companheirismo durante as disciplinas e seminários.

Aos Jané's, Giovana, Daniel, Amanda e Ana, e ao Igor, os quais se tornaram uma segunda família pra mim.

Aos professores Dr. Vinícius Abilhoa, Dr. Rafael Gregati, Dr. Fábio Fogaça e Dr.^a Maria Luísa Buschini, pelas valiosas sugestões para o aperfeiçoamento dessa dissertação.

Ao Grupo de Estudos e Pesquisa em Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, da Universidade Estadual do Norte do Paraná, pelo apoio logístico e material durante as coletas e trabalhos em laboratório.

Ao pessoal da Coleção Ictiológica do Nupelia, da Universidade Estadual de Maringá, inclusive ao Dr. Cláudio, pelo empréstimo do equipamento de pesca elétrica e confirmação e tombamento de testemunhos das espécies de peixes coletadas no presente trabalho.

À Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO) e a Programa de Pós-Graduação em Biologia Evolutiva (PPGBioEvol), pela oportunidade de poder me especializar em minha área de pesquisa e pelo conhecimento adquirido durante o mestrado. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa de mestrado concedida (CAPES/DS).

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* Londrina, principalmente ao Dr. Edson, pelo empréstimo de equipamentos para medição de parâmetros físicos e químicos da água.

Agradeço por fim a todos que contribuíram para a realização deste trabalho, direta ou indiretamente, que me ajudaram e estiveram comigo durante a realização do mestrado, e que embora não citados aqui, agradeço profundamente.

Lista de figuras

CAPÍTULO I

- Figura 1. Unidades amostrais de peixes e variáveis limnológicas nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná (A1, M1, U1: cabeceira; A2, M2, U2: meio; A3, M3, U3: foz). 18
- Figura 2. Unidades amostrais em riachos tributários do rio Jacarezinho, bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná: riachos Ubá, Água dos Anjos e Monjolinho. As setas indicam a direção do fluxo da água. 19
- Figura 3. Diferenças entre as variáveis físicas e químicas [$\log(x + 1)$; eixo y] dos riachos Água dos Anjos (Anjos), Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, verificadas através da Análise de Variância (ANOVA One-Way). 24
- Figura 4. Precipitação acumulada (mm) e Temperatura média ($^{\circ}\text{C}$) entre o período de outubro de 2012 e julho de 2013 na região de Jacarezinho, estado do Paraná (Dados: Simepar, Estação 23005002, município de Cambará, estado do Paraná; e Instituto Nacional de Meteorologia). 25
- Figura 5. Precipitação acumulada na região do município de Jacarezinho, estado do Paraná, no período de quinze dias antes de cada coleta de peixes (1^a, 2^a, 3^a e 4^a) nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 25
- Figura 6. Valores de abundância [$\log(x + 1)$] em função da riqueza (Rank de espécies) para os riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 28
- Figura 7. Padrões de riqueza de espécies dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, baseadas nas curvas de acumulação, rarefação e de extrapolação de espécies (estimadores ACE e ICE). 29
- Figura 8. Frequência acumulada da biomassa total e da abundância das espécies de peixes coletadas nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 30
- Figura 9. Média \pm Erro Padrão do comprimento total (Lt) das espécies de peixes coletadas nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 31
- Figura 10. Análise de Agrupamento (Cluster) demonstrando a similaridade entre os riachos Água dos Anjos (Anjos), Monjolinho (Monj) e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, de acordo com suas composições de espécies (A), abundâncias (B) e parâmetros de diversidade – Diversidade de Shannon, Dominância e Equitabilidade (C). 32
- Figura 11. Mudança na abundância e riqueza de espécies de peixes nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, durante o período de amostragem: 1^a, 2^a, 3^a e 4^a coletas, entre outubro de 2012 e julho de 2013. 33
- Figura 12. Correlações significativas (Spearman) entre os atributos ecológicos da ictiofauna (Riqueza, Abundância, Equitabilidade - J e Diversidade - H') e as variáveis ambientais dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 34

Figura 13. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica, mostrando os trechos amostrais dos três riachos (Água dos Anjos: A1, A2, A3; Monjolinho: M1, M2, M3; e Ubá U1, U2 e U3), as variáveis físicas e químicas (Prof: profundidade, Veloc: velocidade, Oxi: oxigênio, Cond: condutividade, Larg: largura e Temp: temperatura) e as espécies de peixes (+). 35

CAPÍTULO II

Figura 1. Unidades amostrais nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, tributários do rio Jacarezinho, bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná. As setas indicam a direção do fluxo da água. 51

Figura 2. Unidades amostrais de peixes e variáveis limnológicas nos riachos Água dos Anjos (A1: cabeceira, A2: meio e A3: foz), Monjolinho (M1: cabeceira, M2: meio e M3: foz) e Ubá (U1: cabeceira, U2: meio e U3: foz), bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 52

Figura 3. Número de espécies de peixes em função do número de associações significativas que apresentaram no Índice de Espécies Indicadoras (IndVal) com as categorias das variáveis físicas, químicas e dos parâmetros ambientais dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 57

Figura 4. Correlações significativas (Spearman) entre os atributos ecológicos da ictiofauna (Riqueza, Abundância, Equitabilidade - J e Diversidade - H') e as variáveis ambientais de riachos da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 61

Lista de tabelas

CAPÍTULO I

- Tabela 1. Posição taxonômica, abundância, constância (co - constantes, ace - acessórias e aci - acidentais) e biomassa média das espécies de peixes dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 26
- Tabela 2. Valores de diversidade β (HARRISON et al., 1992) da ictiofauna para os riachos e entre os riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. 32
- Tabela 3. Resultados da análise do índice C-Score para as assembleias de peixes dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, durante o período de amostragem (1^a, 2^a, 3^a e 4^a coletas) entre outubro de 2012 e julho de 2013. N: número de unidades amostrais, Obs.: Observado, Exp.: Esperado (média dos valores aleatórios) e SD: desvio padrão dos valores esperados. 36

CAPÍTULO II

- Tabela 1. Categorias dos riachos e das variáveis físicas e químicas utilizadas nas análises de IndVal com peixes de riacho da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. Categoria 1 = baixos, Categoria 2 = médios e Categoria 3 = altos valores. 55
- Tabela 2. Categorias dos parâmetros ambientais (modificado de Callisto et al., 2001) utilizadas nos análises de IndVal com peixes de riacho da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. Categoria 0 = características de pior qualidade ambiental; Categoria 3: características de melhor qualidade ambiental. 55
- Tabela 3. Valores significativos do Índice de Espécies Indicadoras (IndVal) de cada espécie de peixe para cada categoria (c) das variáveis físicas e químicas, dos parâmetros ambientais e de riachos da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. * = $p < 0,05$ e ** = $p < 0,01$. Em negrito: maiores valores de IndVal para a categoria associada. Para a variável "Riacho", 1 = Água dos Anjos, 2 = Monjolinho e 3 = Ubá. Para as variáveis "Condutividade, Largura, Oxigênio, pH, Profundidade, Temperatura, Vazão e Velocidade", 1 = baixos, 2 = médios e 3 = altos valores. Para as variáveis "Tipo de Substrato, Tipos de Fundos e Vegetação Riparia", 0 = ruim, 1 = média, 2 = boa, e 3 = ótima condição ambiental. 60
- Tabela 4. Resultados da análise BIOENV (Biology Environmental) para a escolha das melhores combinações de variáveis explicativas para a distribuição das assembleias de peixes e os valores de significância (p) encontrados através do teste de Mantel. Cond: condutividade, Larg: largura, Prof: profundidade, Oxi: oxigênio, Temp: temperatura e Veloc: velocidade. 61

SUMÁRIO

CAPÍTULO I

INFLUÊNCIA DE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS SOBRE OS PADRÕES DE ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM RIACHOS NEOTROPICAIS	12
RESUMO	13
INTRODUÇÃO	14
MATERIAL E MÉTODOS	16
ÁREA DE ESTUDO.....	16
DELINEAMENTO AMOSTRAL	17
VARIÁVEIS AMBIENTAIS	19
AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA.....	20
ANÁLISE DOS DADOS.....	20
RESULTADOS	23
VARIÁVEIS AMBIENTAIS.....	23
ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA.....	25
RELAÇÃO ENTRE A ICTIOFAUNA E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	33
PADRÕES DE COCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES	35
DISCUSSÃO	37
REFERÊNCIAS.....	41

CAPÍTULO II

QUALIDADE AMBIENTAL E ESPÉCIES DE PEIXES INDICADORAS DE RIACHOS NEOTROPICAIS DO SUL DO BRASIL, ALTO RIO PARANÁ.....	46
RESUMO	47
INTRODUÇÃO	48
MATERIAL E MÉTODOS	50
ÁREA DE ESTUDO.....	50
DELINEAMENTO AMOSTRAL	51
VARIÁVEIS ABIÓTICAS E QUALIDADE AMBIENTAL	52
AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA.....	53
ANÁLISE DOS DADOS.....	54
RESULTADOS	56
DISCUSSÃO	62
REFERÊNCIAS.....	66
ANEXO A	71

CAPÍTULO I**INFLUÊNCIA DE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS SOBRE OS PADRÕES DE
ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE PEIXES EM RIACHOS NEOTROPICAIS**

RESUMO

Muitas características dos habitats influenciam os padrões de composição e diversidade das comunidades de peixes de riacho, como as características físicas e químicas, a disponibilidade de recursos e a complexidade dos ambientes. Desta forma, o objetivo principal do presente trabalho foi investigar como atributos abióticos e ecológicos afetam os padrões de estrutura de assembleia de peixes de três riachos (Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá) de segunda e terceira ordens da bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná; e avaliar como os fatores abióticos, que podem se modificar em escalas espacial e temporal, afetam essas interações. Foram capturados 7.102 indivíduos, distribuídos em seis ordens, 12 famílias e 33 espécies. As diferenças físicas, químicas e hidrológicas entre os riachos revelaram-se influentes sobre os parâmetros ecológicos e as diversidades de suas assembleias de peixes, como verificado pelas correlações entre os fatores abióticos e bióticos. Além disso, o padrão geral de estruturação das assembleias de peixes dos três riachos revelou-se significativamente diferente daquele observado ao acaso, e foi influenciado principalmente pela organização espacial no riacho Água dos Anjos e, fortemente, pelos meses de coleta. Isso indica a influência da assembleia de peixes pelas variações nos parâmetros físicos e químicos dos habitats, bem como por interações bióticas que promovem a segregação espaço-temporal das espécies, com forte influência da sazonalidade.

Palavras chave: Ecologia de riachos, Fatores bióticos e abióticos, Ictiofauna neotropical, Variação espaço-temporal.

INTRODUÇÃO

A persistência e conservação da ictiofauna em um sistema lótico dependem da manutenção de condições adequadas tanto do ambiente aquático quanto do ambiente terrestre que o cerca. Portanto, a disponibilidade e qualidade de recursos alimentares, de sítios para reprodução e de microhábitats para as espécies de peixes em sistemas lóticos sofre uma dupla influência (fatores internos e externos ao corpo d'água; CARAMASHI *et al.*, 1999). A diversidade ictiofaunística do ambiente pode estar positivamente correlacionada com a disponibilidade de hábitats (GARUTTI, 1998). Tanto fatores abióticos como profundidade, oxigênio dissolvido, nutrientes e turbidez, quanto bióticos, como zooplâncton e fitoplâncton, podem ser importantes preditores da diversidade de peixes (WINEMILLER *et al.*, 2000).

De acordo com o Conceito do Rio Contínuo (RCC – River Continuum Concept) proposto por Vannote *et al.* (1980), em um sistema lótico de cabeceira (de 1ª a 3ª ordem) o aumento da complexidade de habitat e independência de recursos alóctones no sentido montante-jusante provoca um acréscimo na diversidade de espécies neste mesmo sentido. No entanto, esta continuidade na estrutura dos riachos pode ser quebrada, principalmente devido às interferências antrópicas, o que pode gerar descontinuidade nos padrões de diversidade e nos processos ecológicos relacionados à biota (WARD & STANFORD, 1983). Segundo Montgomery (1999), o conceito de continuidade só se aplica às bacias com base geológica mais homogênea, relevo pouco íngreme e clima relativamente estável.

Pringle *et al.* (1988) considera que os sistemas lóticos são um mosaico de ambientes, sendo que as características de cada trecho específico determinam os processos abióticos e bióticos, bem como a estrutura de comunidades. Townsend (1989) também classifica essa dinâmica dos trechos como fator determinante na

estruturação de comunidades de sistemas lóticos.

Para Ward (1989), os sistemas lóticos apresentam quatro dimensões naturais: longitudinal, que constitui as interações no sentido montante-jusante; lateral, que inclui as associações entre o corpo d'água e suas margens, incluindo a vegetação ripária; vertical, que engloba as interações entre o rio ou riacho e os aquíferos subterrâneos; e, por fim, a quarta dimensão, o tempo, relacionado às modificações temporais. Os padrões de estrutura e dinâmica da biota e os processos abióticos típicos de sistemas lóticos sofrem interferência direta dessas quatro dimensões.

Por sua vez, o Conceito de Domínios dos Processos é classificado como uma hipótese multiescala (temporal e espacial), alternativa ao RCC, pois considera que a estrutura e dinâmica de comunidades de rios e riachos são influenciadas pelos padrões temporais de distúrbios, os quais são provocados pela variabilidade espacial em processos geomorfológicos (MONTGOMERY, 1999).

Dentro deste contexto, Poole (2002) propôs o conceito de Unicidade da Descontinuidade Fluvial, o qual considera os rios como sistemas ímpares com estruturas únicas na escala da bacia hidrográfica, além de caracterizar a bacia pela presença de fragmentos, os quais apresentam características da região na qual estão inseridos (e.g., solo, vegetação, fluxo, sedimentos), evidenciando sua descontinuidade. Portanto, a dinâmica das comunidades é determinada pelas características locais dessa paisagem fluvial ímpar e descontínua.

Vários trabalhos com riachos do sistema do Alto rio Paraná (Brasil) relacionam a estrutura e diversidade das assembleias de peixes à fatores locais, como largura, profundidade, velocidade do fluxo, temperatura, pH, condutividade (CASATTI *et al.*, 2001; ARAÚJO & TEJERINA-GARRO, 2007; SÚAREZ, 2008; AQUINO *et al.*, 2009; FELIPE & SÚAREZ, 2010), e até mesmo com a vegetação ripária desses corpos d'água (ABES & AGOSTINHO, 2001; OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005; CETRA &

PETRERE JÚNIOR, 2006; VIEIRA, 2011). Outros trabalhos enfocam a relação de fatores regionais com a distribuição da ictiofauna, como características geomorfológicas (ARAÚJO *et al.*, 2011), altitude (SUÁREZ & LIMA-JUNIOR, 2009) ou então a ordem do riacho (DIAS & TEJERINA-GARRO, 2010). E por fim, considera-se também a sazonalidade como fator responsável pela distribuição de peixes (PAVANELLI & CARAMASCHI, 2003; AGOSTINHO *et al.*, 2004; LANGEANI *et al.*, 2005; FIALHO *et al.*, 2008).

Desta forma, o objetivo principal do presente trabalho foi investigar como atributos ecológicos afetam os padrões de estrutura de assembleia de peixes de três riachos de segunda e terceira ordens da bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná; e avaliar como as escalas espacial e temporal afetam essas interações, partindo da hipótese de que as variáveis físicas, químicas e hidrológicas, tais como condutividade, largura, profundidade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, velocidade e vazão, são determinantes da composição e estrutura da ictiofauna, e podem variar ao longo do tempo.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio das Cinzas, no sistema da bacia do Alto rio Paraná, Brasil, é o principal curso d'água da mesorregião Norte Pioneiro Paranaense. Esta mesorregião abrange 46 municípios localizados em porções do Segundo e Terceiro Planaltos Paranaenses, perfazendo uma área total de 1.572.706,10 ha, o que corresponde a cerca de 7,9% do território do Paraná. A área total da bacia hidrográfica do rio das Cinzas é de 9.612,8 km² (cerca de 5% da área do estado do Paraná) e sua

extensão é de 240 km. Sua nascente fica na Serra de Furnas, no município de Piraí do Sul (24°31'33"S, 49°56'56"O) e sua foz no rio Paranapanema, na divisa dos municípios de Santa Mariana e Itambaracá (22°56'11"S, 50°31'35"O), Paraná, Brasil (IPARDES, 2004; SEMA/PR, 2013). O uso do solo da bacia supracitada está relacionado principalmente às áreas de uso misto, pastagem, campos naturais e reflorestamento, e às indústrias da região, que são principalmente do setor agroindustrial, como usinas de açúcar, destilarias de álcool, frigoríficos e laticínios (SEMA/PR, 2013).

O rio Jacarezinho desemboca na margem direita do rio das Cinzas (23° 8'6.05"S, 50°14'23.61"O) e está inserido em sua bacia hidrográfica na região do município da Barra de Jacaré, estado do Paraná. Possui uma área de 661,25 km², com nascente localizada no município de Siqueira Campos, Paraná (SEMA/PR, 2013). Os parâmetros físicos e químicos e a ictiofauna analisados no presente estudo foram amostrados em três riachos da bacia do rio Jacarezinho (com três unidades amostrais em cada): riacho Água dos Anjos, de 2^a ordem, e riacho Monjolinho, de 3^a ordem, os quais deságuam na margem direita do rio Jacarezinho; e o riacho Ubá, de 2^a ordem, tributário da margem esquerda desse mesmo rio.

DELINEAMENTO AMOSTRAL

Em cada um dos riachos foram amostrados, trimestralmente, três pontos: riacho Água dos Anjos (A1: cabeceira - 23°13'15,80"S, 49°57'12,46"O; A2: meio - 23°13'24,80"S, 49°57'26,19"O; A3: foz - 23°13'39,60"S, 49°58'32,11"O), riacho Monjolinho (M1: cabeceira - 23°15'56,35"S, 49°54'57,53"O; M2: meio - 23°16'28,10"S, 49°55'46,46"O; M3: foz - 23°16'25,46"S, 49°56'42,01"O) e riacho Ubá (U1: cabeceira - 23°14'15,00"S, 50°2'13,00"O; U2: meio - 23°13'43,82"S, 50° 2'15,25"O; U3: foz -

23°12'59,76"S, 50°2'8,85"O), no período de outubro de 2012 a julho de 2013, totalizando quatro fases de campo (Figuras 1 e 2). As amostragens em cada ponto ocorreram em uma extensão de 50 metros, previamente bloqueando a montante e a jusante com redes de arrasto com malhas de três milímetros.



Figura 1. Unidades amostrais de peixes e variáveis limnológicas nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná (A1, M1, U1: cabeceira; A2, M2, U2: meio; A3, M3, U3: foz).

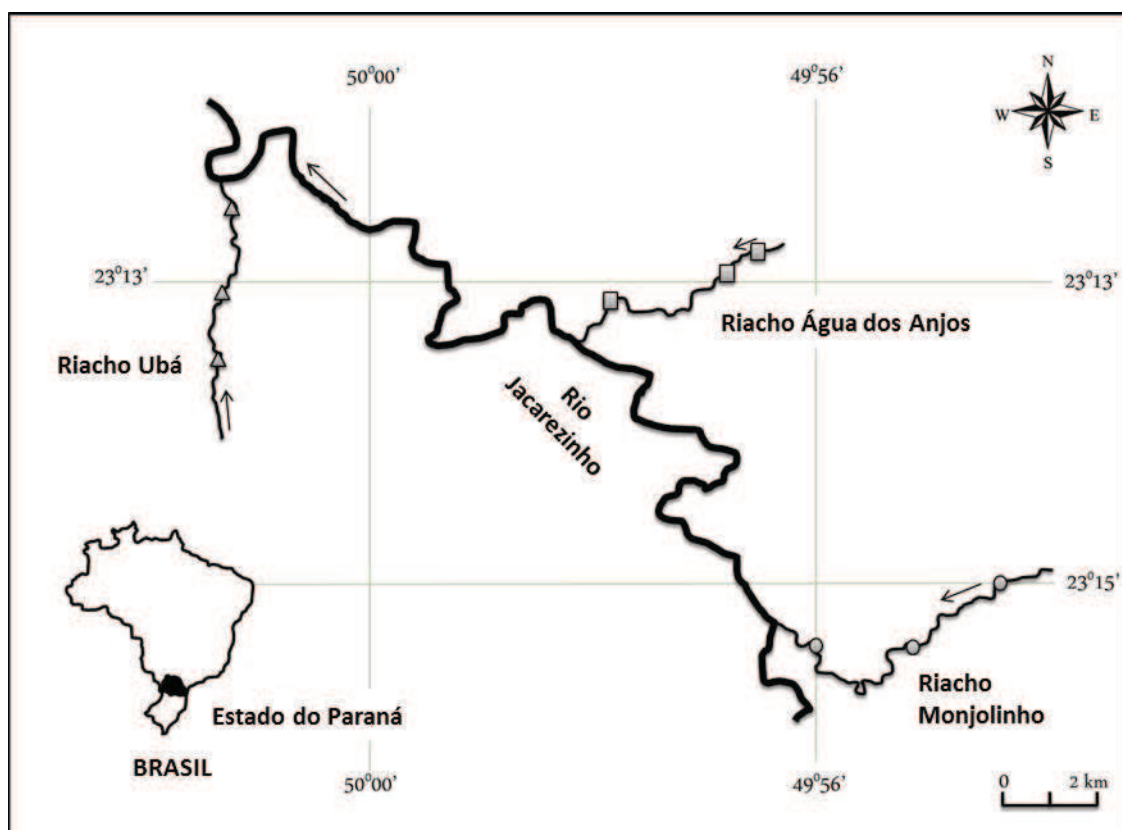


Figura 2. Unidades amostrais em riachos tributários do rio Jacarezinho, bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná: riachos Ubá, Água dos Anjos e Monjolinho. As setas indicam a direção do fluxo da água.

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

As características físicas e hidrológicas aferidas em cada unidade amostral foram: largura e profundidade máximas do canal, com auxílio de uma trena de 10 metros, velocidade da água, pelo método flutuador, vazão (PALHARES *et al.*, 2007) e temperatura (Tecnopon[®] MPA-210P). Para os parâmetros químicos foram analisados: condutividade (Instrutherm[®] CD-860), oxigênio dissolvido (Politerm[®] POL-60) e pH (Tecnopon[®] MPA-210P).

Com relação ao clima, os dados de precipitação acumulada e temperatura média durante o período de coleta foram obtidos através do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP) do Instituto Nacional de Meteorologia, pela Estação 83766, do município de Londrina, estado do Paraná

(INMET, 2013) e por meio de solicitação de dados meteorológicos ao Instituto Tecnológico SIMEPAR/PR, Estação 23005002, município de Cambará, estado do Paraná.

AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA

Os peixes foram coletados em conformidade com licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/IBAMA - número: 30357-3; código de autenticação: 76974589), utilizando pesca elétrica com corrente alternada de 127 volts e 6 ampères. Foram realizadas três passadas sucessivas dos puçás em cada unidade amostral, no sentido jusante-montante.

Os indivíduos capturados foram anestesiados e sacrificados por imersão em eugenol, fixados em solução de formol 10% e, posteriormente, preservados em álcool 70%. As identificações das espécies foram realizadas de acordo com Reis *et al.* (2003), Oyakawa *et al.* (2006) e Graça e Pavanelli (2007). Em seguida, foram realizadas a quantificação e a análise biométrica, sendo mensurados: biomassa total (em gramas), com auxílio de balança analítica, e comprimento total (em milímetros), com auxílio de paquímetro digital (Jomarca[®]) com duas casas após a vírgula para indivíduos menores de 150 mm e de ictiômetro para maiores que este tamanho. Um lote de cada espécie coletada foi depositado na coleção de peixes do Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura, da Universidade Estadual de Maringá (NUPELIA/UEM).

ANÁLISE DOS DADOS

A estrutura da ictiofauna dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá foi

analisada em relação aos padrões de diversidades α (alfa), considerando cada riacho, β (beta), comparando os riachos entre eles, e γ (gama), englobando todas as unidades amostrais de forma unificada (WHITTAKER, 1972).

Para a diversidade α foram realizadas curvas de acumulação, rarefação e de estimadores de riqueza ACE (Abundance Coverage-based Estimator) e ICE (Incidence Coverage-based Estimator; CHAZDON *et al.*, 1998) com o software EstimateS 9 (COLWELL, 2013). A equação do ACE corresponde a: $ACE = S_{abund} + (S_{raras}/C_{ace}) + (F_1/C_{ace}) \cdot \gamma_{ace}^2$, onde S_{abund} = número de espécies abundantes, S_{raras} = número de espécies raras, C_{ace} = estimador da cobertura da abundância da amostra, F_1 = frequência de singletons e γ_{ace}^2 = coeficiente estimado de variação de F_1 para espécies raras; enquanto para o ICE: $ICE = S_{freq.} + S_{raras}/C_{ice} + Q_i/C_{ice} \cdot \gamma_{ice}^2$, no qual $S_{freq.}$ = número de espécies frequentes, S_{raras} = número de espécies raras, C_{ice} = estimador da cobertura da incidência da amostra, Q_i = riqueza de espécies que ocorre em i amostras, e γ_{ice}^2 = coeficiente estimado da variação do Q_i para espécies raras. Além disso, foram aplicados índices de equitabilidade de Pielou, dominância de Simpson e diversidade de Shannon-Wiener. Adicionalmente, foram realizadas análises de agrupamento (Cluster) entre as composições (Jaccard) e abundância (Bray-Curtis) das espécies, bem como entre as variáveis físicas e químicas (distância euclidiana) dos diferentes riachos estudados, através do programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

Os índices β_1 e β_2 de diversidade β , propostos por Harrison *et al.* (1992), foram utilizados para avaliar as variações espaciais na composição específica das assembleias. As fórmulas de diversidade β de Harrison *et al.* (1992), aplicadas entre os pares dos riachos, são as seguintes: $\beta_1 = [(SR / \alpha_{méd}) - 1] / [N - 1] * 100$ e $\beta_2 = [(SR / \alpha_{máx}) - 1] / [N - 1] * 100$, nas quais, SR = número total de espécies nas duas estações combinadas, $\alpha_{méd}$ = riqueza média nas duas estações, $\alpha_{máx}$ = riqueza máxima entre as estações e N = número de estações. Os menores valores (próximos

de 0) demonstram riachos mais similares, e os maiores (próximos de 100) as mais dissimilares.

Considerando a diversidade γ , foram verificadas a riqueza específica, abundância relativa, frequência relativa e constância de captura (DAJOZ, 1978), unificando todos os pontos amostrados. A relação entre a abundância e biomassa dos peixes foi analisada através das curvas ABC, as quais são representações gráficas da distribuição ordenada da dominância em abundância e biomassa das espécies. De acordo com Clarke e Warwick (2001), quando a linha de biomassa estiver acima da de abundância indica um ecossistema mais equilibrado, composto por espécies com maiores biomassas e menos dominantes, enquanto aqueles ambientes que apresentarem a linha de biomassa abaixo da de abundância, representará um ambiente mais degradado e desequilibrado, formado por espécies de menores tamanhos, menores biomassas e elevada dominância (WARWICK, 1986; CLARKE & WARWICK, 2001). O comprimento total (L_t) médio dos peixes nos três riachos foi comparado aplicando uma ANOVA *One Way*. Estas análises foram realizadas no programa Statística 7.1 (STATSOFT, 2005).

Também foram utilizadas análises de correlação (índice de Spearman) para relacionar os atributos ecológicos da assembleia com os parâmetros físicos e químicos, e de variância (ANOVA fatorial e One-Way com Teste de Turkey *a posteriori*) para auxiliar na detecção da causa de possíveis diferenças entre as assembleias de peixes e os parâmetros ambientais dos riachos e dos períodos de coleta, por meio do software Statística 7.1 (STATSOFT, 2005). Por fim, foi realizada a Análise de Correspondência Canônica (CCA) com o intuito de relacionar as variáveis abióticas à estrutura das assembleias de peixes, através do pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2013), do programa R (R CORE TEAM, 2013).

Os padrões de organização da assembleia de peixes nos riachos estudados

foram analisados com a aplicação de um modelo nulo de coocorrência com o intuito de avaliar se a estrutura das assembleias é significativamente diferente daquela encontrada ao acaso (GOTELLI & GRAVES, 1996). O modelo nulo aplicado foi o C-Score (STONE & ROBERTS, 1990), o qual mede a segregação das espécies (i.e., detecta pares de espécies que não coocorrem frequentemente), mas não requer distribuição *checkerboard* perfeita (*sensu* DIAMOND, 1975). Uma unidade de *checkerboard* (UC) é calculada para cada par de espécies pela expressão: $UC = (r_i - S).(r_j - S)$, na qual, S é o número de locais que contêm ambas as espécies, e r_i e r_j são os totais das linhas para as espécies i e j. O C-Score é então obtido calculando uma média entre todos os possíveis pares de espécies, a partir da seguinte fórmula: $C\text{-Score} = \frac{\sum UC}{R*(R-1)/2}$, na qual, R é o número total de espécies na matriz. Se as assembleias estão estruturadas por interações bióticas ou segregação espaço-temporal das espécies decorrente de fatores físicos, então o C-Score deverá ser maior que o esperado ao acaso. Por outro lado, caso o C-Score for menor do que a média dos valores aleatórios, as assembleias podem estar estruturadas devido à agregação de pares de espécies (i.e., por facilitação ou afinidades com o ambiente físico). O C-Score foi testado no software ECOSIM (ENTSMINGER, 2012).

RESULTADOS

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Com relação às variáveis físicas e químicas, foi possível verificar que os valores de condutividade e pH foram os únicos a se diferenciarem significativamente entre os riachos (ANOVA de log de x + 1; Figura 3). Os valores de condutividade do riacho Ubá foram significativamente menores com relação aos outros dois ($p < 0,01$), e

o pH do riacho Monjolinho foi relativamente maior ($p < 0,01$).

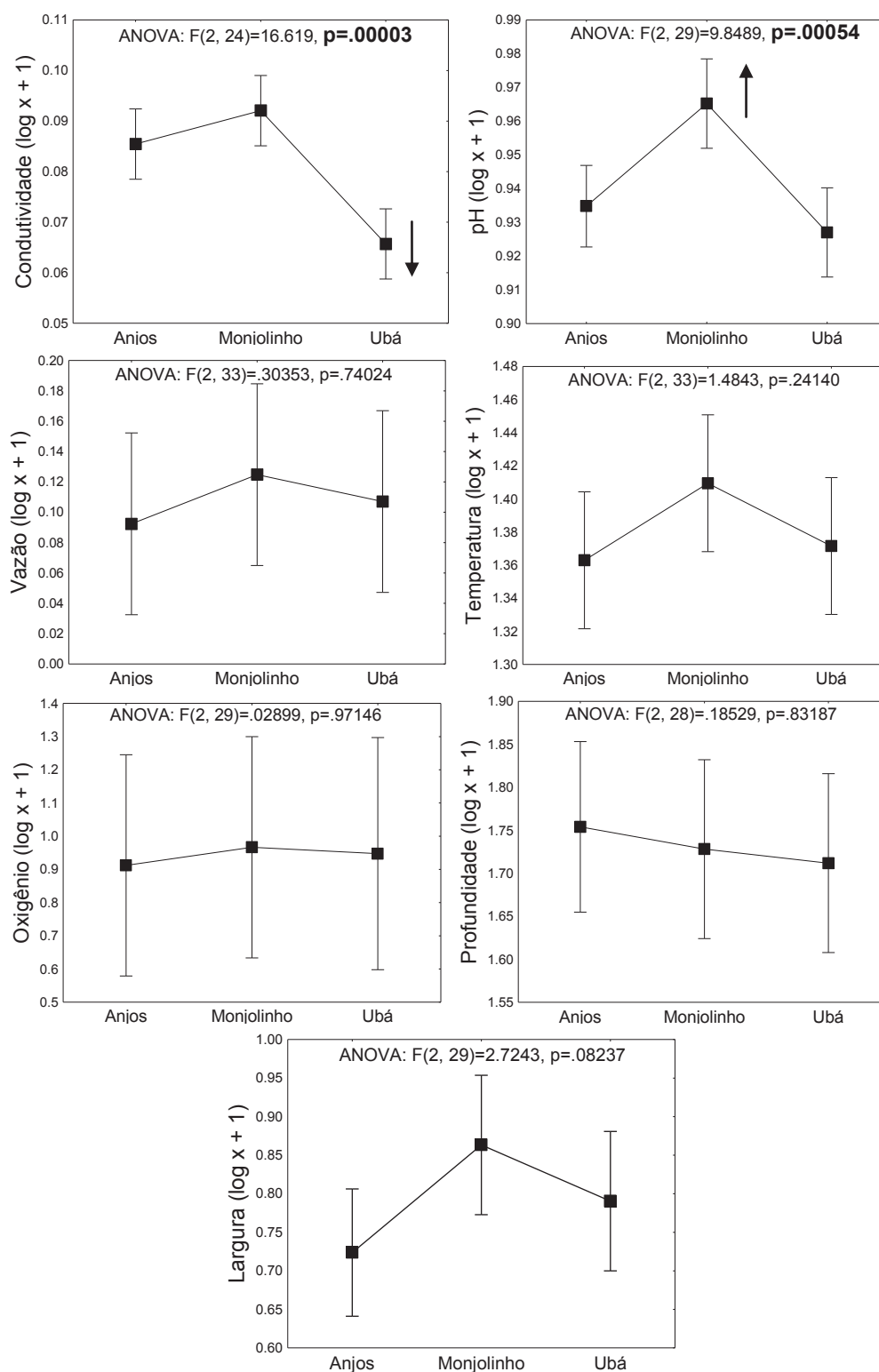


Figura 3. Diferenças entre as variáveis físicas e químicas [$\log(x + 1)$; eixo y] dos riachos Água dos Anjos (Anjos), Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, verificadas através da Análise de Variância (ANOVA One-Way).

Referente ao clima, os dados de pluviosidade e temperatura média indicaram uma maior quantidade acumulada de chuva (em mm) nos meses de fevereiro (224,2

mm) e abril (235,6 mm) de 2013, e uma diminuição de temperatura média a partir do mês de abril de 2013 (Figura 4).

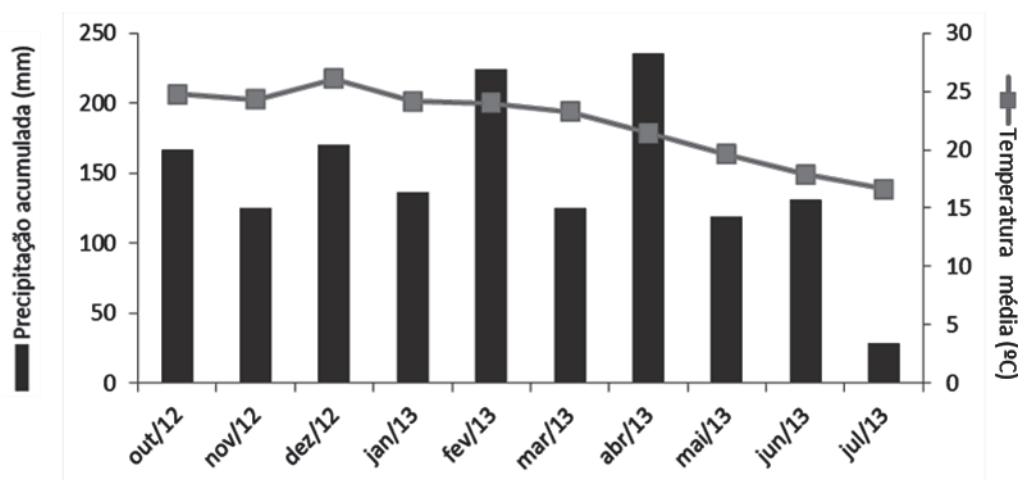


Figura 4. Precipitação acumulada (mm) e Temperatura média (°C) entre o período de outubro de 2012 e julho de 2013 na região de Jacarezinho, estado do Paraná (Dados: Simepar, Estação 23005002, município de Cambará, estado do Paraná; e Instituto Nacional de Meteorologia).

No entanto, considerando a precipitação acumulada nos últimos 15 dias antes de cada expedição a campo, foram encontrados maiores quantidades de chuva antes da 2ª e 4ª coletas (Figura 5).

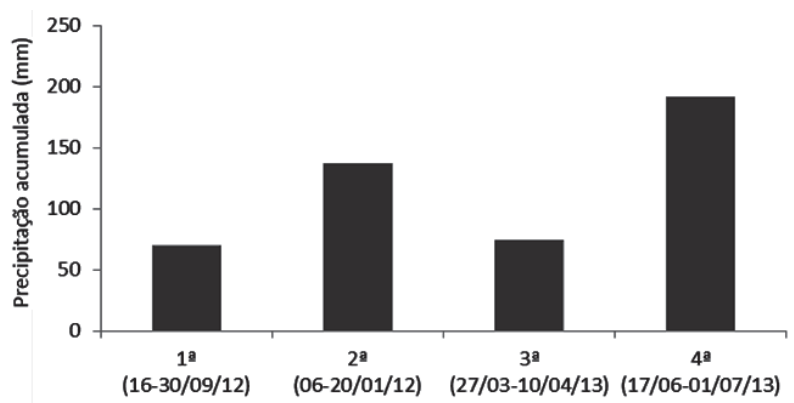


Figura 5. Precipitação acumulada na região do município de Jacarezinho, estado do Paraná, no período de quinze dias antes de cada coleta de peixes (1ª, 2ª, 3ª e 4ª) nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA

Com relação à ictiofauna, foram capturados 7.102 indivíduos, distribuídos em seis ordens, 12 famílias e 33 espécies (Tabela 1). A maior riqueza foi encontrada no riacho Água dos Anjos, com 26 espécies, seguido do riacho Monjolinho, com 25, e riacho Ubá, com 15.

Tabela 1. Posição taxonômica, abundância, constância (co - constantes, ace - acessórias e aci - acidentais) e biomassa média das espécies de peixes dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

ORDEM / Família / Espécie	Água dos Anjos	Monjolinho	Ubá	Constância de Captura	Biomassa média (g)
CHARACIFORMES					
Parodontidae					
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Amaral Campos, 1944	11	103	0	ace	5,42
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907)	26	305	0	ace	3,88
Crenuchidae					
<i>Characidium zebra</i> Eigenmann, 1909	119	147	0	co	2,6
Characidae					
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	58	14	0	ace	4,73
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	706	632	37	co	3,45
<i>Astyanax paranae</i> Eigenmann, 1914	7	126	99	ace	4,93
<i>Astyanax</i> sp.	9	22	19	ace	2,65
<i>Bryconamericus iheringii</i> (Boulenger, 1887)	1415	1200	190	co	1,47
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907	31	55	0	ace	1,43
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	26	6	0	ace	8,89
<i>Serrapinnus notomelas</i> (Eigenmann, 1915)	30	0	1	aci	0,6
Erythrinidae					
<i>Hoplias</i> sp. 1	13	1	0	aci	25,28
SILURIFORMES					
Trichomycteridae					
<i>Trichomycterus diabolus</i> Bockmann, Casatti & de Pinna, 2004	0	2	53	ace	0,92
Callichthyidae					
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	16	0	0	aci	3,41
Loricariidae					
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	121	131	75	co	2
<i>Hypostomus hermanni</i> (Ihering, 1905)	1	29	1	ace	2,83
<i>Hypostomus nigromaculatus</i> (Schubart, 1964)	0	5	0	aci	5,44
<i>Hypostomus paulinus</i> (Ihering, 1905)	0	43	0	aci	3,09
<i>Hypostomus strigaticeps</i> (Regan, 1908)	0	70	0	aci	14,11
<i>Hypostomus</i> sp.	0	1	0	aci	2,8
<i>Otothyropsis biamnicus</i> Calegari, Lehmann & Reis, 2013	0	1	7	aci	2,48
Heptapteridae					
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989	2	1	0	aci	8,87
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	34	2	65	co	2,4
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	22	72	26	co	13,26
GYMNOTIFORMES					

Gymnotidae						
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1842)	24	0	0	aci	13,32	
CYPRINODONTIFORMES						
Poeciliidae						
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	89	61	0	aci	0,27	
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859	98	0	21	ace	0,19	
SYNBRANCHIFORMES						
Synbranchidae						
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	17	0	3	ace	9,31	
PERCIFORMES						
Cichlidae						
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	1	0	0	aci	8,9	
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	59	3	0	ace	7,94	
<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974	2	0	0	aci	6,2	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	526	5	3	ace	6,61	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	aci	2	
Abundância Total:	3463	3037	602			

Entre as 33 espécies capturadas, nove foram compartilhadas entre os três riachos e nove ocorreram em apenas um deles. A ordem mais abundante foi Characiformes, com abundância relativa de 76,15%, seguida de Siluriformes, com 10,98% e Perciformes, com 8,46%. Com relação à riqueza, Characiformes e Siluriformes obtiveram a mesma representatividade, cada uma com 36,36% das 33 espécies coletadas, seguidas de Perciformes, com 15,15%, e Cyprinodontiformes, Gymnotiformes e Synbranchiformes, que somaram juntas 12,13%. As famílias mais abundantes foram Characidae (65,94%), Cichlidae (8,46%) e Loricariidae (6,83%); e as espécies foram *Bryconamericus iheringii* (39,5%), *Astyanax bockmanni* (19,36%) e *Geophagus brasiliensis* (7,52%).

A análise de constância espacial indicou que quatro espécies estiveram presentes nos nove pontos amostrais (*Astyanax bockmanni*, *B. iheringii*, *Hypostomus ancistroides* e *Rhamdia quelen*) e três em apenas um deles (*Hypostomus nigromaculatus*, *Hypostomus* sp. e *Oreochromis niloticus*). No geral, 42,42% das espécies foram constantes (co), 39,39% acessórias (ace) e 18,18% acidentais (aci). Considerando cada riacho separadamente, obtivemos os seguintes parâmetros: Água

dos Anjos: co - 38,46%, ace - 42,31% e aci - 19,23%; Monjolinho: co - 28%, ace - 28% e aci - 44%; e Ubá: co - 46,67%, ace - 13,33% e aci - 40%. Estes descritores apontam maior quantidade de espécies constantes no riacho Ubá, de acessórias no Água dos Anjos e de acidentais no Monjolinho (Figura 6).

Por meio das curvas de acumulação, rarefação e de extrapolação de espécies (estimadores ACE e ICE), foi verificado que duas espécies adicionais poderiam ser registradas para o riacho Água dos Anjos (ACE: 28,11; ICE: 27,96), três ou quatro para o riacho Monjolinho (ACE: 28,33; ICE: 28,83), e de uma a quatro para o riacho Ubá (ACE: 16,71; ICE: 18,98), observando que a assíntota da curva de acumulação de espécies não foi alcançada em nenhum dos riachos (Figura 7).

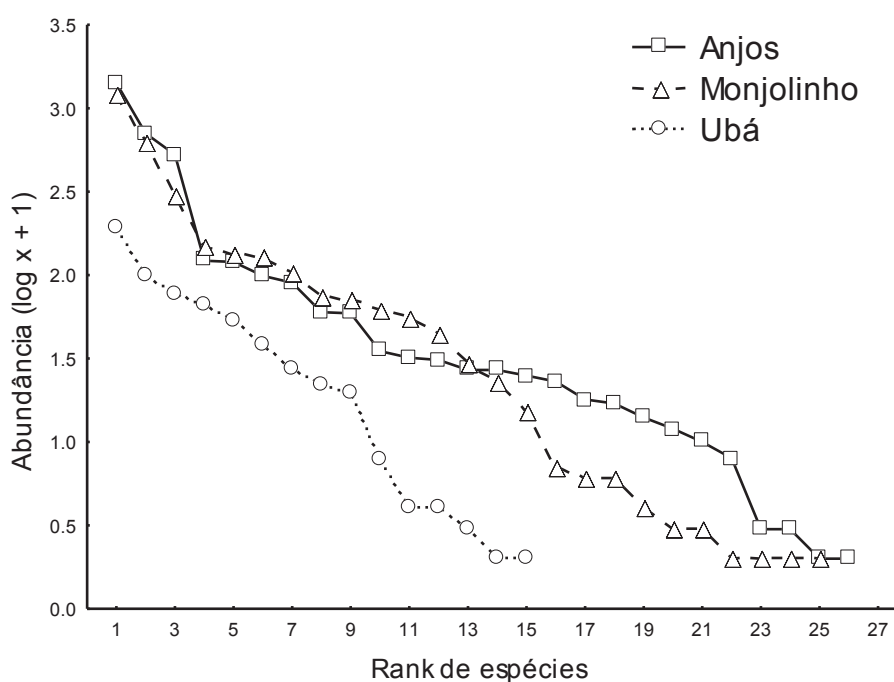


Figura 6. Valores de abundância [$\log (x + 1)$] em função da riqueza (Rank de espécies) para os riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

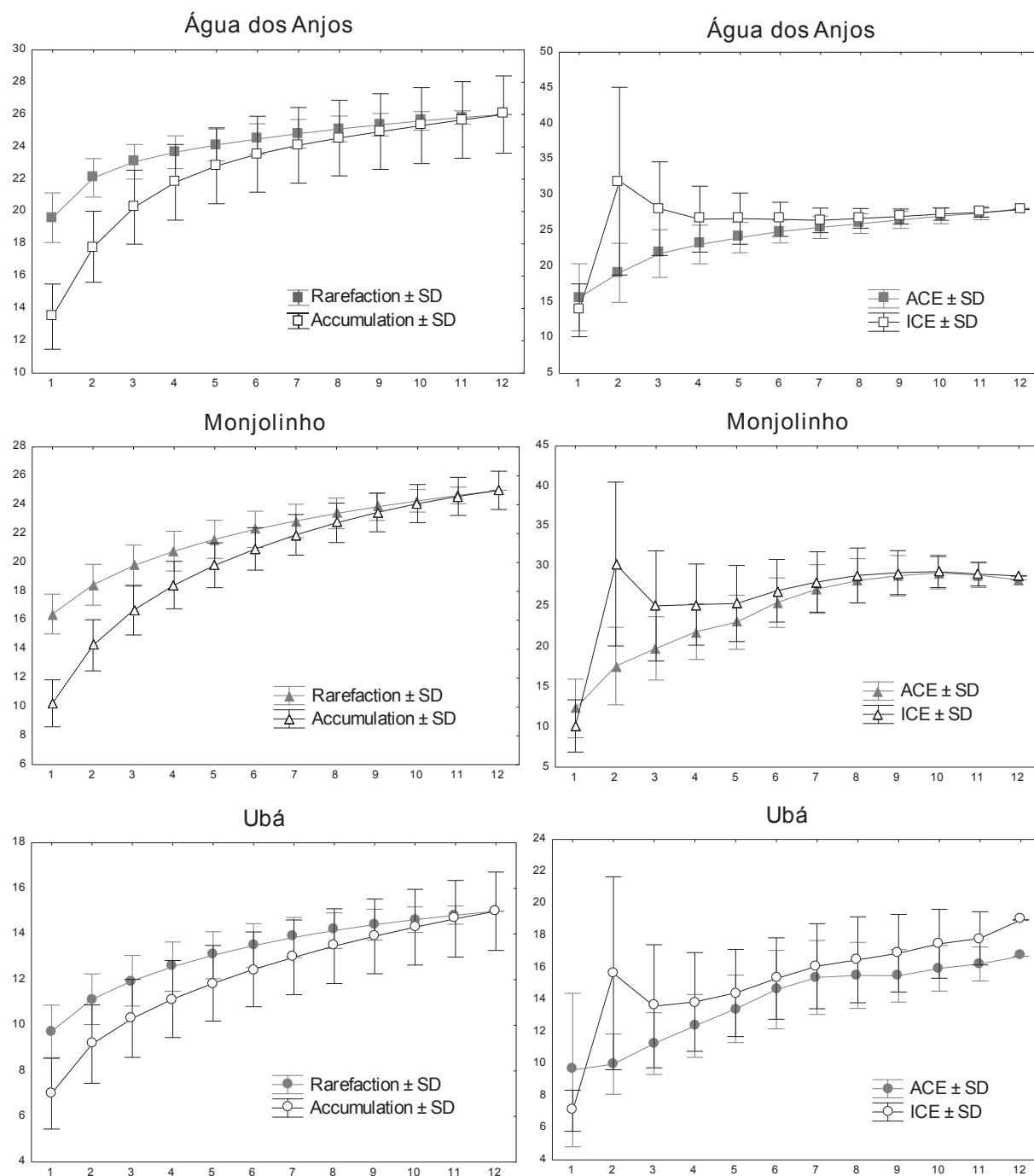


Figura 7. Padrões de riqueza de espécies dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, baseadas nas curvas de acumulação, rarefação e de extrapolação de espécies (estimadores ACE e ICE).

As curvas de relação abundância-biomassa (ABC) e os comprimentos totais (L_t) entre os três riachos indicaram a presença de indivíduos maiores, com maiores biomassas e menores abundância e dominância no riacho Ubá, e com tamanhos menores, menores biomassas e mais numerosos nos riachos Água dos Anjos e Monjolinho (Figura 8 e 9).

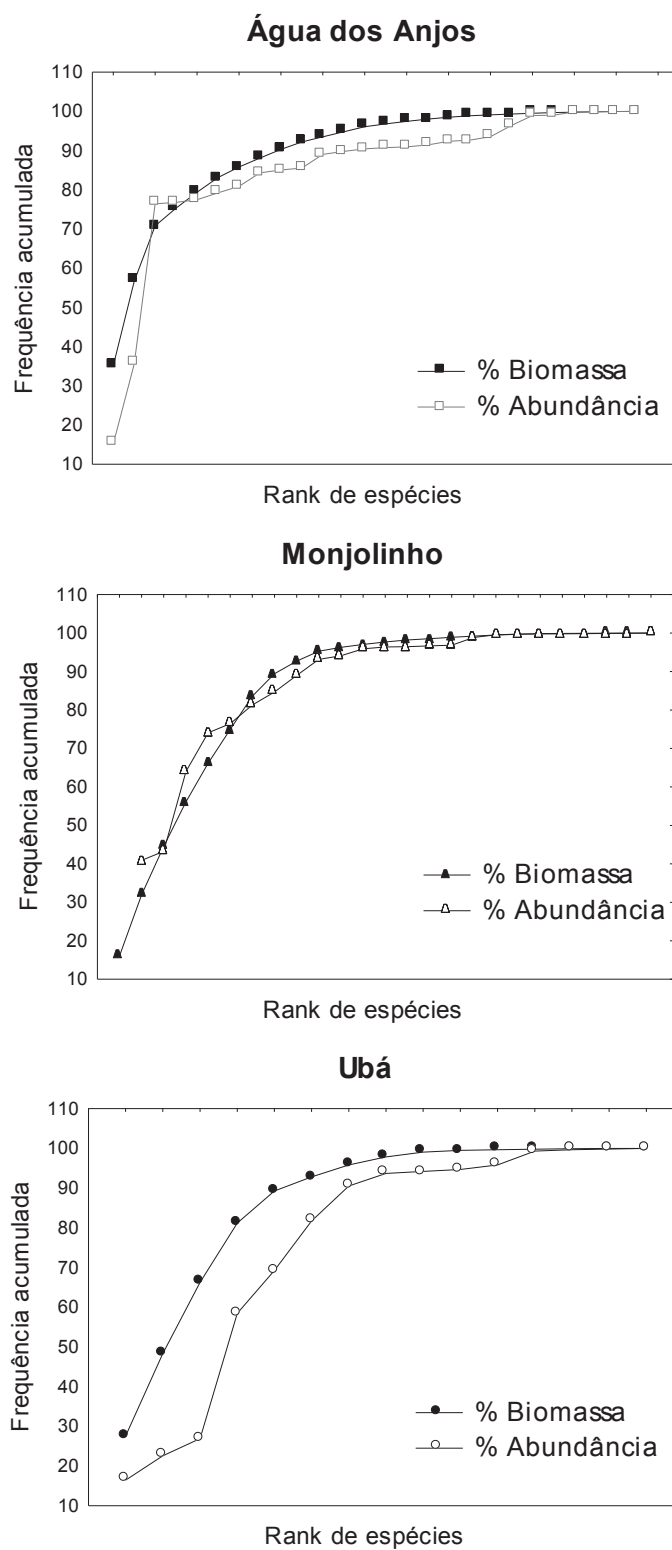


Figura 8. Frequência acumulada da biomassa total e da abundância das espécies de peixes coletadas nos riachos Água dos Anjos, Monjolino e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

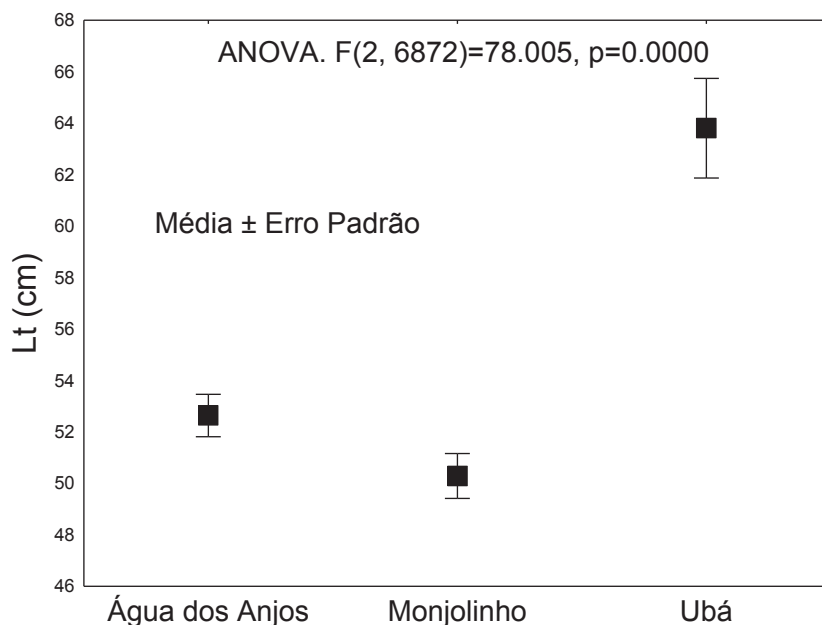


Figura 9. Média \pm Erro Padrão do comprimento total (L_t) das espécies de peixes coletadas nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

O riacho Ubá, apesar de possuir menor riqueza, apresentou os maiores valores nos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H' : 2,053) e equitabilidade de Pielou (J' : 0,758). Por sua vez, o riacho Água dos Anjos foi apontado como o menos diverso (H' : 1,942), devido à alta dominância (D : 0,2366) provocada pela elevada abundância de *Bryconamericus iheringii*, *Astyanax bockmanni* e *Geophagus brasiliensis*. O riacho Monjolinho foi intermediário em todos os parâmetros de diversidade (H' : 2,006; J' : 0,6231; D : 0,2188).

Pela Análise de Variância One-Way o riacho Ubá se diferenciou significativamente do riacho Água dos Anjos no que diz respeito à composição e abundância ($F = 4,5644; p < 0,05$) e do restante dos riachos com relação ao parâmetro de equitabilidade ($F = 12,28, p < 0,01$). Também foi possível verificar um distanciamento do riacho Ubá dos demais com base nas análises de agrupamento (Cluster) entre os dados de composição (Jaccard), abundância e diversidade (Bray-Curtis; Figura 10).

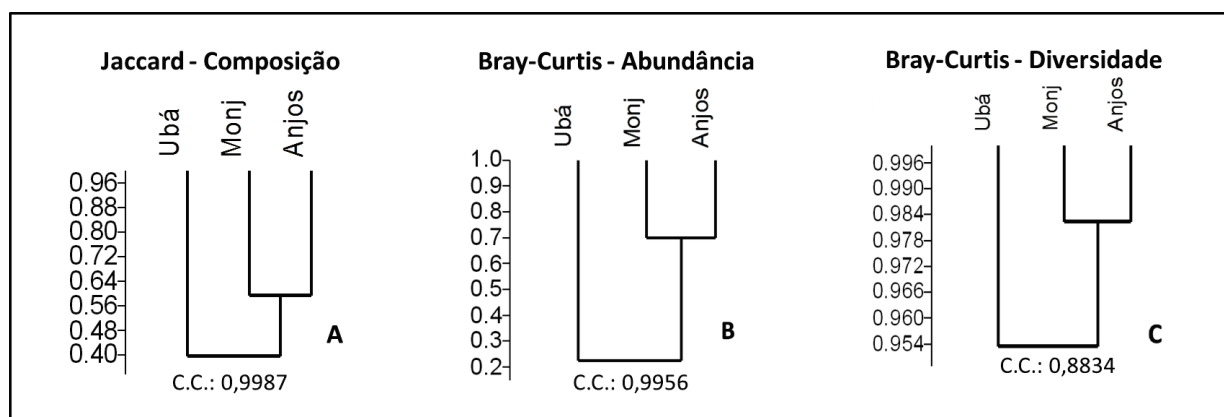


Figura 10. Análise de Agrupamento (Cluster) demonstrando a similaridade entre os riachos Água dos Anjos (Anjos), Monjolinho (Monj) e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, de acordo com suas composições de espécies (A), abundâncias (B) e parâmetros de diversidade – Diversidade de Shannon, Dominância e Equitabilidade (C).

As fórmulas propostas por Harrison *et al.* (1992) relacionadas à diversidade β , apontaram maior similaridade entre as unidades amostrais do riacho Água dos Anjos, e dissimilaridade no riacho Ubá. Com relação aos resultados dos riachos pareados em β_1 , que considera a riqueza média nos dois riachos, a maior similaridade ocorreu entre Água dos Anjos e Monjolinho, e em β_2 , que leva em consideração a riqueza máxima entre eles, a maior similaridade foi verificada entre os riachos Água dos Anjos e Ubá (Tabela 2).

Tabela 2. Valores de diversidade β (HARRISON *et al.*, 1992) da ictiofauna para os riachos e entre os riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

Riachos	β_1	β_2
Água dos Anjos	6,98	1,33
Monjolinho	15,69	6,35
Ubá	16,67	16,67
Água dos Anjos – Monjolinho	25,49	23,07
Água dos Anjos – Ubá	41,46	11,53
Monjolinho – Ubá	45	16

Para a estrutura temporal considerando os três riachos de forma unificada, foi encontrada diferença significativa (ANOVA) entre os valores ($\log x + 1$) de abundância e composição de espécies da segunda e quarta coletas ($Q_{2^a} e 4^a = 4,4473$; $F = 3,3748$, $p < 0,05$), sendo que na segunda coleta foram encontrados os maiores valores de

riqueza total (29) e diversidade ($H' = 2,182$), e na 4ª os menores (riqueza total = 25 espécies; $H' = 1,965$; Figura 11).

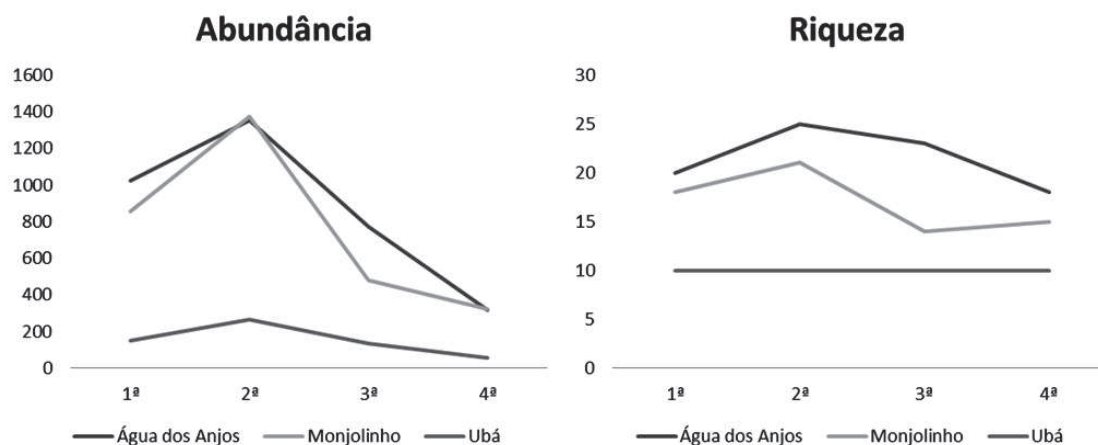


Figura 11. Mudança na abundância e riqueza de espécies de peixes nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, durante o período de amostragem: 1ª, 2ª, 3ª e 4ª coletas, entre outubro de 2012 e julho de 2013.

RELAÇÃO ENTRE A ICTIOFAUNA E AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Utilizando o método de Spearman foi possível verificar correlações positivas entre vazão e diversidade ($r = 0,68$, $p = 0,05$), abundância e riqueza ($r = 0,78$, $p = 0,02$), condutividade e riqueza ($r = 0,78$, $p = 0,02$), e condutividade e abundância ($r = 0,77$, $p = 0,02$), bem como correlação negativa entre abundância e equitabilidade ($r = -0,89$, $p = 0,001$; Figura 12).

O diagrama produzido pela Análise de Correspondência Canônica mostrou a ordenação das unidades amostrais dentro de cada um dos três riachos estudados (ANOVA: $F = 4,88$ e $p = 0,005$). Os dois primeiros eixos da CCA explicaram 65% da variância total, sendo que o primeiro explicou 40,06% e o segundo, 24,94% (Figura 13).

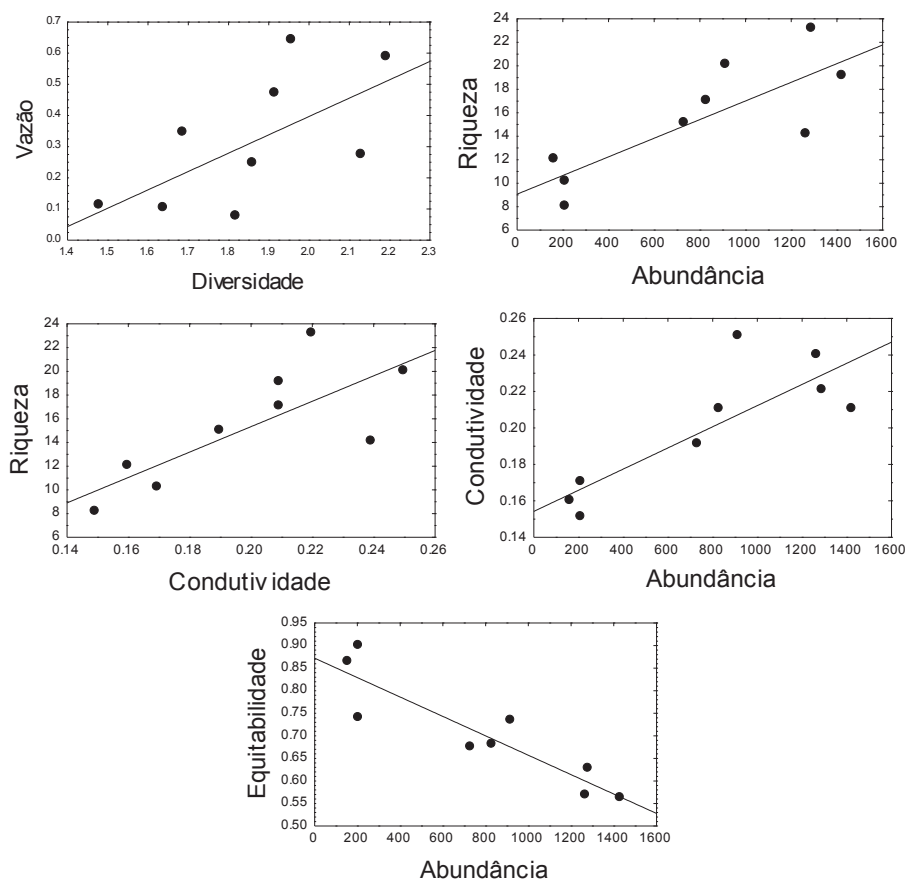


Figura 12. Correlações significativas (Spearman) entre os atributos ecológicos da ictiofauna (Riqueza, Abundância, Equitabilidade - J e Diversidade - H') e as variáveis ambientais dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

O primeiro eixo obteve maior correlação positiva com o oxigênio (0,61) e negativa com a velocidade da água (-0,36). A profundidade foi associada positivamente com o eixo 2 (0,13), e a condutividade negativamente (-0,82). É possível verificar o distanciamento entre pontos do riacho Ubá com relação aos demais riachos, às espécies e às variáveis ambientais. O riacho Monjolinho apresentou maior influência das variáveis abióticas, como temperatura, pH, largura, vazão e condutividade, e *Apareiodon piracicabae* foi a espécie mais relacionada a esses descritores. A velocidade foi relacionada à espécie *Astyanax altiparanae* no ponto A3, enquanto que a profundidade se associou com *Phalloceros harpagos* e *Synbranchus marmoratus* em A1, e o oxigênio com *Astyanax paranae*. Dentre os descritores abióticos inseridos no modelo, os que melhor explicaram a ordenação

gerada foram temperatura e condutividade, e a variável com menor influência foi a profundidade (Figura 13).

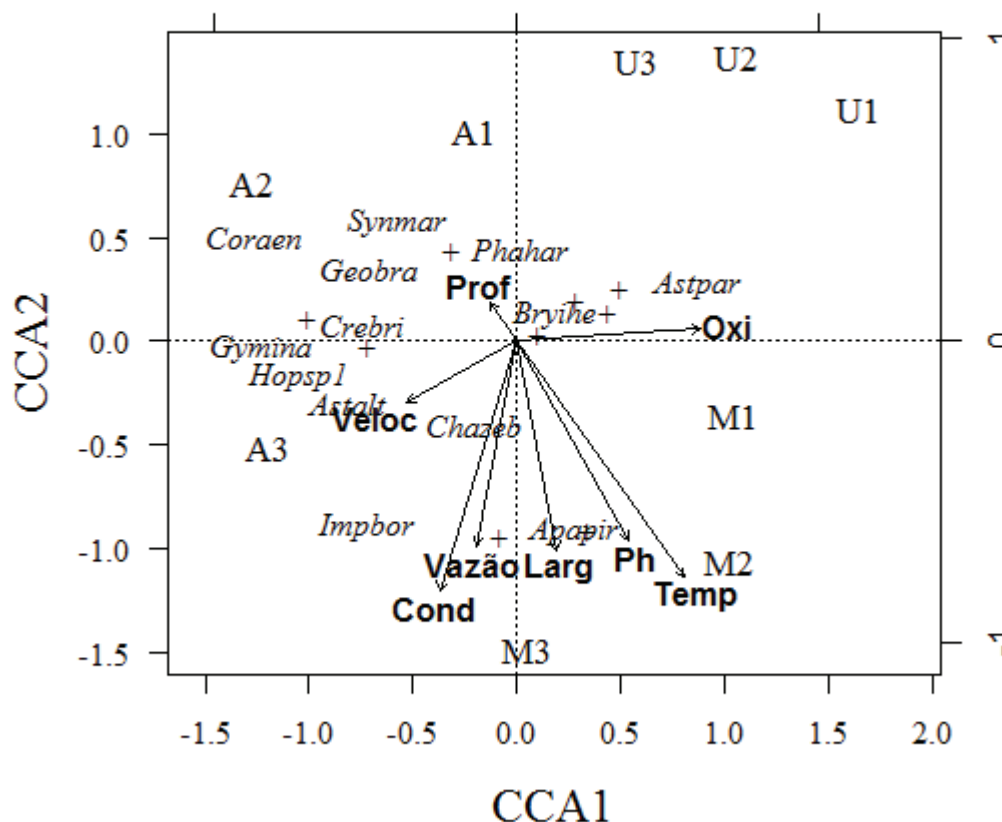


Figura 13. Diagrama de ordenação representando os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica, mostrando os trechos amostrais dos três riachos (Água dos Anjos: A1, A2, A3; Monjolinho: M1, M2, M3; e Ubá U1, U2 e U3), as variáveis físicas e químicas (Prof: profundidade, Veloc: velocidade, Oxi: oxigênio, Cond: condutividade, Larg: largura e Temp: temperatura) e as espécies de peixes (+).

PADRÕES DE COCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES

Com relação aos padrões de coocorrência das espécies de peixes presentes nas assembleias, os valores do índice C-Score foram significativamente maiores do que os esperados ao acaso tanto na escala espacial. Assim, foi verificado um padrão segregado das espécies de peixes entre os pontos, considerando as 36 unidades amostrais (geral) e os nove pontos de coleta (juntando todos os períodos por ponto), e

entre os diferentes períodos, analisando os três riachos dentro dos 4 períodos de coleta e as 4 coletas separadamente.

Essa segregação encontrada espacialmente parece ter sido influenciada principalmente pelo riacho Água dos Anjos, onde foi encontrada maior riqueza, e onde aparentemente existem interações competitivas mais intensas. Para as análises separadas dos riachos Monjolinho e Ubá, o índice C-Score demonstrou uma distribuição aleatória, pois o C-Score observado não foi significativamente distinto do valor médio esperado ao acaso (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da análise do índice C-Score para as assembleias de peixes dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná, durante o período de amostragem (1^a, 2^a, 3^a e 4^a coletas) entre outubro de 2012 e julho de 2013. N: número de unidades amostrais, Obs.: Observado, Esp.: Esperado (média dos valores aleatórios) e SD: desvio padrão dos valores esperados.

C-Score	N	Obs.	Esp.	SD	p	
Espacial						
Geral	36	21,45	19,6	0,04	< 0,001	(Obs. > Esp.)
Riacho	3	46,67	47,59	2,84	0,43 ns	(Obs. < Esp.)
Água dos Anjos	12	14,48	13,17	0,05	< 0,001	(Obs. > Esp.)
A1	4	2,5	2,55	0,1	0,61 ns	(Obs. < Esp.)
A2	4	5,83	6,13	0,13	0,34 ns	(Obs. < Esp.)
A3	4	3,66	3,83	0,15	0,61 ns	(Obs. < Esp.)
Monjolinho	12	11,48	11,54	0,12	0,52 ns	(Obs. < Esp.)
M1	4	10,67	10,91	0,27	0,42 ns	(Obs. < Esp.)
M2	4	6,33	6,2	0,09	0,39 ns	(Obs. > Esp.)
M3	4	8,67	8,03	0,46	0,21 ns	(Obs. > Esp.)
Ubá	12	4,43	4,49	0,03	0,57 ns	(Obs. < Esp.)
U1	4	1,67	1,78	0,03	0,57 ns	(Obs. < Esp.)
U2	4	6	5,96	0,12	0,48 ns	(Obs. > Esp.)
U3	4	2,17	2,05	0,03	0,5 ns	(Obs. > Esp.)
Pontos	9	31,27	29,25	0,21	< 0,001	(Obs. > Esp.)
Temporal						
Coletas	12	31,84	28	0,11	< 0,001	(Obs. > Esp.)
1 ^a coleta	9	24,33	22,87	0,19	0,005	(Obs. > Esp.)
2 ^a coleta	9	26,63	24,02	0,16	< 0,001	(Obs. > Esp.)
3 ^a coleta	9	23,63	22	0,34	0,01	(Obs. > Esp.)
4 ^a coleta	9	15,86	14,49	0,21	0,01	(Obs. > Esp.)

DISCUSSÃO

A riqueza de espécies encontrada no presente trabalho foi semelhante àquela obtida por Costa *et al.* (2013), os quais realizaram coletas em um tributário do rio Laranjinha, que também deságua no rio das Cinzas, assim como o rio Jacarezinho, todos da bacia do Alto rio Paraná. Apenas vinte espécies de peixes (65 %) foram compartilhadas entre o presente trabalho e o de Costa *et al.* (2013), o que amplia o número de espécies de peixes para os riachos da bacia do rio das Cinzas. Trabalhos com enfoque principal na ictiofauna da bacia do rio das Cinzas são escassos, como o de Vianna e Nogueira (2008), que avaliou a distribuição do ictioplâncton, considerando esse rio como um local alternativo para a reprodução de peixes da bacia do rio Paranapanema.

As maiores riqueza e abundância de espécies das ordens Characiformes e Siluriformes encontradas refletem um padrão comum para os riachos do Alto rio Paraná (ABES & AGOSTINHO, 2001; CASATTI *et al.*, 2001; CASTRO *et al.*, 2003) e para a região Neotropical (LOWE-MCCONNELL, 1999), assim como a alta representatividade das famílias Characidae e Loricariidae (LANGGANI *et al.*, 2005; ARAÚJO *et al.*, 2011). No entanto, a alta abundância da família Ciclidae não é comum para os riachos desse trecho da bacia, sendo que no presente trabalho ela foi a segunda maior família mais abundante, o que foi influenciado principalmente pela elevada abundância de *Geophagus brasiliensis* no riacho Água dos Anjos. A perspectiva de maior riqueza potencial para os três riachos verificada pelos estimadores ACE e ICE é comum de acordo com Colwell *et al.* (2012), pois é difícil capturar todas as espécies do ambiente, sendo que muitas podem ser raras, e por isso de difícil registro, sendo necessário, muitas vezes, um esforço amostral maior.

De acordo com Langeani *et al.* (2007), as espécies *Bryconamericus exodon*,

Gymnotus inaequilabiatus, *Poecillia reticulata* e *Oreochromis niloticus*, capturadas no presente trabalho, não são nativas da bacia do Alto rio Paraná, sendo que a primeira espécie surgiu nesta bacia após a construção do reservatório de Itaipu, a segunda possui uma origem desconhecida, a terceira foi introduzida para controlar mosquitos da malária, e a quarta para fins de produção em sistemas de piscicultura. A última espécie exótica citada anteriormente, *Oreochromis niloticus*, foi capturada somente na região intermediária do riacho Ubá (U2), o que pode ter sido provocado por escape de tanques de piscicultura durante o período chuvoso, pois existem três tanques há menos de 150 metros deste ponto do riacho. A presença de *Oreochromis niloticus* neste ecossistema é preocupante, pois ela possui alto sucesso reprodutivo em vários sistemas neotropicais (ORSI & AGOSTINHO, 1999). Sua rápida taxa de crescimento reprodutivo e capacidade de adaptação a uma ampla gama de condições ambientais caracterizam *O. niloticus* como uma espécie r-estrategista e extremamente oportunista (BEVERIDGE & BAIRD, 2000).

As menores abundância e riqueza de espécies foram observadas na coleta realizada no inverno (julho/2013) pode ter sido influenciada pela alta precipitação do final do mês de junho, na medida em que pode ter afetado a amostragem da ictiofauna. De acordo com Zalewski e Cowx (1990), a eficiência da pesca elétrica pode ser menor durante o período chuvoso, devido ao aumento do fluxo, que diminui a condutividade e afeta o campo elétrico, facilitando a fuga dos peixes. Por outro lado, os meses do período do inverno tendem a apresentar menores abundância e diversidade, na medida em que os peixes reduzem seu metabolismo em relação ao período mais quente e chuvoso do verão (OLIVEIRA *et al.*, 2004).

As diferenças físicas, químicas e hidrológicas entre os riachos revelaram-se influentes sobre os parâmetros ecológicos e as diversidades de suas assembleias, como verificado pelas correlações entre os fatores abióticos e bióticos. Como a

condutividade mede a concentração de íons na água, altos valores para este parâmetro podem indicar maiores concentrações de nutrientes disponíveis nos riachos, aumentando a produtividade e permitindo maior aporte de energia e recursos para sustentar cadeias tróficas mais longas e ecossistemas mais estáveis (RICKLEFS, 2010). No entanto, uma alta condutividade também pode indicar má qualidade ambiental, caracterizando-se como resultado do despejo de resíduos orgânicos na água, o que conduz à uma diminuição no oxigênio e consequente homogeneização das comunidades aquáticas (FELIPE & SÚAREZ, 2010). O fato do riacho Ubá, caracterizado pela maior diversidade e equitabilidade, apresentar menor condutividade, enquanto o riacho Água dos Anjos, com maior dominância e menor equitabilidade, revelou maiores valores de condutividade, reforça a última proposição.

A positiva correlação encontrada também entre vazão e diversidade corrobora a ideia de que as variáveis hidrológicas são importantes fatores relacionados à diversidade de peixes de riacho, pois o aumento da vazão favorece a possibilidade de formação de novos habitats e microhabitats, além de sítios de reprodução (KAUFMANN & PINHEIRO, 2009). Sendo assim, alterações estruturais em corpos d'água, que provoquem o assoreamento, por exemplo, podem afetar negativamente a manutenção da biodiversidade, desequilibrando o funcionamento do ecossistema (HAUER & LAMBERTI, 1996).

Justamente por ser mais equitativo, o Ubá ficou sem espécies representativas próximas na CCA, porém, a maior quantidade de espécies constantes nesse riacho, bem como de espécies com menores abundâncias e maiores comprimento e biomassa, indicam um maior equilíbrio e estabilidade em seus ecossistemas (WARWICK, 1986), o que foi corroborado pela sua curva ABC.

O padrão geral de estruturação das assembleias de peixes dos três riachos revelou-se significativamente diferente daquele observado ao acaso. Esse padrão

geral foi influenciado pela organização espacial no riacho Água dos Anjos e, fortemente, pelos meses de coleta. Os resultados indicam que esse riacho revela-se significativamente estruturado por variações nos parâmetros físicos e químicos dos habitats, bem como por interações bióticas que promovem a segregação espaço-temporal das espécies, com forte influência da sazonalidade. Bath e Magurran (2007) e Morales *et al.* (2009) salientam que na tentativa de avaliar quais os mecanismos responsáveis pela estruturação espaço-temporal das assembleias, seria importante refinar a escala de observação, bem como especificar com mais detalhes as características dos meso e micro-habitats e as respectivas estratégias de exploração adotadas pelas espécies.

Por outro lado, os padrões aleatórios de distribuição percebidos para os riachos Monjolinho e Ubá podem ter sido gerados pela ação de vários fatores antagônicos agindo simultaneamente, como por exemplo, requerimentos do habitat e interações bióticas, como competição e/ou predação (STONE & ROBERTS, 1990; OLIVEIRA *et al.* 2005). Morales *et al.* (2009) encontraram resultados similares no ribeirão Diamante, também afluente do rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, com ausência de organização espacial da assembleia de peixes ao longo de seu gradiente longitudinal. Esses autores argumentaram que esse resultado, provavelmente, está atrelado aos inúmeros impactos sofridos pelo ribeirão, dentre eles a construção do reservatório de Rosana (270 km a jusante da foz do rio das Cinzas, no rio Paranapanema), o qual alterou significativamente a estrutura física e química do seu trecho de foz. Dessa forma, o presente estudo demonstra indicativos de que as interações entre o ambiente e as populações de organismos de riachos afetam de forma significativa a distribuição e abundância das espécies, influenciando diretamente a formação ou não de padrões de estrutura espaço-temporal das assembleias.

REFERÊNCIAS

- ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. (2001). Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Agua Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, 445: 217-227.
- AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C., VERÍSSIMO, S. & OKADA, E.K. (2004). Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 14(1): 11-19.
- AQUINO, P.P.U., SCHNEIDER, M., MARTINS-SILVA, M.J., PADOVESI-FONSECA, C., ARAKAWA, H.B. & CAVALCANTI, D.R. (2009). The fishfauna of Parque Nacional de Brasília, upper Paraná River basin, Federal District, Central Brazil. **Biota Neotropica**, 9(1): 217-230.
- ARAÚJO, M.I., DELARIVA, R.L., BONATO, K.O. & DA SILVA, J.C. (2011). Fishes in first order stream in Ivaí River drainage basin, Paraná State, Brazil. **Check List**, 7(6): 774-777.
- ARAÚJO, N.B. & TEJERINA-GARRO, F.L. (2007). Composição e diversidade da Ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24(4): 981-990.
- BATH, A. & MAGURRAN, A.E. (2007). Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. **Journal of Fish Biology**, 70: 623-629.
- BEVERIDGE, M.C.M. & BAIRD, D.J. (2000). Diet, feeding and digestive physiology. *In*: BEVERIDGE, M.C.M. & MCANDREW, B.J. (Eds.) **Tilapias: Biology and exploitation**. Kluwer Academic Publishers, p. 59-87.
- CARAMASCHI, E.P., MAZZONI, R., BIZERRIL, C.R.S.F. & PERES-NETO, P.R. (Eds.). (1999). *Ecologia de Peixes de Riachos*. **Oecologia Brasiliensis**, vol. VI, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, UFRJ, Rio de Janeiro, 260p.
- CASATTI, L., LANGEANI, F. & CASTRO, R.M.C. (2001). Peixes de riacho do parque estadual morro do diabo, Bacia do alto rio Paraná, SP. **Biota Neotropica**, 1(1): 1-15.
- CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.P., MELO, A.L.A., STOPIGLIA, R., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z. & LIMA, F.C.T. (2003). Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 3(1): 1-14.
- CETRA, M. & PETRERE JÚNIOR, M. (2006). Fish assemblage structure of the Corumbataí River Basin, São Paulo State, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. **Brazilian Journal of Biology**, 66(2): 431-439.
- CHAZDON, R.L., COLWELL, R.K., DENSLOW, J.S. & GUARIGUATA, M.R. (1998). Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. *In*: DALLMEIER, F. & COMISKEY, J.A.

- (Eds.) **Forest biodiversity research, monitoring and modeling**: Conceptual background and Old World case studies. Paris: Parthenon Publishing, p. 285-309.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. (2001). **Change in marine communities**: an approach to statistical analysis and interpretation. 2 ed. Plymouth Marine Laboratory, UK, 175p.
- COLWELL, R.K. (2013). **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 9. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- COLWELL, R.K., CHAO, A., GOTELLI, N.J., LIN, S.Y., MAO, C.X., CHAZDON, R.L. & LONGINO, J.Y. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, 5: 3-21.
- COSTA, A.D.A., FERREIRA, D.G., SILVA, W.F., ZANATTA, A.S., SHIBATTA, O.A. & GALINDO, B.A. (2013). Fishes (Osteichthyes: Actinopterygii) from the Penacho stream, upper Paraná river basin, Paraná State, Brazil. **Check List**, 9(3): 519-523.
- DAJOZ, R. (1978). **Ecologia Geral**. Rio de Janeiro: Editora Vozes, 472p.
- DIAMOND, J.M. (1975). Assembly of species communities. *In*: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (Eds.). **Ecology and evolution of communities**. Cambridge: Harvard University Press, p. 342-444.
- DIAS, A.M. & TEJERINA-GARRO, F.L. (2010). Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 8(3): 587-598.
- ENTSMINGER, G.L. (2012). **EcoSim Professional**: Null modeling software for ecologists, Version 1. Acquired Intelligence Inc., Kesey-Bear, & Pinyon Publishing. Montrose, CO 81403. <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>
- FELIPE, T.R.A. & SÚAREZ, Y.R. (2010). Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, 10(2): 143-151.
- FIALHO, A.P., OLIVEIRA, L.G., TEJERINA-GARRO, F.L. & MÉRONA, B. (2008). Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, 598(1): 315-324.
- GARUTTI, V. (1998). Distribuição longitudinal da Ictiofauna em um córrego da Região Noroeste do estado de São Paulo Bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, 48(4): 747-759.
- GOTELLI, N.J. & GRAVES, G.R. (1996). **Null Models in Ecology**. Washington: Smithsonian Institution Press, 368p.
- GRAÇA, W.J. & PAVANELLI, C.S. (2007). **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: Eduem, 241p.

- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001). **PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>.
- HARRISON, S., ROSS, S.J. & LAWTON, J.H. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, 61: 151- 15.
- HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. (1996). **Methods in stream ecology**. San Diego: Academic Press, 976p.
- INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: set. 2013.
- IPARDES. (2004). **Mesorregião Geográfica Norte Pioneiro Paranaense**. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba: BRDE, 141p.
- KAUFMANN, V. & PINHEIRO, A. (2009). Relações entre diversidade íctia e fatores hidrodinâmicos de um riacho na bacia do rio Uruguai. **Biota Neotropica**, 9(1): 47-53.
- LANGEANI, F., CASATTI, L., GAMIERO, H.S., CARMO, A.B. & ROSSA-FERES, D.C. (2005). Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 3(2): 305-311.
- 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 Neotropica**, 7(3): 181-197.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. (1999). **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 534p.
- MONTGOMERY, D.R. (1999). Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, 36: 397-410.
- MORALES, B.F., BENEDITO, E. & OLIVEIRA, E.F. (2009). Composição e Estrutura da Ictiofauna. In: BENEDITO, E. (Org.). **Ecologia do Ribeirão Diamante, Estação Ecológica do Caiuá, PR**. Maringá: EDUEM, p. 83-107.
- OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. (2005). Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 5(1): 95-107.
- OLIVEIRA, E.F., GOULART, E. & MINTE-VERA, C.V. (2004). Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64 (3A): 447-458.
- OLIVEIRA, E.F., MINTE-VERA, C.V. & GOULART, E. (2005). Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). **Environmental Biology of Fishes**, 72: 283-304.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H.

(2013). **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.0-8.
<<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

ORSI, M.L. & AGOSTINHO, A.A. (1999). Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16(2): 557-560.

OYAKAWA, O.T., AKAMA, A., MAUTARI, K.C. & NOLASCO, J.C. (2006). **Peixes de riachos da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica, 201p.

PALHARES, J.C.P., RAMOS, C., KLEIN, J.B., LIMA, J.M.M., MULLER, S. & CESTONARO, T. (2007). Medição da Vazão em Rios pelo Método do Flutuador. **Comunicado técnico Embrapa**, ISSN: 0100-8862: 1-4.

PAVANELLI, C.S. & CARAMASCHI, E.P. (2003). Temporal and spatial distribution of the ichthyofauna in two streams of the upper Rio Paraná Basin. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46(2): 271-280.

POOLE, G. (2002). Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. **Freshwater Biology**, 47: 641-660.

PRINGLE, C.M.; NAIMAN, R.J.; BRETSCHKO, G.; KARR, J.R.; OSWOOD, M.W.; WEBSTER, J.R.; WELCOMME, R.L.; WINTERBOURN, M.J. (1988). Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. **Journal of the North American Benthological Society**, 7: 503-524.

R CORE TEAM. (2013). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS Jr., C.J. (Org.). (2003). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 729p.

RICKLEFS, R.E. (2010). Biodiversidade. *In*: RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 6a. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, p. 366-390.

SEMA/PR. (2013). **Bacias Hidrográficas do Paraná: série histórica**. 2.ed. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Paraná. Disponível em:
<http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/Revista_Bacias_Hidrograficas_do_Parana.pdf>. Acessado em abril de 2013.

STATSOFT, INC. (2005). **Statistica (data analysis software system)**. Version 7.1.

STONE, L. & ROBERTS, A. (1990). The checkerboard score and species distributions. **Oecologia**, 85: 74-79.

SÚAREZ, Y.R. (2008). Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. **Biota Neotropica**, 8(3): 197-204.

- SÚAREZ, Y.R. & LIMA-JÚNIOR, S.E. (2009). Variação espacial e temporal nas assembleias de peixes de riachos na bacia do rio Guiraí, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, 9(1): 101-111.
- TOWNSEND, C.R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, 8: 36-50.
- VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. (1980). The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 37: 130-137.
- VIANNA, N.C. & NOGUEIRA, M.G. (2008). Ichthyoplankton and limnological factors in the Cinzas River - an alternative spawning site for fishes in the middle Paranapanema River basin, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 20(2): 139-151.
- VIEIRA, T.B. (2011). **Influência da mata ripária na estrutura das assembleias de peixes de riachos da bacia do alto rio Paraná em Goiás, Brasil**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Goiânia, 64p.
- WARD, J.V. (1989). The Four Dimensional Natures of Lotic Ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, 8: 2-8.
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *In*: FONTAINE III, T.D.I. & BARTELL, S.M. (Eds). **Dynamics of lotic ecosystems**. Michigan: Ann Arbor Science, p. 29-42.
- WARWICK, R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Marine Biology**, 92: 557-562.
- WHITTAKER, R.H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, 21: 213-251.
- WINEMILLER, K.O., TARIM, S., SHORMANN, D. & COTNER, J.B. (2000). Fish Assemblage Structure in Relation to Environmental Variation among Brazos River Oxbow Lakes. **Transactions of the American Fisheries Society**, 129: 451-468.
- ZALEWSKI, M. & COWX, I.G. (1990). Factors affecting the efficiency of electric fishing. *In*: COWX, I.G. & AMARQUE, P.L. (Eds.). **Fish with electricity: applications in freshwater fisheries management**. Oxford: Fishing News Books, p. 89-111.

CAPÍTULO II**QUALIDADE AMBIENTAL E ESPÉCIES DE PEIXES INDICADORAS DE RIACHOS
NEOTROPICAIS DO SUL DO BRASIL, ALTO RIO PARANÁ**

Resumo

Na região neotropical existem trabalhos avaliando a correlação entre as assembleias de peixes e as características físicas dos riachos, porém são poucos os estudos que buscam identificar espécies que expressem diretamente as características atuais dos ambientes em que estão inseridas, com índices de espécies indicadoras, por exemplo. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo utilizar a abundância e frequência de algumas espécies de peixes neotropicais como indicadoras de características relacionadas à conservação de riachos neotropicais, através do método do Valor Indicador (Indicator Value - IndVal), partindo da hipótese de que espécies tolerantes e intolerantes apresentam um alto valor de indicação para as variáveis e os riachos relacionados à má e boa qualidade ambiental, respectivamente. Das 33 espécies analisadas como possíveis indicadoras pelo método de IndVal, 21 apresentaram relação significativa ($p = <0,05$) com uma ou mais variáveis, e doze não foram relacionadas com nenhuma variável ambiental ou riacho. Foi possível diagnosticar de forma mais robusta, além de *Poecilia reticulata*, evidente em trabalhos anteriores, *Bryconamericus iheringii* e *Geophagus brasiliensis* como espécies tolerantes, por se relacionarem com características de baixa qualidade ambiental, e *Trichomycterus diabolus* como indicadora de boa qualidade ambiental dos riachos estudados. Trabalhos que relacionam as comunidades de peixes com as características físicas e químicas dos ambientes são extremamente necessários, pois fornecem dados que servem de apoio para o monitoramento dos ecossistemas, e sua consequente conservação.

Palavras chave: Bacia hidrográfica do rio das Cinzas, Conservação de peixes, Conservação de riachos, Índice de espécies indicadoras.

INTRODUÇÃO

A bacia do rio Paraná é a segunda em termos de área de drenagem em território brasileiro (STEVAUX *et al.*, 1997), no entanto, ela está inserida em uma área que é considerada a mais explorada do país, uma vez que abrange grandes centros urbanos, industriais e agrícolas (AGOSTINHO & JÚLIO Jr., 1999). Esta bacia abriga uma ampla riqueza de peixes, com cerca de 310 espécies, além de diversos ambientes que ainda não foram devidamente amostrados (LANGEANI *et al.*, 2007). Existem relativamente poucos estudos quantificando a importância relativa de fatores bióticos, abióticos e biogeográficos sobre a organização das comunidades de peixes na região Neotropical (SÚAREZ, 2008) e esta lacuna acarreta dificuldades no entendimento da ecologia de sua complexa e diversificada ictiofauna (VARI & MALABARBA, 1998).

A maioria dos estudos sobre a análise da relação das comunidades de peixes com os níveis de degradação ambiental utiliza índices de integridade biótica (ANGERMEIER & KARR, 1984; CASATTI *et al.*, 2006; PINTO & ARAÚJO, 2007; MACHADO *et al.*, 2011). Karr (1981) considera algumas vantagens na utilização de peixes como organismos indicadores em programas de monitoramento ambiental. A grande quantidade de informações sobre a história de vida de muitas espécies de peixes, a amplitude de níveis tróficos, a relativa facilidade de identificação, o entendimento do público em geral para lidar com resultados sobre esse grupo, a possibilidade de análise dos efeitos de toxicidade e estresse ao longo de seu crescimento e reprodução, e a presença desses animais em praticamente todos os tipos de ambientes aquáticos, favorecem a escolha destes animais em estudos de monitoramento ambiental.

Na região neotropical existem alguns trabalhos avaliando a correlação entre as

assembleias de peixes e as características físicas dos riachos, tais como profundidade, largura, tipo de substrato, e corrente (ARAÚJO & TEJERINA-GARRO, 2007; FELIPE & SÚAREZ, 2010; ARAÚJO *et al.* 2011), a vegetação marginal (VIEIRA, 2011) e propriedades químicas da água (SILVA, 1995; OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005, DAGA *et al.*, 2012). Porém, são poucos os estudos que buscam identificar espécies que expressem diretamente as características atuais dos ambientes em que estão inseridas, com índices de espécies indicadoras, por exemplo (ALEXANDRE *et al.*, 2010).

Dufrene e Legendre (1997) propuseram um índice de avaliação de espécies indicadoras chamado IndVal (Indicator Value), o qual leva em consideração valores de abundância e frequência de ocorrência de uma espécie, relacionando-os a um ambiente ou variável ambiental. Para McGeoch e Chown (1998), este método possui inúmeras vantagens com relação a outros utilizados para encontrar espécies indicadoras, tais como sua robustez para comparar dados de diferentes tamanhos amostrais e derivados de diferentes metodologias, e o fato dos grupos, ou categorias, poderem ser classificados *a priori* ou *a posteriori*, de maneira hierárquica ou não.

O IndVal tem sido empregado em trabalhos realizados com diversos tipos de organismos, desde bactérias (SHAWKEY *et al.*, 2009), até plantas (BATAINEH *et al.*, 2007), macroinvertebrados aquáticos (CARBONELL *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2011), anfíbios (CAMPOS *et al.*, 2013), aves (MIKUSINSKI *et al.*, 2001) e peixes (PENCZAK, 2009; PENCZAK *et al.*, 2012; DUKOWSKA *et al.*, 2013). Na maior parte dos trabalhos que utilizaram o IndVal, ele tem se revelado uma importante ferramenta na análise da integridade ambiental dos ambientes estudados.

Nesse contexto, o intuito do presente trabalho foi estimar a qualidade ambiental de riachos neotropicais da bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná, através de protocolos de avaliação ambiental e parâmetros de diversidade, e relacioná-la à

assembleia de peixes identificando as espécies indicadoras de variáveis e riachos relacionados à conservação e degradação ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica utilizada como modelo de análise no presente estudo foi a do rio das Cinzas, sistema da bacia do Alto rio Paraná, Brasil. O rio das Cinzas é o principal curso d'água da mesorregião Norte Pioneiro Paranaense. Esta mesorregião abrange 46 municípios e está localizada em porções do Segundo e Terceiro Planaltos Paranaenses, compreendendo uma área de 1.572.706,10 hectares, o que corresponde a cerca de 7,9% do território paranaense. A área total da bacia hidrográfica do rio das Cinzas é de 9.612,8 km² (cerca de 5% da área do estado do Paraná) e sua extensão é de 240 km. O rio das Cinzas nasce na Serra de Furnas, no município de Pirai do Sul (24°31'33"S, 49°56'56"O), e deságua no rio Paranapanema, na divisa dos municípios de Santa Mariana e Itambaracá (22°56'11"S, 50°31'35"O) (IPARDES, 2004; SEMA/PR, 2013). O uso do solo da bacia está relacionado principalmente às áreas de uso misto, pastagem artificial, campos naturais e reflorestamento, e as indústrias da região são principalmente do setor agroindustrial, como usinas de açúcar, destilarias de álcool, frigoríficos e laticínios (SEMA/PR, 2013).

O rio Jacarezinho desemboca na margem direita do rio das Cinzas (23° 8'6.05"S, 50°14'23.61"O), estando inserido em sua bacia hidrográfica, no município da Barra de Jacaré, Paraná. Possui uma área de 661,25 km², e sua nascente está localizada no município de Siqueira Campos, Paraná (SEMA/PR, 2013). Os parâmetros físicos e químicos e a ictiofauna foram amostrados em três riachos

tributários do rio Jacarezinho: os riachos Água dos Anjos e Monjolinho, que deságuam em sua margem direita, e o riacho Ubá, tributário da margem esquerda do rio Jacarezinho (Figura 1).

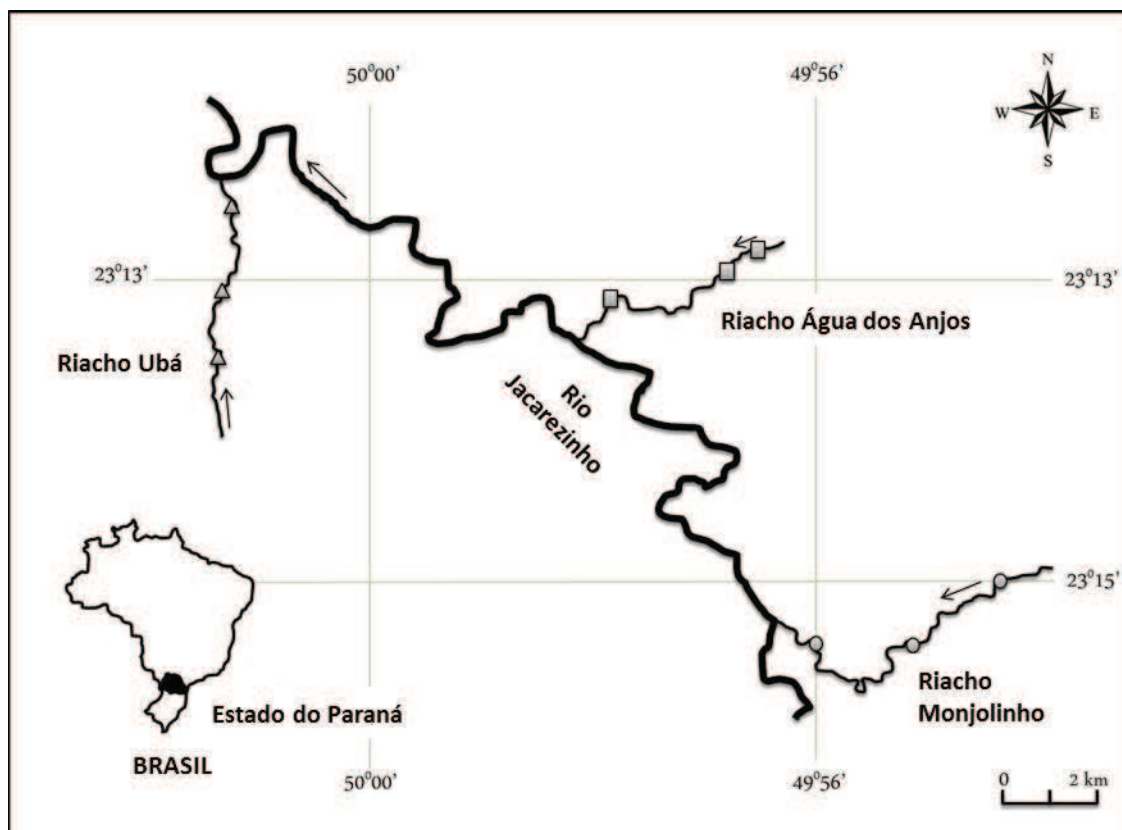


Figura 1. Unidades amostrais nos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, tributários do rio Jacarezinho, bacia do rio das Cinzas, sistema do Alto rio Paraná. As setas indicam a direção do fluxo da água.

DELINEAMENTO AMOSTRAL

Em cada um dos riachos foram coletados, trimestralmente, em três unidades amostrais (Água dos Anjos: A1: cabeceira - $23^{\circ}13'15,80''S$, $49^{\circ}57'12,46''O$; A2: meio - $23^{\circ}13'24,80''S$, $49^{\circ}57'26,19''O$; A3: foz - $23^{\circ}13'39,60''S$, $49^{\circ}58'32,11''O$, Monjolinho: M1: cabeceira - $23^{\circ}15'56,35''S$, $49^{\circ}54'57,53''O$; M2: meio - $23^{\circ}16'28,10''S$, $49^{\circ}55'46,46''O$; M3: foz - $23^{\circ}16'25,46''S$, $49^{\circ}56'42,01''O$, e Ubá: U1: cabeceira - $23^{\circ}14'15,00''S$, $50^{\circ}2'13,00''O$; U2: meio - $23^{\circ}13'43,82''S$, $50^{\circ}2'15,25''O$; U3: foz - $23^{\circ}12'59,76''S$, $50^{\circ}2'8,85''O$), no período de outubro de 2012 à julho de 2013, totalizando quatro fases de campo (Figura 2). As amostragens em cada unidade

ocorreram em uma extensão de 50 metros, previamente bloqueada a montante e a jusante com redes de arrasto com malhas de três milímetros.



Figura 2. Unidades amostrais de peixes e variáveis limnológicas nos riachos Água dos Anjos (A1: cabeceira, A2: meio e A3: foz), Monjolinho (M1: cabeceira, M2: meio e M3: foz) e Ubá (U1: cabeceira, U2: meio e U3: foz), bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

VARIÁVEIS ABIÓTICAS E QUALIDADE AMBIENTAL

As características físicas e hidrológicas aferidas em cada unidade amostral foram: largura e profundidade máximas do canal, com auxílio de uma trena de 10

metros, velocidade da água, pelo método flutuador, vazão (Palhares *et al.*, 2007) e temperatura (Tecnopon[®] MPA-210P). Para os parâmetros químicos foram analisados: condutividade (Instrutherm[®] CD-860), oxigênio dissolvido (Politerm[®] POL-60) e pH (Tecnopon[®] MPA-210P).

Adicionalmente, foi utilizado um protocolo de avaliação visual de habitats, modificado de Callisto *et al.* (2001; Anexo A), considerando propriedades dos corpos d'água e das margens, como tipos de substratos, alterações nos canais dos riachos, presença e extensão de vegetação ripária e estabilidade das margens. Neste protocolo, cada característica ambiental recebeu pontuações de 0 a 3, de acordo com sua qualidade. A partir da comparação das somas desses números, cada riacho foi classificado em ambiente de boa ou má qualidade ambiental (altos e baixos valores da somatória, respectivamente). Além disso, foram estimados parâmetros como riqueza, abundância, equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H'). Os resultados da aplicação do protocolo de avaliação ambiental e dos parâmetros de diversidade foram utilizados para avaliar a qualidade ambiental dos riachos, e posteriormente relacionar com suas espécies de peixes indicadoras.

AMOSTRAGEM DA ICTIOFAUNA

Os peixes foram coletados sob licença do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/IBAMA - número: 30357-3; código de autenticação: 76974589), por meio de pesca elétrica com corrente alternada de 127 volts e 6 ampères. Foram realizadas três passadas sucessivas dos puçás em cada unidade amostral, no sentido jusante-montante.

Os indivíduos capturados foram anestesiados e sacrificados por imersão em eugenol, fixados em solução de formol 10% e, posteriormente, preservados em álcool

70%. As identificações das espécies foram realizadas de acordo com Reis *et al.* (2003), Oyakawa *et al.* (2006) e Graça e Pavanelli (2007). Um lote de cada espécie encontra-se depositado no Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura, da Universidade Estadual de Maringá (NUPELIA/UEM).

ANÁLISE DOS DADOS

Foi utilizada a Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) proposta por Dufrene e Legendre (1997), com o intuito de relacionar a abundância e a frequência relativa das espécies de peixes com as variáveis físicas e químicas (Tabela 1), com os riachos, e com as características ambientais presentes no modificado de Callisto *et al.* (2001; Tabela 2). Cada uma das variáveis físicas e químicas e cada um dos riachos foi classificado em três categorias de acordo com os valores encontrados: 1 para os valores mais baixos e para o riacho Água dos Anjos, 2 para os medianos e para o riacho Monjolinho, e 3 para os altos valores das variáveis físicas e químicas e para o riacho Ubá. Já, com relação aos parâmetros de qualidade ambiental, foram selecionadas três características ambientais do protocolo modificado por Callisto *et al.* (2001), sendo cada característica ambiental classificada em quatro categorias cada, variando de 0 (má qualidade) a 3 (boa qualidade ambiental; Tabela 2).

O IndVal emprega o teste de Monte Carlo com 5.000 permutações, e os valores significativos ($p < 0,05$) foram utilizados para definir as espécies potencialmente indicadoras das categorias específicas dentro dos riachos, das variáveis físicas e químicas e dos parâmetros ambientais. A fórmula do IndVal é “ $\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$ ”, na qual $A_{ij} = N_{\text{indivíduos}_{ij}} / N_{\text{indivíduos}_i}$, onde $N_{\text{indivíduos}_{ij}}$ é a média da abundância da espécie i

na categoria j , e $N_{\text{indivíduos } i}$ é a abundância total da espécie i em todas as categorias, e $B_{ij} = N_{\text{sítios } ij} / N_{\text{sítios } i}$, onde $N_{\text{sítios } ij}$ refere-se ao número de categorias na variável j onde a espécie i está presente, e $N_{\text{sítios } i}$ é o número total de categorias daquela variável. Esta análise foi realizada através do programa PC-ORD 3.0 (MACCUNE & MEFFORD, 1997).

Tabela 1. Categorias dos riachos e das variáveis físicas e químicas utilizadas nas análises de IndVal com peixes de riacho da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. Categoria 1 = baixos, Categoria 2 = médios e Categoria 3 = altos valores.

Variável	Categoria 1	Categoria 2	Categoria 3
Riacho	Água dos Anjos	Monjolinho	Ubá
Condutividade	< 0,20	0,20 - 0,22	> 0,22
Largura (m)	< 4	4 - 6	> 6
Oxigênio	< 13	13 - 14	> 14
pH	< 7,5	7,5 - 8	> 8
Profundidade (cm)	< 50	50 - 60	> 60
Temperatura (°C)	< 22,7	22,7 - 24	> 24
Vazão	< 0,20	0,20 - 0,40	> 0,40
Velocidade m/s	< 0,3	0,3 - 0,4	> 0,4

Tabela 2. Categorias dos parâmetros ambientais (modificado de Callisto *et al.*, 2001) utilizadas nos análises de IndVal com peixes de riacho da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. Categoria 0 = características de pior qualidade ambiental; Categoria 3: características de melhor qualidade ambiental.

Variável	Categoria 0	Categoria 1	Categoria 2	Categoria 3
Tipos de substrato	Fundo rochoso; seixos ausentes.	Fundo principalmente formado por cascalho; alguns seixos presentes.	Seixos abundantes; cascalho comum.	Seixos abundantes.
Tipos de fundos	Menos que 10% de habitats estáveis; substrato instável ou ausente.	10 a 30% de habitats estáveis; substratos frequentemente modificados.	30 a 50% de habitats estáveis, sem evidência de alteração por erosão ou assoreamento.	Mais de 50% com habitats diversificados (pedaços de tronco submersos, cascalho) e estáveis.
Vegetação ripária	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária > 18 m; sem influência de atividades antrópicas (pastos, estradas, etc).

Adicionalmente, a análise de Spearman foi realizada para avaliar a possível correlação entre os valores das variáveis físicas e químicas com os dos atributos ecológicos da ictiofauna: riqueza, abundância, equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H'). Espera-se que quando uma espécie é indicadora de uma categoria de variável física ou química relacionada a baixos parâmetros de diversidade, ela possa ser considerada também indicadora de má qualidade ambiental, o que também é válido no sentido contrário. Os índices de correlação e diversidade foram calculados no programa PAST (HAMMER *et al.*, 2001).

Por fim, foi utilizada a análise não-paramétrica multivariada BIOENV (CLARKE & WARWICK, 1994), para determinar a influência das variáveis físicas e químicas nas assembleias de peixes. Este teste correlaciona a matriz de dados ambientais com a matriz biótica, e determina qual variável, ou combinação de variáveis, melhor explica a correlação entre as duas matrizes. Para analisar os valores de significância entre as correlações, foram elaboradas planilhas com os valores das combinações de dados abióticos encontradas no BIOENV, separadamente, as quais foram analisadas através da distância Euclidiana. Para os dados bióticos, foi utilizada a distância de Bray-Curtis. A significância dos valores de correlação foi testada através da análise de Mantel entre a matriz das assembleias de peixes e cada matriz dos dados físicos e químicos. A análise BIOENV e de Mantel foram realizadas através do pacote “Vegan” (OKSANEN *et al.*, 2013), do R (R CORE TEAM, 2013).

RESULTADOS

Foram capturados 7.102 indivíduos, distribuídos em seis ordens, 12 famílias e 33 espécies. Com relação ao protocolo de avaliação ambiental aplicado (CALLISTO *et al.*, 2001), o riacho Ubá foi o que obteve a maior pontuação ($U_1 = 39$, $U_2 = 28$ e $U_3 =$

27; Total = 94 pontos), seguido do Monjolinho (M1 = 20, M2 = 29 e M3 = 25; Total = 74 pontos), e por último, do Água dos Anjos (A1 = 23, A2 = 13 e A3 = 21; Total = 57 pontos). Para os parâmetros de diversidade, foi verificada a mesma sequência, pois o riacho Ubá apresentou os maiores valores nos índices de Shannon-Wiener (H' : 2,053) e equitabilidade de Pielou (J' : 0,758). Por sua vez, o riacho Água dos Anjos foi apontado como o menos diverso (H' : 1,942), devido à alta dominância (D : 0,2366), e o riacho Monjolinho foi intermediário em todos os parâmetros de diversidade (H' : 2,006; J' : 0,6231; D : 0,2188).

Referente ao índice de IndVal, das 33 espécies analisadas como possíveis indicadoras, 22 apresentaram relação significativa ($p = <0,05$) com uma ou mais categorias, e onze não foram relacionadas significativamente com nenhuma categoria de variável física ou química, parâmetro ambiental ou riacho. A maioria das espécies foi relacionada com quatro e seis categorias (Figura 3).

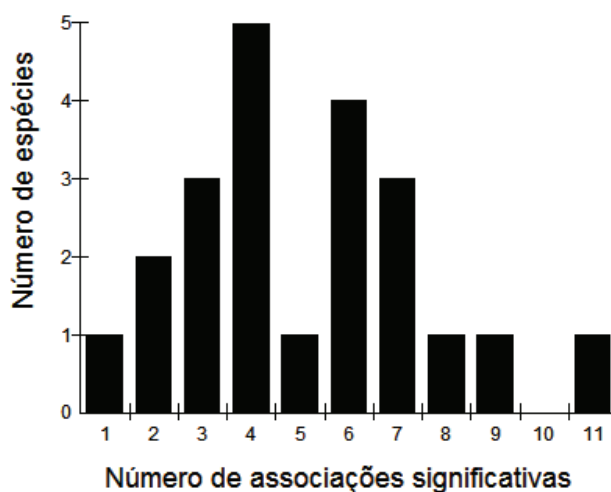


Figura 3. Número de espécies de peixes em função do número de associações significativas que apresentaram no Índice de Espécies Indicadoras (IndVal) com as categorias das variáveis físicas, químicas e dos parâmetros ambientais dos riachos Água dos Anjos, Monjolinho e Ubá, bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

Considerando cada riacho como um grupo categórico, o riacho Água dos Anjos foi o que possuiu maior número de associações significativas, revelando onze espécies indicadoras deste ambiente, seguido do Monjolinho, com quatro, e Ubá, com

apenas duas. *Geophagus brasiliensis*, *Crenicichla britskii* e *Oligosarcus paranensis* foram as melhores indicadoras (com maiores valores de IndVal dentre as espécies associadas a tal categoria) do riacho Água dos Anjos, enquanto que *Apareiodon piracicabae*, *A. ibitiensis* e *Hypostomus hermanni* obtiveram os maiores valores significativos para o riacho Monjolinho, e por fim, *Trichomycterus diabolus* e *Imparfinis schubarti* foram as únicas para o riacho Ubá (Tabela 3).

Trichomycterus diabolus e *Serrapinnus notomelas* foram as espécies que apresentaram associações significativas com o maior número de variáveis ambientais (onze e nove, respectivamente), sendo que a primeira espécie supracitada foi a melhor indicadora de quatro categorias extremas: menores largura, profundidade e temperatura e alta quantidade de oxigênio. Além disso, *T. diabolus* também foi a melhor indicadora de ambientes com seixos (pedras) abundantes, habitats diversificados e alta quantidade de vegetação ripária (largura > 18 metros). *Apareiodon piracicabae* e *Poecilia reticulata* foram as melhores indicadoras de quatro e três categorias extremas, respectivamente, sendo que a primeira indicou altas condutividade, largura, temperatura e pH, e a segunda, altas profundidade e velocidade e baixa quantidade de oxigênio.

Characidium zebra, *Imparfinis schubarti* e *Phalloceros harpagos* obtiveram os maiores valores para duas categorias cada, sendo: maior vazão e substratos modificados para a primeira; menores condutividade e pH para a segunda; e menor vazão e baixa quantidade de vegetação ripária (largura < 6 metros) para a terceira. Por fim, as espécies com maior valor indicador para somente uma categoria extrema dentro das variáveis ambientais foram: *Bryconamericus iheringii*, para ambientes com fundo rochoso e seixos ausentes; *G. brasiliensis*, para seixos abundante; *Hypostomus strigaticeps*, para 30 a 50% de habitats estáveis; e *Rhamdia quelen*, associada à baixa velocidade da água (Tabela 3). A variável hidrológica que obteve maior quantidade de

espécies associadas significativamente às suas categorias foi a vazão, com 14 associações, sendo sete relacionadas ao alto (categoria 3), duas ao médio (categoria 2) e cinco ao baixo fluxo de água (categoria 1), seguida das variáveis largura com 13 associações, e pH com 11.

Por outro lado, a profundidade e o tipo de substrato apresentaram relação significativa somente com três espécies cada, sendo que duas se relacionaram com a alta e uma com a baixa profundidade, duas com substrato formado por seixos e cascalhos, e uma espécie com seixos abundantes. Vegetação ripária possuiu sete espécies com valores de associação significativos de suas categorias, e largura, pH e temperatura apresentaram nove.

Pelo método de Spearman foi possível verificar uma correlação positiva entre condutividade e riqueza ($r = 0,78$, $p = 0,02$), e condutividade e abundância ($r = 0,77$, $p = 0,02$), além de vazão e diversidade ($r = 0,68$, $p = 0,05$) e abundância e riqueza ($r = 0,78$, $p = 0,02$), e negativa entre abundância e equitabilidade ($r = - 0,89$, $p = 0,001$; Figura 4).

Tabela 3. Valores significativos do Índice de Espécies Indicadoras (IndVal) de cada espécie de peixe para cada categoria (c) das variáveis físicas e químicas, dos parâmetro ambientais e de riachos da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná. * = $p < 0,05$ e ** = $p < 0,01$. Em negrito: maiores valores de IndVal para a categoria associada. Para a variável “Riacho”, 1 = Água dos Anjos, 2 = Monjolinho e 3 = Ubá. Para as variáveis “Condutividade, Largura, Oxigênio, pH, Profundidade, Temperatura, Vazão e Velocidade”, 1 = baixos, 2 = médios e 3 = altos valores. Para as variáveis “Tipo de Substrato, Tipos de Fundos e Vegetação Riparia”, 0 = ruim, 1 = média, 2 = boa, e 3 = ótima condição ambiental.

Variável	Riacho		Condutividade		Largura		Oxigênio		pH		Profundidade		Temperatura		Vazão		Velocidade		Tipo de Substrato		Tipos de Fundos		Vegetação Ripária		
	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	c	IndVal	
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	2	60,2**							3	60,2**			3	60,2**	3	65,8**									
<i>Apareiodon piracicabae</i>	2	69,1**	3	64,7**	3	40,3*			3	69,1**			3	69,1**	3	73,9**							1	49,4**	
<i>Astyanax altiparanae</i>	1	60,4**	2	48,3*	2	52,8**			2	52,8**					3	42,9*					1	44,4*			
<i>Astyanax bockmanni</i>	1	51,3*			2	53,9*	2	55,3*							1	53*					0	49*			
<i>Bryconamericus exodon</i>															3	72,4**					1	51,5*			
<i>Bryconamericus iheringi</i>	1	50,4*			2	51,3*	2	53,7*							1	52,8*					0	47,8**	0	42,8*	
<i>Characidium zebra</i>					2	59,8*									3	76,3**					1	51,3**			
<i>Corydoras aeneus</i>	1	41,7**	2	41,7**			2	31,2*	2	41,7*			1	31,2*	1	31,2*					0	47,9**			
<i>Crenicichla britskii</i>	1	71,4**					1	48,9*					2	48,9*							1	63**			
<i>Geophagus brasiliensis</i>	1	98,5**	2	56,9*	2	54,8*			2	54,8*					1	58,1**			3	57,6*			0	54,5*	
<i>Gymnotus inaequilabilatus</i>	1	41,7**	2	41,7*	2	41,7*			2	41,7*							3	33,1*					1	31,9*	
<i>Hoplias sp.1</i>	1	38,7*	2	37,4*	2	38,7*																			
<i>Hypostomus hermanni</i>	2	54,6**							3	54,6**			3	54,6**	3	54,6**									
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	2	50**			2	30*	2	38,7*	3	50**			3	50**	3	40,5*	1	39,4*			2	46,1**			
<i>Imparfinis schubarti</i>	3	59**	1	79**	1	51,7*			1	54,5*					2	59**			2	49,7*					
<i>Oligosarcus paranensis</i>	1	67,7**			2	36,5*			2	36,5*												1	37,3*		
<i>Phalloceros harpagos</i>															1	58,3**	1	39,1*					0	58,3**	
<i>Poecilia reticulata</i>							1	55,9**			3	56,5**	2	55,9**			3	44,9*							
<i>Rhamdia quelen</i>							2	56,9*																	
<i>Serrapinnus notomelas</i>	1	48,4**	2	48,8**	2	48,4**	1	34,9*	2	48,4**	3	36,4*	2	34,9*									3	44,6**	
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	42,5*																							
<i>Trichomycterus diabolus</i>	3	64,2**	1	47*	1	64,2**	3	73,6**			1	47,8*	1	64,2**	2	64,2**	3	37,4*	2	81,5**	3	97**	3	96,4**	

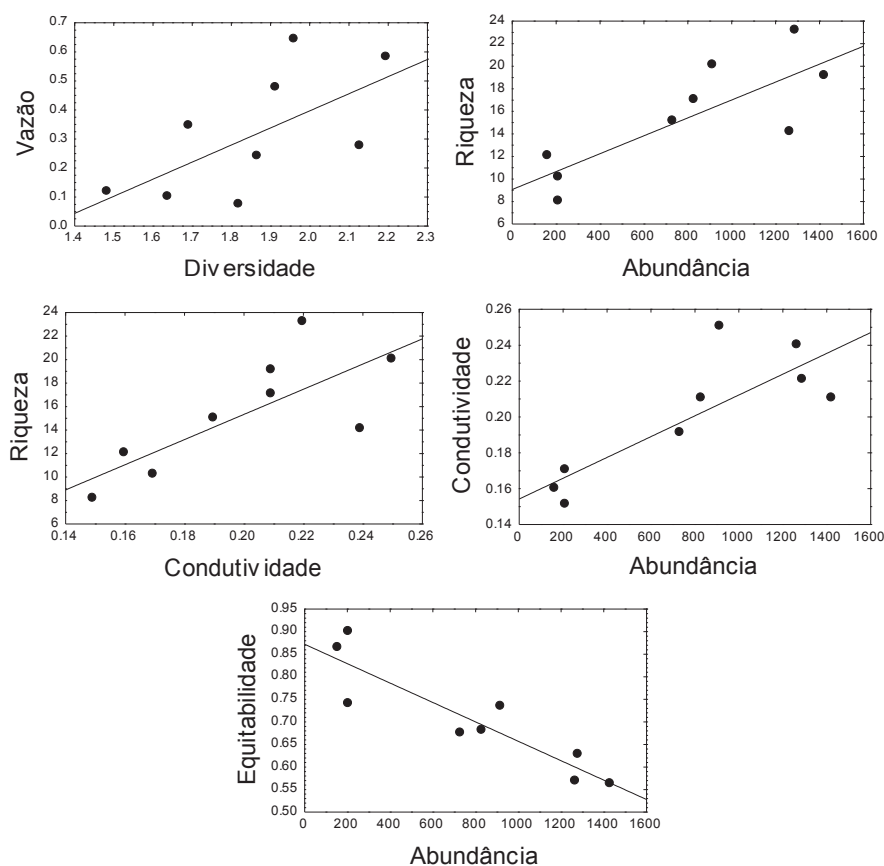


Figura 4. Correlações significativas (Spearman) entre os atributos ecológicos da ictiofauna (Riqueza, Abundância, Equitabilidade - J e Diversidade - H') e as variáveis ambientais de riachos da bacia do rio das Cinzas, Alto rio Paraná.

A análise de BIOENV confirmou a importância da condutividade, pois ela foi a única variável que apresentou correlação significativa ($p = 0,01$) com as assembleias de peixes (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados da análise BIOENV (Biology Environmental) para a escolha das melhores combinações de variáveis explicativas para a distribuição das assembleias de peixes e os valores de significância (p) encontrados através do teste de Mantel. Cond: condutividade, Larg: largura, Prof: profundidade, Oxi: oxigênio, Temp: temperatura e Veloc: velocidade.

Variáveis	Correlação	p
Cond	0,7478	0,013
Larg Cond	0,5179	0,519
Prof Larg Cond	0,364	0,865
Larg Oxi Cond Ph	0,3524	0,122
Larg Oxi Cond Temp Ph	0,294	0,084
Prof Larg Oxi Cond Temp Ph	0,2425	0,85
Prof Larg Oxi Cond Temp Ph Vazão	0,1701	0,83
Prof Larg Oxi Cond Temp Ph Vazão Veloc	0,1423	0,86

DISCUSSÃO

Com relação ao número de espécies com valores de IndVal significativos, o riacho Água dos Anjos apresentou o maior número de espécies associadas, seguido pelo Monjolinho e pelo Ubá. A mesma tendência foi obtida quanto aos atributos riqueza e abundância, o que influenciou nas associações, pois a maior riqueza do riacho Água dos Anjos forneceu maior probabilidade da presença de espécies indicadoras deste ambiente. No entanto, esta sequência se inverteu nos parâmetros de diversidade e nos valores do protocolo de avaliação da qualidade ambiental (CALLISTO *et al.*, 2001), pois o riacho Água dos Anjos foi caracterizado por menores valores nestes atributos, apresentando a pior qualidade ambiental dentre os três riachos considerados (com menor equitabilidade e maior dominância, características típicas de ambientes menos íntegros). Por outro lado, o riacho Ubá apresentou a melhor qualidade, com maiores valores de diversidade, equitabilidade e no protocolo de qualidade ambiental.

Geophagus brasiliensis foi a melhor indicadora do riacho Água dos Anjos, com um elevado valor de IndVal (98,5), consequência de sua alta abundância neste riacho, e baixa nos demais. Além disso, o riacho Água dos Anjos foi o único com espécies da ordem Perciformes como principais indicadoras. Já, os parodontídeos *Apareiodon piracicabae* e *A. ibitiensis*, foram os que melhor indicaram o riacho Monjolinho, sendo que a primeira espécie também foi aquela com valores indicadores mais altos para altas condutividade, largura, temperatura e pH, relacionando estas características com esse riacho. Por sua vez, o riacho Ubá teve dois bagres (Siluriformes) como únicos indicadores, *Trichomycterus diabolus* e *Imparfinis schubarti*. *Trichomycterus diabolus* foi também associada a baixas temperaturas, alta quantidade de oxigênio, grandes taxas de mata ciliar (largura da vegetação ripária maior que 18 m) e alta diversidade

de habitats (pedaços de tronco submersos, cascalho), podendo desta forma, ser considerada uma boa indicadora dessas características ambientais. Sendo assim, essas duas espécies, mais acentuadamente *T. diabolus*, podem ser consideradas mais exigentes quanto à qualidade do habitat, à integridade do substrato, oxigenação e à qualidade da água (CASATTI, 2002; SHIBATTA & CHEIDA, 2003; OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005). Por isto, elas apresentaram maiores abundâncias e frequência de ocorrência, e conseqüentemente maiores valores de IndVal no riacho Ubá, caracterizado por melhores condições ambientais atestadas pelo protocolo de análise ambiental aplicado e pelos parâmetros de diversidade.

Das espécies que podem ser consideradas tolerantes à degradação ambiental, ou seja, indicadoras de categorias relacionadas à má qualidade ambiental, *Phalloceros harpagos* foi associada à baixa vazão e baixa quantidade de vegetação ripária (extensão < 6 m). Além da falta de vegetação geralmente estar associada à má qualidade ambiental em riachos de bioma Mata Atlântica (CASATTI, 2010), baixa vazão também foi considerada uma característica de ambientes menos diversos pelo índice de Spearman. *Geophagus brasiliensis* e *Bryconamericus iheringii* também foram associadas significativamente à baixa extensão de vegetação ripária. Casatti (2010) refere-se à mata ciliar como um recurso essencial para manutenção da diversidade de peixes, relacionando a diminuição da mesma com perdas de espécies, homogeneização faunística e diminuição de biomassa destes organismos. Por sua vez, *Astyanax bockmanni* e *Corydoras aeneus* indicaram também baixa vazão, além de substrato instável, e *Poecilia reticulata* foi a que melhor indicou baixa quantidade de oxigênio. Esta associação pode ser explicada pelo fato da *P. reticulata* possuir a capacidade de executar respiração superficial, na interface ar-água, para atender à demanda de oxigênio necessária em ambientes com hipóxia (KRAMER & MEHEGAN, 1981). *Poecilia reticulata* também é constantemente relacionada à ambientes

degradados, como nos trabalhos de Oliveira e Bennemann (2005), Pinto e Araújo (2007) e Vieira e Shibatta (2007), onde é caracterizada como uma espécie oportunista, comum em ambientes não conservados. Ferreira e Casatti (2006), por exemplo, utilizaram *P. reticulata* na constituição de um Índice de Integridade Biótica (IBI) correlacionando o aumento da porcentagem de sua abundância com o aumento da degradação dos habitats. Por outro lado, *Characidium zebra* indicou maior vazão, que foi uma característica de ambientes com maiores valores de diversidade, porém também indicou fundos com substratos instáveis. Segundo Casatti e Castro (1998; 2006), esta é uma espécie que ocorre em ambientes com fluxo de água relativamente alto, o que pode ser demonstrado pelo corpo tipicamente fusiforme.

O fato de a espécie *Trichomycterus diabolus* indicar baixa condutividade, característica do riacho Ubá, de melhor qualidade ambiental, reforça a proposição de que a alta condutividade pode indicar má qualidade ambiental, pois como ela mede a concentração de íons na água, seu nível elevado pode ser resultado do despejo de resíduos orgânicos, conduzindo à uma diminuição no oxigênio e consequente homogeneização das comunidades aquáticas (FELIPE & SÚAREZ, 2010). Estas relações da ictiofauna com as características físicas, químicas e hidrológicas de riachos neotropicais do Alto rio Paraná foram vistas em trabalhos como o de Felipe e Suárez (2010), que relacionaram a ictiofauna com a condutividade, profundidade e largura, além de Vieira (2011) e Abes e Agostinho (2001), que mostraram correlação das assembleias de peixes de riachos com a mata ripária e a largura de seu canal. Estas duas últimas características também foram consideradas por Aquino *et al.* (2009) e Suárez (2008).

O fato de 63,64% das espécies analisadas como possíveis indicadoras apresentarem associações significativas com uma ou mais categorias consideradas ocorreu principalmente devido à utilização de uma grande quantidade de variáveis

para a realização do índice de espécies indicadoras, sendo que cada variável possuiu uma média de 8,9 interações significativas. Isto é positivo quanto a proporcionar conhecimento sobre a relação das espécies de peixes com uma gama maior de características ambientais, o que não se vê em trabalhos prévios com peixes, tanto de riachos quanto de ambientes aquáticos maiores. Esta lacuna impõe dificuldades na interpretação dos resultados das associações obtidas no presente trabalho. Portanto, é necessário agir com cautela na hora de classificar espécies como indicadoras de degradação ou conservação ambiental, pois uma mesma espécie pode se relacionar com categorias de ambos os tipos de habitats. Mesmo considerando estas dificuldades práticas de associação em consideração, foi possível diagnosticar, além de *Poecilia reticulata*, o que já evidente em trabalhos anteriores a esse, *B. iheringii* e *G. brasiliensis* como espécies tolerantes. As duas espécies se relacionarem com características de baixa qualidade ambiental, além disso, *B. iheringii* foi abundante em todos os ambientes amostrados, o que prova sua tolerância às diferentes características ambientais, e *G. brasiliensis*, por ser altamente abundante no Água dos Anjos, indicou significativamente bem este riacho de menor qualidade ambiental. Teresa e Casatti (2012) também relacionaram a maior frequência de *G. brasiliensis* com riachos desmatados, e Castro (2003) classificou *B. iheringii* como constante em vários tipos diferentes de ambientes de riachos. Por outro lado, *Trichomycterus diabolus* pode ser considerada indicadora de boa qualidade ambiental para os riachos estudados, principalmente por ter indicado grande extensão de mata ciliar (largura > 18 m) e alta diversidade de habitats (pedaços de tronco submersos, cascalho). Trabalhos como os de Trajano (1997), Oliveira e Bennemann (2005), Galves *et al.* (2007) e Rondineli *et al.* (2009) consideraram *Trichomycterus* sp. como uma espécie sensível a impactos, podendo ser utilizada como indicadora de boa qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABES, S.S. & AGOSTINHO, A.A. (2001). Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. **Hydrobiologia**, 445: 217-227.
- AGOSTINHO, A.A. & JÚLIO Jr., H.F. (1999). Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná. *In*: LOWEL-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 374-400.
- ALEXANDRE, C.V., ESTEVES, K.E. & MOURA E MELO, M.A.M. (2010). Analysis of fish communities along a rural–urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, 641: 97-114.
- ANGERMEIER, P.L. & KARR, J.R. (1984). Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. **Transactions of the American Fisheries Society**, 113: 716-726.
- AQUINO, P.P.U., SCHNEIDER, M., MARTINS-SILVA, M.J., PADOVESI-FONSECA, C., ARAKAWA, H.B. & CAVALCANTI, D.R. (2009). The fishfauna of Parque Nacional de Brasília, upper Paraná River basin, Federal District, Central Brazil. **Biota Neotropica**, 9(1): 217-230.
- ARAÚJO, N.B. & TEJERINA-GARRO, F.L. (2007). Composição e diversidade da Ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24(4): 981-990.
- ARAÚJO, M.I., DELARIVA, R.L., BONATO, K.O. & SILVA, J.C. (2011). Fishes in first order stream in Ivaí River drainage basin, upper Paraná River Basin, Paraná State, Brazil. **Check List**, 7(6): 774-777.
- BATAINEH, M.M., OSWALD, B.P., BATAINEH, A.L., FARRISH, K.W., COBLE, D.W. & EDMINSTER, C.B. (2007). Plant communities associated with *Pinus ponderosa* forests in the Sky Islands of the Davis Mountains, Texas. **Journal of the Torrey Botanical Society**, 134: 468-478.
- CALLISTO, M., MORETTI, M. & GOULART, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 6(1): 71-82.
- CAMPOS, V.A., ODA, F.H., JUEN, L., BARTH, A. & DARTORA, A. (2013). Composition and species richness of anuran amphibians in three different habitat in an agrosystem in Central Brazilian Cerrado. **Biota Neotropica**, 13(1): 124-132.
- CARBONELL, J.A., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., BRUNO, D., ABELLÁN, P., VELASCO, J. & MILLÁN, A. (2011). Ecological factors determining the distribution and assemblages of the aquatic Hemiptera (Gerromorpha & Nepomorpha) in the Segura River basin (Spain). **Limnetica**, 30(1): 59-70.
- CASATTI, L. (2002). Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro

do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, 2(2): 1-14.

CASATTI, L. (2010). Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, 10(4): 31-34.

CASATTI, L. & CASTRO, R.M.C. (1998). A fish community of the São Francisco River headwaters riffles, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, 9: 229-242.

CASATTI, L. & CASTRO, R.M.C. (2006). Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 4(2): 203-214.

CASATTI, L., LANGEANI, F., SILVA, A.M. & CASTRO, R.M.C. (2006). Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66(2): 681-696.

CASTRO, R.J. (2003). **Regime alimentar e ecomorfologia das espécies de peixes dominantes de um afluente do reservatório de Jurumirim (alto rio Paranapanema, São Paulo)**. Tese (Doutorado)-Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

CLARKE, R. & WARWICK, R.M. (1994). **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: NERC, 187p.

DAGA, V.S., GUBIANI, E.A. & BAUMGARTNER, G. (2012). Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 10(3): 643-652.

DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, 67(3): 345-366.

DUKOWSKA, M., GRZYBKOWSKA, M., KRUK, A. & SZCZERKOWSKA-MAJCHRZAK, E. (2013). Food niche partitioning between perch and ruffe: Combined use of a self-organising map and the IndVal index for analysing fish diet. **Ecological Modelling**, 265: 221-229.

FELIPE, T.R.A. & SÚAREZ, Y.R. (2010). Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto Rio Paraná. **Biota Neotropica**, 10(2): 143-151.

FERREIRA, C.P. & CASATTI, L. (2006). Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, 6(3): 1-25.

GALVES, W., JEREP, F.C. & SHIBATTA, A.O. (2007). Estudo da condição ambiental pelo levantamento de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, Paraná, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 2(1): 55-65.

GRAÇA, W.J. & PAVANELLI, C.S. (2007). **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: Eduem, 241p.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001). **PAST**: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>.

IPARDES. (2004). **Mesorregião Geográfica Norte Pioneiro Paranaense**. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba: BRDE, 141p.

KARR, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, 6(6): 21-27.

KRAMER, D.L. & MEHEGAN, J.P. (1981). Aquatic surface respiration, an adaptive response to hypoxia in the guppy, *Poecilia reticulata* (Pisces, Poeciliidae). **Environmental Biology of Fishes**, 6(3/4): 299-313.

LANGANI, 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 Neotropica**, 5(1): 181-197.

MACHADO, N.G., VENTICINQUE, E.M. & PENHA, J. (2011). Effect of environmental quality and mesohabitat structure on a Biotic Integrity Index based on fish assemblages of cerrado streams from Rio Cuiabá basin. **Brazilian Journal of Biology**, 71(3): 577-586.

MCCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1997). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 3,0. **MjM Software**. Oregon, Gleneden Beach.

MCGEOCH, M.A. & CHOWN, S.L. (1998). Scaling up the value of bioindicators. **Trends in Ecology and Evolution**, 13: 46-47.

MIKUSINSKI, G., GROMADZKI, M., CHYLARECKI, P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. **Conservation Biology**, 15: 208-217.

OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H. & WAGNER, H. (2013). **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.0-8. <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.

OLIVEIRA, D.C. & BENNEMANN, S.T. (2005). Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, 5(1): 95-107.

OYAKAWA, O.T., AKAMA, A., MAUTARI, K.C. & NOLASCO, J.C. (2006). **Peixes de riachos da Mata Atlântica**. São Paulo: Editora Neotropica, 201p.

PENCZAK, T. (2009). Fish assemblage compositions after implementation of the IndVal method on the Narew River system. **Ecological Modeling**, 220: 419-423.

PENCZAK, T., GLOWACKI, L., KRUK, A. & GALICKA, W. (2012). Implementation of a

self-organizing map for investigation of impoundment impact on fish assemblages in a large, lowland river: Long-term study. **Ecological Modeling**, 227: 64-71.

PINTO, B.C.T. & ARAÚJO, F.F.G. (2007). Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 50(3): 489-502.

R CORE TEAM. (2013). R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O. & FERRARIS JR., C.J. (Org.). (2003). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 729p.

RONDINELI, G.R., CARAMASSI, A.L. & BRAGA, F.M. (2009). Population biology of *Trichomycterus* sp. (Siluriformes, Trichomycteridae) in Passa Cinco Stream, Corumbataí River subbasin, São Paulo State, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 69(3): 925-934.

SEMA/PR. (2013). **Bacias Hidrográficas do Paraná: série histórica**. 2.ed. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do estado do Paraná. Disponível em: <http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/Revista_Bacias_Hidrograficas_do_Parana.pdf>. Acessado em abril de 2013.

SHAWKEY, M.D., FIRESTONE, M.K., BRODIE, E.L. & BEISSINGER, S.R. (2009). Avian incubation inhibits growth and diversification of bacterial assemblages on eggs. **Plos one**, 4(2): e4522.

SHIBATTA, O.A. & CHEIDA, C.C. (2003). Composição em tamanho dos peixes (Actinopterygii, Teleostei) de ribeirões da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20(3): 469-473.

SILVA, C.P.D. (1995). Community structure of in urban and natural streams in the Central Amazon. **Amazoniana**, 8(3/4): 221-236.

SOUZA, H.M.L., CABETTE, H.S.R. & JUEN, H. (2011). Baetidae (Insecta, Ephemeroptera) em córregos do cerrado matogrossense sob diferentes níveis de preservação ambiental. **Iheringia, Série Zoologia**, 101(3): 181-190.

STEVAUX, J.C., SOUZA-FILHO, E.E. & JABUR, I.C. (1997). A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A. & HAHN, N.S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 47-72.

SÚAREZ, Y.R. (2008). Spatial and temporal variation in fish species diversity and composition in streams of Ivinhema River basin, upper Paraná River. **Biota Neotropica**, 8(3): 197-204.

TERESA, F.B. & CASATTI, L. (2012). Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland

streams. **Ecology of Freshwater Fish**, 21: 433-442.

TRAJANO, E. (1997). Population ecology of *Trichomycterus itacarambiensis*, a cave catfish from eastern Brazil (Siluriformes, Trichomycteridae). **Environmental Biology of Fishes**, 50: 357-369.

VARI, R.P. & MALABARBA, L.R. (1998). Neotropical Ichthyology: an overview. *In*: MALABARBA, L.R. & REIS, R.P. (Eds.). **Phylogeny and classification of neotropical fishes**. EDIPUCRS, p. 1-11.

VIEIRA, T.B. (2011). **Influência da mata ripária na estrutura das assembleias de peixes de riachos da bacia do alto rio Paraná em Goiás, Brasil**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Goiânia, 64p.

VIEIRA, D.B. & SHIBATTA, O.A. (2007). Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, 7(1): 57-65.

ANEXO A

Protocolo de avaliação ambiental aplicado no presente estudo, modificado de Callisto *et al.* (2001).

Parâmetros de hábitat	Ótimo (3 pontos)	Sub-ótimo (2 pontos)	Mediano (1 ponto)	Pobre (0 pontos)
Tipos de fundos.	Mais de 50% com hábitats diversificados (pedaços de tronco submersos, cascalho) e estáveis.	30 a 50% de hábitats diversificados, sem evidência de alteração por erosão ou assoreamento.	10 a 30% de hábitats diversificados; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de hábitats diversificados; pobreza de hábitats; substrato homogêneo ou ausente.
Largura dos remansos.	Rápidos e remansos bem desenvolvidos; remansos tão largos quanto o riacho, e com o comprimento igual ao dobro da largura do riacho.	Remansos com a largura igual a do riacho, mas com comprimento menor que o dobro da largura do riacho.	Trechos rápidos ausentes; remansos não tão largos quanto o riacho e seu comprimento menor que o dobro da largura do riacho.	Remansos rápidos ou inexistentes.
Frequência de remansos (ou curvas).	Remansos relativamente frequentes; distância entre remansos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Remansos não frequentes; distância entre remanescentes dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Remansos ou curvas ocasionais; hábitats formados pelos contornos do fundo; distância entre remansos dividida pela largura do riacho entre 15 e 25.	Remansos rasos ou ausentes; lâmina d'água "lisa"; distância entre remansos dividida pela largura do rio > 25.
Tipo de substrato.	Seixos (pedras) abundantes.	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo principalmente formado por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo instável; seixos ausentes.
Deposição de lama.	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama (silte e argila).	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
Depósitos sedimentares.	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo; principalmente aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado, suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens, entre 30 e 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, margens assoreadas; mais de 50% do fundo modificado;

Alteração do canal do rio.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens cimentadas; acima de 80% do rio modificado.
Características do fluxo.	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" expostos.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
Estabilidade das margens (cada margem).	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
Extensão da vegetação ripária (cada margem).	Largura da vegetação ripária > 18 m; sem influência de atividades antrópicas (pastos, estradas, etc).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.