
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ZOOLOGIA)**

**ICTIOFAUNA DE RIACHOS NA PLANÍCIE COSTEIRA DA BACIA
DO RIO ITANHAÉM, LITORAL SUL DE SÃO PAULO**

FABIO COP FERREIRA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia).

Agosto - 2007

ICTIOFAUNA DE RIACHOS NA PLANÍCIE COSTEIRA DA BACIA DO RIO ITANHAÉM, LITORAL SUL DE SÃO PAULO

FABIO COP FERREIRA

Orientador: Prof. Dr. MIGUEL PETRERE JÚNIOR

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências do Câmpus
de Rio Claro, Universidade
Estadual Paulista, como parte dos
requisitos para obtenção do título
de Mestre em Ciências Biológicas
(Zoologia).

Rio Claro
Estado de São Paulo – Brasil
Agosto de 2007

*À Ursulla por seu amor
e às minhas famílias paulista, baiana
e mineira*

*Obrigado a todos vocês por existirem
em minha vida*

Agradecimentos

À Universidade Estadual Paulista e aos Departamentos de Ecologia e de Zoologia pela infra-estrutura oferecida para realização desta dissertação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, a seus professores e ao Instituto de Biociências – UNESP, Rio Claro.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

À FAPESP pelo auxílio financeiro, processo nº 05/58185-0.

Ao IBAMA e ao COTEC pela concessão das licenças de pesca científica.

Ao meu orientador Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., agradeço pelas inúmeras oportunidades de aprendizado, que foram muito além do âmbito profissional. A forma honesta de construir suas relações pessoais e profissionais não deixa dúvidas sobre nosso papel e sobre nossas responsabilidades como orientando, cientista e como pessoa, dentro e fora de sua sala. Esta honestidade se traduz numa frase que sempre diz: “Você tem a obrigação comigo e com você de fazer seu trabalho no máximo de sua capacidade e boa vontade”. Na realidade, acredito não haver outro modo que valha o esforço. Este e inúmeros outros ensinamentos foram responsáveis por um amadurecimento e um autoconhecimento que levo para a vida toda. Portanto meu agradecimento deixa de ser mera formalidade, é um agradecimento sincero por todos estes ensinamentos, pelos bons momentos, por ter sido meu guia neste caminho que escolhi e pela inestimável amizade. Muito Obrigado!

Este trabalho fecha mais um período do qual fizeram parte uma porção de amigos, alguns novos e outros não tão novos assim. Agradeço a todos eles e, em especial, à turma que esteve presente em praticamente todos os momentos destes dois anos e pouco, sem dúvida nada monótonos. Posso dizer que sem esta turma, a dissertação jamais teria saído do projeto e, assim, o trabalho também é, em parte, dela. Ao Ganso por ter topado, numa conversa muito maluca, trabalhar em Itanhaém durante nossos mestrados, pela ajuda na organização das coletas, no trabalho de campo, na triagem do material, no reconhecimento da região e por outras inúmeras fases do trabalho. Ao Alberto e à Giu pela amizade e pela força em todas as coletas. Sem o Alberto provavelmente eu estaria até agora em Itanhaém atolado numa poça de barro, com o carro quebrado, sem combustível, sem bateria, sem freio A Giu com sua organização impecável realizou algumas partes do trabalho de campo das quais eu praticamente só tomava conhecimento depois de prontas. À Ur por estar presente em todas as etapas do trabalho, desde a leitura do projeto inicial até a leitura final e impecável da dissertação, com suas dicas, correções e sugestões. Participou de praticamente todas as coletas de campo, me ajudando a organizar o material, a controlar as despesas e triar os peixes em campo e em laboratório, etc...

Mas agradeço a Ur especialmente por estar presente em minha vida pessoal de forma tão intensa. Sua companhia, seu apoio e seu amor foram responsáveis pelos momentos mais felizes destes anos. Muito obrigado por fazer parte de minha vida desta forma!

Ao Carlos, técnico do Departamento de Ecologia pela participação nas viagens a campo, ajudando em todas as coletas, desde a captura dos peixes até a medição das variáveis físicas e químicas. Também pelas porções de camarão e até pelas piadas!

Aos outros amigos que ajudaram nas idas e coletas de campo, Henrique, Dani, Paul, Amarilis e Soraia e Daniel. Ao Henrique pelas conversas inspiradoras!!! em vários momentos destes últimos anos e pelas incursões rio acima, a Dani pelo carinho, alegria e amizade e ao Daniel pela enorme amizade e por ter topado ir a Itanhaém procurar uns riachos que até então só existiam na minha cabeça.

Ao Prof. Dr. Antônio Fernando Monteiro Camargo pela disponibilização dos materiais para as medidas físicas e químicas, da Toyota e da infra-estrutura em Itanhaém, além das aulas e conversas formais e informais sobre a bacia do Itanhaém.

Ao Prof. Dr. Francisco Manoel de Souza Braga pela disponibilização do material de pesca elétrica e demais acessórios e por suas aulas de graduação e pós-graduação.

Ao Prof. Dr. Heraldo Antônio Britski pela prontidão na identificação dos peixes nos momentos iniciais e finais desta dissertação.

Ao Prof. Dr. Marcelo Ribeiro de Britto também pela prontidão no auxílio via e-mail sobre os caracteres de identificação dos *Scleromystax macropterus*.

À Prof^a. Dr^a. Ilana Fichberg e ao Prof. Dr. Osvaldo Takeshi Oyakawa pela identificação dos *Rineloricaria*.

À Prefeitura de Itanhaém pelo alojamento e pela infra-estrutura, e em especial ao seu Zé e esposa.

Aos proprietários das fazendas Mambu e Caepupu em Itanhaém que permitiram o acesso a muitos dos pontos de coleta.

Ao Prof. Dr. Maurício Cetra, responsável por grande parte de minha formação profissional desde o início da graduação. Na realidade o professor Maurício foi e continua sendo um orientador informal em tudo aquilo que se refere a este trabalho. Ao grande amigo Maurício Cetra e à Dedé pelos anos de convívio, pela energia positiva e, muito obrigado pela hospitalidade e pelas melhores férias de minha vida, regada a muita pimenta !!!!

Ao Prof. Dr. Yzel Rondon Suárez. Muito obrigado pelos ensinamentos, convívio, almoços e amizade durante sua rápida estadia em Rio Claro.

Ao Prof. Dr. Bryan F. J. Manly pelas excelentes aulas, sem as quais grande parte desta dissertação não seria possível.

Ao Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva por ter me apresentado a bacia do rio Itanhaém no final da graduação.

Aos funcionários dos Departamentos de Ecologia, de Zoologia e da biblioteca que me auxiliaram em diversas ocasiões.

Aos grandes amigos que participaram efetivamente desta dissertação me fazendo esquecer dela, Cris, Pablo, Mirela, Silvana, Kaiser, Leslie, Fadini, Cachorrão, Dri, Edson, Tuti, Débora, René, Fernandão, Lú e Eduardo.

Ao Pablo também pela ajuda na impressão final.

Novamente ao Miguel e à Tuca por acolherem este morto de fome em inesquecíveis almoços de domingo!

À minha mãe e irmã pelo amor e carinho e ao meu pai e irmão pelos momentos inesquecíveis.

Aos meus tios Miriam e Valter por serem a família que são.

Ao Zezinho, Toninha e Selma pelo carinho e hospitalidade.

À Dra. Neuza e à Dra. Rosa pela paz de espírito.

Ao inventor do Voyage-VW e, especialmente, aos construtores do Podrão (também conhecido como Batmóvel), o melhor veículo de campo que já se viu!

ÍNDICE

	Página
LISTA DE TABELAS	i
LISTA DE FIGURAS	iii
RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. MATERIAL E MÉTODOS	7
3.1. Área de estudo	7
3.1.1. Hidrografia	11
3.1.1.1. Sub-bacia do rio Preto	11
3.1.1.2. Sub-bacia do rio Branco	13
3.1.1.3. Sub-bacia do rio Mambú	14
3.1.1.4. Sub-bacia do rio Aguapeú	14
3.1.1.5. Rio Itanhaém	15
3.2. Delineamento amostral	16
3.2.1. Locais de coleta	17
3.2.2. Coleta da ictiofauna	20
3.2.3. Coletas das variáveis ambientais	21
3.2.3.1. Variáveis físicas e químicas da água	21
3.2.3.2. Variáveis estruturais	21
3.2.3.3. Estado de preservação da vegetação	22
3.3. Análise de dados	23
3.3.1. Riqueza e esforço amostral	23
3.3.1.1. Estimadores de riqueza	23
3.3.1.1.1. Estimador Chao 1	23
3.3.1.1.2. Estimador Chao 2	24
3.3.1.1.3. Estimador Jackknife de primeira ordem (Jack 1)	25
3.3.1.1.4. Estimador Jackknife de segunda ordem (Jack 2)	26
3.3.1.2. Curvas de acumulação	26
3.3.2. Padrões de espécie-abundância	28
3.3.2.1. Modelos de partição de recursos	28

3.3.2.1.1. Ajuste dos modelos às assembléias nas sub-bacias	31
3.3.2.2. Abundância relativa em peso e número de indivíduos	34
3.3.3. Riqueza, número de indivíduos e peso total	35
3.3.4. Padrões de similaridade	36
3.3.4.1. Agrupamento de espécies	36
3.3.4.2. Ordenação das variáveis ambientais	38
3.3.4.2.1. Seleção dos eixos da PCA	38
3.3.4.2.2. Seleção das variáveis	39
3.3.5. Frequência de ocorrência e abundância das espécies	39
4. RESULTADOS	41
4.1. Descrição geral e composição da ictiofauna	41
4.2. Riqueza e esforço amostral	45
4.2.1. Estimadores de riqueza e curvas de acumulação	45
4.3. Padrões de espécie-abundância	50
4.3.1. Modelos de partição de recursos	50
4.3.2. Abundância relativa em peso e número de indivíduos	54
4.4. Riqueza, número de indivíduos e peso total	55
4.5. Padrões de similaridade	57
4.5.1. Agrupamento de espécies	57
4.5.2. Ordenação das variáveis ambientais	62
4.6. Frequência de ocorrência e abundância das espécies	69
5. DISCUSSÃO	77
5.1. Composição da ictiofauna	77
5.2. Riqueza e esforço amostral	80
5.3. Estrutura das assembléias	83
5.3.1. Riachos de restinga	91
5.4. Frequência de ocorrência e abundância das espécies	97
6. CONCLUSÕES	101
7. LITERATURA CITADA	103
ANEXOS	119

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1: Descrição dos locais de coleta. Bc – riachos da sub-bacia do rio Branco, Mb – riachos da sub-bacia do rio Mambú, Pc – riachos de águas claras da sub-bacia do rio Preto, Pp – riachos de águas pretas (riachos de restinga) da sub-bacia do rio Preto. Id – identificação dos pontos conforme a Figura 2	17
Tabela 2: Categorias de substrato, baseado no comprimento do maior eixo em milímetros	21
Tabela 3: Categorias de velocidade superficial da água	23
Tabela 4: Comparações de cada média com a respectiva série de referência para obtenção da distribuição T_{MX} . Modificado de Cassey & King (2001). O processo para obtenção de T_{VX} é semelhante	33
Tabela 5: Lista das espécies capturadas nos riachos de Planície Costeira da bacia do rio Itanhaém no ano de 2006. Baseado em Buckup <i>et al.</i> (2007)	41
Tabela 6: Lista de espécies capturadas com o número de indivíduos (N_t), peso total em gramas ($P_{t(g)}$), comprimento padrão médio ($\bar{C}p_{(cm)}$), mínimo (Cp_{min}) e máximo (Cp_{max}) em centímetros e peso individual médio ($\bar{P}_{(g)}$), mínimo (P_{min}) e máximo (P_{max}) em gramas	44
Tabela 7: Número de amostras, riqueza (S) e número de indivíduos (N) por coleta. Entre parênteses estão os valores acumulados	45
Tabela 8: Estimativas de riqueza para o conjunto de riachos amostrados em 2006 na bacia do rio itanhaém. $\hat{S}$ – valor de estimador, dp – desvio padrão, IC 95% - intervalo de confiança a 95%	46
Tabela 9: Resultado do teste de Monte Carlo para o ajuste dos padrões de abundância relativa aos modelos de Tokeshi. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga, T – valores observados da estatística de ajuste para a média (T_M) e para a variância (T_V), p - probabilidade de ajuste dos dados ao modelo (p_M – probabilidade de ajuste para a média e p_V – probabilidade de ajuste para a variância). Distribuição de T obtida após 4999 simulações. Nível de significância adotado $\alpha = 0.05$	51
Tabela 10: Ajuste dos dados ao modelo “Power fraction”. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga, $k_{ótimo}$ = valor de k para o qual a média e a variância apresentaram as maiores probabilidades de ajuste. A amplitude de k define os intervalos em que as probabilidades de ajuste para a média e para a variância foram ambas maiores que 0.05	51

Tabela 11: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: estatística W (Eq. 12). gl – graus de liberdade, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor de probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade	54
Tabela 12: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: Riqueza de espécies. SQ – soma dos quadrados, gl – graus de liberdade, QM – quadrado médio, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor da probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade	56
Tabela 13: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: Logaritmo natural do número de indivíduos. SQ – soma dos quadrados, gl – graus de liberdade, QM – quadrado médio, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor da probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade	56
Tabela 14: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: Logaritmo natural do peso total em gramas. SQ – soma dos quadrados, gl – graus de liberdade, QM – quadrado médio, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor da probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade	56
Tabela 15: Grupos de espécies (composição e abundância numérica) evidenciados no NMDS. Valores médios, mínimos, máximos e totais de riqueza, número de indivíduos e peso por grupo	60
Tabela 16: Resultados da análise de componentes principais sobre as variáveis ambientais. Foram excluídos os riachos de restinga (ver texto). O ₂ : oxigênio dissolvido; Lm, Lcv, Lmax, Pm, Pcv, Pmax: largura e profundidade média, máxima e coeficiente de variação; p: probabilidade de significância dos autovalores. Entre parênteses a probabilidade de significância dos autovetores em cada eixo. Valores de probabilidades obtidos após 4999 aleatorizações. Nível de significância estabelecido em 5%	65
Tabela 17: Resultado da regressão múltipla entre o logaritmo natural da riqueza <i>versus</i> os três primeiros eixos da PCA, o logaritmo natural do número de indivíduos (ln N) e do peso em gramas (ln P). SE= erro padrão, t = valor de t, p = probabilidade de significância do valor de t. Nível estabelecido de significância $\alpha = 5\%$	65
Tabela 18: Grupos formados pelas combinações dos níveis de importância das espécies, relacionados respectivamente à frequência de ocorrência, à representatividade numérica e à representatividade em peso. Níveis de importância: 1 - Baixo, 2 - Médio, 3 - Alto (ver Material e Métodos)	74
Tabela 19: Resultado do Teste-t para comparação entre o comprimento médio das espécies capturadas nos riachos de águas claras e de águas pretas. N = número de indivíduos, $\bar{C}p$ = comprimento padrão médio em centímetros, dp = desvio padrão, $C_{\min}$ = Comprimento padrão mínimo, $C_{\max}$ = Comprimento padrão máximo, t – valor de t, p = probabilidade. Nível de significância estabelecido $\alpha = 5\%$	76

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Localização da bacia do rio Itanhaém, seus compartimentos fisiográficos e rios principais. I – Planalto, II – Serras de Encosta e III – Planície Costeira (Modificado de www.ibge.gov.br)	9
Figura 2: Mapa hidrográfico da Bacia do rio Itanhaém, modificado de Leung (1999) e pontos de coleta. A numeração de 1 a 8 será utilizada ao longo do texto para identificar cada riacho. Os pontos 7 e 8 em cinza são os riachos de restinga	10
Figura 3: Vertentes formadoras da sub-bacia do rio Preto. A – rio Itariru, B – rio Castro, C – rio Panema, D – riacho dentro do Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Pedro de Toledo	12
Figura 4: Áreas de plantio de banana na sub-bacia do rio Branco. A – rio Branco, B – riacho tributário	13
Figura 5: Sub-bacia do rio Mambú. A – rio Mambú, B – Barragem próxima a captação	14
Figura 6: Trechos final (A) e médio (B) do rio Aguapeú	15
Figura 7: Rio Itanhaém	16
Figura 8: Pontos de coleta. 1 e 2 – Sub-bacia do rio Branco; 3 e 4 – Sub-bacia do rio Mambú; 5 e 6 – Sub-bacia do rio Preto (águas claras); 7 e 8 – Sub-bacia do rio Preto (riachos de restinga). A numeração segue a Figura 2 e Tabela 1	19
Figura 9: Representação esquemática da construção dos modelos de divisão de recursos. Modificado de Tokeshi (1999)	30
Figura 10: Padrões de espécie abundância descritos pelos modelos de Tokeshi. a: “Dominance pre-emption”, “Random assortment”, “Random fraction”, “MacArthur fraction” e “Dominance decay”. b: Modelo “Power fraction” para valores de k tendendo de $-\infty$ a $+\infty$	30
Figura 11: Posição do valor observado (T_{M0}) em relação à distribuição de frequência dos valores de T_M gerada por um modelo qualquer. Neste exemplo, com $\alpha = 5\%$, rejeita-se a hipótese de que o valor observado faça parte dos esperados para o modelo ($p = 3.98\%$). O mesmo procedimento vale para a comparação de T_{V0}	33
Figura 12: Representatividade das famílias na amostragem dos riachos da bacia do rio Itanhaém no ano de 2006	43
Figura 13: Curvas de acumulação para todos os riachos, apresentando os valores médios obtidos após 200 aleatorizações na seleção das amostras. S_{obs} : número médio de espécies esperado, Chao 1, Chao 2, Jack 1, Jack 2: Estimadores de riqueza. A linha horizontal representa a riqueza observada	47
Figura 14: Curvas de acumulação de espécies obtidas para as sub-bacias após 200 aleatorizações na seleção dos indivíduos. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga	48

Figura 15: Curvas de acumulação de espécies e comportamento do estimador Chao 1 para o aumento do esforço amostral nas sub-bacias. Valores médios obtidos após 200 aleatorizações na seleção dos indivíduos. a – Sub-bacia do rio Branco, b – Sub-bacia do rio Mambú, c – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, d – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga	49
Figura 16: Médias dos padrões de abundância relativa em peso (linhas contínuas) comparadas aos intervalos de confiança a 95% preditos pelos modelos “Random assortment” (a, c, e, g) e “Random fraction” (b, d, f, h). a, b – Sub-bacia do rio Branco (Bc), c, d – Sub-bacia do rio Mambú (Mb), e, f – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras (Pc), g, h – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga (Pp) ...	52
Figura 17: Curvas de ajuste ao modelo “Power fraction”. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga. As linhas contínuas descrevem o ajuste da média dos padrões de abundancia relativa e as linhas tracejadas o ajuste da variância destes padrões. A linha horizontal pontilhada delimita o valor de $\alpha = 0.05$, definida como probabilidade mínima para aceitar o ajuste dos dados ao modelo	53
Figura 18: Distribuição da estatística W (Eq. 12) entre as sub-bacias. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga	54
Figura 19: Resultado do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na matriz de distância de Bray-Curtis. a – Dimensão 1 <i>versus</i> Dimensão 2, b - Dimensão 2 <i>versus</i> Dimensão 3. <i>Stress</i> = 0.09. Vegetação de entorno predominante: AG - área agrícola, ME - mata atlântica de encosta e MR - mata de restinga. Estado de preservação da vegetação ripária: AS - ausente, PD - parcialmente desmatada, PR – preservada	59
Figura 20: Distribuição dos riachos nas dimensões 1, 2 e 3 do NMDS (distância de Bray-Curtis) com relação à sub-bacia (a, b, c), ao tipo de vegetação do entorno (d, e, f), ao estado de preservação da vegetação ripária (g, h, i) e à porcentagem de sombreamento (j, k, e). Valores de mediana, 1º e 3º quartis e extremos superior e inferior	61
Figura 21: Distribuição das classes de velocidade, tipo de substratos e variáveis físicas e químicas por sub-bacia. Valores de mediana, 1º e 3º quartis e extremos superior e inferior	64
Figura 22: Projeção dos escores das variáveis ambientais e dos pontos amostrados resultante da análise de componentes principais (PCA). Os riachos de restinga foram excluídos da análise (ver texto). a – Componente Principal 1 <i>versus</i> Componente Principal 2, b – Componente Principal 2 <i>versus</i> Componente Principal 3	66
Figura 23: Gráficos de dispersão entre os componentes principais 1, 2 e 3 e as variáveis com autovetores significativos a 5%, conforme a Tabela 16	67
Figura 24: Gráficos de dispersão entre o logaritmo natural da riqueza e os três primeiros eixos da PCA	68

Figura 25: Relação entre a representatividade em peso (P' , gramas) e em número de indivíduos (N'). As classificações <i>Alto</i> , <i>Médio</i> e <i>Baixo</i> referem-se aos níveis de importância das espécies, definidos pelos limites de corte	71
Figura 26: Relação entre a representatividade em número de indivíduos (N') e a frequência de ocorrência das espécies (F_o). As classificações <i>Alto</i> , <i>Médio</i> e <i>Baixo</i> referem-se aos níveis de importância das espécies, definido pelos limites de corte	72
Figura 27: Relação entre a representatividade em peso (P' , gramas) e a frequência de ocorrência das espécies. As classificações <i>Alto</i> , <i>Médio</i> e <i>Baixo</i> referem-se aos níveis de importância das espécies, definidos pelos limites de corte	73
Figura 28: Gráfico de dispersão entre o número de espécies raras (S_R) e o número total de espécies coletadas (S) em cada amostra. r : coeficiente de correlação de Spearman	76

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar a estrutura das assembléias de peixes de riachos na planície costeira da bacia do rio Itanhaém, litoral sul do estado de São Paulo. A bacia fica próxima de grandes centros urbanos, mas ainda apresenta, em vários pontos, uma vegetação bem preservada, sobretudo nas áreas do Parque Estadual da Serra do Mar. Até o momento inexistiam dados sobre a composição da ictiofauna de seus riachos, e os poucos trabalhos publicados restringem-se aos canais principais e à região estuarina. Na planície costeira há dois tipos de riachos: (i) de águas claras e bem oxigenadas e (ii) riachos de restinga, de águas escuras, ácidas e com pouco oxigênio dissolvido. O estado de preservação do entorno varia desde trechos com vegetação ripária bem estruturada a locais onde esta vegetação foi completamente removida para a implementação de agricultura. As coletas foram feitas trimestralmente em oito riachos distribuídos em quatro sub-bacias (dos rios Branco, Mambú, Preto e nos riachos de restinga). Os peixes foram capturados com um aparelho de pesca elétrica, percorrendo um trecho de 50 m do sentido jusante-montante. Depois de capturados, foram fixados em formol 10% e, em laboratório identificados, medidos e pesados. Em campo foram medidas as variáveis de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, turbidez (NTU), condutividade (mScm^{-1}) e oxigênio dissolvido, calculando os valores médios (após três leituras), a estrutura física do canal e o estado de preservação do entorno. A riqueza total foi calculada por estimadores não paramétricos. Curvas de acumulação de espécies foram utilizadas para avaliar a eficiência destes estimadores e para comparar a proporção de espécies acidentais em cada sub-bacia. As distribuições de espécie-abundância em peso foram ajustadas a modelos estocásticos de partição de recursos, e as relações destas com as distribuições em número verificadas pela estatística W (curva ABC). Análises de variância de medidas repetidas foram utilizadas para comparar a riqueza, o número de indivíduos e o peso total entre as sub-bacias e entre os períodos de coleta. Os padrões de similaridade foram analisados pelo escalonamento multidimensional não-métrico e pela análise de componentes principais. As espécies foram classificadas quanto à frequência de ocorrência e à representatividade média em número e em peso. Ao todo foram coletadas 37 espécies em 30 amostras. A riqueza estimada variou entre 37 e 45 espécies, sendo os estimadores Jackknife 1 e Jackknife 2 os mais eficientes para amostras pequenas. Jackknife 1 utiliza dados de abundância, enquanto Jackknife 2 somente a

presença ou ausência das espécies. A sub-bacia do rio Mambú e os riachos de restinga tiveram os maiores padrões de equitabilidade em peso, seguidos pelos riachos de águas claras da sub-bacia do rio Preto e da sub-bacia do rio Branco. As distribuições em número são mais uniformes que as distribuições em peso. O modelo “Power-fraction” foi mais sensível em captar as diferenças entre os padrões de espécie-abundância do que os modelos discretos. Os padrões de similaridade agruparam os pontos primariamente com base nas diferenças entre os riachos de águas claras e de restinga e, secundariamente, com base no estado de preservação da vegetação ripária e de utilização do entorno. Os riachos de restinga foram caracterizados pela elevada abundância numérica com predominância de peixes pequenos e muitas espécies exclusivas, algumas na lista de espécies ameaçadas de extinção. A classificação com base na frequência de ocorrência e na representatividade em número e em peso foi eficiente, organizando as espécies dos riachos em grupos bem definidos.

Palavras-chave: Bacia do Leste, Bacia do rio Itanhaém, riachos de restinga, peixes de riachos, estrutura de comunidades, curvas de acumulação, distribuição de espécie-abundância, modelos estocásticos de partição de recursos.

ABSTRACT

The main objective of this dissertation was to study the stream fish assemblage structure of the coastal plain of the Itanhaém river basin, in the State of São Paulo, Brazil. Fish collections were accomplished in eight streams, sampled four times during the year of 2006, in the months of February, May, August and November, in four sub-basins (of the rivers Branco, Mambú, Preto and in sandbank streams). The Itanhaém river basin is close to large urban centers, but it still presents, in several points, a well preserved surrounding vegetation, mainly in the areas of the Parque Estadual da Serra do Mar, a poorly studied site. In the coastal plain there are two types of streams: (i) clearwaters, which are very oxygenated and (ii) blackwaters sandbank streams, poorly oxygenated and with acidic waters. The surroundings varies from stretches with marginal vegetation well preserved to places it was completely cleared for agriculture. The fish were caught with an electric fishing apparatus, along a 50 m stretch upriver, each time. The fish were preserved in 10% formalin and, in laboratory identified (species level), measured (SL) and weighed (g, total). In the field the following traits were measured: temperature ($^{\circ}\text{C}$), pH, turbidity (NTU), conductivity (μScm^{-1}) and dissolved oxygen (mg/l), when calculating the mean of three successive readings. The physical structure of the channel and the vegetation status were visually assessed. Fish richness was calculated by non-parametric estimators. Accumulation species curves were drawn to evaluate the efficiency of these estimators and to compare the proportion of accidental species in each sub-basin. The species-abundance distributions in weight were adjusted to resource partitioning stochastic models, and the relationships of these with the distributions in numbers were verified by W statistics (ABC curves). Repeated measures analyses of variance were applied in order to compare richness, the number of individuals and the total weight among the sub-basins and among the collection periods. The similarity patterns were analyzed by the non-metric multidimensional scaling and by PCA. Species were categorized according to their frequency of occurrence and to their mean abundance in number and in weight. In the whole 37 species were collected in 30 samples. The estimated total richness varied between 37 and 45 species, being the Jackknife 1 and Jackknife 2 the most efficient richness estimators for small samples. Jackknife 1 uses abundance data, while Jackknife 2 only uses the presence/absence species data. The sub-basin of the river Mambú and the sandbank streams presented the higher

equitability patterns in weight, followed by the clearwater streams of rivers Preto and Branco sub-basins. The distributions in number are more uniform than in weight. The “Power-fraction” model was more sensitive in showing the differences between the species-abundance patterns than the discret models. The similarity patterns grouped the collecting points first considering the differences between the clearwater and sandbank streams and, secondarily based in the marginal vegetation preservation status and surrounding uses. The sandbank streams were characterized by high numeric abundance with predominance of small sized fish and many exclusive species, some in the IUCN red list. The classification based in fish frequency of occurrence and their representativeness in number and in weight was efficient in order to organize the stream fish species in well defined groups.

Keywords: Brazilian East basin, Itanhaém river, sandbank streams, stream fishes, fish community' structure, accumulation curves, species-abundance distribution, stochastic resource partitioning models.

1. INTRODUÇÃO

O estudo da estrutura de comunidades fundamenta-se na busca de padrões que surgem como propriedades quantitativamente mensuráveis de grupos de espécies, convivendo num mesmo tempo e espaço (BEGON *et al.*, 2006). A esperança é que estas propriedades sejam previsíveis e que se repitam ao longo de gradientes ecológicos ou de ciclos temporais. Por outro lado, se forem simplesmente resultado de agregações aleatórias, análises subseqüentes, bem como a inferência dos processos causais, tornam-se irrelevantes (JACKSON *et al.*, 2001).

A visão de uma comunidade organizada foi colocada inicialmente por Clemments (1916), com respeito aos processos de sucessão ecológica em plantas. Esta organização seria mantida, sobretudo, por interações biológicas. Já a visão de Gleason (1917, 1926) descrevia uma comunidade como agrupamentos ao acaso, onde cada espécie responderia de forma independente às condições impostas pelo ambiente. Na prática, a comunidade se insere num contínuo entre estes dois extremos, e a dificuldade consiste em verificar os componentes determinísticos e estocásticos agindo sobre sua estrutura (MATTHEWS, 1998, LEIBOLD; MIKKELSON, 2002, TILMAN, 2004, CHASE, 2005, GEWIN, 2006, CLARK *et al.*, 2007, MOUILLOT, 2007)

Poucos estudos têm lidado com toda a comunidade (HEINO *et al.*, 2005). A maioria limita-se a grupos filogeneticamente relacionados, denominados assembléias (MAGURRAN, 2004). Apesar de alguns trabalhos terem encontrado assembléias puramente aleatórias (GROSSMAN *et al.*, 1982, OBERDORFF *et al.*, 1998), grande parte da teoria baseia-se em padrões determinísticos de partição de recursos e de associação de espécies (MACARTHUR, 1957, 1958, 1960, 1967, 1968, DIAMOND, 1975, PERES-NETO, 1995, PERES-NETO *et al.*, 1995, PERES-NETO *et al.*, 2001, SÚAREZ *et al.*, 2001, OKADA *et al.*, 2003, SMITH *et al.*, 2003, PERES-NETO, 2004, SÚAREZ; PETRERE JR., 2005, CETRA; PETRERE JR., 2006, SÚAREZ; PETRERE JR., 2006, 2007, CETRA; PETRERE JR., 2007, FERREIRA; PETRERE JR., 2007).

Entretanto, estes padrões não significam por si só a ocorrência de interações bióticas, podendo surgir por respostas similares, mas individuais a uma mesma condição

ambiental. Enquanto o controle biótico é visto como um fator intrínseco, as respostas aos efeitos ambientais são entendidas como fatores extrínsecos aos quais a assembléia está sujeita (MATTHEWS, 1998).

A busca por fatores intrínsecos é complexa. Suas evidências, na maioria das vezes são indiretas (FOX; BROWN, 1993, NAEEM; HAWKINS, 1994, PERES-NETO, 2004), ou derivam de experimentos controlados em laboratório (GAUSE, 1934, HOLT *et al.*, 2002) ou em condições naturais (FLECKER, 1992, GILLIAM *et al.*, 1993).

Por outro lado, a observação de fatores extrínsecos é comum na literatura e resulta da sazonalidade (MINSHALL *et al.*, 1985, MEADOR; MATTHEWS, 1992, SNODGRASS; MEFFE, 1999, SHUVARTZ *et al.*, 2005, SOUZA, 2007) ou de gradientes ecológicos naturais (SCHLOSSER, 1982, ANGERMEIER; KARR, 1983, HARRISON *et al.*, 1992, EDDS, 1993, MAZZONI; LOBÓN-CERVIA, 2000, HEINO, 2005, SÚAREZ; PETRERE JR, 2006, SOUZA, 2007) ou antrópicos (CAO *et al.*, 1998, BARRELLA; PETRERE JR., 2003, GERHARD *et al.*, 2004, GERHARD, 2005, CETRA; PETRERE JR, 2006, LIMA-JUNIOR *et al.*, 2006, FERREIRA; PETRERE JR, 2007, CETRA; PETRERE JR, 2007, BHAT; MAGURRAN, 2007). Algumas das propriedades mensuráveis das assembléias são: riqueza, diversidade, equitabilidade e abundância relativa (MAGURRAN, 2004), que podem ser medidas tanto em níveis taxonômicos, como dentro de grupos funcionais (HOEINGHAUS *et al.*, 2007).

Riqueza, diversidade e equitabilidade são variáveis complementares, as duas últimas obtidas por transformações matemáticas da primeira e utilizadas como índices que incorporam também a abundância relativa na assembléia (MAGURRAN, 2004). A agregação em um único número de mais de um tipo de informação foi responsável pela ampla utilização destes índices em ecologia de comunidades, mas pelo mesmo motivo alvo de críticas, decorrentes principalmente de sua interpretação biológica (HURLBERT, 1971). Uma avaliação recente das inúmeras formas de se medir a diversidade pontual recomenda preferivelmente a utilização do número de espécies, precedido pela aplicação de métodos de rarefação, quando os tamanhos amostrais são muito diferentes (HUBÁLEK, 2000). Da

mesma forma, Tokeshi (1993) argumenta a favor do uso das duas propriedades básicas da assembléia, o número de espécies e a abundância relativa.

Décadas após a proposição dos modelos clássicos de espécie-abundância (FISHER *et al.*, 1943, PRESTON, 1948, MACARTHUR, 1957, MAY, 1975), o tema tem novamente atraído a atenção dos ecólogos, sobretudo após o desenvolvimento dos modelos estocásticos de partição de recursos (SUGIHARA, 1980, TOKESHI, 1990, 1996). Ao contrário dos primeiros, estes têm permitido uma avaliação menos rígida das distribuições de abundância relativa, permitindo lidar com padrões médios ao redor de modelos pré-estabelecidos, bem como avaliar o componente aleatório associado às observações (BERSIER; SUGIHARA, 1997).

Grande parte do desenvolvimento teórico sobre ecologia de comunidades foi baseado em ambientes terrestres, mas atualmente muitas contribuições têm vindo do estudo de padrões em lagos, rios e riachos (JACKSON *et al.*, 2001). Nestes, a assembléia é estruturada primariamente em função dos limites físicos das bacias e secundariamente, em função da complexidade e da heterogeneidade ambiental (BUCKUP, 1996, INGENITO; BUCKUP, 2007). Considerando a ictiofauna, Smith e Powell (1971) *apud* Matthews (1998) organizaram estes fatores num esquema hierárquico de pressões seletivas, desde condições zoogeográficas até fisiológicas, determinando a presença das espécies no ambiente. Assim, enquanto a composição taxonômica depende da localização geográfica (HOEINGHAUS *et al.*, 2007), a diversidade local depende também de estruturas de habitats relacionadas ao volume do trecho, ao tipo de substrato, à velocidade de corrente, ao sombreamento e às condições de preservação do entorno (GORMAN; KARR, 1978, EADIE *et al.*, 1986, BARRELLA *et al.*, 2000, LOBO, 2006, HOEINGHAUS *et al.*, 2007).

No Brasil, a ictiofauna de água doce está dividida em cinco grandes bacias fluviais: Amazônica, a do rio Paraná, a do rio São Francisco, a do rio Paraíba do Sul e a do Leste, onde se insere esta dissertação (MENEZES, 1972, ARAUJO-LIMA *et al.*, 2004). A bacia do Leste abrange inúmeros corpos d'água que correm diretamente em direção ao Oceano Atlântico e se estende dos estados da Bahia ao Rio Grande do Sul. Sua fauna é caracterizada pelo elevado endemismo, decorrente do isolamento geográfico, e pela

ocorrência de grupos de peixes filogeneticamente basais àqueles encontrados em outros sistemas hidrográficos (RIBEIRO, 2006).

Estes rios e riachos atravessam remanescentes de Floresta Atlântica em graus variáveis de perturbação (ESTEVES; LOBÓN-CERVIA, 2001, MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002; HILSDORF; PETRERE, 2002), que formam um dos maiores centros de diversidade do planeta (MYERS *et al.*, 2000) e um dos ambientes mais ameaçados do país pela expansão demográfica, agrícola e industrial (DEAN, 1996). Atualmente os trechos melhor preservados encontram-se dentro de algumas reservas biológicas ou em regiões de cabeceiras de difícil acesso (CAMARGO *et al.*, 1997).

A Floresta Atlântica não forma um todo coeso, mas apresenta fisionomias variadas, desde as matas de altitude, até as florestas baixas de planície costeira, conhecidas como matas de restinga (TONHASCA Jr., 2005, APREMAVI, 2007). Os tipos de riachos que ocorrem nestes ambientes são basicamente de dois tipos: (i) de águas claras e bem oxigenadas e (ii) de águas escuras e ácidas. Em comum, ambos corriam originalmente em locais sombreados e com uma vegetação ripária densa, que fornecia grande parte dos itens alimentares (insetos e frutos) e estruturais (troncos, galhos e acúmulos de folhas) ao sistema (MENEZES *et al.*, 2007).

Nos riachos de águas claras, o número de estudos é consideravelmente maior que nos riachos de águas pretas (SABINO; CASTRO, 1990, PERES-NETO, 1995, PERES-NETO, *et al.*, 1995, GERHARD, 1999, MAZZONI; LOBÓN-CERVIA, 2000, MAZZONI *et al.*, 2000, ESTEVES; LOBÓN-CERVIA, 2001, UIEDA; UIEDA, 2001, MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002, MAZZONI *et al.*, 2002, DUFECH *et al.*, 2003, MAZZONI; REZENDE, 2003, REZENDE; MAZZONI, 2003, ANDRADE, 2004, BRAGA, 2004, GERHARD *et al.*, 2004, MAZZONI *et al.*, 2004, PERES-NETO, 2004, SABINO; SILVA, 2004, BARRETO; ARANHA, 2005, BRAGA, 2005, BRAGA; ANDRADE, 2005, BARRETO; ARANHA, 2006). Entretanto, algumas espécies são especialmente adaptadas às condições extremas de acidez e de falta de oxigênio dos riachos de águas pretas que atravessam as matas de restinga (PICOOLI *et al.*, 2005, OTTO, 2006, MENEZES *et al.*, 2007).

A bacia do rio Itanhaém é a segunda maior bacia costeira do Estado de São Paulo. Estudos realizados nesta bacia têm, em grande parte, cunho limnológico (VILHENA, 1990, BINI, 1991), relacionados às diferentes formações geológicas do terreno e à utilização do entorno (CAMARGO *et al.*, 1996, CAMARGO *et al.*, 1997, NOGUEIRA, 2001, PEREIRA, 2002). Informações a respeito das assembléias estão baseadas principalmente na composição das macrófitas aquáticas (SCHIAVETTI, 1991, SILVA, 1998, BENASSI, 1999, TONIZZA, 2002) ou do zooplâncton (SOUZA-PEREIRA; CAMARGO, 2004). As assembléias de peixes foram estudadas somente por Silva Jr. (1994), Leung e Camargo (2005) e mais recentemente por Louro (em andamento), e em todos casos, limitando-se a alguns canais principais ou à região estuarina. Desta forma, inexistem informações sobre a composição, estrutura e distribuição da ictiofauna de riachos menores.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi o de estudar a ictiofauna de riachos na região de planície costeira da bacia do rio Itanhaém, pela análise de algumas das propriedades das assembléias como:

- Riqueza, composição de espécies e proporção de espécies acidentais;
- Distribuições de espécie-abundância;
- Efeitos de fatores extrínsecos como sazonalidade, estado de preservação do entorno, estrutura física dos canais e características físicas e químicas da água, e;
- Abundância e frequência de ocorrência das espécies nos riachos.

Presume-se que estas propriedades variam entre os riachos, primariamente em função de quatro grupos previamente estabelecidos: Bc – sub-bacia do rio Branco, Mb - sub-bacia do rio Mambú, Pc - sub-bacia do rio Preto (riachos de águas claras) e Pp - sub-bacia do rio Preto (riachos de restinga).

Caso isto realmente se confirme, os padrões encontrados podem ser decorrentes simplesmente da proximidade geográfica, de condições ambientais similares ou de uma combinação de ambos os fatores.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A bacia do rio Itanhaém possui uma área de drenagem de 954 km² e se localiza no sudeste do Estado de São Paulo entre os paralelos 23°50', 24°15'S e 46°35', 47°00'W, inserida na Região Metropolitana da Baixada Santista (Lei Complementar Estadual nº185/96), abrangendo os municípios de Itanhaém, Peruíbe, Mongaguá, Praia Grande, São Vicente e a porção sudeste da Grande São Paulo (Figura 1). O grau de urbanização aumentou de 85.6% em 1970 para 99.59% em 2000 (PEREIRA, 2002, MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

O clima na região é, segundo a classificação de Köppen, do tipo Af (tropical super úmido sem estação seca) nas zonas das baixadas litorâneas, passando para Cfa (mesotérmico úmido sem estação seca, com verão quente) em direção às Serras de Encosta. Os índices pluviométricos são os maiores do Estado, com precipitação média mensal chegando a 260 mm entre janeiro e março e 90 mm entre junho e agosto (SÃO PAULO, 2007).

A maioria das nascentes localiza-se no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Curucutu, a cerca de 900 m de altitude e as extremidades Leste e Oeste fazem divisa respectivamente, com os Núcleos Cubatão e Pedro de Toledo (NOGUEIRA, 2001). O extremo Norte inclui áreas tombadas pelo CONDEPHAAT e a APA Capivari-Monos nos municípios de Juquitiba, Itanhaém e São Paulo (PEREIRA, 2002).

A região está inserida dentro do Domínio Tropical Atlântico, cuja área nuclear é composta pelos “Mares de Morros” do Sudeste do Brasil, formados por processos erosivos que agiram sobre o complexo cristalino da Serra do Mar. A cobertura vegetal é genericamente denominada Mata Atlântica, termo originado de sua localização na escarpa atlântica da Serra do Mar. Esta vegetação forma o segundo grande complexo de florestas tropicais brasileiras que, em sua estruturação espacial primária, abrangia aproximadamente um milhão de quilômetros quadrados. Apesar da intensa devastação dos últimos séculos, o

Estado de São Paulo ainda retém grande parte da Mata Atlântica brasileira (AB'SÁBER, 2005).

No setor serrano costeiro a Mata Atlântica é denominada Floresta Ombrófila Densa (FOD), caracterizada por fatores climáticos como elevada temperatura e alta precipitação. Apesar desta denominação, a vegetação pode ser diferenciada em estratos definidos como: Floresta Ombrófila Densa Montana recobrimdo o complexo cristalino em altitudes entre 500 e 1500 metros, Floresta Ombrófila Densa Sub-Montana ou Mata de Encosta, entre 50 e 500 metros e Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas ou Matas de Restinga, onde o solo é formado pelo material erodido e pela sedimentação marinha costeira. Mais adiante, em áreas alagadiças litorâneas, na zona de transição entre a planície e o mar, a Mata de Restinga dá lugar gradualmente aos manguezais (NOGUEIRA, 2001, TONHASCA Jr., 2005, AB'SÁBER, 2005).

A formação fisiográfica da bacia do rio Itanhaém abrange três compartimentos geomorfológicos distintos (Figura 1): I – Planalto, II – Serras de Encosta e III – Planície Costeira (NOGUEIRA, 2001, PEREIRA, 2002):

I – Planalto: ocupa 26.4% da área total, em altitudes que variam de 700 a 1000 m. A fisiografia é composta por pequenos morros, onde se localizam mais de 90% das nascentes, drenando o escudo cristalino em terrenos antigos do Pré-Cambriano através de uma densa rede hidrográfica com declividade média acima de 15%. Formam-se nesta região quatro sub-bacias isoladas entre si. A primeira faz parte das cabeceiras do rio Embu-Guaçu e corre para o interior. As outras três fazem parte da bacia do rio Itanhaém e formam os rios Itariru, Mambú, e Capivari/Monos (formadores do rio Branco), descendo a vertente oriental da Serra do Mar em direção à Planície Costeira (NOGUEIRA, 2001).

II – Serras de Encosta: compõem 40% da área da bacia entre 20 a 700 m de altitude compostas por espigões e topos angulosos de alta declividade (acima de 30%), por onde descem diversos corpos d'água isolados entre si. Os vales por onde descem os rios principais são curtos, com cerca de 10 a 15 km de extensão em linha reta (NOGUEIRA, 2001).

III – Planície Costeira: esta área abrange todo o restante da bacia, entre 0 e 20 m de altitude com declividade inferior a 2% e exibe canais largos e meandantes, o que determina uma característica deposicional predominante, com algumas áreas sujeitas a inundações periódicas. A formação geológica é composta essencialmente por depósitos marinhos ou flúvio lagunares do Quaternário, com três faixas sedimentares reconhecidas: a de praia atual, a Holocênica e a Pleistocênica. Entre a Serra de Encosta e os depósitos arenosos pleistocênicos ocorre uma ampla faixa de sedimentos argilosos, ricos em matéria orgânica (PEREIRA, 2002).

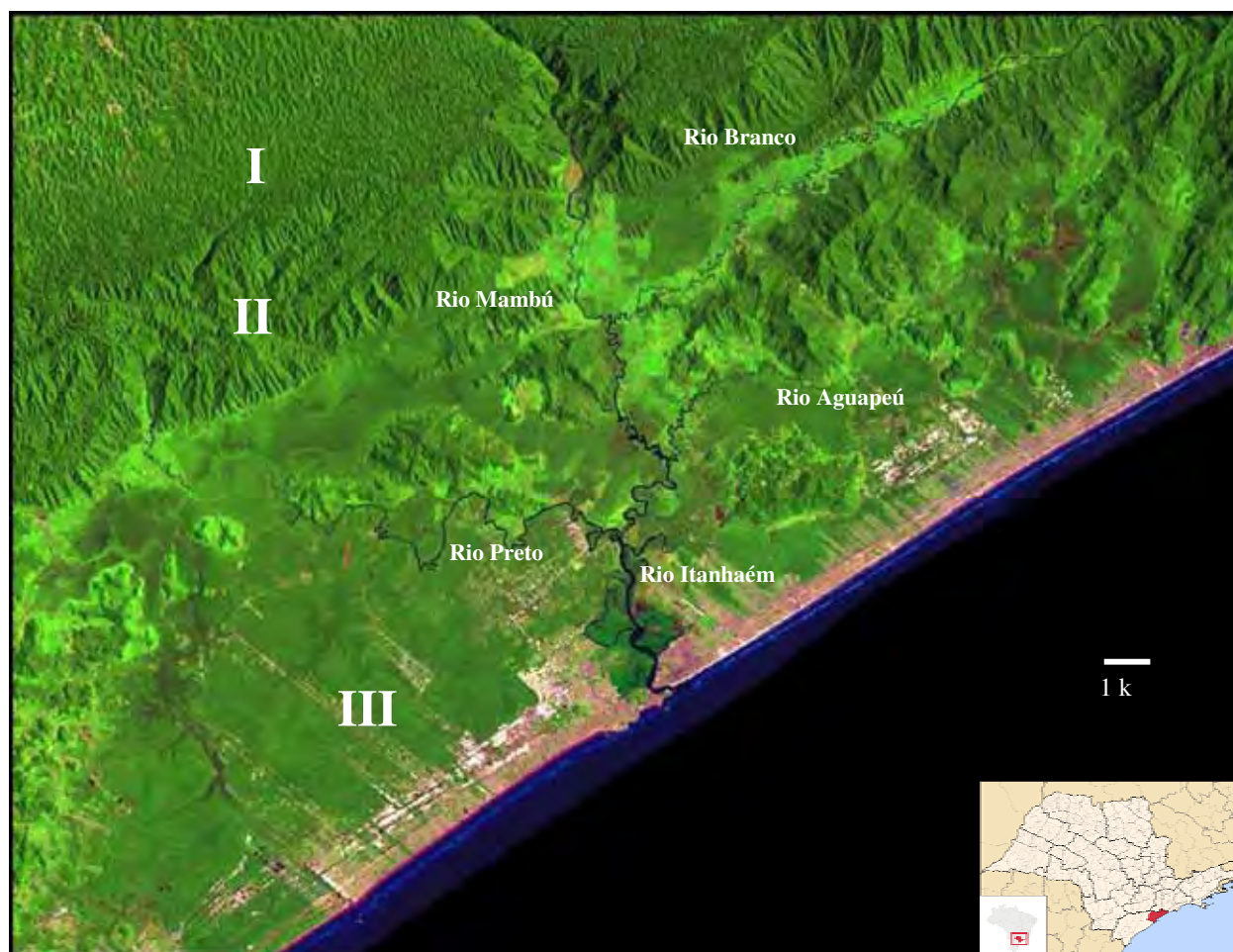


Figura 1: Localização da bacia do rio Itanhaém, seus compartimentos fisiográficos e rios principais. I – Planalto, II – Serras de Encosta e III – Planície Costeira (Modificado de www.ibge.gov.br).

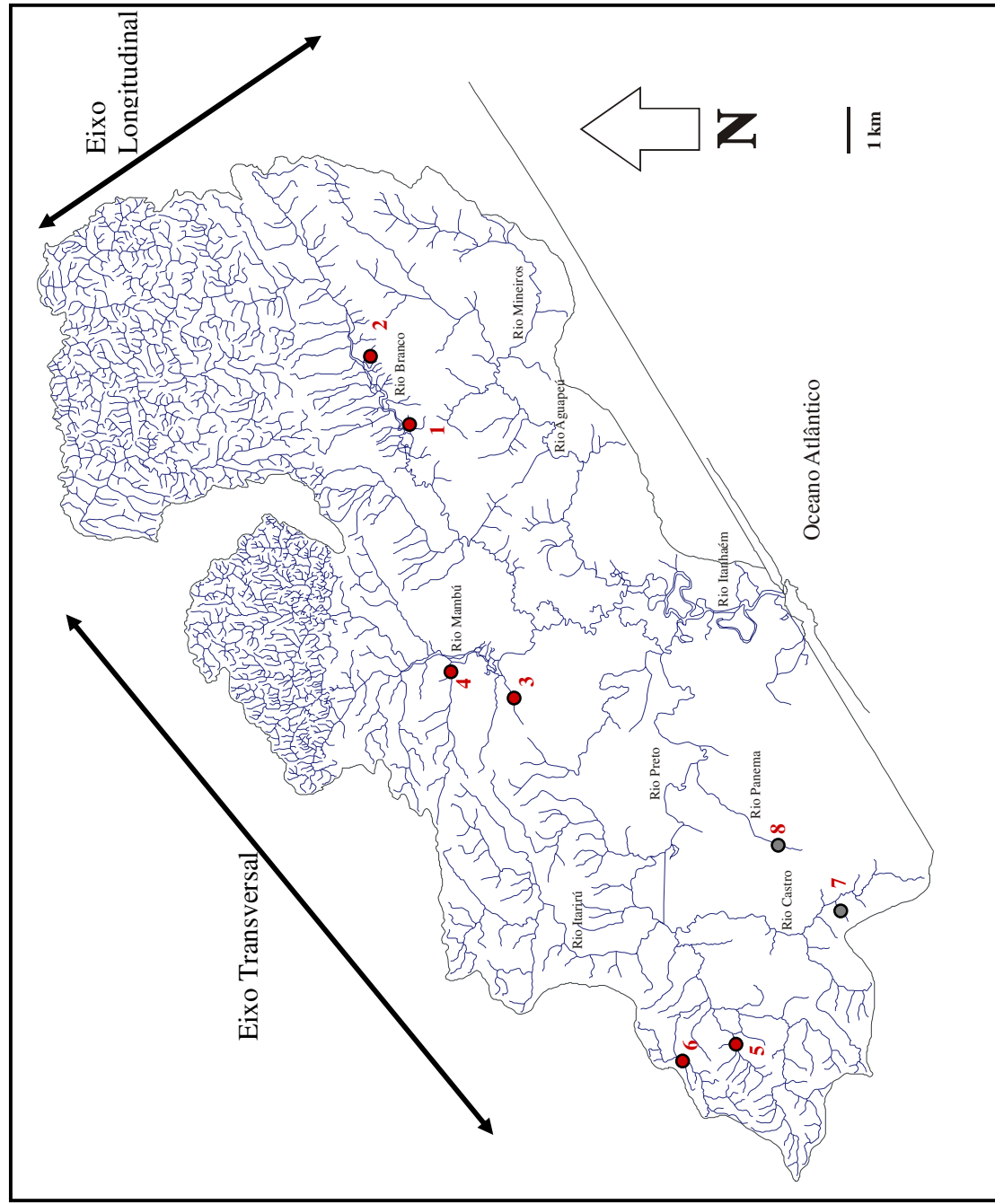


Figura 2: Mapa hidrográfico da Bacia do rio Itanhaém, modificado de Leung (1999) e pontos de coleta. A numeração de 1 a 8 será utilizada ao longo do texto para identificar cada riacho. Os pontos 7 e 8 em cinza são os riachos de restinga.

3.1.1. Hidrografia

Pela inspeção do mapa na Figura 2, podem ser visualmente identificados dois eixos predominantes na bacia: um longitudinal, comum em sistemas fluviais (VANNOTE *et al.*, 1980) e outro transversal. O primeiro pode ser sub-dividido nos três complexos geomorfológicos definidos anteriormente. O segundo é composto por três sub-bacias geograficamente isoladas no Planalto e nas Serras de Encosta, que formam os rios Itariru, Mambú e Branco. Na Planície Costeira este eixo é formado pelas áreas de drenagem das sub-bacias dos rios Aguapeú, Branco, Mambú e Preto, além do próprio rio Itanhaém. Estas cinco “unidades hidrográficas” na Planície Costeira, além de serem reflexos da formação geológica do terreno, conferem à região uma heterogeneidade paisagística marcante, relacionada às características limnológicas, do solo, da vegetação e da utilização dos recursos naturais e do espaço (CAMARGO *et al.*, 1996, 1997, PEREIRA, 2002, SOUZA-PEREIRA; CAMARGO, 2004). Seguindo a terminologia utilizada para a região amazônica, os rios nesta região podem ser classificados em rios de águas brancas, pretas e claras, relacionando as características limnológicas da água ao terreno de drenagem (CAMARGO *et al.*, 1996).

3.1.1.1. Sub-bacia do rio Preto

A maior parte desta sub-bacia encontra-se na Planície Costeira em regiões de solo arenoso recoberto por vegetação de restinga. Suas nascentes originam-se a partir de três vertentes principais: a primeira drena a região alta do Planalto dentro do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM) formando o rio Itariru, próximo ao município de Juquitiba (SP). Este é um típico rio de serra da Mata Atlântica que desce num vale encaixado atravessando uma série de quedas d'água e trechos de poções, alternados com trechos de fortes corredeiras e substrato composto predominantemente por grandes blocos e matacões. Ao se aproximar da Planície Costeira a declividade diminui drasticamente, os poções e as corredeiras são substituídos por trechos relativamente homogêneos de água corrente e o substrato passa a ser composto por areia e aglomerados de troncos de árvores. Como é comum em rios de serra, a temperatura da água é baixa e a saturação de oxigênio quase total.

A segunda vertente formadora do rio Preto, origina-se a partir de pequenos riachos em altitudes entre 200 a 300 m no extremo oeste da bacia, que rapidamente deságuam no rio Preto após percorrerem trechos curtos, em média de 4 a 5 km de extensão. Estas nascentes localizam-se dentro do PESM – núcleo Pedro de Toledo.

Os rios Castro e Panema formam a última zona de drenagem desta sub-bacia, originando-se na própria Planície Costeira em baixas altitudes, numa região coberta quase que totalmente por vegetação de restinga. O excesso de substâncias húmicas em decomposição confere a água destes rios uma coloração negra (rios de águas pretas) com baixos valores de pH e oxigênio dissolvido, e fundo composto principalmente por acúmulos de material vegetal proveniente da vegetação do entorno.



Figura 3: Vertentes formadoras da sub-bacia do rio Preto. A – rio Itariru, B – rio Castro, C – rio Panema, D – riacho dentro do Parque Estadual da Serra do Mar – núcleo Pedro de Toledo.

Após a junção destas três vertentes, o rio Preto percorre cerca de 15 km numa área de vegetação de restinga com baixo grau de degradação antrópica até desaguar no rio Itanhaém (Figuras 2 e 3).

3.1.1.2. Sub-bacia do rio Branco

As principais nascentes desta sub-bacia estão inseridas no Planalto, dentro do PESM – Núcleo Curucutu e APA – Capivari-Monos e descem a serra num vale semelhante ao do rio Itariru até atingir a Planície Costeira. Em seguida, o rio Branco percorre alguns quilômetros, delimitado a direita pela Serra do Mar e a esquerda por uma cadeia de morros que o isola da bacia do rio Aguapeú. O solo de boa fertilidade, responsável pelas águas barrentas que dão o seu nome, foi também o fator que impulsionou a retirada quase que completa da vegetação do entorno para o plantio de banana, uma atividade antiga na região (NOGUEIRA, 2001). Desta forma, tanto no canal principal como em muitos dos pequenos riachos tributários não há mais mata ciliar.

Em seu trecho médio, o rio Branco recebe as águas do rio Mambú e, cerca de dois quilômetros antes de desaguar no rio Itanhaém, recebe as águas pretas do rio Aguapeú (Figuras 2 e 4).



Figura 4: Áreas de plantio de banana na sub-bacia do rio Branco. A – rio Branco, B – riacho tributário.

3.1.1.3. Sub-bacia do rio Mambú

Assim como os rios Branco e Itariru, o rio Mambú nasce em trechos preservados no Planalto descendo a Serra de Encosta num vale curto e de alta declividade e, ao atingir a Planície Costeira, logo deságua no rio Branco. Neste rio é feita a captação de água para abastecimento público dos municípios de Itanhaém e Mongaguá (Figuras 2 e 5).



Figura 5: Sub-bacia do rio Mambú. A – rio Mambú, B – Barragem próxima a captação.

3.1.1.4. Sub-bacia do rio Aguapeú

O rio Aguapeú nasce no município de Mongaguá, também na Planície Costeira, apresentando características limnológicas e de uso de solo bem semelhantes às do rio Preto e do mesmo modo, classificado como rio de águas pretas. Sua característica lântica propicia o desenvolvimento de grandes bancos de macrófitas que podem impedir o deslocamento por barco em parte de seu leito. A alteração antrópica em seu percurso limita-se a algumas áreas de plantio de banana (Figuras 2 e 6).



Figura 6: Trechos final (A) e médio (B) do rio Aguapeú.

3.1.1.5. Rio Itanhaém

O rio Itanhaém é formado pela confluência dos rios Preto e Branco, tendo toda extensão de seu leito sobre depósitos recentes do Holoceno com influência marinha e lagunar (Figuras 2 e 7). A área está submetida a vários graus de alteração antrópica. Na porção estuarina do rio Itanhaém deságua o rio Guaú, um pequeno tributário (canal de mangue) com pouco mais de 7 km de extensão, onde são lançados efluentes orgânicos sem tratamento e cuja vegetação de mangue foi totalmente removida para urbanização.

A influência das marés sobre a bacia não se limita apenas à foz do rio Itanhaém. Principalmente em períodos de pouca chuva, a subida da maré pode levar água salgada até a confluência dos rios Branco e Aguapeú, e mesmo onde não há interferência de água salgada, a profundidade e velocidade de corrente no leito do rio podem ser reguladas pelos efeitos da maré (Prof. Dr. ANTÔNIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO – Depto. de Ecologia, UNESP, com. pess.). Assim, é comum observar mesmo nas partes médias da bacia, variações diárias no nível da água, bem como trechos em que esta fica estagnada ou é “empurrada” rio acima.



Figura 7: Rio Itanhaém.

3.2. Delineamento amostral

As coletas foram realizadas em oito riachos distribuídos na Planície Costeira da bacia do rio Itanhaém, amostrados quatro vezes durante o ano de 2006, nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro. Foram definidos quatro grupos de riachos, segundo a sub-bacia da qual são tributários e o tipo de água que apresentam: dois riachos na sub-bacia do rio Branco (Bc), dois na sub-bacia do rio Mambú (Mb) e quatro na sub-bacia do rio Preto (Pc e Pp). Os grupos Bc, Mb e Pc apresentam características semelhantes, são riachos com água corrente, bem oxigenadas e transparentes. O grupo Pp, também na sub-bacia do rio Preto, nasce em meio à vegetação de restinga e apresenta águas escuras, ácidas e com baixos níveis de saturação de oxigênio. Devido ao grande volume d'água, este grupo não pôde ser amostrado em fevereiro. Os quatro grupos de riachos serão, ao longo do texto, definidos como quatro sub-bacias (Tabela 1 e Figuras 1 e 8). Ao final do estudo foi obtido um total de 30 amostras.

3.2.1. Locais de coleta

Dentro das possibilidades de acesso com a aparelhagem de coleta, procurou-se riachos de dimensões semelhantes que não fossem severamente antropizados, mesmo que estivessem dentro de áreas predominantemente agrícolas. Como apresentado na Tabela 1, esta padronização nem sempre pôde ser alcançada e, a fim de que os grupos possuísem o mesmo número de replicações (duas por período), alguns pontos escolhidos são visivelmente mais estreitos e/ou degradados. Outro cuidado foi escolher trechos em baixas altitudes e pouco íngremes, de forma que não houvesse barreiras naturais entre os riachos e o rio principal, que pudessem impedir o deslocamento de algumas espécies.

Tabela 1: Descrição dos locais de coleta. Bc – riachos da sub-bacia do rio Branco, Mb – riachos da sub-bacia do rio Mambú, Pc – riachos de águas claras da sub-bacia do rio Preto, Pp – riachos de águas pretas (riachos de restinga) da sub-bacia do rio Preto. Id – identificação dos pontos conforme a Figura 2.

Grupo	Sub-bacia	Rio	Id	Coordenadas geográficas (UTM)	Características principais
Bc	Branco	Branco	1	23J – 323225 7339809	Riacho estreito, com largura média de 1.5 m. Vegetação ripária ausente, substituída por plantação de banana. Cobertura vegetal entre 0 e 25%, com alta incidência luminosa. Substrato composto por cascalho, seixos e matacões. Devido a sua largura, os trechos de corredeiras e pequenos poços tomam todo o canal e se intercalam sequencialmente.
		Branco	2	23J – 236529 7341709	Mais largo que o anterior (± 5 m). Vegetação ripária parcialmente substituída por plantio de banana, sobretudo na margem esquerda. Cobertura vegetal entre 51 e 75%. No substrato predominam seixos e matacões que promovem pequenos trechos de corredeiras e poços rasos.
Mb	Mambú	Mambú	3	23J – 313750 7336631	Cerca de 5 m de largura. Vegetação ripária parcialmente desmatada. Substrato predominantemente composto por cascalho e areia. Cobertura vegetal entre 26 e 50%.
		Mambú	4	23J – 314559 7339146	Trecho largo (± 10 m), a cerca de 50 m da confluência com o rio Mambú. Vegetação ripária parcialmente desmatada. Cobertura vegetal entre 0 e 25% e alta incidência luminosa. O ponto é composto

				basicamente por um longo trecho de corredeira, substituído por outro de água corrente. Na margem esquerda existe um poço com cerca de 1 m de profundidade.	
Pc	Preto	Preto	5	23J – 296935 7326223	Cerca de 7.5 m de largura. Vegetação ripária bem preservada (mais de 30 m para ambos os lados). Cobertura vegetal entre 51 e 75%. Predomínio de matações que as vezes promovem pequenos vórtices (± 20 cm), poços e corredeiras.
		Preto	6	23J – 296151 7328833	Dimensões semelhantes ao anterior. Mais exposto, com cobertura vegetal entre 26 e 50%. Localiza-se logo acima de uma área de plantio de banana. Predomínio de matações, entretanto, um pouco menos acentuado que no trecho anterior.
Pp	Preto	Castro	7	23J – 304603 7319529	Trecho estreito (± 1.5 m). Cobertura entre 76 e 100%, vegetação ripária espessa e bem preservada. Mata típica de restinga. Água parada ou lenta, de coloração escura, ácida (pH entre 3 e 4) e pouco oxigenada. Substrato com predomínio de areia e material vegetal em decomposição.
		Panema	8	23J – 305804 7323866	Semelhante ao anterior, no entanto mais largo (± 4.5 m) e mais exposto, com cobertura vegetal entre 51 e 75%.



Figura 8: Pontos de coleta. 1 e 2 – Sub-bacia do rio Branco; 3 e 4 – Sub-bacia do rio Mambu; 5 e 6 – Sub-bacia do rio Preto (águas claras); 7 e 8 – Sub-bacia do rio Preto (riachos de restinga). A numeração segue a Figura 2 e Tabela 1.

3.2.2. Coleta da ictiofauna

Os peixes foram capturados com um aparelho de pesca elétrica, que consistiu de dois puçás conectados a um retificador de corrente elétrica que por sua vez, estava ligado a um gerador a gasolina. Após acionado o gerador, dois operadores com botas ou macacões de borracha percorreram um trecho de 50 m no sentido jusante-montante, capturando com os puçás os peixes imobilizados pelo efeito da corrente elétrica. Uma terceira pessoa era responsável pelo manuseio dos fios e uma quarta por ligar e desligar o retificador de corrente e controlar sua voltagem. Neste estudo foi utilizada corrente contínua, que tem a vantagem prática de atrair os peixes para o anodo (pólo negativo), otimizando a captura e causando menores danos aos animais (LAMARQUE, 1990).

Após a coleta os peixes foram armazenados em sacos plásticos, identificados com relação ao ponto amostral e data de coleta e, em seguida, depositados em tambores com formol a 10%. Em laboratório foram lavados, identificados até espécie e em cada indivíduo tomadas as medidas de comprimento padrão (até 1 mm) e o peso em gramas (até 0.01 g). Alguns exemplares foram levados ao Museu de Zoologia – USP/SP (MZUSP) para confirmação taxonômica, onde serão depositados após o término do trabalho.

3.2.3. Coletas das variáveis ambientais

3.2.3.1. Variáveis físicas e químicas da água

Antes do início da coleta da ictiofauna foram anotados os valores médios (após três leituras) de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, turbidez (NTU), condutividade (mScm^{-1}) e oxigênio dissolvido na água (mg l^{-1}), medidos com um amostrador Horiba.

3.2.3.2. Variáveis estruturais

Foram denominadas variáveis estruturais as características de largura, profundidade, velocidade de corrente e tipo de substrato. Após a coleta da ictiofauna, o trecho de 50 metros foi subdividido em 10 segmentos transversais de 5 metros nos quais foi medida a largura em centímetros.

Em cada segmento transversal, da esquerda para a direita e de 1 em 1 metro, foi anotada a profundidade em centímetros, a categoria de substrato predominante e a categoria de velocidade pontual da água na superfície (Tabelas 2 e 3). Estas classificações foram estimadas de forma visual e se basearam nas utilizadas por Gerhard (2005), que por sua vez as modificou respectivamente de Cummings (1962) e Bisson e Montgomery (1996). As leituras das variáveis estruturais foram feitas sempre pelo mesmo membro da equipe.

Tabela 2: Categorias de substrato, baseado no comprimento do maior eixo em milímetros.

Categoria	Tamanho (mm)
silte	< 0.6
areia	entre 0.6 e 2
cascalho	entre 2 e 16
seixo	entre 16 e 64
bloco e matacão	> 64

Tabela 3: Categorias de velocidade superficial da água.

Categoria	Descrição
V1	movimento imperceptível da água, praticamente estagnada
V2	movimento perceptível, porém sem alterações na superfície
V3	superfície alterada, mas pouca ondulação, menor que 0.5 cm
V4	superfície bastante alterada, maior que 0.5 cm
V5	água revolta, branca, com bolhas de ar, mesmo fora de saltos

3.2.3.3. Estado de preservação da vegetação

A vegetação ripária no trecho amostrado foi classificada em: 1 – ausente, 2 – parcialmente desmatada e 3 – preservada (CETRA; PETRERE JR, 2007). Independente do estado de preservação da vegetação ripária, a característica predominante da vegetação do entorno (abrangendo um raio de 500 m) foi classificada em área agrícola (AG), mata atlântica de encosta (ME) e mata atlântica de restinga (MR). A porcentagem de cobertura vegetal foi graduada visualmente em quatro níveis: 1 – 0 a 25%, 2 – 26 a 50%, 3 – 51 a 75% e 4 – 76 a 100%.

3.3. Análise de dados

3.3.1. Riqueza e esforço amostral

3.3.1.1. Estimadores de riqueza

A riqueza total para os riachos estudados foi calculada por estimadores não paramétricos, considerados como alguns dos mais eficientes disponíveis na literatura (COLWELL; CODDINGTON, 1994, GOTELLI; COLWELL, 2001, MAGURRAN, 2004).

Foram utilizados quatro estimadores de riqueza, Chao 1, Chao 2, Jackknife de primeira ordem e Jackknife de segunda ordem. Todos são adaptados de técnicas de marcação e recaptura (COLWELL; CODDINGTON, 1994) e utilizam como informação principal a abundância ou frequência das espécies acidentais, tendo como premissa o pressuposto de que quanto maior a contribuição destas, maior a chance de que existam outras espécies ainda não amostradas na comunidade. A literatura identifica estes quatro como os mais eficientes dentre todas as técnicas de estimação de riqueza. O uso de mais de um estimador justifica-se pelo fato de cada um ser sensível a diferentes características do conjunto amostral, como o grau de agregação dos indivíduos, a heterogeneidade, o tamanho da amostra e a distribuição de frequência de ocorrência das espécies (COLWELL; CODDINGTON, 1994, MELO; FROEHLICH, 2001, FOGGO *et al.*, 2003, MAGURRAN, 2004). A notação a seguir segue Colwell (2006).

3.3.1.1.1. Estimador Chao 1

O estimador Chao 1 utiliza dados de abundância, e parte do princípio que as espécies compostas por exatamente 1 e 2 indivíduos são as que trazem a maior quantidade de informação sobre a riqueza total na comunidade. Desta forma o estimador pode ser obtido por (COLWELL, 2006):

$$\hat{S}_{chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2} \quad \text{Eq. 1}$$

onde: $\hat{S}_{chao1}$ = estimador de riqueza Chao 1;

S_{obs} = número total de espécies;

F_1 = número de espécies compostas por apenas 1 indivíduo;

F_2 = número de espécies compostas por exatamente 2 indivíduos.

Sua variância é dada por (COLWELL, 2006):

$$\text{var}(\hat{S}_{chao1}) = F_2 \left[\frac{1}{2} \left(\frac{F_1}{F_2} \right)^2 + \left(\frac{F_1}{F_2} \right)^3 + \frac{1}{4} \left(\frac{F_1}{F_2} \right)^4 \right] \quad \text{Eq. 2}$$

3.3.1.1.2. Estimador Chao 2

O estimador Chao 2 foi modificado do anterior para ser utilizado com dados de presença e ausência e pode ser calculado por (COLWELL, 2006):

$$\hat{S}_{chao2} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2} \quad \text{Eq. 3}$$

onde: $\hat{S}_{chao2}$ = estimador de riqueza Chao 2;

S_{obs} = número total de espécies;

Q_1 = número de espécies únicas, presentes em apenas uma amostra;

Q_2 = número de espécies presentes em exatamente duas amostras;

Sua variância é dada por (COLWELL, 2006):

$$\text{var}(\hat{S}_{chao2}) = Q_2 \left[\frac{1}{2} \left(\frac{Q_1}{Q_2} \right)^2 + \left(\frac{Q_1}{Q_2} \right)^3 + \frac{1}{4} \left(\frac{Q_1}{Q_2} \right)^4 \right] \quad \text{Eq. 4}$$

Para ambos os estimadores, o intervalo de confiança a 95% pode ser obtido pelas equações:

$$L_{inf} = S_{obs} + T/K \quad \text{Eq. 5}$$

$$L_{sup} = S_{obs} + TK \quad \text{Eq. 6}$$

onde: L_{inf} = Limite inferior a 95%;

L_{sup} = Limite superior a 95%;

$$T = \hat{S}_{chao} - S_{obs} ;$$

$$K = e^{1.96 \left(\log \left(1 + \frac{\text{var}(\hat{S}_{chao})}{T^2} \right) \right)^{1/2}} ;$$

$\hat{S}_{chao}$ = estimador Chao 1 ou Chao 2.

Quando F_1 , F_2 , Q_1 ou Q_2 foram igual a zero, as fórmulas foram modificadas de acordo com Colwell (2006).

3.3.1.1.3. Estimador Jackknife de primeira ordem (Jack 1)

Este estimador utiliza dados de incidência (presença/ausência) e se baseia naquelas espécies que ocorrem em apenas uma amostra, podendo ser calculado por (COLWELL, 2006):

$$\hat{S}_{jack1} = S_{obs} + Q_1 \left(\frac{m-1}{m} \right) \quad \text{Eq. 7}$$

onde: $\hat{S}_{jack1}$ = estimador Jackknife de primeira ordem;

m = número total de amostras.

S_{obs} e Q_1 como definidos anteriormente.

Sua variância é dada por (KREBS, 1999):

$$\text{var}(\hat{S}_{jack1}) = \left(\frac{m-1}{m} \right) \left[\sum_{j=1}^{S_{obs}} (j^2 f_j) - \frac{Q_1}{m} \right] \quad \text{Eq. 8}$$

onde: f_j = número de amostras contendo j espécies únicas ($j = 1, 2, 3, \dots, S_{obs}$)

O intervalo de confiança é dado por:

$$IC = \hat{S}_{jack1} \pm t_{\alpha} \sqrt{\text{var}(\hat{S}_{jack1})} \quad \text{Eq. 9}$$

onde: IC = intervalo de confiança;

t_{α} = t de Student com α desejado e $m-1$ graus de liberdade;

$\text{var}(\hat{S}_{jack1})$ = variância calculada da expressão anterior.

3.3.1.1.4. Estimador Jackknife de segunda ordem (Jack 2)

O estimador Jackknife de segunda ordem, assim com o Chao 2 utiliza além das espécies presentes em uma amostra, aquelas presentes em exatamente duas amostras e pode ser calculado pela expressão (COLWELL, 2006):

$$\hat{S}_{jack2} = S_{obs} + \left[\frac{Q_1(2m-3)}{m} - \frac{Q_2(m-2)^2}{m(m-1)} \right] \quad \text{Eq. 10}$$

onde: $\hat{S}_{jack}$ = estimador Jackknife de segunda ordem;

S_{obs} , Q_1 , Q_2 e m = como definidos anteriormente.

O desvio padrão e o intervalo de confiança foram calculados pelo método de “bootstrap”, fazendo re-amostragens com reposição de tamanho 30 a partir do conjunto das amostras originais e calculando, ao fim de cada processo, um novo valor de Jack 2. A distribuição do estimador consistiu dos valores obtidos do processo de re-amostragem e do valor original. O desvio padrão e o intervalo de confiança foram dados respectivamente pelo desvio padrão e por 95% dos valores centrais da distribuição (MANLY, 2006).

3.3.1.2. Curvas de acumulação

As curvas de acumulação também chamadas curvas do coletor são utilizadas para verificar a que taxa novas espécies são adicionadas à amostra anterior à medida que se aumenta esforço amostral. A curva é obtida adicionando-se as amostras ou os indivíduos um a um, e verificando o respectivo número de espécies a cada passo até que todas as amostras ou todos os indivíduos tenham sido selecionados. Se esta seleção for aleatória e se o procedimento for repetido um grande número de vezes (p. ex. 200), pode-se obter uma curva que representa o número médio de espécies para um determinado esforço. Desta forma, a curva de acumulação é semelhante à curva de rarefação, ainda que não seja

adequado realizar extrapolações para esforços maiores que o empregado (GOTELLI; COLWELL, 2001).

As curvas por amostras ou por indivíduos refletem diferentes características do conjunto amostral. Gotelli e Colwell (2001) e Colwell *et al.* (2004) reconhecem que quando as unidades amostrais são relativamente homogêneas quanto à composição de espécies, as curvas de indivíduos e de amostras não apresentam diferenças. Entretanto, se as unidades amostrais forem muito heterogêneas, a curva por indivíduos tende a superestimar a riqueza esperada para níveis intermediários de esforço, pois nesta curva o procedimento de seleção dos indivíduos pressupõe que todos tenham a mesma probabilidade de serem capturados, independente da unidade amostral de onde provenham. Portanto nesta situação, deve-se sempre utilizar a curva por amostras.

Foram construídas curvas de acumulação para todo o conjunto de riachos, definindo o esforço como a adição seqüencial das 30 amostras selecionadas aleatoriamente, sendo a riqueza média obtida após 200 repetições do processo. Para esta mesma curva, foram calculados os quatro estimadores de riqueza, de forma a avaliar a confiabilidade destas estimativas (MELO; FROEHLICH, 2001). Para cada sub-bacia, apesar do número de amostras ter sido reduzido (entre 6 e 8), a composição das espécies foi relativamente homogênea, e assim o esforço amostral pôde ser definido como a adição seqüencial dos indivíduos. Para estas curvas foi calculado somente o estimador Chao 1. O cálculo do estimador depende de dois termos aditivos (Eq. 1), o primeiro é o número de espécies observado, e o segundo é a relação entre as espécies compostas por exatamente 1 e 2 indivíduos, definidas aqui como espécies acidentais. Portanto, a curva de acumulação utilizando o índice Chao 1 mede a contribuição das espécies acidentais conforme o aumento do esforço amostral. Quanto maior esta contribuição, maior o valor de estimador. O cálculo dos estimadores de riqueza e as rotinas para a construção das curvas de acumulação de espécies foram realizados no software R – versão 2.4.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007).

3.3.2. Padrões de espécie-abundância

3.3.2.1. Modelos de partição de recursos

O estudo dos padrões de espécie-abundância possibilita analisar toda a informação relativa à riqueza e equitabilidade na comunidade. Neste trabalho, o padrão de dominância foi avaliado por modelos de partição de recursos (TOKESHI, 1990, 1996). Os argumentos básicos destes modelos são: (i) a comunidade seja organizada principalmente por interações bióticas; (ii) os nichos das espécies não apresentem sobreposição e (iii) haja uma relação aproximadamente linear entre o tamanho do nicho, a quantidade de recursos utilizada e a abundância de cada espécie (MACARTHUR, 1957, SUGIHARA, 1980, TOKESHI, 1999, SUGIHARA *et al.*, 2003).

Tokeshi (1990, 1996) descreveu uma série de modelos que prevêm o processo de entrada das espécies uma a uma, que se incorporam à comunidade dividindo os recursos já existentes. Os modelos “Dominance pre-emption”, “Random assortment”, “Random fraction”, “MacArthur fraction”, “Dominance decay” e “Power fraction” diferem na forma como a espécie invasora compete pelos recursos e atinge sua abundância na comunidade.

Semelhante ao modelo de Broken-stick (MACARTHUR, 1957), o espaço de nicho ou o total de recursos seria comparado a um bastão “quebrado” em frações proporcionais à abundância das espécies. A diferença é que nos modelos de Tokeshi, o processo de partição é sequencial, enquanto que no modelo Broken-stick a quebra é simultânea. Esta sequência de divisão tem sido vista como mais adequada ao processo pelo qual as espécies são inseridas na comunidade, seja por fatores ecológicos ou evolutivos (SUGIHARA, 1980).

A construção dos modelos de Tokeshi segue uma sequência básica. Inicialmente a comunidade é composta por apenas uma espécie que utiliza o total de recursos no ambiente. Quando uma segunda é inserida, o recurso é dividido aleatoriamente em duas partes. Para a inserção de uma terceira espécie, uma das residentes é escolhida com probabilidade p e dividirá seus recursos com a espécie colonizadora de forma aleatória em duas parcelas. Este processo continua até serem geradas S parcelas relativas à proporção de recursos alocada a cada espécie na comunidade (Figura 9).

Estes modelos são chamados estocásticos, pois tanto os pontos de divisão quanto a seleção das parcelas a serem divididas dependem de probabilidades específicas, de modo que a cada simulação do processo são construídos padrões de abundância diferentes ao redor de um padrão médio. A relação entre os padrões gerados pelos modelos pode ser vista na Figura 10.

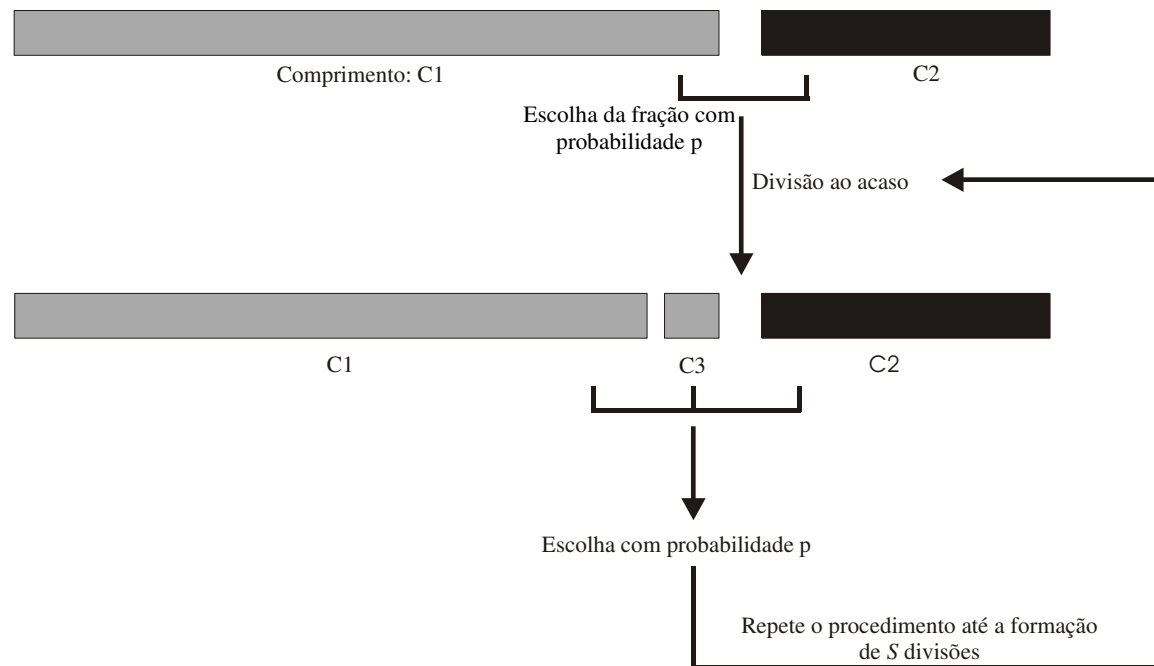


Figura 9: Representação esquemática da construção dos modelos de divisão de recursos. Modificado de Tokeshi (1999).

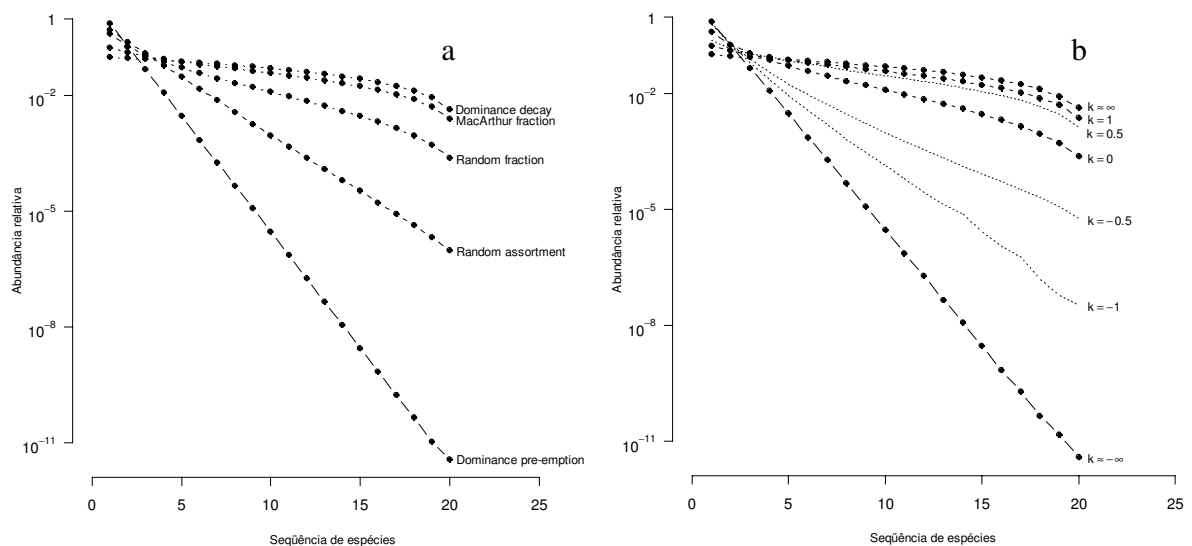


Figura 10: Padrões de espécie abundância descritos pelos modelos de Tokeshi. a: “Dominance pre-emption”, “Random assortment”, “Random fraction”, “MacArthur fraction” e “Dominance decay”. b: Modelo “Power fraction” para valores de k tendendo de $-\infty$ a $+\infty$.

3.3.2.1.1. Ajuste dos modelos às assembléias nas sub-bacias

Os riachos em cada sub-bacia foram inicialmente comparados aos modelos “Dominance pre-emption”, “Random assortment”, “Random fraction”, “MacArthur fraction” e “Dominance decay”. A medida de abundância utilizada foi o peso relativo das espécies, de forma a refletir mais adequadamente os processos de apropriação de recursos nas assembléias (TOKESHI, 1993). Para uma avaliação mais detalhada dos padrões de espécie-abundância foi utilizado o modelo “Power fraction”, baseando-se na relação descrita pela Figura 10. Foi construído um perfil de ajuste dos dados a este modelo, testando cada sub-bacia nos intervalos de k entre -2 e +2. As rotinas de construção dos modelos e de ajuste foram programadas no software R – versão 2.4.1 (Anexo 1).

Esta rotina seguiu o método de Monte Carlo proposto por Bersier e Sugihara (1997), com as modificações sugeridas por Cassey e King (2001) e Mouillot (2003). A partir de um conjunto de dados replicados, ou seja, de amostras independentes de abundância relativa nas assembléias, o método verifica se a média e a variância dos postos para cada espécie (organizadas em ordem decrescente) diferem da média e da variância dos conjuntos simulados com nível de significância α . Bersier e Sugihara (1997) sugeriram o ajuste da variância nos modelos estocásticos de espécie-abundância, como uma forma diagnóstica de verificar a homogeneidade entre as réplicas. Os dados não diferem estatisticamente de um determinado modelo quando as probabilidades de ajuste, tanto para a média quanto para a variância, forem maiores que o nível de significância escolhido. Foram consideradas réplicas o total de amostras dentro de cada sub-bacia.

A rotina pode ser resumida da seguinte forma:

1 - A partir de um conjunto com n ($n = 1, 2, \dots, i$) réplicas e S_n espécies, os dados são transformados em abundâncias relativas e ordenados da maior para a menor abundância em cada réplica. Neste momento as identidades das espécies são perdidas, ou seja, as espécies mais abundantes no posto r_j ($j = 1, 2, \dots, S_{\max}$) de cada amostra não são necessariamente as mesmas, o que se justifica com base na análise direcionada somente aos processos de divisão de recursos (TOKESHI, 1999).

2 - Após essa ordenação decrescente, calculam-se a média (M_{0j}) e a variância (V_{0j}) dos postos r_j . As espécies não observadas em determinado posto são consideradas com abundância relativa igual a zero.

3 - Em seguida, devem ser simulados X conjuntos de abundâncias relativas de acordo com o modelo escolhido, com tamanhos iguais aos conjuntos observados, onde X é o número de simulações (999 ou mais). Para cada conjunto C_X , calculam-se as médias (M_{Xj}) e variâncias (V_{Xj}) do postos, como descrito no passo 2 acima.

4 - A probabilidade $p_j(m)$ de que M_{0j} faça parte do valor esperado para o respectivo posto é verificada pela sua posição na distribuição M_{Xj} onde (CASSEY; KING, 2001):

$$p_j(m) = 2 \min \left[\frac{c_j}{X+1}, \frac{l_j}{X+1} \right] \quad \text{Eq. 11}$$

onde c_j é o número de valores na distribuição M_{Xj} menores que o valor de M_{0j} e l_j o número de valores na distribuição M_{Xj} maiores que o valor de M_{0j} . O mesmo é feito para a variância V_{0j} obtendo-se $p_j(v)$.

5 - A partir dos valores de $p_j(m)$ e $p_j(v)$ para cada posto, é calculada a estatística observada do teste, definida como $T_{M0} = -2 \sum \ln p_j(m)$ para as médias, e $T_{V0} = -2 \sum \ln p_j(v)$ para as variâncias.

6 - Os valores de $T_{.0}$ (T_{M0} e T_{V0}) são comparados à distribuição esperada $T_{.0}$, $T_{.1}$, $T_{.2}$, ..., $T_{.X}$, e a probabilidade final do teste dada pela expressão $p = l/(x+1)$, onde l é o número de T 's simulados maiores que $T_{.0}$ (Figura 11).

7 - O valores de T_{M0} , T_{M1} , T_{M2} , ..., T_{MX} são obtidos pela comparação de M_0 , M_1 , M_2 , ..., M_X , com a série de referência conforme a Tabela 4. Neste estudo, as distribuições de T foram obtidas após 4999 simulações.

A rotina fornece, portanto, as probabilidades de que os valores observados das médias e das variâncias tenham sido gerados por um determinado modelo escolhido.

Tabela 4: Comparações de cada média com a respectiva série de referência para obtenção da distribuição T_{MX} . Modificado de Cassey e King (2001). O processo para obtenção de T_{VX} é semelhante.

Série de referência				Estatística do teste
M_0	compara com	$(M_1, M_2, \dots, M_X)$	para obter	T_{M0}
M_1	compara com	$(M_0, M_2, \dots, M_X)$	para obter	T_{M1}
M_2	compara com	$(M_0, M_1, \dots, M_X)$	para obter	T_{M2}
$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$	$\vdots$
M_X	compara com	$(M_0, M_1, \dots, M_{X-1})$	para obter	T_{MX}

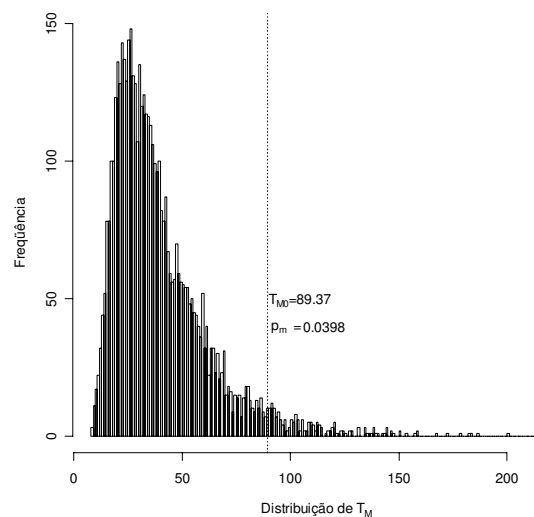


Figura 11: Posição do valor observado (T_{M0}) em relação à distribuição de frequência dos valores de T_M gerada por um modelo qualquer. Neste exemplo, com $\alpha = 5\%$, rejeita-se a hipótese de que o valor observado faça parte dos esperados para o modelo ($p = 3.98\%$). O mesmo procedimento vale para a comparação de T_{V0} .

3.3.2.2. Abundância relativa em peso e número de indivíduos

A estatística W (curva ABC) foi utilizada para comparar as curvas cumulativas de abundância relativa em peso e em número. O método foi proposto inicialmente como forma de inferir sobre o estado de perturbação antrópica de assembléias. A premissa é de que assembléias menos perturbadas caracterizam-se por espécies de maior tamanho corpóreo e maior longevidade. Estas espécies dificilmente são numerosas, mas dominam em peso na assembléia. Neste caso a distribuição em número seria mais uniforme que a distribuição em peso e W assumiria valores positivos. Ao contrário, em ambientes muito perturbados espera-se que as assembléias sejam caracterizadas por espécies oportunistas de tamanhos menores e com altas taxas de natalidade e mortalidade, resultando em valores negativos de W. Independente de ser associada ao estado de preservação do ambiente, se W for positivo, a dominância em peso é maior que em número e vice-versa (MAGURRAN, 2004).

A estatística W foi obtida para cada amostra pela expressão (MAGURRAN, 2004):

$$W = \sum_{i=1}^S \frac{B_i - A_i}{50(S-1)} \quad \text{Eq. 12}$$

onde: B_i = peso relativo acumulado da espécie no posto i ;

A_i = abundância numérica relativa acumulada da espécie no posto i ;

S = número total de espécies na amostra.

Para verificar a hipótese de que não existem diferenças nos valores médios de W entre as sub-bacias e entre os meses de coleta foi empregado um modelo de análise de variância com medidas repetidas. Este modelo se adequa à situação em que o mesmo riacho tenha sido amostrado mais de uma vez ao longo do tempo, de forma que suas observações não podem ser consideradas amostras independentes, como pressupõe o modelo clássico de análise de variância. Dois riachos não foram amostrados em fevereiro e, portanto, para que o modelo não ficasse incompleto, foram retiradas todas as amostras deste mês, uma opção feita devido ao interesse principal ter sido verificar as variações espaciais entre as sub-bacias. O modelo de medidas repetidas pode ser descrito por (GIRDEN, 1992):

$$y_{jit} = \mu + \alpha_i + \pi_t + (\pi\alpha)_{it} + \varepsilon_{jit} \quad \text{Eq. 13}$$

onde: y_{jit} = variável dependente (estatística W) da unidade j em cada sub-bacia i e tempo t ;

μ = média geral;

α_i = efeito da sub-bacia (grupos = Bc, Mb, Pc, Pp);

π_t = efeito temporal com três níveis (coletas em maio, agosto e novembro);

$(\pi\alpha)_{it}$ = efeito da interação entre os fatores π e α ;

ε_{jit} = resíduo associado a cada observação, $N(0, \sigma^2)$.

Além da normalidade, a análise de variância de medidas repetidas pressupõe que as covariâncias entre todos os pares ao longo do tempo sejam iguais, propriedade conhecida como esfericidade. Caso o pressuposto de esfericidade não seja satisfeito o resultado pode ser corrigido pelo ajuste de Huynh-Feldt (GIRDEN, 1992). Na prática, quando a condição de esfericidade é satisfeita, o resultado do ajuste de Huynh-Feldt não deve ser muito diferente do resultado do teste F (WILKINSON *et al.*, 1996).

3.3.3. Riqueza, número de indivíduos e peso total

Análises de variância de medidas repetidas também foram utilizadas para comparar a riqueza, o número de indivíduos e o peso obtidos nos riachos entre as sub-bacias e entre os meses de coleta. Os pressupostos são os mesmos do modelo anterior, ou seja, que estas medidas não sejam independentes para um mesmo riacho e que as covariâncias sejam iguais para os pares ao longo do tempo. O modelo foi semelhante ao da Eq. 13, considerando como variáveis dependentes a riqueza, o número de indivíduos ou o peso em gramas.

3.3.4. Padrões de similaridade

3.3.4.1. Agrupamento de espécies

A distância entre cada par de amostras foi quantificada pelo índice de Bray-Curtis. O índice desconsidera duplas ausências na comunidade e é obtido a partir da expressão (KREBS, 1999):

$$B_{lk} = \frac{\sum_{i=1}^S |X_{il} - X_{ik}|}{\sum_{i=1}^S (X_{il} + X_{ik})} \quad \text{Eq. 14}$$

onde: B_{lk} = distância de Bray-Curtis;

X_{il}, X_{ik} = número de indivíduos da espécie i nas amostras l e k .

S = número de espécies;

A matriz de distância foi interpretada utilizando o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Como outras técnicas de ordenação, o NMDS tem como objetivo representar as principais estruturas de similaridade entre os objetos em poucas dimensões. Entretanto o NMDS não preserva os valores originais das distâncias, somente a ordem destes valores e assim, objetos mais semelhantes se posicionam mais próximos entre si e objetos diferentes são colocados mais distantes no espaço multidimensional. Ao invés de se basear no cálculo de autovalores e autovetores da matriz, o posicionamento dos objetos é feito de forma iterativa, à partir de uma configuração inicial em k dimensões escolhida *a priori*, até que o algoritmo encontre o posicionamento que arranje da melhor forma a estrutura da matriz nestas k dimensões. Uma das formas de se medir a qualidade do posicionamento é pela medida de *Stress* de Kruskal cuja fórmula é (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998):

$$Stress = \sqrt{\frac{\sum (d_{hi} - \hat{d}_{hi})^2}{\sum d_{hi}^2}} \quad \text{Eq. 16}$$

onde: d_{hi} = distância entre os objetos i e h posicionados nas k dimensões;
 $\hat{d}_{hi}$ = resíduo da regressão entre d_{hi} e as distâncias da matriz original.

Como o valor de *Stress* diminui conforme aumenta o número de dimensões, pode-se utilizar um critério onde o número apropriado seja aquele, a partir do qual a redução no *Stress* torne-se mínima. Entretanto, pode-se também escolher o número mínimo de dimensões que revele as principais estruturas de similaridade e que seja facilmente interpretado. De qualquer forma, o critério para esta escolha é sempre uma questão subjetiva, e em geral os autores terminam por optar pela utilização de somente duas ou três dimensões (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Neste estudo, o número de dimensões escolhido baseou-se no valor mínimo que fornecesse uma interpretação simples para a organização das 30 amostras. A redução do *Stress* também foi avaliada para facilitar esta escolha. A organização dos pontos nas k dimensões foi interpretada de forma exploratória com relação à posição das sub-bacias e às características de vegetação do entorno, do estado de preservação da vegetação ripária e da porcentagem de sombreamento.

O NMDS foi realizado no software R – versão 2.4.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007), utilizando a função “metaMDS” disponível no pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2006). Como o resultado depende da configuração inicial dos pontos, definida antes do processo iterativo (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), esta função encontra a melhor solução (medida pelo *Stress*) e a mais estável a partir de várias configurações iniciais aleatórias.

3.3.4.2. Ordenação das variáveis ambientais

A organização dos pontos amostrais com relação às variáveis ambientais foi resumida numa análise de componentes principais (PCA), um dos métodos mais utilizados para reduzir a multidimensionalidade de conjuntos de dados. Um conjunto com n objetos descritos por v variáveis gera v componentes principais (eixos da PCA) encontrando combinações lineares destas variáveis, de forma a descrever as fontes mais importantes de variação na ordenação dos objetos (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Como a importância dos eixos decresce do primeiro para o último, deve-se estabelecer um critério para a escolha do número de eixos interpretáveis, ou seja, aqueles que podem fornecer evidências reais de variações no conjunto de dados, e que não sejam simples consequências de flutuações estocásticas. Em geral, isto é feito de forma visual, avaliando o incremento na porcentagem de explicação total da PCA conforme aumenta o número de componentes considerados, até que este aumento se torne mínimo. Estabelecendo o número de eixos interpretáveis, o passo seguinte é decidir quais variáveis estão associadas a cada eixo, por exemplo, selecionando aquelas que tenham autovetores acima de determinado limite. A preocupação em se utilizar critérios bem definidos na escolha dos eixos ou das variáveis consiste no fato de que uma escolha equivocada pode tanto perder informações importantes ou associar flutuações estocásticas à interpretação dos resultados (PERES-NETO *et al.*, 2003). Utilizando procedimentos de simulação, Peres-Neto *et al.* (2003, 2005) avaliaram uma série de técnicas para selecionar o número correto de eixos e de variáveis significativamente importantes na ordenação dos objetos na PCA. Os autores concluem que métodos baseados em aleatorização e “bootstrap” são os que possuem menor probabilidade de erro tipo I e tipo II.

3.3.4.2.1. Seleção dos eixos da PCA

A seleção dos eixos importantes na configuração da PCA baseou-se num dos procedimentos sugeridos por Peres-Neto *et al.* (2005) que pode ser descrito pela seguinte rotina: (1) realize a PCA baseada no conjunto de dados originais e obtenha os autovalores observados para cada eixo (λ_{obs}); (2) aleatorize a posição das observações dentro das variáveis e realize uma segunda PCA, calculando os novos autovalores; (3) o segundo

passo deve ser repetido N vezes (p.ex. 4999), até obterem-se os autovalores de 1 a N ($\lambda_{1...N}$) para cada eixo nos conjuntos de dados aleatorizados. A probabilidade de λ_{obs} ser maior do que o esperado ao acaso é dada pelo número de autovalores aleatorizados iguais ou maiores que λ_{obs} dividido por $N+1$. Neste estudo, o nível de significância foi estabelecido em 5%.

3.3.4.2.2. Seleção das variáveis

As variáveis ambientais significativamente associadas aos eixos foram escolhidas com base nos seus autovetores. Seguindo o mesmo procedimento descrito acima, foram guardados os autovetores originais das variáveis em cada eixo e os aleatorizados. Da mesma forma, a probabilidade de significância foi definida pelo número de autovetores aleatorizados iguais ou mais extremos que os observados divididos por $N+1$ (PERES-NETO *et al.*, 2005). Neste caso tomou-se o cuidado de considerar o sinal do autovetor original. Se o sinal foi positivo, consideraram-se aqueles maiores ou iguais e se foi negativo, menores ou iguais ao original. Assim este teste é sempre unilateral, no sentido de que se deseja saber qual a probabilidade de uma variável ser tão ou mais intensamente correlacionada a determinado eixo do que o esperado ao acaso.

3.3.5. Frequência de ocorrência e abundância das espécies

A importância de uma espécie na assembléia pode ser discutida em função de sua frequência de ocorrência, da representatividade em peso ou da representatividade em número de indivíduos (GASTON, 1994). Neste estudo, a frequência de ocorrência foi definida como o número de coletas com a espécie i (F_{oi}), a representatividade local em peso como $P'_i = P_i / F_{oi}$ e, em número como $N'_i = N_i / F_{oi}$. Portanto, a primeira reflete a amplitude de distribuição regional da espécie i ou sua persistência ao longo do tempo, enquanto as duas últimas, sua abundância média ou densidade, considerando somente as amostras em que foi capturada.

Estas variáveis foram classificadas em três níveis: 1 – baixo, 2 – médio ou 3 – alto. Os limites de cortes foram definidos de forma que as 10 espécies menos frequentes ou

menos abundantes (em número ou peso) receberam níveis 1, as 10 espécies mais frequentes ou mais abundantes receberam níveis 3 e o restante da assembléia recebeu níveis médios para cada variável. Estes limites foram semelhantes aos adotados por Gaston (1994), que utilizou as espécies posicionadas no primeiro quartil das distribuições em peso e em número, para definir quais seriam consideradas raras nas amostras.

Portanto, cada espécie recebeu um código de três números (para F_o , N' e P'), que se somados, definem uma pontuação referente à sua contribuição nos riachos. Por exemplo, se *Deuterodon iguape* obtiver o nível 3, para a representatividade numérica, 3 para a representatividade em peso e 3 para a frequência de ocorrência, a espécie somará 9 pontos. Da mesma forma se *Schizolecis guntheri* receber os níveis 1-1-1, a espécie somará 3 pontos. Estas são as pontuações máximas e mínimas possíveis, e outras ocorrem devido à variações menos extremas destas condições.

A raridade das espécies foi baseada nesta pontuação, sendo consideradas raras as que somaram 5 ou menos pontos. Assim, se a espécie for altamente representativa (código 3) em qualquer critério, ela ainda poderá ser considerada rara se apresentar baixa representatividade (código 1) nos outros dois. Isto ocorrerá com uma espécie de grande porte, que seja altamente representativa em peso, mas que tenha sido coletada poucas vezes e em baixas densidades numéricas, ou se uma espécie numericamente abundante for pouco representativa em peso e apresentar ocorrência restrita na bacia. A menor pontuação ocorrerá se a espécie apresentar baixa representatividade numérica, em peso e uma distribuição restrita. Também foram consideradas raras as espécies com somente um indivíduo ou capturadas em apenas uma coleta.

A hipótese de independência entre o número de espécies raras nas amostras e a riqueza total foi avaliada pelo teste de correlação de Pearson considerando $\alpha = 0.05$.

Durante as coletas, observou-se que provavelmente os exemplares nos riachos de restinga estavam sendo representados por indivíduos menores. Para avaliar esta possibilidade, o comprimento padrão médio das espécies comuns tanto a riachos de águas claras quanto a riachos de restinga foram comparados utilizando o teste-t.

4. RESULTADOS

4.1. Descrição geral e composição da ictiofauna

Foram capturadas 37 espécies de peixes, totalizando 3631 indivíduos e 16.9 kg (Tabelas 5 e 6). Destas, a maior riqueza foi de Siluriformes (16 espécies - 43%), seguida pelos Characiformes (12 espécies - 32%), Gymnotiformes, Perciformes (3 espécies cada - 8%), Cyprinodontiformes (2 espécies - 5%) e Synbranchiformes (1 espécie - 2%). Os Siluriformes foram mais representativos em peso (7642.79 g) e os Characiformes em número de indivíduos (1883 indivíduos).

As famílias Characidae e Loricariidae apresentaram o maior número de espécies (19% e 16% do total respectivamente). A família Characidae contribuiu com cerca de 42% do número de indivíduos, principalmente nas espécies *Mimagoniates lateralis* e *Deuterodon iguape*. Já a família Heptapteridae foi, em geral, composta por espécies de médio a grande porte para riachos (≥ 15 cm), destacando-se os bagres *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus* e *Rhamdia quelen* (Tabela 6 e Figura 12).

Tabela 5: Lista das espécies capturadas nos riachos de Planície Costeira da bacia do rio Itanhaém no ano de 2006. Baseado em Buckup *et al.* (2007).

Ordem CHARACIFORMES

Família CHARACIDAE

Bryconamericus cf. *microcephalus* (Miranda Ribeiro, 1908)
Deuterodon iguape Eigenmann, 1907
Hollandichthys multifasciatus (Eigenmann & Norris, 1900)
Hyphessobrycon reticulatus Ellis, 1911
Mimagoniates lateralis (Nichols, 1913)
Mimagoniates microlepis Steindachner, 1876
Oligosarcus hepsetus (Cuvier, 1829)

Família CRENUCHIDAE

Characidium sp1
Characidium sp2
Characidium sp3
Characidium sp4

Família ERYTHRINIDAE

Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)

Ordem CYPRINODONTIFORMES

Família POECILIIDAE*Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868)**Família RIVULIDAE***Rivulus santensis* Köhler, 1906**Ordem GYMNOTIFORMES****Família GYMNOTIDAE***Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758*Gymnotus pantherinus* (Steindachner, 1908)*Gymnotus sylvius* Albert & Fernandes-Matioli, 1999**Ordem PERCIFORMES****Família CICHLIDAE***Crenicichla lacustris* (Castelnau, 1855)*Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824)**Família GOBIIDAE***Awaous tajasica* (Lichtenstein, 1822)**Ordem SILURIFORMES****Família CALLICHTHYIDAE***Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758)*Scleromystax barbatus* (Quoy & Gaimard, 1824)*Scleromystax macropterus* (Regan, 1913)**Família HEPTAPTERIDAE***Acentronichthys leptos* Eigenmann & Eigenmann, 1889*Pimelodella* cf. *transitoria* Miranda Ribeiro, 1907*Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard in Freycinet, 1824)*Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus* Miranda Ribeiro, 1908**Família LORICARIIDAE***Ancistrus* sp.*Kronichthys heylandi* (Boulenger, 1900)*Pseudotothyris obtusa* (Miranda Ribeiro, 1911)*Rineloricaria kronei* Miranda Ribeiro, 1911*Rineloricaria* aff. *latirostris* (Boulenger, 1900)*Schizolecis guntheri* (Miranda Ribeiro, 1918)**Família TRICHOMYCTERIDAE***Trichomycterus* cf. *zonatus* (Eigenmann, 1918)*Thichomycterus* sp1*Thichomycterus* sp2**Ordem SYNBRANCHIFORMES****Família SYNBRANCHIDAE***Synbranchus marmoratus* Bloch, 1785

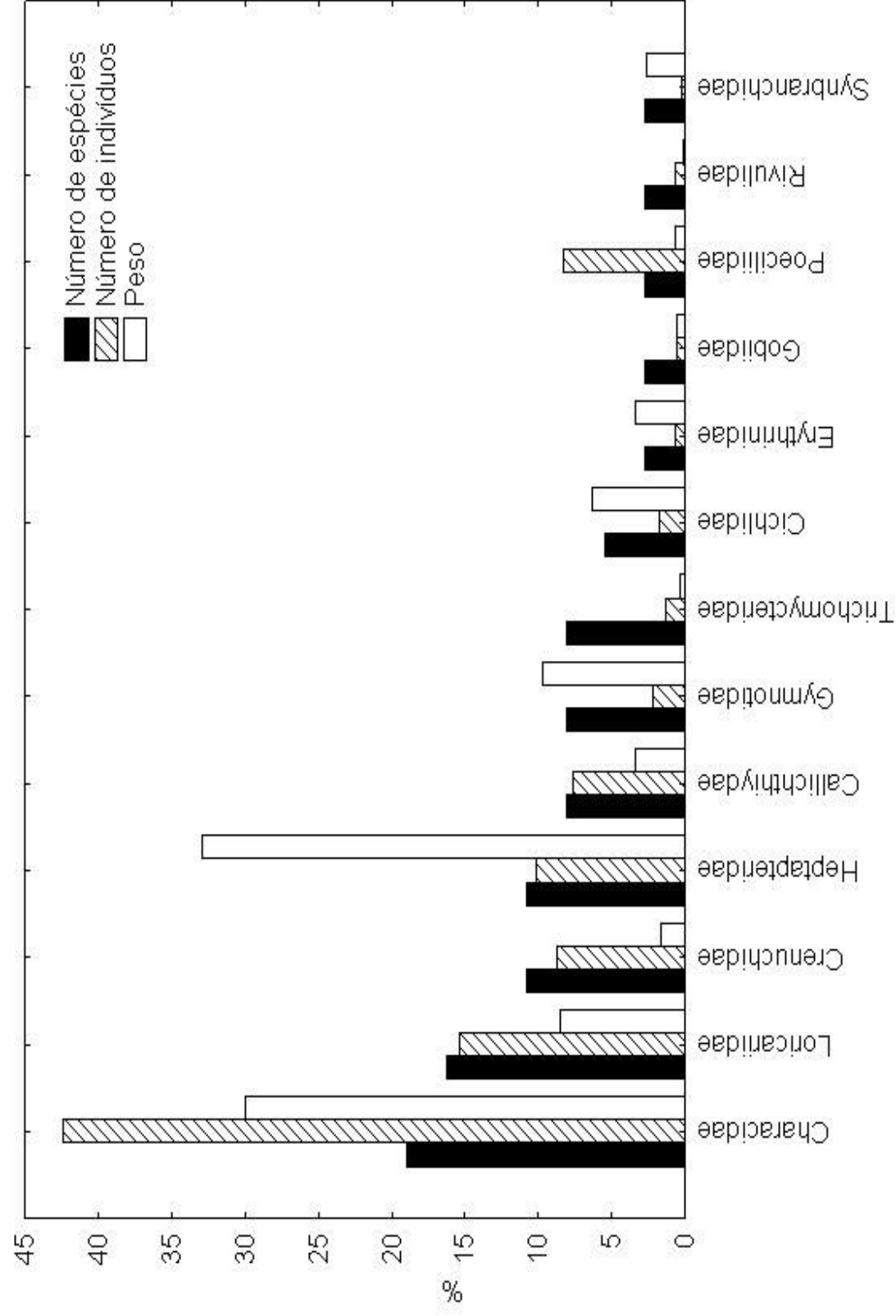


Figura 12: Representatividade das famílias na amostragem dos riachos da bacia do rio Itanhaém no ano de 2006.

Tabela 6: Lista de espécies capturadas com o número de indivíduos (N_t), peso total em gramas (P_t (g)), comprimento padrão médio ($\bar{C}p_{(cm)}$), mínimo (Cp_{min}) e máximo (Cp_{max}) em centímetros e peso individual médio ($\bar{P}_{(g)}$), mínimo (P_{min}) e máximo (P_{max}) em gramas.

Espécie	N_t	P_t (g)	$\bar{C}p_{(cm)}$	Cp_{min}	Cp_{max}	$\bar{P}_{(g)}$	P_{min}	P_{max}
<i>Mimagoniates lateralis</i>	523	158.51	2.54	1.20	4.60	0.30	0.01	1.36
<i>Deuterodon iguape</i>	469	3796.01	6.93	2.80	11.60	8.09	0.34	33.34
<i>Kronichthys heylandi</i>	332	694.83	4.13	1.00	11.60	2.09	0.01	41.22
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	301	112.29	2.37	1.00	4.40	0.37	0.02	1.84
<i>Characidium</i> sp1	254	180.57	3.36	1.20	5.50	0.71	0.01	3.24
<i>Mimagoniates microlepis</i>	225	132.18	3.04	1.30	5.00	0.59	0.02	2.62
<i>Scleromystax macropterus</i>	200	155.42	2.52	1.30	4.80	0.78	0.04	3.28
<i>Rhamdioglanis</i> cf. <i>transfasciatus</i>	186	3105.22	10.68	2.10	20.00	16.69	0.12	57.75
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	180	306.41	3.99	1.30	5.20	1.70	0.04	3.37
<i>Acentronichthys leptos</i>	123	102.29	4.58	2.60	9.10	0.83	0.11	5.09
<i>Pseudotothyris obtusa</i>	102	38.17	2.48	1.40	3.20	0.37	0.09	0.77
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	81	533.26	6.31	2.80	10.70	6.58	0.40	24.05
<i>Rineloricaria kronei</i>	63	413.03	8.74	3.10	16.20	6.56	0.04	28.55
<i>Ancistrus</i> sp.	60	228.35	4.11	1.50	10.00	3.81	0.15	31.91
<i>Gymnotus pantherinus</i>	60	688.47	17.23	8.80	26.60	11.47	1.49	33.20
<i>Bryconamericus</i> cf. <i>microcephalus</i>	58	101.46	4.38	2.60	5.90	1.75	0.30	3.91
<i>Scleromystax barbatus</i>	49	137.54	4.39	1.90	6.70	2.81	0.20	7.62
<i>Geophagus brasiliensis</i>	39	320.49	5.25	1.60	10.90	8.22	0.14	45.84
<i>Rhamdia quelen</i>	37	2140.01	13.84	5.70	27.00	57.84	2.59	327.80
<i>Characidium</i> sp2	35	44.29	4.10	3.00	5.40	1.27	0.40	2.56
<i>Trichomycterus</i> cf. <i>zonatus</i>	29	35.45	4.43	3.30	7.00	1.22	0.40	4.17
<i>Callichthys callichthys</i>	28	276.61	6.40	4.20	10.70	9.88	2.58	36.10
<i>Crenicichla lacustris</i>	26	755.23	10.87	4.00	23.00	29.05	0.85	182.73
<i>Hoplias malabaricus</i>	26	579.54	9.68	5.20	22.50	22.29	2.45	184.00
<i>Rivulus santensis</i>	23	11.54	3.10	1.70	3.90	0.50	0.11	0.91
<i>Pimelodella</i> cf. <i>transitoria</i>	21	220.84	9.59	7.00	12.10	10.52	3.83	20.91
<i>Awaous tajasica</i>	19	97.01	6.27	2.50	11.30	5.11	0.23	21.47
<i>Characidium</i> sp3	17	23.57	4.14	2.00	5.40	1.39	0.20	3.20
<i>Gymnotus carapo</i>	17	761.98	23.06	17.60	27.20	44.82	17.50	72.91
<i>Trichomycterus</i> sp2	12	11.61	4.22	3.00	6.90	0.97	0.28	3.55
<i>Characidium</i> sp4	11	21.54	4.50	3.60	6.10	1.96	0.97	4.63
<i>Synbranchus marmoratus</i>	10	445.73	29.11	12.50	62.00	44.57	1.17	275.00
<i>Trichomycterus</i> sp1	5	9.73	5.72	4.30	6.50	1.95	0.79	2.57
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	4	43.38	8.68	5.20	10.90	10.85	2.46	18.90
<i>Gymnotus sylvius</i>	3	186.08	22.33	10.00	30.00	62.03	3.30	109.67
<i>Schizolecis guntheri</i>	2	0.96	2.90	2.50	3.30	0.48	0.34	0.62
<i>Rineloricaria</i> aff. <i>latirostris</i>	1	72.73	19.90	19.90	19.90	72.73	72.73	72.73
Total	3631	16942.33						

4.2. Riqueza e esforço amostral

Com exceção do mês de fevereiro, quando não foram amostrados os riachos de restinga, foram capturados cerca de 1000 indivíduos e 33 a 35 espécies por campanha. Das 37 espécies, 36 já haviam ocorrido até a segunda coleta em maio (Tabela 7), quando foram adicionados os dois riachos de restinga. Somente uma espécie ocorreu na terceira coleta, o cascudo *Schizolecis guntheri*, capturado no ponto 2 em agosto.

Tabela 7: Número de amostras, riqueza (S) e número de indivíduos (N) por coleta. Entre parênteses estão os valores acumulados.

	Número de amostras	S	N
Fevereiro – 2006	6 (6)	26 (26)	639 (639)
Maio – 2006	8 (14)	34 (36)	973 (1612)
Agosto – 2006	8 (22)	35 (37)	1027 (2639)
Novembro – 2006	8 (30)	33 (37)	992 (3631)
Total	30	37	3631

4.2.1. Estimadores de riqueza e curvas de acumulação

A riqueza esperada para todos os estimadores foi de 38 espécies, apenas uma a mais do que o número capturado. Chao 1 e Chao 2 forneceram os mesmos intervalos de confiança (entre 37 e 45 espécies) e Jack 1 forneceu o intervalo mais estreito.

O comportamento dos estimadores com relação ao aumento do esforço amostral foi avaliado apenas visualmente (Figura 13). Os quatro apresentaram certa estabilidade após adicionadas cerca de 50% do número de coletas. Jack 1 e Jack 2 estimaram uma riqueza igual ou superior à observada com o menor número de amostras, respectivamente 5 e 4 (16 e 13% do total). Chao 2 apresentou um incremento inicial, mas a partir da 5ª amostra tendeu a se estabilizar cada vez mais próximo ao valor observado. Dentre todos, o menos

informativo foi Chao 1, pois tendeu a acompanhar mais de perto o padrão de crescimento da curva cumulativa de espécies observadas.

Tabela 8: Estimativas de riqueza para o conjunto de riachos amostrados em 2006 na bacia do rio Itanhaém. $\hat{S}$ – valor de estimador, dp – desvio padrão, IC 95% - intervalo de confiança a 95%.

	Chao 1	Chao 2	Jack 1	Jack 2
$\hat{S}$	38	38	38	38
dp	1.32	5.86	0.93	3.05
IC 95%	37 – 45	37 – 45	36 – 40	31 – 43

Os riachos de restinga contribuíram com quase metade dos indivíduos capturados (1476), enquanto que os riachos da sub-bacia do rio Branco somente com 420. A riqueza foi maior na sub-bacia do rio Mambú (26 espécies) e nos pontos de águas claras na sub-bacia do rio Preto (26 espécies), seguidos pelos riachos de restinga (21 espécies) e pela sub-bacia do rio Branco (17 espécies). Visualmente, os riachos de restinga e da sub-bacia do rio Mambú parecem mais próximos de atingirem a assíntota do que os riachos da sub-bacia do rio Preto (águas claras) e do rio Branco (Figura 14), o que indica um menor padrão de dominância para os dois primeiros.

Na sub-bacia do rio Branco, a contribuição de espécies acidentais aumenta inicialmente, tendendo a se estabilizar a partir de 200 indivíduos ($\pm 50\%$ do total). Para os riachos de águas claras na sub-bacia do rio Preto, ocorre um comportamento semelhante, no entanto, menos evidente. Neste caso, a curva começa a se estabilizar entre 200 e 400 indivíduos (25 e 50% do total). Na sub-bacia do rio Mambú e nos riachos de restinga, a proporção de espécies acidentais parece se manter mais constante à medida que aumenta o esforço (Figura 15).

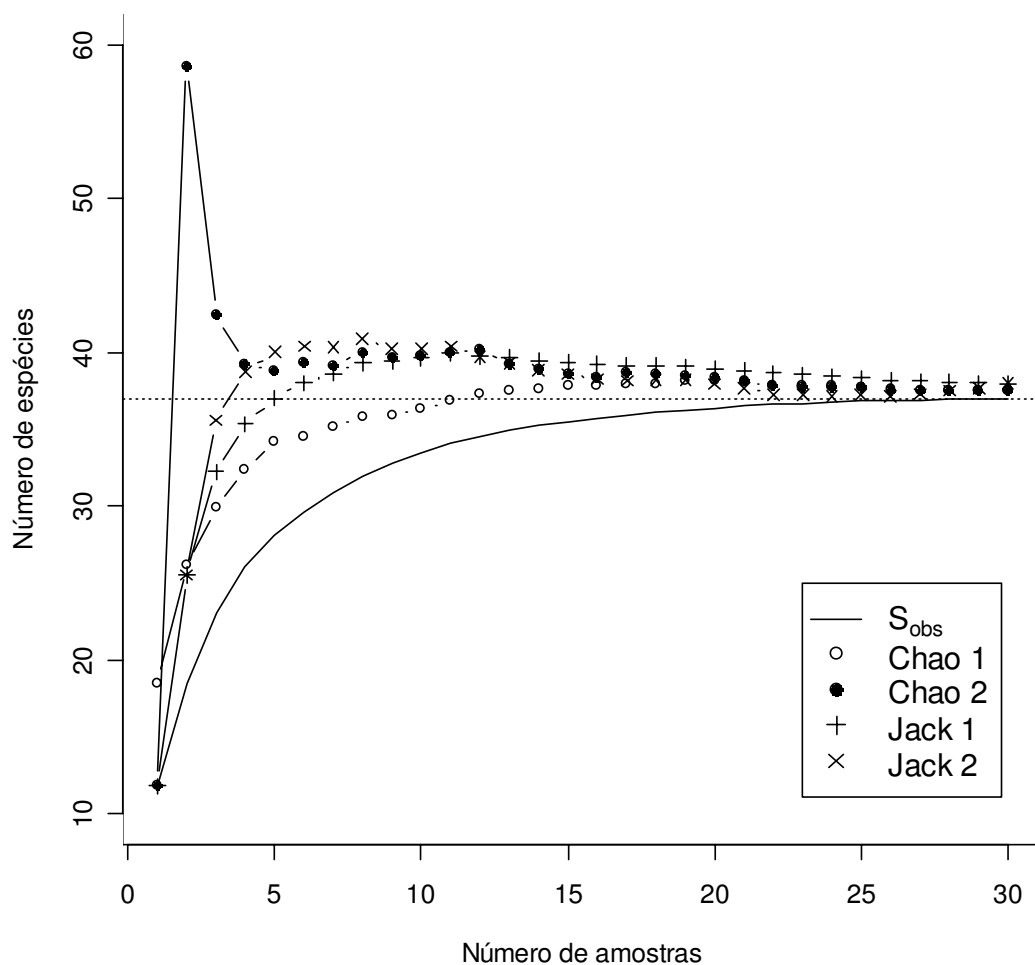


Figura 13: Curvas de acumulação para todos os riachos, apresentando os valores médios obtidos após 200 aleatorizações na seleção das amostras. S_{obs} : número médio de espécies esperado, Chao 1, Chao 2, Jack 1, Jack 2: Estimadores de riqueza. A linha horizontal representa a riqueza observada.

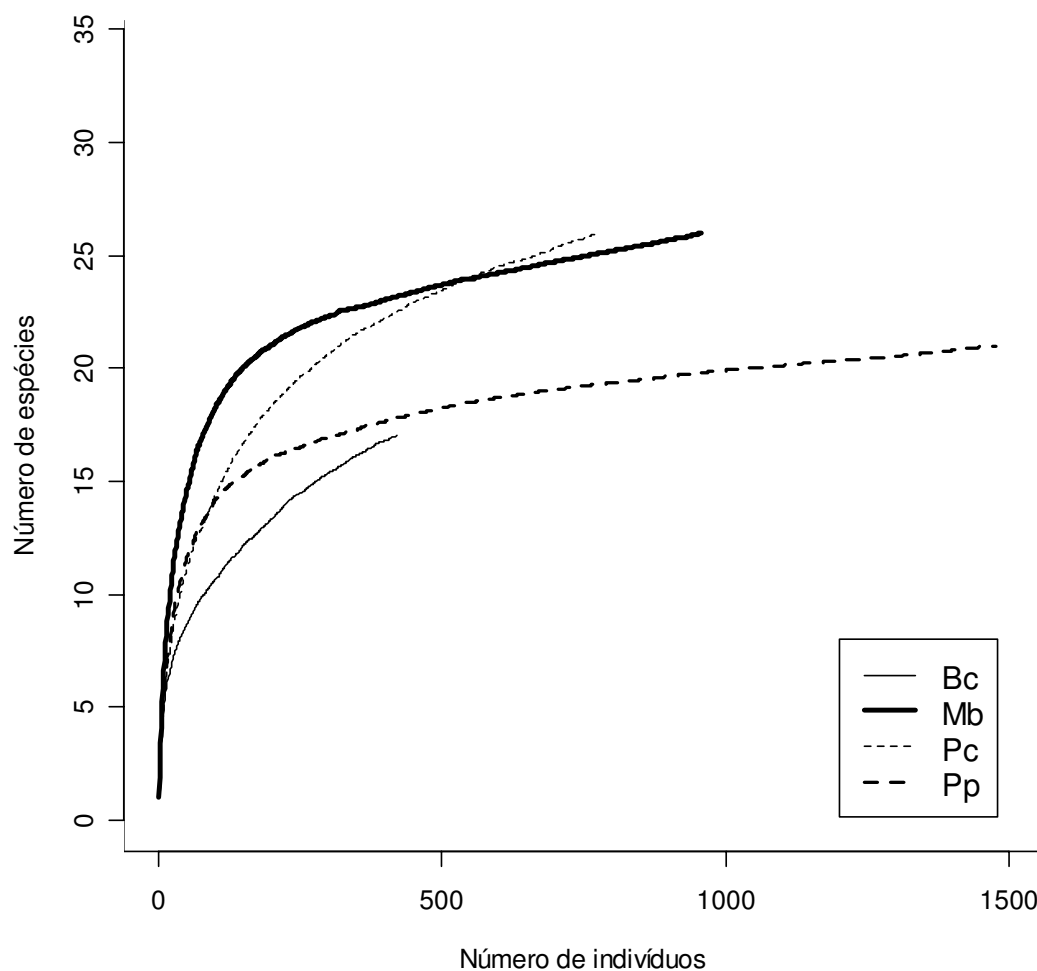


Figura 14: Curvas de acumulação de espécies obtidas para as sub-bacias após 200 aleatorizações na seleção dos indivíduos. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga.

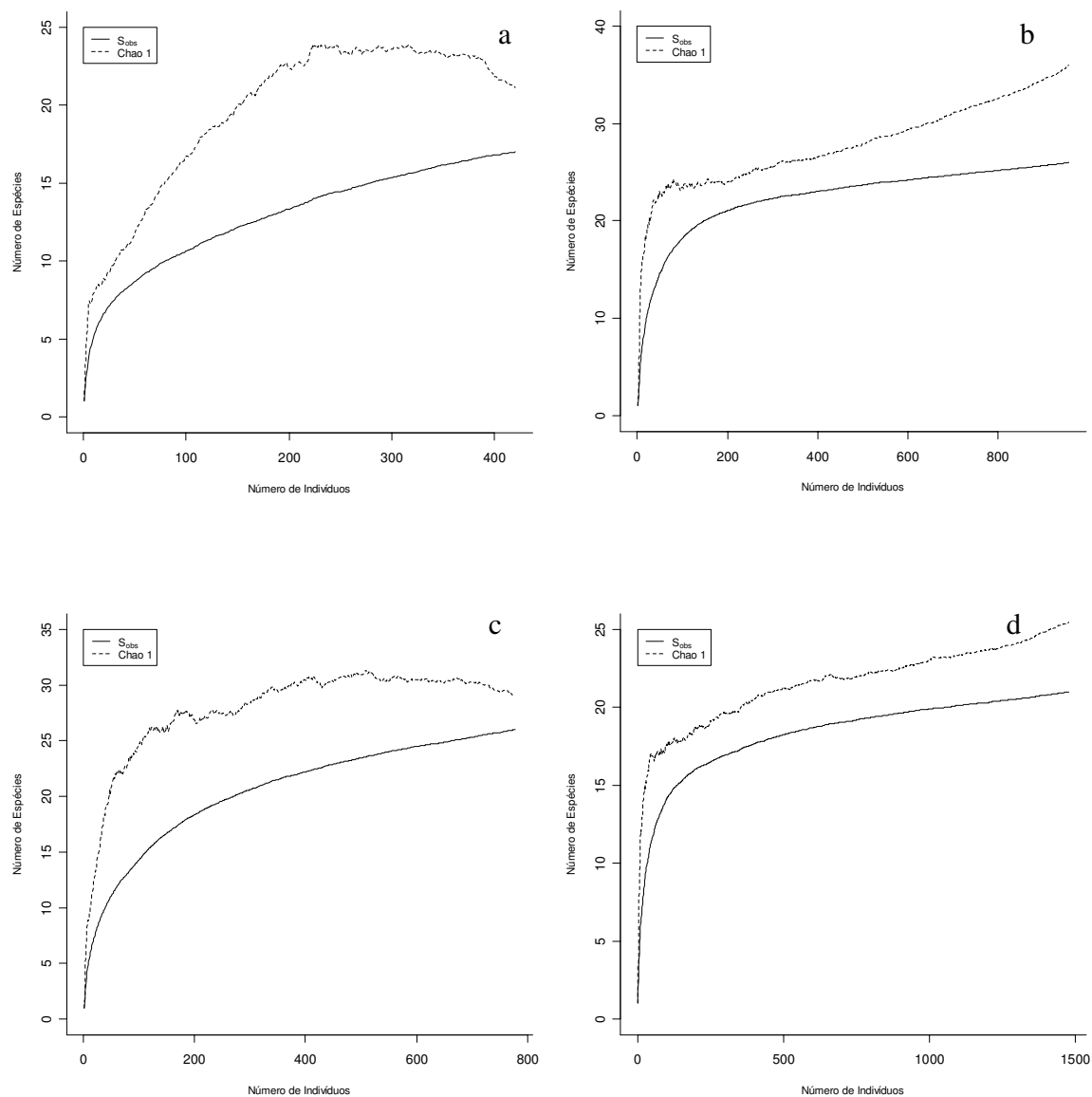


Figura 15: Curvas de acumulação de espécies e comportamento do estimador Chao 1 para o aumento do esforço amostral nas sub-bacias. Valores médios obtidos após 200 aleatorizações na seleção dos indivíduos. a – Sub-bacia do rio Branco, b – Sub-bacia do rio Mambú, c – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, d – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga.

4.3. Padrões de espécie-abundância

4.3.1. Modelos de partição de recursos

Quando os padrões de espécie-abundância foram testados contra os modelos de partição de recursos, todos se ajustaram ao modelo “Random fraction”, exceto os riachos da sub-bacia do rio Mambú ($p_{\text{média}} = 0.023$), que mostrou um padrão um pouco mais uniforme. A sub-bacia do rio Branco ajustou-se também ao modelo “Random assortment” ($p_{\text{média}} = 0.89$; $p_{\text{variância}} = 0.28$). Nenhuma sub-bacia apresentou um padrão de equitabilidade tão baixo quanto o predito pelo “Dominance pre-emption” ou tão alto quanto o predito pelo “MacArthur fraction” ou “Dominance decay” (Tabela 9 e Figura 16).

Pelo ajuste do modelo “Power fraction” verificou-se que todos os grupos podem ser descritos por intervalos de k próximos a zero. Na Figura 17 identificam-se ao menos três padrões distintos. Em ordem crescente de equitabilidade, o primeiro é formado pela sub-bacia do rio Branco, com valor de k ótimo igual a -0.30 . Os modelos com k entre -0.90 a 0.05 não diferem estatisticamente dos dados desta sub-bacia (Tabela 10). O perfil de ajuste da variância parece discrepante do perfil da média para estes riachos, sugerindo que as réplicas utilizadas têm na realidade padrões diferentes de abundância relativa, alguma delas apresentando maior dominância. Os dois picos no perfil de ajuste da média também refletem esta situação. O segundo padrão é descrito pelos riachos de águas claras da sub-bacia do rio Preto, com k ótimo igual a 0.02 . O modelo “Power fraction” não diferiu significativamente (Figura 17, $p > 0.05$), do padrão destes riachos para valores de k entre -0.25 e 0.24 . O perfil da variância apresenta um ajuste mais pobre, atingindo valores de probabilidade bem menores que o da média, ainda que não seja tão discrepante quanto o da sub-bacia do rio Branco. O último padrão é formado pelos riachos de restinga ($k_{\text{ótimo}} = 0.22$) e pela sub-bacia do rio Mambú ($k_{\text{ótimo}} = 0.26$). Estas duas sub-bacias diferem basicamente com relação ao perfil de ajuste da variância. De forma geral, a comparação dos perfis da média e da variância permite concluir que somente a sub-bacia do rio Mambú possui padrões homogêneos de abundância relativa entre as réplicas. As demais, especialmente a sub-bacia do rio Branco, apresentam padrões heterogêneos. Esta diagnose, no entanto, não pretende classificar a heterogeneidade como significativamente diferente ou

não entre as réplicas, mas apenas possibilitar melhores interpretações dos padrões de abundância relativa dentro dos grupos.

Tabela 9: Resultado do teste de Monte Carlo para o ajuste dos padrões de abundância relativa aos modelos de Tokeshi. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga, T – valores observados da estatística de ajuste para a média (T_M) e para a variância (T_V), p – probabilidade de ajuste dos dados ao modelo (p_M – probabilidade de ajuste para a média e p_V – probabilidade de ajuste para a variância). Distribuição de T obtida após 4999 simulações. Nível de significância adotado $\alpha = 0.05$.

		“Dominance pre-emption”	“Random assortment”	“Random fraction”	“MacArthur fraction”	“Dominance decay”
Bc	T_M	140.07	9.50	26.04	111.94	125.12
	p_M	0.0002	0.8912	0.2250	0.0002	0.0002
	T_V	97.54	23.39	31.74	102.00	106.54
	p_V	0.0002	0.2824	0.0994	0.0002	0.0002
Mb	T_M	343.12	265.26	107.50	246.18	289.60
	p_M	0.0002	0.0002	0.0232	0.0002	0.0002
	T_V	312.88	213.73	60.60	144.62	203.69
	p_V	0.0002	0.0002	0.1946	0.0002	0.0002
Pc	T_M	206.89	63.42	12.32	187.18	197.33
	p_M	0.0002	0.04160	0.9258	0.0002	0.0002
	T_V	183.49	66.27	28.90	125.69	138.25
	p_V	0.0002	0.0258	0.3808	0.0002	0.0002
Pp	T_M	235.95	119.96	53.51	170.90	215.91
	p_M	0.0002	0.0024	0.1042	0.0002	0.0002
	T_V	200.72	92.25	53.33	54.08	95.20
	p_V	0.0002	0.0070	0.0748	0.0388	0.0008

Tabela 10: Ajuste dos dados ao modelo “Power fraction”. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga, $k_{\text{ótimo}}$ = valor de k para o qual a média e a variância apresentaram as maiores probabilidades de ajuste. A amplitude de k define os intervalos em que as probabilidades de ajuste para a média e para a variância foram ambas maiores que 0.05.

	$k_{\text{ótimo}}$	Amplitude de k
Bc	-0.30	-0.90 a 0.05
Mb	0.26	0.03 a 0.45
Pc	0.02	-0.25 a 0.24
Pp	0.22	-0.04 a 0.48

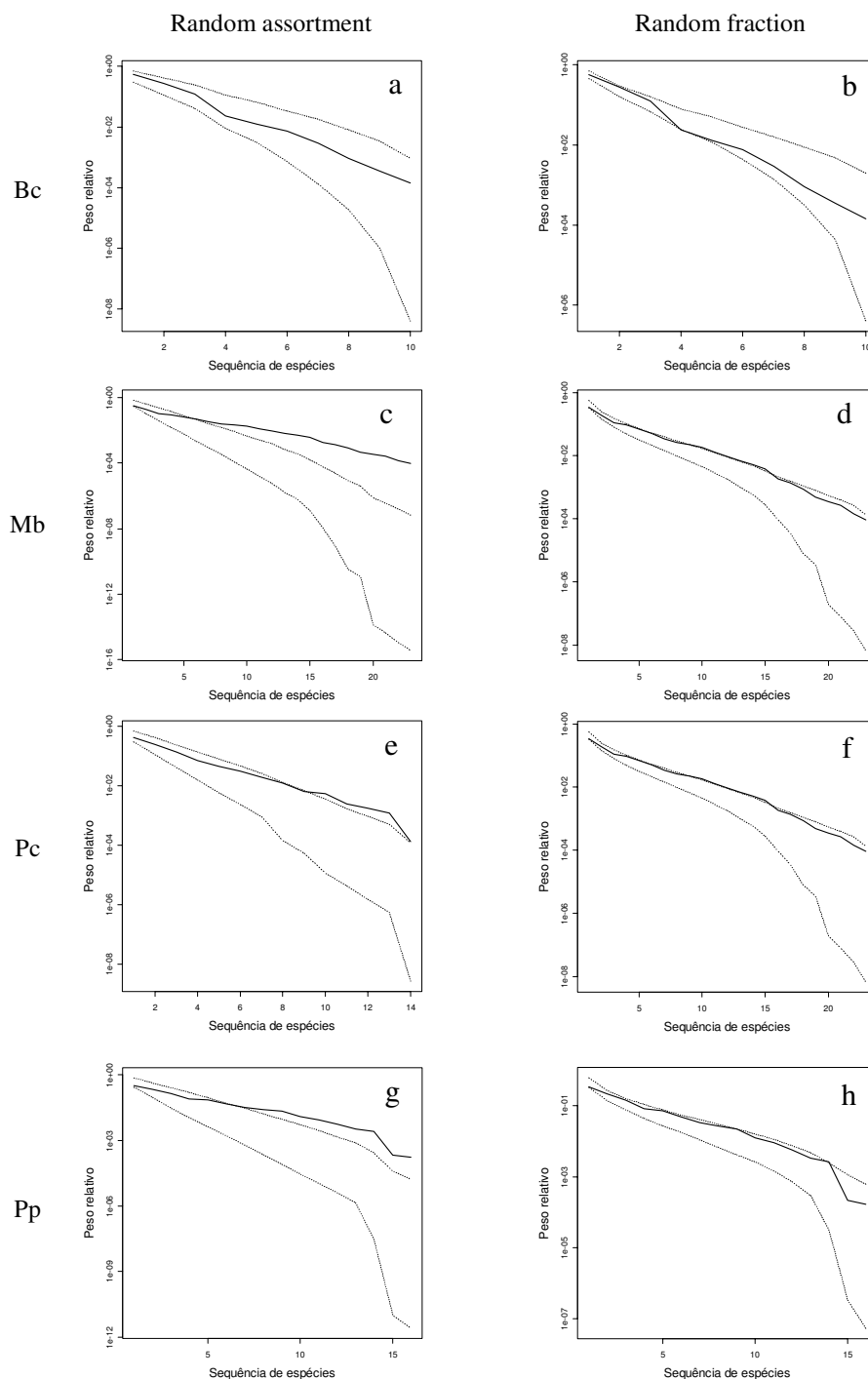


Figura 16: Médias dos padrões de abundância relativa em peso (linhas contínuas) comparadas aos intervalos de confiança a 95% (linhas pontilhadas) preditos pelos modelos “Random assortment” (a, c, e, g) e “Random fraction” (b, d, f, h). a, b – Sub-bacia do rio Branco (Bc), c, d – Sub-bacia do rio Mambú (Mb), e, f – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras (Pc), g, h – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga (Pp).

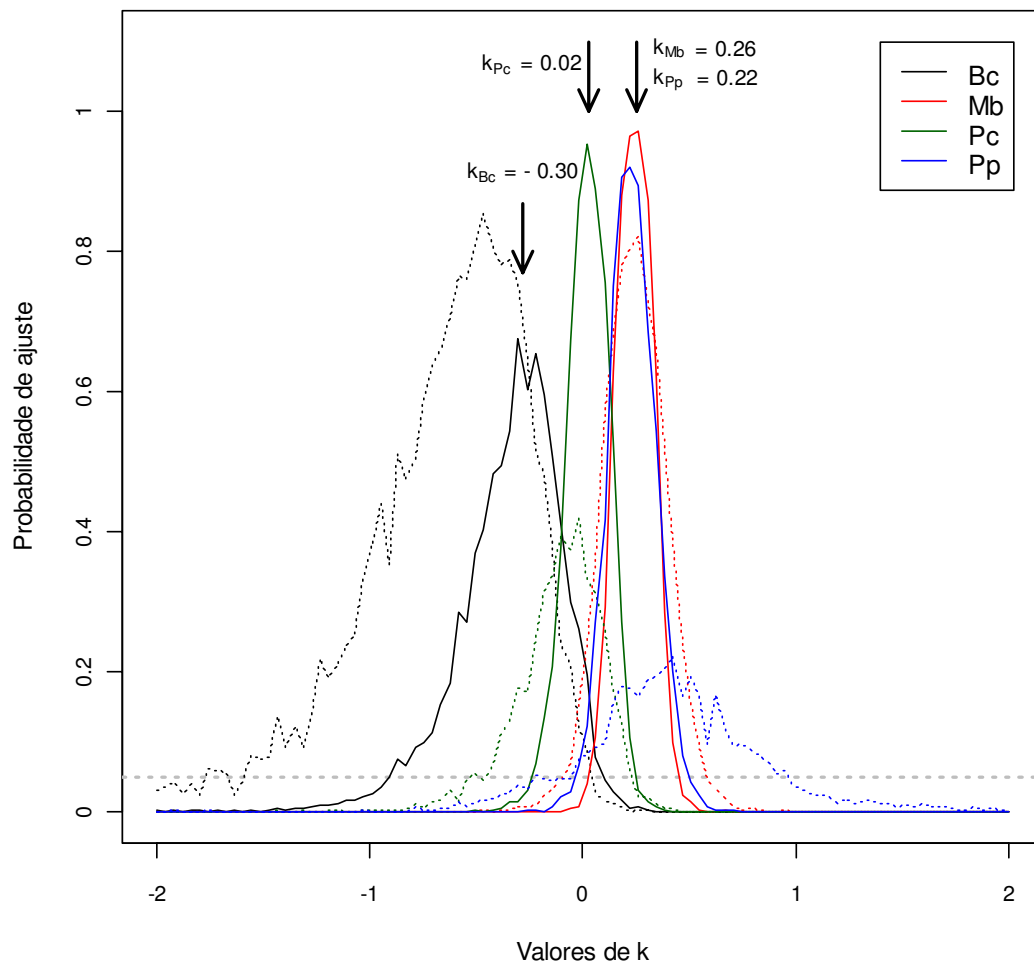


Figura 17: Curvas de ajuste ao modelo “Power fraction”. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga. As linhas contínuas descrevem o ajuste da média dos padrões de abundância relativa e as linhas tracejadas o ajuste da variância destes padrões. A linha horizontal pontilhada delimita o valor de $\alpha = 0.05$, definida como probabilidade mínima para aceitar o ajuste dos dados ao modelo.

4.3.2. Abundância relativa em peso e número de indivíduos

Dos 30 pontos, 24 apresentaram valores de W maiores que zero (Figura 18), indicando que as curvas em peso aparecem consistentemente acima das curvas em número de indivíduos e que, portanto, a dominância das espécies nos riachos é maior em peso. A análise de variância não detectou diferenças significativas entre as sub-bacias ($p = 0.949$) nem entre os meses de coleta ($p = 0.984$), o que sugere que a relação de dominância da distribuição em peso sobre a distribuição em número se mantém a mesma espacial ou temporalmente (Tabela 11).

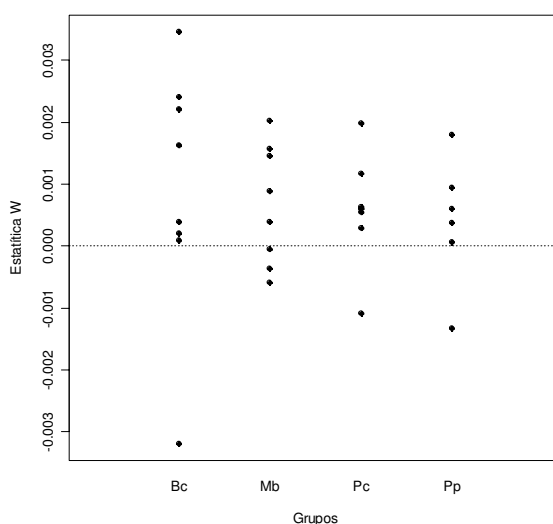


Figura 18: Distribuição da estatística W (Eq. 12) entre as sub-bacias. Bc – Sub-bacia do rio Branco, Mb – Sub-bacia do rio Mambú, Pc – Sub-bacia do rio Preto, riachos de águas claras, Pp – Sub-bacia do rio Preto, riachos de restinga.

Tabela 11: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: estatística W (Eq. 12). gl – graus de liberdade, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor de probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade.

Efeito	SQ	gl	QM	F	p	H-F
Sub-bacia	$1.63 \cdot 10^{-6}$	3	$5.42 \cdot 10^{-7}$	0.112	0.949	
Resíduo	$1.94 \cdot 10^{-5}$	4	$4.84 \cdot 10^{-6}$			
Época	$5.88 \cdot 10^{-8}$	2	$2.94 \cdot 10^{-8}$	0.016	0.984	0.984
Sub-bacia * Época	$1.10 \cdot 10^{-5}$	6	$1.83 \cdot 10^{-6}$	1.024	0.473	0.473
Resíduo	$1.44 \cdot 10^{-5}$	8	$1.79 \cdot 10^{-6}$			

4.4. Riqueza, número de indivíduos e peso total

A menor riqueza foi obtida no ponto 1 (sub-bacia do rio Branco) nos meses de agosto e novembro (3 espécies). Neste ponto em agosto, foram capturados somente 6 indivíduos de *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus*, 2 de *Hollandichthys multifasciatus* e 1 de *Deuterodon iguape*, totalizando 9 indivíduos e 164 gramas e, no mês de novembro, 6 *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus*, 1 *Hollandichthys multifasciatus* e cerca de 50 *Phalloceros caudimaculatus*, totalizando um peso similar de 122 gramas. A maior riqueza numa única amostra (23 espécies) foi obtida no ponto 4, sub-bacia do rio Mambú e o maior número de indivíduos no rio Panema (riacho de restinga) com 273 peixes em maio, 438 em agosto e 407 em novembro.

A fim de atender os pressupostos da análise de variância, foi aplicada a transformação logarítmica ($\ln x + 1$) ao número de indivíduos e ao peso total. Os resultados indicaram que a riqueza, o número de indivíduos e o peso foram independentes das sub-bacias e da época de amostragem (Tabelas 12, 13, 14). A semelhança entre as estimativas de p e os ajustes de Huynh-Feldt mostram que a condição de esfericidade foi satisfeita nas três análises, ou seja, a variabilidade entre os riachos é a mesma, em qualquer uma das épocas de amostragem.

Tabela 12: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: Riqueza de espécies. SQ – soma dos quadrados, gl – graus de liberdade, QM – quadrado médio, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor da probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade.

Efeito	SQ	gl	QM	F	p	H-F
Sub-bacia	387.0	3	129.0	5.508	0.066	
Resíduo	93.6	4	23.4			
Época	10.3	2	5.2	1.24	0.332	0.339
Sub-bacia * Época	19	6	3.2	0.76	0.585	0.620
Resíduo	33.3	8	4.2			

Tabela 13: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: Logaritmo natural do número de indivíduos. SQ – soma dos quadrados, gl – graus de liberdade, QM – quadrado médio, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor da probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade.

Efeito	SQ	gl	QM	F	p	H-F
Sub-bacia	8.926	3	2.975	3.819	0.114	
Resíduo	3.116	4	0.779			
Época	0.180	2	0.090	0.334	0.725	0.725
Sub-bacia * Época	0.813	6	0.136	0.504	0.790	0.790
Resíduo	2.152	8	0.269			

Tabela 14: Resultado da análise de variância com medidas repetidas. Variável dependente: Logaritmo natural do peso total em gramas. SQ – soma dos quadrados, gl – graus de liberdade, QM – quadrado médio, F – teste F, p – probabilidade, H-F – correção do valor da probabilidade quando não é satisfeito o pressuposto de esfericidade.

Efeito	SQ	gl	QM	F	p	H-F
Sub-bacia	1.782	3	0.594	0.749	0.577	
Resíduo	3.171	4	0.793			
Época	0.140	2	0.070	0.495	0.627	0.627
Sub-bacia * Época	1.287	6	0.215	1.519	0.285	0.285
Resíduo	1.130	8	0.141			

4.5. Padrões de similaridade

4.5.1. Agrupamento de espécies

A dimensão 1 no NMDS separou num extremo os riachos de águas pretas, onde predominou a vegetação de restinga, em geral, com melhor estado de preservação e de sombreamento (Figuras 20 a-d-g-j) e no outro o restante dos riachos (Figuras 20 b-c-e-f-h-i-k-l). As dimensões 2 e 3 são complementares e evidenciam um conjunto de características relacionadas ao estado de preservação do ambiente em riachos de águas claras (Figuras 19 b, 20 b-c-e-f-h-i-k-l). Na Figura 19b ficaram isolados num extremo o ponto 1 (Sub-bacia do rio Branco), com pior estado de preservação, numa área predominantemente agrícola e sem vegetação ripária ou sombreamento e, no outro, o ponto 5 (Sub-bacia do rio Preto), com melhor estado de conservação, em uma área de mata atlântica com vegetação ripária bem estruturada e sombreamento entre 51 e 75%. O ponto 2, também Sub-bacia do rio Branco, apresentou características intermediárias, sendo diferente do ponto 1 por possuir vegetação ripária parcialmente desmatada, mas que permite, como no ponto 5, um sombreamento entre 51 e 75%. Os outros pontos são menos claros quanto ao padrão de similaridade. A partir deste padrões de ordenação foram destacados quatro grupos (Tabela 15).

O grupo I é formado exclusivamente pelos riachos de restinga e apresenta um grande número de espécies exclusivas, abundantes numericamente, mas em geral de pequeno porte. Uma das mais abundantes, o *Mimagoniates lateralis* com 523 indivíduos, foi capturada somente nestes riachos. Outras espécies também abundantes e de pequeno porte foram *Scleromystax macropterus*, *Hyphessobrycon reticulatus*, *Acentronichthys leptos* e *Pseudotothyris obtusa*. A riqueza foi constante ao longo do ano variando entre 13 e 16 espécies por coleta. O número médio de indivíduos por ponto foi 24 e o peso médio foi 405.17 g.

O grupo II é formado somente pelo ponto 1 na sub-bacia do rio Branco, e apresenta os maiores níveis de degradação (Figura 19a). As espécies presentes neste ponto são comuns também a diversos outros locais. O grupo diferenciou-se, sobretudo, pela baixa riqueza (6 espécies no total) e baixo número de indivíduos, características que se devem provavelmente à largura média do canal (1.66 m) e ao grau de degradação antrópica. O

ponto 7, um riacho de restinga de mesmas dimensões (1.77 m), apresentou em média 15 espécies.

O grupo III é formado pelo ponto 2, sendo mais sombreado e ainda com alguma vegetação ripária, principalmente na margem direita. As espécies mais abundantes foram o lambari *Deuterodon iguape* e o bagre *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus*. A riqueza média foi de 8 espécies, o número médio de indivíduos igual a 63 e o peso médio 836.30 g.

O grupo IV foi formado pelo ponto 5 que apresentou o melhor estado de preservação, sendo um trecho bem sombreado e com vegetação ripária bem estruturada. A espécie mais abundante foi *Mimagoniates microlepis*. *Gymnotus carapo* foi capturada somente neste ponto em todas as coletas. A riqueza média foi de 13 espécies, o número médio de indivíduos igual a 93 e o peso médio 890.65 g.

Na Tabela 15 é apresentada uma descrição da riqueza, da abundância (em número e peso) e da composição das espécies em cada um destes grupos.

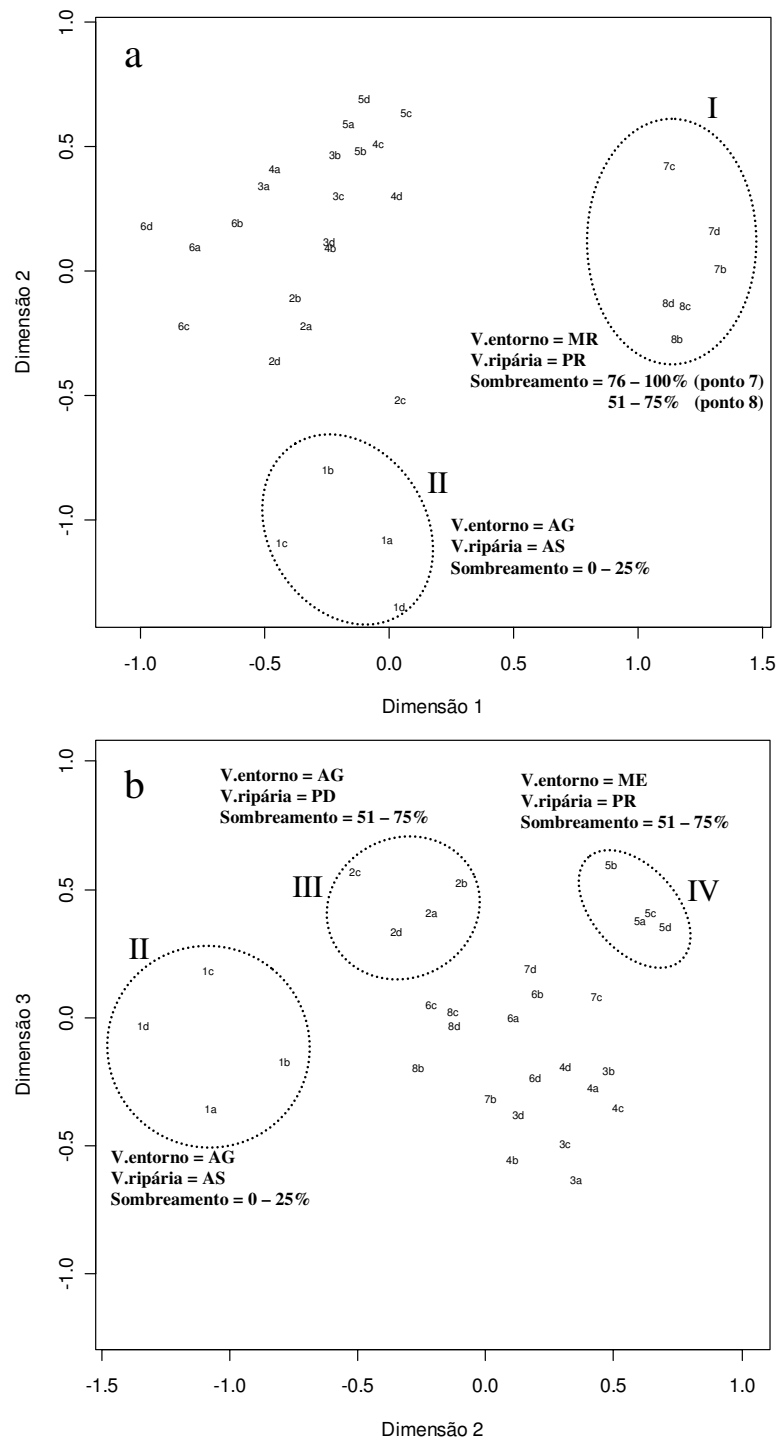


Figura 19: Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado na matriz de distância de Bray-Curtis. a – Dimensão 1 *versus* Dimensão 2, b - Dimensão 2 *versus* Dimensão 3. *Stress* = 0.09. Vegetação de entorno predominante: AG - área agrícola, ME - mata atlântica de encosta e MR - mata de restinga. Estado de preservação da vegetação ripária: AS - ausente, PD - parcialmente desmatada, PR – preservada.

Tabela 15: Grupos de espécies (composição e abundância numérica) evidenciados no NMDS. Valores médios, mínimos, máximos e totais de riqueza, número de indivíduos e peso por grupo.

Riqueza: $\bar{S} = 14; S_{\min} = 13; S_{\max} = 16; S_{total} = 21$ Número de indivíduos: $\bar{N} = 246; N_{\min} = 96; N_{\max} = 438; N_{total} = 1476$ Peso (g): $\bar{P} = 405.17; P_{\min} = 246.8; P_{\max} = 561.95; P_{total} = 2431.04$	
I	Composição e abundância numérica: <i>Mimagoniates lateralis</i> (523), <i>Scleromystax macropterus</i> (200), <i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (178), <i>Acentronichthys leptos</i> (115), <i>Pseudotothyris obtusa</i> (102), <i>Phalloceros caudimaculatus</i> (95), <i>Gymnotus phantherinus</i> (49), <i>Hollandichthys multifasciatus</i> (39), <i>Scleromystax barbatus</i> (29), <i>Callichthys callichthys</i> (28), <i>Characidium</i> sp1 (27), <i>Hoplias malabaricus</i> (25), <i>Geophagus brasiliensis</i> (23), <i>Rivulus santensis</i> (23), <i>Rhamdia quelen</i> (6), <i>Synbranchus marmoratus</i> (5), <i>Characidium</i> sp2 (4), <i>Characidium</i> sp3 (2), <i>Gymnotus sylvius</i> (1), <i>Kronichthys heylandi</i> (1), <i>Schizolecis guntheri</i> (1).
Riqueza: $\bar{S} = 4; S_{\min} = 3; S_{\max} = 6; S_{total} = 6$ Número de indivíduos: $\bar{N} = 42; N_{\min} = 9; N_{\max} = 65; N_{total} = 167$	
II	Peso (g): $\bar{P} = 230.27; P_{\min} = 122.24; P_{\max} = 403.85; P_{total} = 921.11$ Composição e abundância numérica: <i>Phalloceros caudimaculatus</i> (75), <i>Hollandichthys multifasciatus</i> (37), <i>Rhamdioglanis</i> cf. <i>transfasciatus</i> (29), <i>Deuterodon iguape</i> (22), <i>Awaous tajasica</i> (2), <i>Characidium</i> sp1 (2).
Riqueza: $\bar{S} = 8; S_{\min} = 7; S_{\max} = 10; S_{total} = 15$ Número de indivíduos: $\bar{N} = 63; N_{\min} = 49; N_{\max} = 87; N_{total} = 253$ Peso (g): $\bar{P} = 836.30; P_{\min} = 460.12; P_{\max} = 1459.54; P_{total} = 3345.06$	
III	Composição e abundância numérica: <i>Deuterodon iguape</i> (66), <i>Rhamdioglanis</i> cf. <i>transfasciatus</i> (64), <i>Kronichthys heylandi</i> (44), <i>Phalloceros caudimaculatus</i> (29), <i>Mimagoniates microlepis</i> (28), <i>Rhamdia quelen</i> (8), <i>Characidium</i> sp4 (4), <i>Acentronichthys leptos</i> (2), <i>Synbranchus marmoratus</i> (2), <i>Characidium</i> sp1 (1), <i>Crenicichla lacustris</i> (1), <i>Geophagus brasiliensis</i> (1), <i>Gymnotus pantherinus</i> (1), <i>Schizolecis guntheri</i> (1), <i>Trichomyxterus</i> sp2 (1).
Riqueza: $\bar{S} = 13; S_{\min} = 13; S_{\max} = 14; S_{total} = 20$ Número de indivíduos: $\bar{N} = 93; N_{\min} = 54; N_{\max} = 126; N_{total} = 373$ Peso (g): $\bar{P} = 890.65; P_{\min} = 540.72; P_{\max} = 16362.07; P_{total} = 3562.61$	
IV	Composição e abundância numérica: <i>Mimagoniates microlepis</i> (166), <i>Deuterodon iguape</i> (104), <i>Characidium</i> sp1 (17), <i>Gymnotus carapo</i> (17), <i>Rhamdia quelen</i> (13), <i>Crenicichla lacustris</i> (9), <i>Rhamdioglanis</i> cf. <i>transfasciatus</i> (8), <i>Characidium</i> sp2 (6), <i>Kronichthys heylandi</i> (6), <i>Pimelodella</i> cf. <i>transitoria</i> (6), <i>Rineloricaria kronei</i> (6), <i>Oligosarcus hepsetus</i> (3), <i>Gymnotus sylvius</i> (2), <i>Hyphessobrycon reticulatus</i> (2), <i>Scleromystax barbatus</i> (2), <i>Synbranchus marmoratus</i> (2), <i>Geophagus brasiliensis</i> (1), <i>Gymnotus pantherinus</i> (1), <i>Hollandichthys multifasciatus</i> (1), <i>Hoplias malabaricus</i> (1).

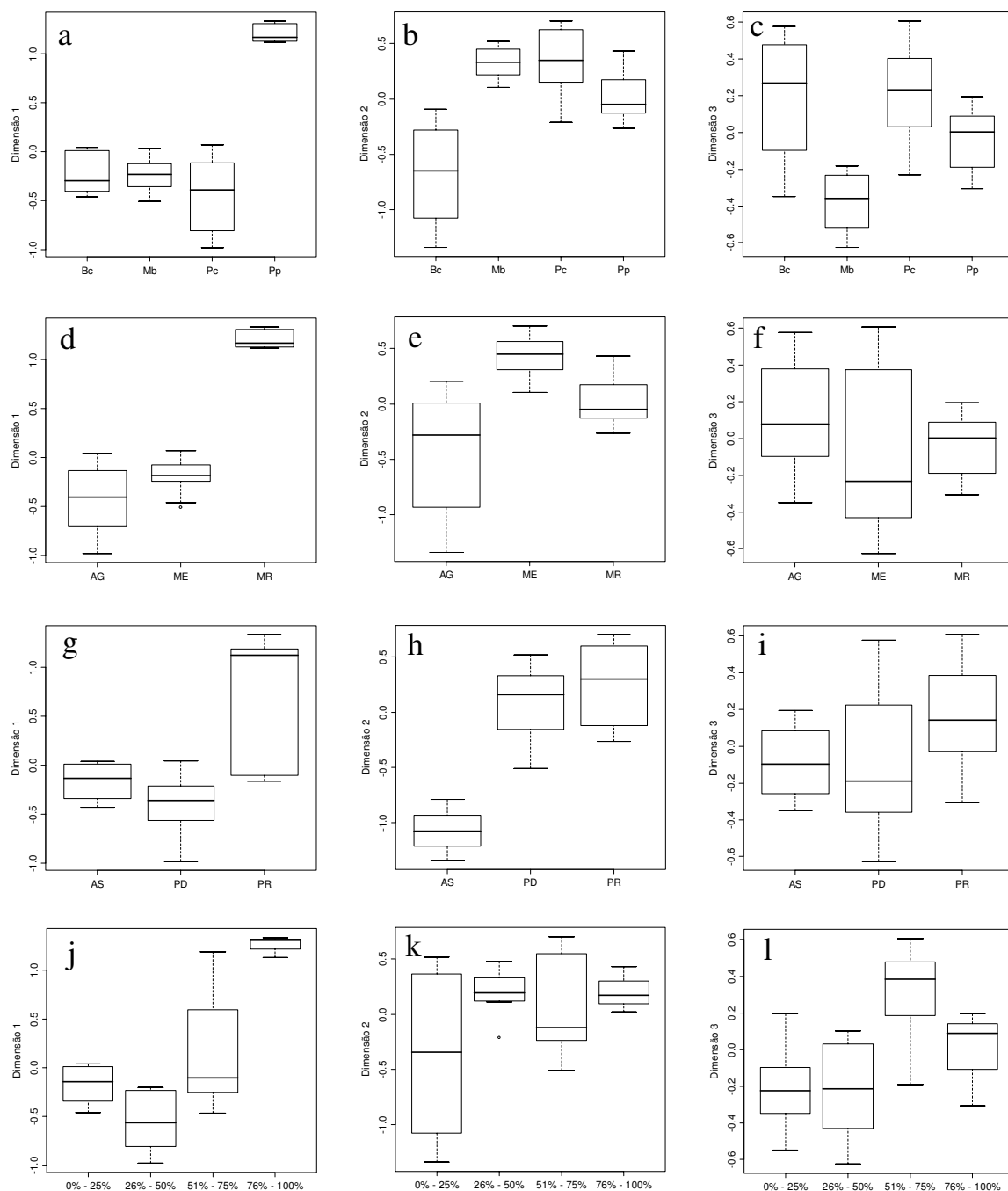


Figura 20: Distribuição dos riachos nas dimensões 1, 2 e 3 do NMDS (distância de Bray-Curtis) com relação à sub-bacia (a, b, c), ao tipo de vegetação do entorno (d, e, f), ao estado de preservação da vegetação ripária (g, h, i) e à porcentagem de sombreamento (j, k, e). Valores de mediana, 1º e 3º quartis e extremos superior e inferior.

4.5.2. Ordenação das variáveis ambientais

Baseado na composição do substrato, nas classes de velocidade e nas variáveis físicas e químicas da água (Figura 21) foi possível perceber que os riachos de restinga formaram um grupo distinto. A velocidade de corrente foi mais homogênea e predominantemente lântica (somente classes V1, V2 e V3). O substrato apresentou predominância de areia e acúmulo de material vegetal, não sendo observados substratos mais grosseiros como cascalho, seixos, matacões ou blocos. Com relação às características físicas e químicas da água, os riachos de águas pretas apresentam menores concentrações de oxigênio dissolvido, pH ácido e alta condutividade. Na análise de componentes principais, esta estrutura diferenciada não marcou um gradiente ambiental, mas um grupo isolado que impossibilitou a visualização de diferenças mais sutis e que pudessem ocorrer entre os riachos de águas claras. Assim, a análise de componentes principais é apresentada sem os riachos de águas pretas.

Sem os riachos de águas pretas, a PCA evidenciou um grupo estruturalmente mais homogêneo. Somente os três primeiros autovalores foram mais extremos que o esperado ao acaso. As variáveis que melhor explicaram a ordenação destes eixos foram as medidas de largura e profundidade, as classes de velocidade e os tipos de substrato. As variáveis físicas e químicas apareceram somente nos eixos 4 e 5 da PCA. A largura e profundidade apresentaram alto grau de redundância. Os valores médios e máximos aumentam sempre no mesmo sentido, enquanto que o coeficiente de variação diminui nos trechos maiores. A proporção da classe de velocidade V5 está inversamente correlacionada à classe V2 e, junto com as medidas de largura e profundidade separam o ponto 1 dos demais riachos. O eixo 2 está positivamente relacionado com a proporção de matacões, e inversamente às proporções de areia, de cascalho, de velocidade V3 e ao coeficiente de variação da profundidade. Nos extremos deste eixo estão principalmente os pontos 3 e 4 na sub-bacia do rio Mambú e 5 e 6 na sub-bacia do rio Preto (Tabela 16, Figura 22 a, b e Figura 23).

A riqueza esteve correlacionada com os três primeiros eixos da PCA (Tabela 17 e Figura 24), o que evidencia uma relação complexa entre esta variável e a estrutura física dos riachos (largura, profundidade, velocidade de corrente e substrato). O eixo 1 separa a

sub-bacia do rio Branco com menores valores de riqueza. O eixo 2 relaciona a riqueza a velocidades altas de corrente, abundância de cascalho e ausência de material vegetal (Tabelas 16 e 17).

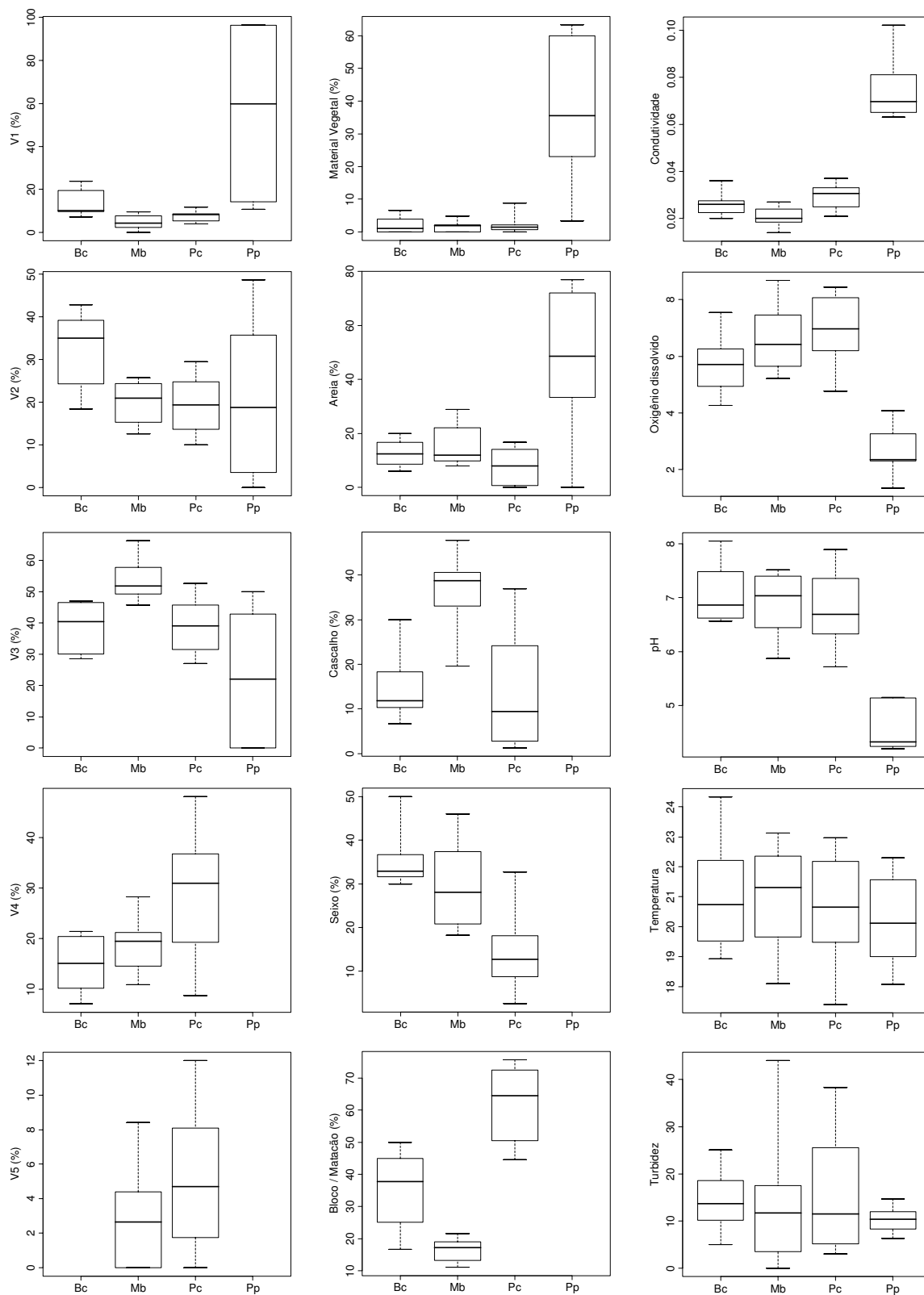


Figura 21: Distribuição das classes de velocidade, tipos de substratos e variáveis físicas e químicas por sub-bacia. Valores de mediana, 1º e 3º quartil e extremos superior e inferior.

Tabela 16: Resultados da análise de componentes principais sobre as variáveis ambientais. Foram excluídos os riachos de restinga (ver texto). O₂: oxigênio dissolvido; Lm, Lcv, Lmax, Pm, Pcv, Pmax: largura e profundidade média, máxima e coeficiente de variação; p: probabilidade de significância dos autovalores. Entre parênteses a probabilidade de significância dos autovetores em cada eixo. Valores de probabilidades obtidos após 4999 aleatorizações. Nível de significância estabelecido em 5%.

		PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
	Autovalores	5.36	3.27	2.78	2.22	1.67
	% Explicação acumulada	25.5	41.1	54.4	64.9	72.9
	p	0.0002	0.0032	0.0016	0.0758	0.8540
Autovetores						
% de classes de Velocidade	V1	-0.57 (0.0940)	0.53 (0.0878)	-0.33 (0.1868)	0.02 (0.4880)	0.06 (0.4176)
	V2	-0.64 (0.0490)	0.02 (0.4864)	-0.19 (0.3208)	0.61 (0.0248)	0.13 (0.3308)
	V3	0.16 (0.3816)	-0.73 (0.0094)	-0.48 (0.0964)	-0.25 (0.2294)	-0.13 (0.3430)
	V4	0.53 (0.0984)	0.38 (0.1840)	0.60 (0.0300)	-0.18 (0.2950)	-0.05 (0.4408)
	V5	0.70 (0.0230)	0.18 (0.3438)	0.45 (0.1018)	-0.01 (0.4868)	0.08 (0.4080)
% de tipos de Substratos	Mat. vegetal	-0.04 (0.4838)	0.12 (0.4072)	-0.58 (0.0416)	-0.32 (0.1692)	0.12 (0.3606)
	Areia	-0.26 (0.2960)	-0.67 (0.0228)	-0.24 (0.2588)	0.45 (0.0868)	-0.24 (0.2216)
	Cascalho	0.16 (0.3778)	-0.64 (0.0342)	0.61 (0.0314)	-0.11 (0.3624)	0.28 (0.1894)
	Seixo	-0.52 (0.1120)	-0.25 (0.2706)	0.00 (0.4954)	-0.29 (0.1912)	0.61 (0.0166)
	Matacão	0.22 (0.3250)	0.84 (0.0002)	-0.26 (0.2446)	0.10 (0.3874)	-0.39 (0.1014)
Variáveis físicas e químicas	Temperatura	0.06 (0.4552)	-0.14 (0.3846)	0.15 (0.3470)	0.76 (0.0024)	0.16 (0.2948)
	O ₂	0.49 (0.1322)	0.00 (0.4948)	0.52 (0.0690)	0.35 (0.1416)	-0.19 (0.2724)
	pH	-0.43 (0.1754)	-0.23 (0.2922)	-0.27 (0.2288)	-0.18 (0.3046)	-0.63 (0.0136)
	Turbidez	-0.08 (0.4354)	0.12 (0.3844)	0.28 (0.2426)	0.32 (0.1606)	-0.51 (0.0398)
	Condutividade	-0.01 (0.4906)	-0.19 (0.3334)	0.19 (0.2938)	-0.42 (0.0988)	-0.37 (0.1086)
Morfologia do canal	Lm	0.89 (0.0002)	0.04 (0.4710)	-0.35 (0.1764)	-0.14 (0.3412)	0.07 (0.4202)
	Lmax	0.85 (0.0014)	0.03 (0.4770)	-0.39 (0.1356)	-0.12 (0.3780)	0.07 (0.4236)
	Lcv	-0.83 (0.0016)	0.09 (0.4262)	0.21 (0.2830)	0.16 (0.3322)	0.04 (0.4572)
	Pm	0.72 (0.0146)	-0.40 (0.1688)	-0.35 (0.1716)	0.36 (0.1382)	-0.09 (0.3850)
	Pmax	0.69 (0.0224)	-0.10 (0.4034)	-0.40 (0.1322)	0.46 (0.0766)	0.23 (0.2376)
	Pcv	-0.02 (0.4908)	-0.69 (0.0172)	0.24 (0.2600)	-0.17 (0.3114)	-0.30 (0.1702)

Tabela 17: Resultado da regressão múltipla entre o logaritmo natural da riqueza *versus* os três primeiros eixos da PCA, o logaritmo natural do número de indivíduos (ln N) e do peso em gramas (ln P). SE= erro padrão, t = valor de t, p = probabilidade de significância do valor de t. Nível estabelecido de significância $\alpha = 5\%$.

	Coeficiente	SE	t	p
PCA 1	0.264	0.080	3.309	0.004
PCA 2	-0.208	0.052	-4.015	< 0.001
PCA 3	-0.142	0.055	-2.589	0.018
ln N	0.146	0.111	1.313	0.206
ln P	0.230	0.114	2.016	0.059

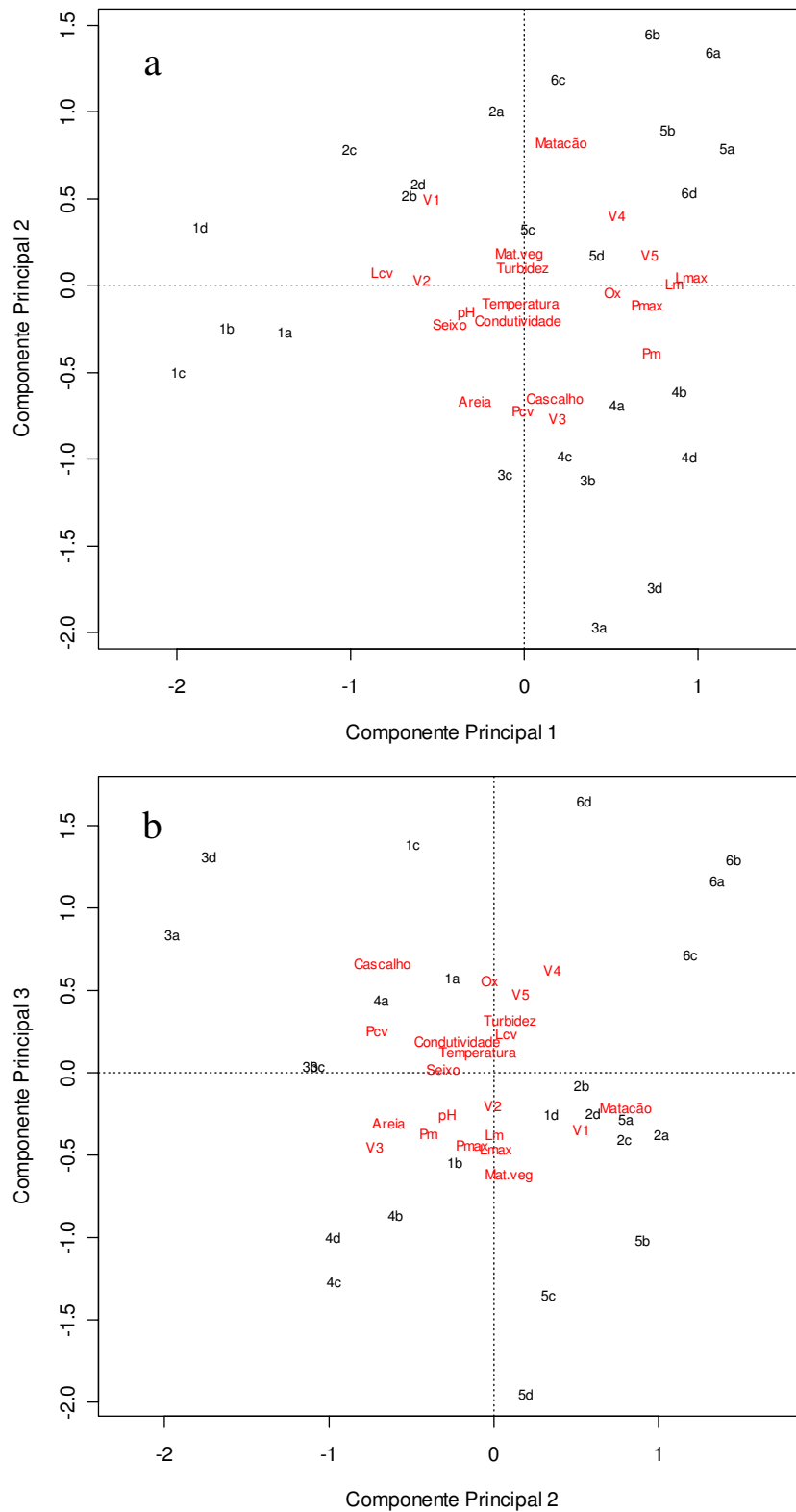


Figura 22: Projeção dos escores das variáveis ambientais e dos pontos amostrados resultante da análise de componentes principais (PCA). Os riachos de restinga foram excluídos da análise (ver texto). a – Componente Principal 1 *versus* Componente Principal 2, b – Componente Principal 2 *versus* Componente Principal 3.

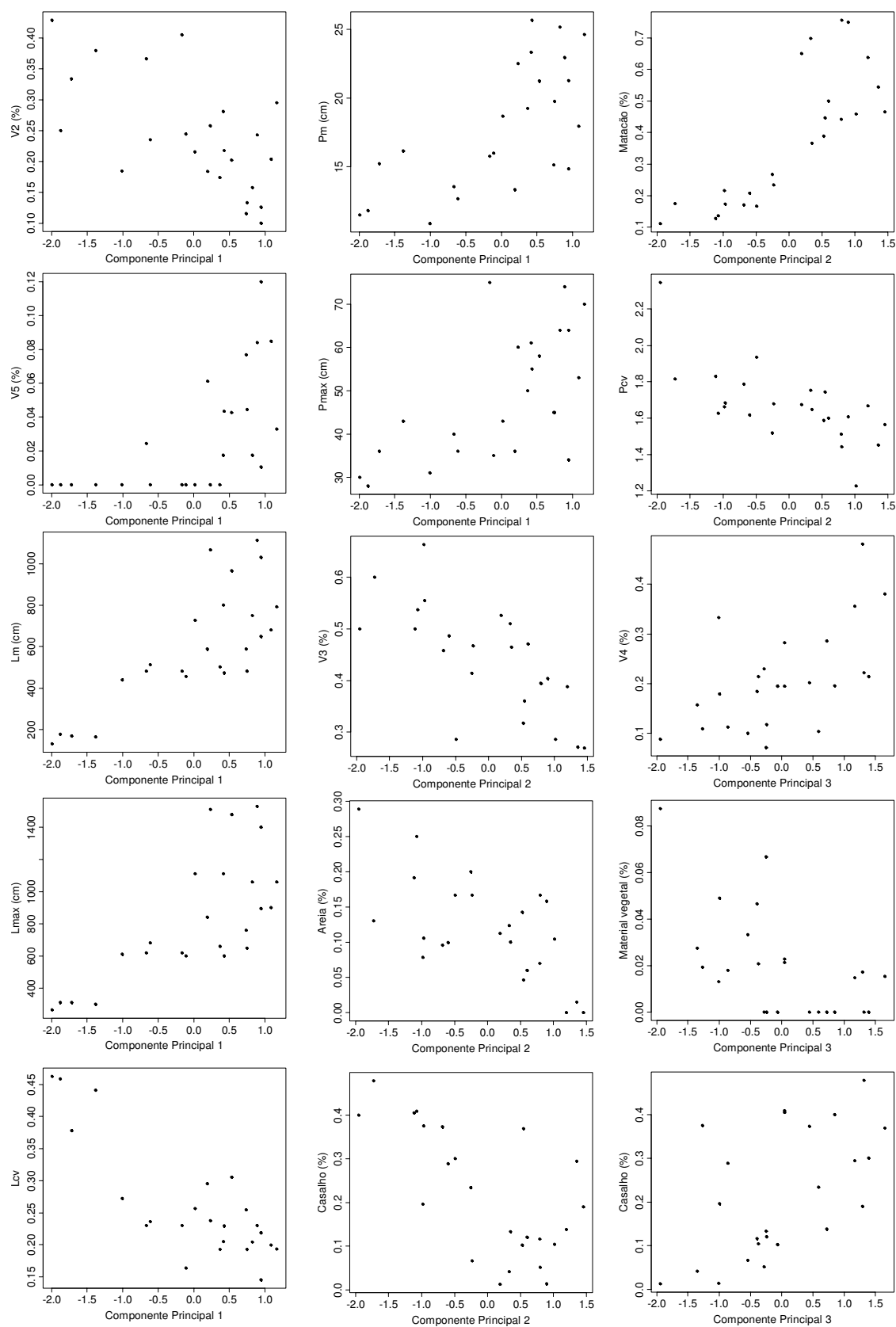


Figura 23: Gráficos de dispersão entre os componentes principais 1, 2 e 3 e as variáveis com autovetores significativos a 5%, conforme a Tabela 16.

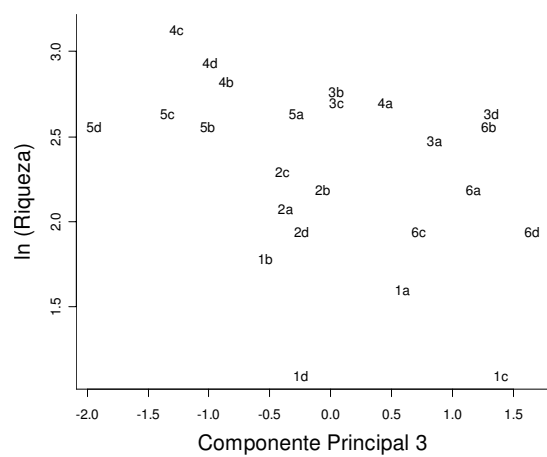
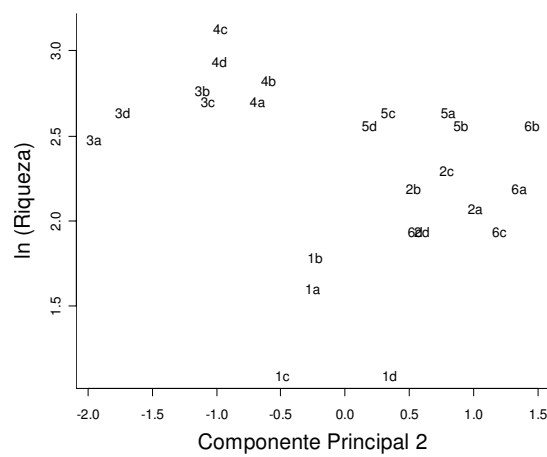
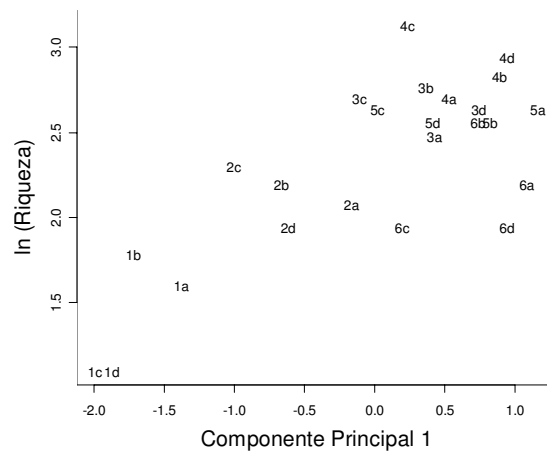


Figura 24: Gráficos de dispersão entre o logaritmo natural da riqueza e os três primeiros eixos da PCA.

4.6. Frequência de ocorrência e abundância das espécies

As relações entre a frequência de ocorrência de cada espécie e sua representatividade em número e peso podem ser observadas nas Figuras 25, 26 e 27. Algumas espécies de grande porte (≥ 15 cm) e abundantes em peso são numericamente pouco representativas, como *Rhamdia quelen*, *Crenicichla lacustris*, *Gymnotus sylvius*, *Synbranchus marmoratus*.

O lambari *Deuterodon iguape* destacou-se pela ampla distribuição nos riachos da bacia, sempre em altas densidades em número e em peso, sendo a segunda espécie mais frequente nas amostras depois do bagre *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus*. Apesar de bem distribuídas, ambas estiveram ausentes nos riachos de restinga.

Rhamdia quelen ocorreu em mais de 50% das amostras, estando ausente somente no ponto 1, mas sempre com poucos indivíduos. *Phalloceros caudimaculatus* também foi bem distribuída, entretanto com muitos indivíduos de pequeno porte e ausente somente nos pontos 5 e 6.

Mimagoniates microlepis ocorreu somente em riachos de águas claras e apresentou maior abundância no ponto 5, onde foram capturados 74% dos indivíduos (bacia do rio Preto). *M. lateralis* foi capturado somente em riachos de restinga e foi a espécie com maior densidade numérica (média de 87 indivíduos por amostra, Figuras 25, 26 e 27) .

Mimagoniates lateralis, *Scleromystax macropterus*, *Hyphessobrycon reticulatus* e *Acentronichthys leptos* formam um grupo com frequência de ocorrência semelhantes, altas densidades numéricas por amostra e de pequeno porte (Figura 25 e 26). As duas primeiras foram exclusivas de riachos de restinga e *H. reticulatus* e *A. leptos* tiveram respectivamente 98% e 93% dos indivíduos capturados nestes ambientes.

Além de *Scleromystax macropterus* outra espécie do mesmo gênero foi capturada, *S. barbatus*, que diferente do primeiro, foi bem distribuída tanto em riachos de restinga quanto em riachos de águas claras, com densidades populacionais medianas em número e em peso. *S. barbatus* e o lambari *Hollandichthys multifasciatus* apresentaram frequência de

ocorrência e padrões de abundância semelhantes, ainda que isto não implique que as duas espécies tenham ocorrido sempre nos mesmos ambientes. Ambas foram mais abundantes nos riachos de restinga; entretanto nos riachos de águas claras, *H. multifasciatus* foi mais abundante no ponto 1, enquanto *S. barbatus* nos pontos 3 e 4.

Gymnotus pantherinus foi amplamente distribuída, mas ocorreu com mais abundância nos riachos de águas pretas. As outras duas espécies do gênero tiveram distribuição mais restrita: *G. carapo* ocorreu somente no ponto 5 e *G. sylvius* foi considerada rara, representada somente por três indivíduos capturados nos pontos 5 e 8.

O gênero *Rineloricaria* foi representado por duas espécies nos riachos. *Rineloricaria kronei* foi mais abundante na sub-bacia do rio Mambú e *R. aff. latirostris* representada por apenas 1 indivíduo, também na mesma sub-bacia. Uma terceira espécie de *Rineloricaria* não foi considerada neste estudo, por ter sido capturada no rio Itariru (Figura 2), um rio de maior porte que forma as cabeceiras do rio Preto, mas pode ser uma espécie nova, atualmente sendo descrita para a bacia do rio Ribeira do Iguape. Outras espécies não incluídas neste estudo, mas que ressaltam a diversidade da ictiofauna na bacia do rio Itanhaém são *Glanidium melanopterum* e *Astyanax janeiroensis*.

Das três espécies do gênero *Trichomycterus*, todas foram consideradas raras.

Na tabela 18 é apresentado um resumo dos grupos discutidos acima.

Das 37 espécies capturadas, 13 atingiram pontuação menor ou igual a 5 (Tabela 18) e somada a *R. aff. latirostris*, 14 espécies foram consideradas raras (37.8% do total). Este número foi significativamente ($p < 0.001$) associado a riqueza total em cada amostra (Figura 28).

Das 16 espécies capturadas tanto em riachos de restinga como de águas claras, 7 tiveram comprimento padrão médio significativamente menor nos primeiros ($p \leq 0.05$), 3 não apresentaram diferenças ($p > 0.05$) e 6 não puderam ser comparadas devido ao baixo número de indivíduos capturados em um ou outro ambiente (Tabela 19).

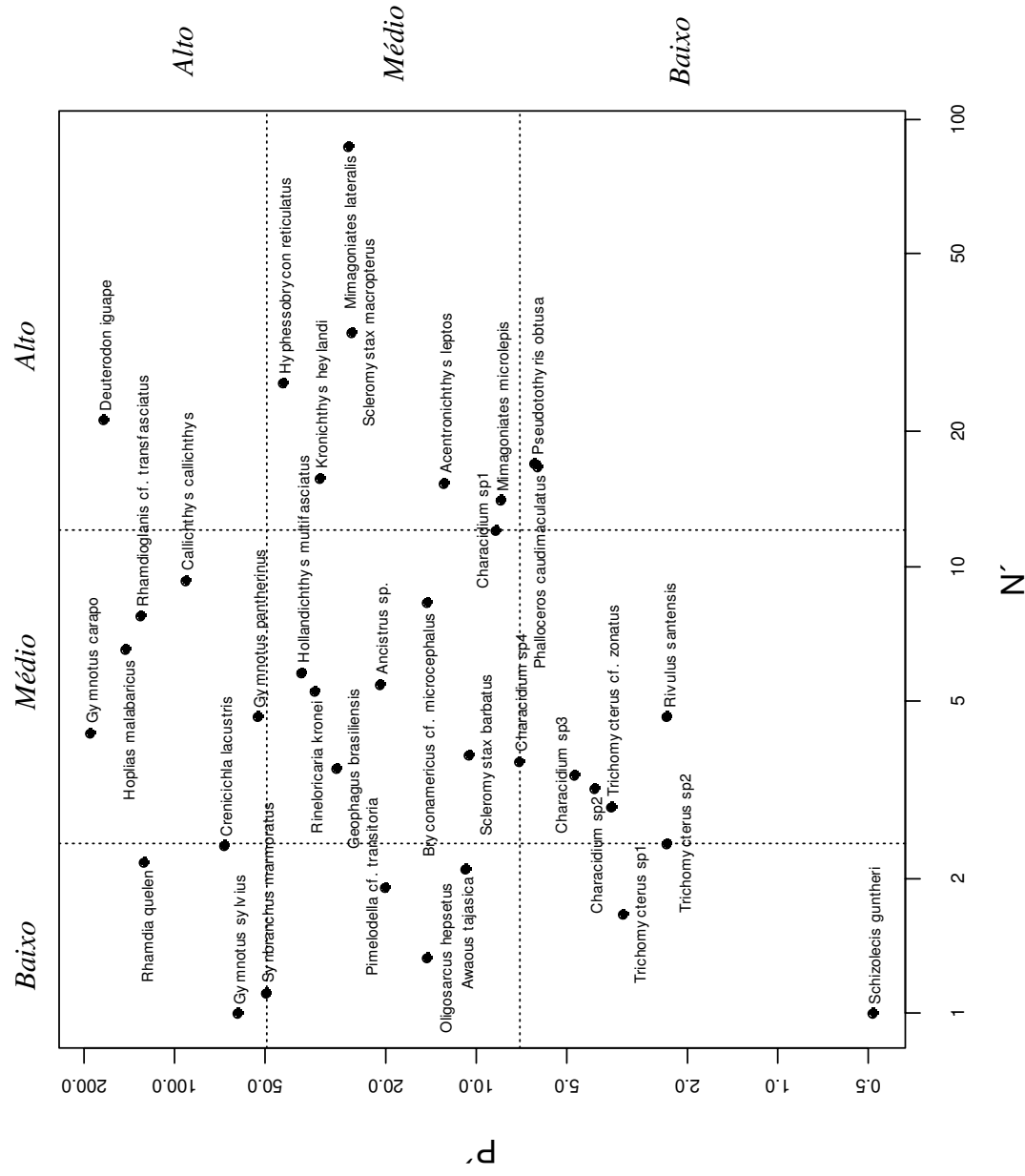


Figura 25: Relação entre a representatividade em peso (P' , gramas) e em número de indivíduos (N'). As classificações *Alto*, *Médio* e *Baixo* referem-se aos níveis de importância das espécies, definidos pelos limites de corte.

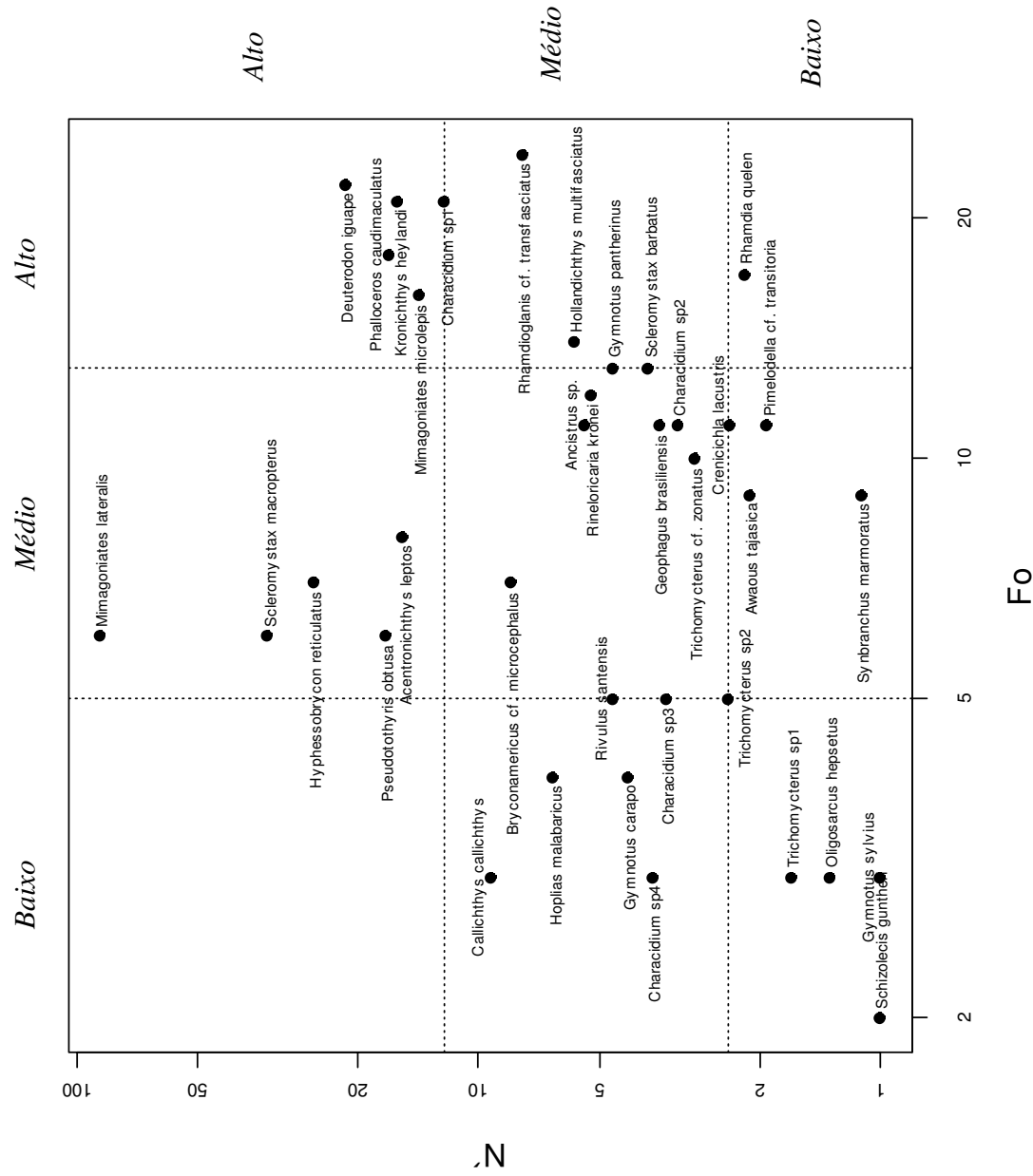


Figura 26: Relação entre a representatividade em número de indivíduos (N') e a frequência de ocorrência das espécies (Fo). As classificações *Alto*, *Médio* e *Baixo* referem-se aos níveis de importância das espécies, definido pelos limites de corte.

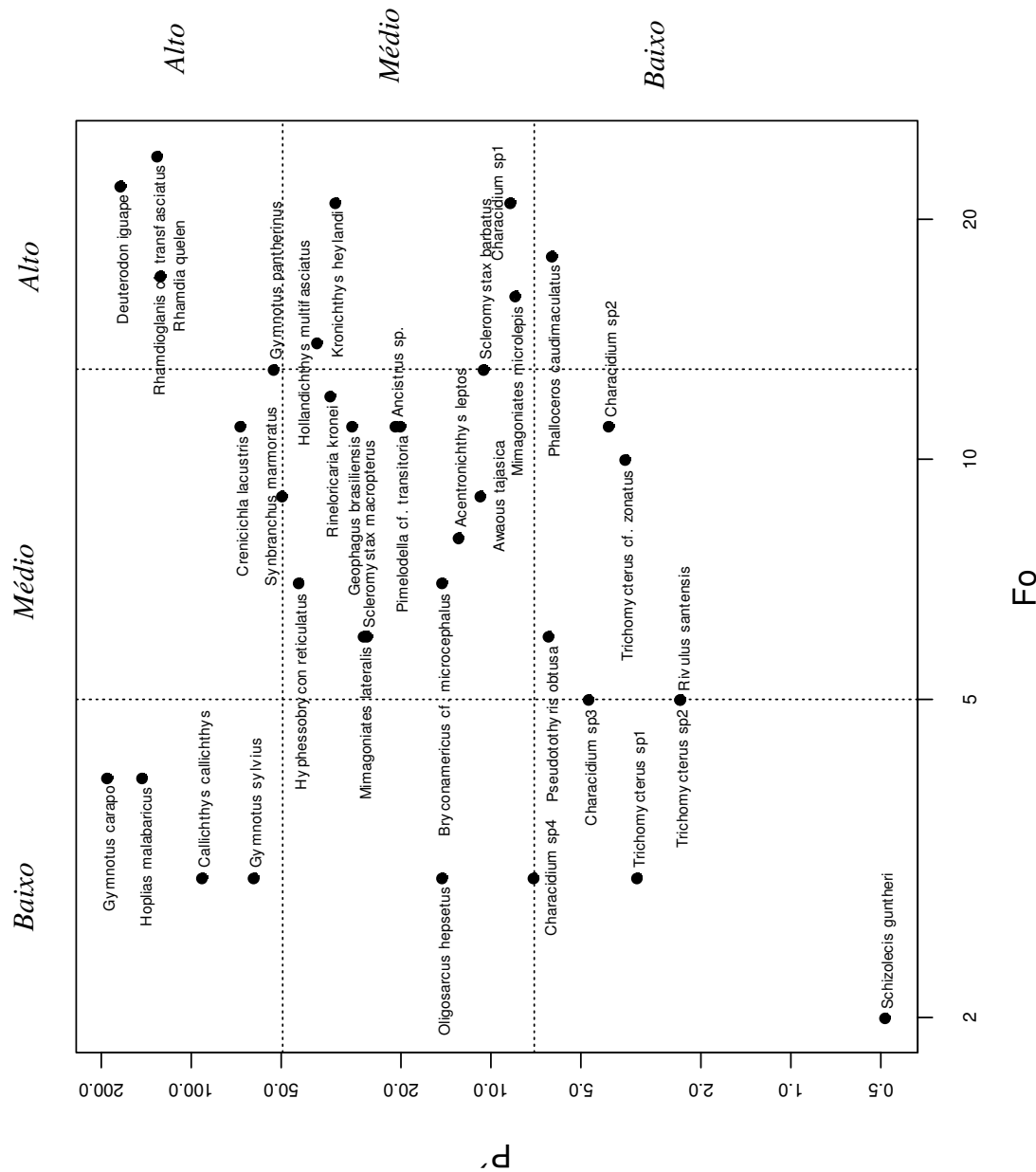


Figura 27: Relação entre a representatividade em peso (P', gramas) e a frequência de ocorrência das espécies. As classificações *Alto*, *Médio* e *Baixo* referem-se aos níveis de importância das espécies, definidos pelos limites de corte.

Tabela 18: Grupos formados pelas combinações dos níveis de importância das espécies, relacionados respectivamente à frequência de ocorrência, à representatividade numérica e à representatividade em peso. Níveis de importância: 1 - Baixo, 2 - Médio, 3 - Alto (ver Material e Métodos).

Características	Níveis	Espécies	Pontuação (Σ Níveis)
Amplamente distribuída na bacia e muito abundante em número e peso. Ausente apenas em riachos de águas pretas.	3-3-3	<i>Deuterodon iguape</i>	9
Espécies numerosas, amplamente distribuídas na bacia e de contribuição mediana em peso. <i>M. microlepis</i> foi ausente em riachos de águas pretas e extremamente abundante no ponto 5, oposto de <i>K. heylandi</i> , mais associada a locais abertos como os pontos 2, 3 e 4.	3-3-2	<i>Characidium</i> sp1, <i>Kronichthys heylandi</i> , <i>Mimagoniates microlepis</i>	8
Espécie numerosa, com indivíduos pequenos, mas amplamente distribuídos na bacia. Ausentes nos pontos 5 e 6.	3-3-1	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	7
Amplamente distribuídas na bacia, de grande contribuição em peso e de abundância mediana. <i>G. phantherinus</i> foi mais abundante em riachos de restinga, enquanto <i>R. cf. transfasciatus</i> não ocorreu nestes ambientes.	3-2-3	<i>Gymnotus pantherinus</i> , <i>Rhamdioglanis</i> cf. <i>transfasciatus</i>	8
Amplamente distribuídas na bacia e com abundâncias medianas em número e em peso. <i>S. barbatus</i> não foi capturado na sub-bacia do rio Branco e <i>H. multifasciatus</i> mais abundante nos riachos de restinga e no ponto 1.	3-2-2	<i>Hollandichthys multifasciatus</i> , <i>Scleromystax barbatus</i>	7
Espécie de grande porte para peixes de riachos (comprimento padrão médio > 13 cm), pouco numerosa, mas amplamente distribuída nos riachos. Ausente apenas no ponto 1.	3-1-3	<i>Rhamdia quelen</i>	7
Espécies pequenas (comprimento padrão médio $\approx$ 4 cm), de distribuição mais restrita a riachos de restinga. Nestes ambientes são sempre muitas numerosas. Apenas alguns poucos indivíduos de <i>H. reticulatus</i> e <i>A. leptos</i> foram capturados fora destes riachos.	2-3-2	<i>Acentronichthys leptos</i> , <i>Hyphessobrycon reticulatus</i> , <i>Mimagoniates lateralis</i> , <i>Scleromystax macropterus</i>	7
Espécie pequena e numerosa, ocorrendo somente em riachos de restinga.	2-3-1	<i>Pseudotothyris obtusa</i>	6
Distribuição, abundância e peso medianos. Não parece haver preferências para determinados tipos de ambientes e ocorrem em todos os grupos de riachos. Somente <i>B. microcephalus</i> foi exclusiva da sub-bacia do rio Mambú.	2-2-2	<i>Ancistrus</i> sp., <i>Bryconamericus</i> cf. <i>microcephalus</i> , <i>Geophagus brasiliensis</i> , <i>Rineloricaria kronei</i>	6

Distribuição e abundância medianas com indivíduos pequenos.	2-2-1	<i>Characidium</i> sp2, <i>Trichomycterus</i> cf. <i>zonatus</i>	5
Distribuição mediana, em geral com indivíduos grandes. O maior indivíduo capturado foi um <i>S. marmoratus</i> com 62 cm.	2-1-3	<i>Crenicichla lacustris</i> , <i>Synbranchus marmoratus</i>	6
Distribuição e tamanho medianos, mas em geral, com poucos indivíduos por amostra (≈ 2). <i>A. tajasica</i> não ocorreu na sub-bacia do rio Preto.	2-1-2	<i>Awaous tajasica</i> , <i>Pimelodella</i> cf. <i>transitoria</i>	5
Espécies de médio a grande porte para ambientes de riachos. Todas restritas à sub-bacia do rio Preto. <i>G. carapo</i> ocorreu apenas em riachos de águas claras (no ponto 5), <i>C. callichthys</i> apenas em riachos de águas pretas e somente um indivíduo de <i>H. malabaricus</i> foi capturado em águas claras (ponto 5).	1-2-3	<i>Gymnotus carapo</i> , <i>Callichthys callichthys</i> , <i>Hoplias malabaricus</i>	6
Pouco frequentes, com indivíduos pequenos e de abundância numérica mediana. <i>R. santensis</i> foi exclusiva de riachos de águas pretas	1-2-1	<i>Characidium</i> sp3, <i>Characidium</i> sp4, <i>Rivulus santensis</i>	4
Somente 3 indivíduos capturados, dois no ponto 5 e um no ponto 8 (rio Panema). Comprimento padrão médio 22 cm.	1-1-3	<i>Gymnotus sylvius</i>	5
Distribuição restrita com poucos indivíduos de tamanho mediano.	1-1-2	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	4
Espécies de distribuição restrita, com indivíduos pequenos e pouco numerosos.	1-1-1	<i>Schizolecis guntheri</i> , <i>Trichomycterus</i> sp1, <i>Trichomycterus</i> sp2.	3

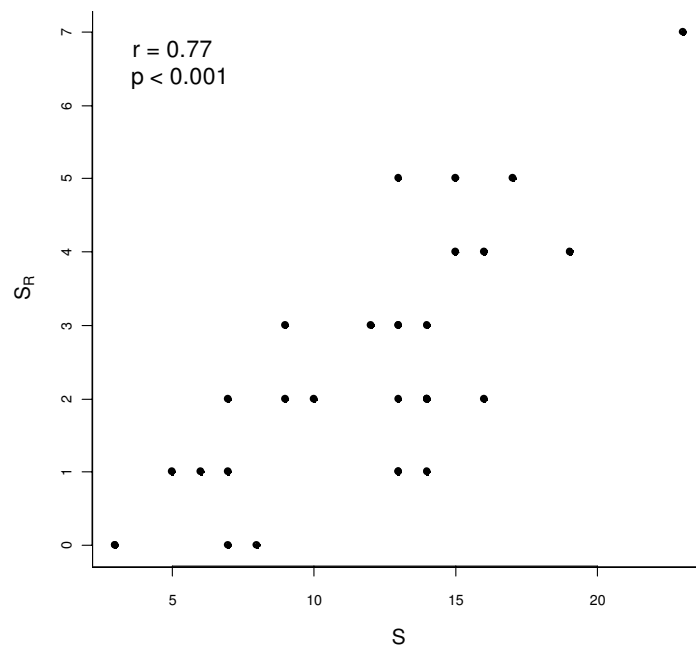


Figura 28: Diagrama de dispersão entre o número de espécies raras (S_R) e o número total de espécies coletadas (S) em cada amostra. r : coeficiente de correlação de Spearman, $n=30$.

Tabela 19: Resultado do Teste-t para comparação entre o comprimento médio das espécies capturadas nos riachos de águas claras e de águas pretas. N = número de indivíduos, $\bar{Cp}$ = comprimento padrão médio em centímetros, dp = desvio padrão, $C_{\min}$ = Comprimento padrão mínimo, $C_{\max}$ = Comprimento padrão máximo, t = valor de t , p = probabilidade. Nível de significância estabelecido $\alpha = 5\%$.

Espécie	Clara					Preta					t		p
	N	$\bar{Cp}$	dp	$C_{\min}$	$C_{\max}$	N	$\bar{Cp}$	dp	$C_{\min}$	$C_{\max}$			
<i>Acentronichthys leptos</i>	8	6.99	1.29	4.8	9.1	115	4.40	1.08	2.6	7.5	6.43	<0.001	
<i>Characidium</i> sp1	227	3.40	0.67	1.2	5.5	27	3.03	0.75	1.8	4.4	2.65	0.004	
<i>Characidium</i> sp2	31	4.20	0.55	3.0	5.4	4	4.07	0.68	3.3	4.9	0.10	0.458	
<i>Characidium</i> sp3	15	4.32	0.72	3.4	5.4	2	1.06	2.75	2.0	3.5	-	-	
<i>Geophagus brasiliensis</i>	13	7.56	1.87	4.8	10.9	23	3.74	1.86	1.6	8.4	6.16	<0.001	
<i>Gymnotus phantherinus</i>	11	19.94	5.51	8.8	25.0	49	17.07	4.50	9.5	26.6	0.55	0.291	
<i>Gymnotus sylvius</i>	2	28.5	2.12	27	30	1	-	-	-	10	-	-	
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	42	6.59	1.43	4.5	10.7	39	6.02	1.63	2.8	9.0	1.70	0.046	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1	-	-	-	22.5	25	9.17	1.84	5.2	13.3	-	-	
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	2	4.3	0.14	4.2	4.2	178	3.99	0.79	1.3	5.2	-	-	
<i>Kronichthys heylandi</i>	304	4.12	1.29	1.0	7.8	1	-	-	-	5	-	-	
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	206	2.40	0.70	1.0	4.4	95	2.31	0.47	1.3	3.5	1.05	0.147	
<i>Rhamdia quelen</i>	31	15.08	4.17	7.8	27.0	6	7.43	2.30	5.7	11.7	4.33	<0.001	
<i>Schizolecis guntheri</i>	1	-	-	-	3.3	1	-	-	-	2.5	-	-	
<i>Scleromystax barbatus</i>	20	5.55	0.77	4.0	6.7	29	3.58	0.92	1.9	6.0	7.79	<0.001	
<i>Synbranchus marmoratus</i>	5	38.45	14.82	25.6	62.0	5	19.76	6.13	12.5	28.5	2.61	0.016	

5. DISCUSSÃO

5.1. Composição da ictiofauna

O conhecimento sobre a ictiofauna na bacia do Leste é escasso se comparado à outras drenagens interiores. Para muitas espécies recentemente descritas, ainda não existem informações sobre sua biologia básica, ecologia ou amplitude de distribuição geográfica (MENEZES *et al.*, 2007). Assim, a relevância de amostragens sistemáticas da ictiofauna nestes riachos consiste na possibilidade de que as informações resultantes possam ser utilizadas em testes de hipóteses sobre padrões biogeográficos e filogenéticos (MENEZES, 1972, WEITZMAN; MENEZES, 1998, BRITTO, 2003, BRITTO; REIS, 2005, RIBEIRO, 2006, INGENITO; BUCKUP, 2007), de desenvolvimento ontogenético (CASTRO, 1999, BRAGA, 2004), de obtenção de recursos (UIEDA *et al.*, 1997, DEUS; PETRERE JR., 2003, MOULTON, 2006) ou de estrutura de populações e comunidades (PERES-NETO, 1995; SANTOS, 1998; SILVA, 1999; MAZZONI; LOBÓN-CERVIA, 2000, UIEDA; UIEDA, 2001, MAZZONI; IGLESIAS-RIOS, 2002, MAZZONI *et al.*, 2004, PERES-NETO, 2004, BRAGA, 2005, BRAGA; ANDRADE, 2005).

Até o momento não existiam informações especificamente sobre a composição da ictiofauna em riachos na bacia do rio Itanhaém. Apesar de terem sido realizados alguns poucos levantamentos (Prof. Dr. HERALDO ANTÔNIO BRITSKI – MUZEU DE ZOOLOGIA DA USP, São Paulo, com. pess.) e estudos sobre a ictiofauna da região, o esforço concentrou-se principalmente nos rios principais, longe de pequenos tributários. A composição taxonômica nos oito riachos amostrados não diferiu da esperada para a ictiofauna de água doce do Brasil, sobretudo para a da bacia do Leste. O predomínio de espécies de Siluriformes (51%) seguido dos Characiformes (28%), com maior abundância nas famílias Loricariidae e Characidae é comum a diversos outros levantamentos (SANTOS, 1998; BIZERRIL; LIMA, 2000, GERHARD *et al.*, 2004, OYAKAWA *et al.*, 2006).

O isolamento geográfico e as trocas de fauna com especiação subsequente, além da diferenciação local de populações, são os principais fatores que determinam a composição

atual e as semelhanças ictiofaunísticas entre bacias fluviais (MENEZES, 1972). Para os sistemas que compõem a bacia do Leste, os dois primeiros são os mais evidentes (MENEZES *et al.*, 2007). Dos eventos relacionados por Ribeiro (2006) para explicar os padrões de dispersão e de especiação da ictiofauna em bacias costeiras, são relevantes para a região de estudo os ocorridos ao final do Terciário (Padrão B – Ribeiro, 2006) e ao longo do Quaternário (Padrão C – Ribeiro, 2006). O primeiro padrão sugere uma relação entre grupos endêmicos de bacias costeiras e grupos-irmãos em bacias interiores adjacentes. Eventos como a retração contínua da margem oriental da Serra do Mar (ALMEIDA; CARNEIRO, 1998) teriam sido responsáveis pela captura de cabeceiras e conseqüente transferência de alguns grupos ancestrais para as bacias costeiras. Estes grupos isolados teriam, em seguida, divergido por especiação alopátrica (RIBEIRO, 2006). A distribuição do gênero *Scleromystax*, até recentemente inserido no gênero *Coridora*, seria um exemplo deste padrão. O grupo é composto por quatro espécies, exclusivas de bacias costeiras do sul da Bahia a Santa Catarina e seria um grupo irmão do gênero *Aspidoras*, representado tanto em bacias costeiras quanto interiores (BRITTO, 2003). O Padrão C, mais recente, seria associado a eventos tectônicos, evidentes nas regiões de cabeceira das bacias dos rios Ribeira do Iguape, Tietê, Paranapanema e Iguaçu, e sugere uma intensa troca de espécies entre drenagens adjacentes. Toda a distribuição do gênero *Mimagoniates* fora de bacias costeiras e a presença de *Hollandichthys multifasciatus*, *Hyphessobrycon reticulatus* e *Gymnotus pantherinus* nas drenagens do alto curso do rio Tietê seriam decorrentes destes eventos. Ribeiro (2006) sugere finalmente que variações no nível do mar ao final do Pleistoceno, apesar de muito recentes para serem associadas a processos de especiação, poderiam explicar parte dos padrões de distribuição de alguns grupos nestas bacias.

Na bacia do rio Ribeira do Iguape, Santos (1998) levantou 82 espécies citadas na literatura, Bizerril e Lima (2000) citaram 77 espécies capturadas em tributários e no curso principal e Oyakawa *et al.* (2006) listaram 73 espécies obtidas em dois anos de levantamento dentro de Unidades de Conservação. Em esforços mais similares aos utilizados neste estudo, Santos (1998) capturou 32 espécies nas porções alta, média e baixa e Grehard *et al.* (2004) capturaram 35 espécies em riachos das sub-bacias dos rios Betari, Iporanga e Pilões nesta mesma bacia. Sabino e Silva (2004) listaram cerca de 30 espécies de peixes de água doce em dois riachos da Estação Ecológica Juréia-Itatins.

Muitas das 37 espécies capturadas nos riachos da bacia do rio Itanhaém foram também observadas por estes autores. Isto sugere intenso intercâmbio de populações ao longo dos eventos geológicos citados por Ribeiro (2006) entre estas bacias e provavelmente outras adjacentes, como a do rio Cubatão ao norte.

A comparação com outras drenagens costeiras não adjacentes do Rio de Janeiro ao Paraná (SABINO; CASTRO, 1990, BIZERRIL, 1995, MAZZONI; LOBÓN-CERVIA, 2000, UIEDA; UIEDA, 2001, ESTEVES; LOBÓN-CERVIA, 2001, SABINO; SILVA, 2004, BARRETO; ARANHA, 2005), mostra uma composição específica similar, ainda que com menos espécies em comum, consequência da dependência espacial nos processos de dispersão e trocas de fauna.

Apesar da semelhança entre a ictiofauna dos riachos da bacia do rio Itanhaém e do rio Ribeira do Iguape, muitas outras espécies não foram capturadas no presente estudo. Isto pode simplesmente ser consequência do menor esforço de coleta, visto que os dados de Santos (1998) proviram de uma extensa revisão bibliográfica, e Bizerril e Lima (2000) e Oyakawa *et al.* (2006) amostraram áreas mais diversificadas, por períodos mais longos, utilizando várias artes de pesca. Os trabalhos de Gerhard *et al.* (2004) e Sabino e Silva (2004) utilizaram esforços mais comparáveis, atingindo níveis de riqueza semelhantes aos deste estudo.

De qualquer forma, a possibilidade da bacia do rio Itanhaém ser taxonomicamente menos diversa que a bacia do rio Ribeira de Iguape encontra fundamento na Teoria de Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967). A teoria prevê que o número de espécies presentes na comunidade depende de um balanço entre colonização e extinção. Em escalas de tempo como a discutida por Ribeiro (2006), os processos de inserção de espécies em bacias costeiras seriam análogos aos que ocorrem em ilhas isoladas das fontes colonizadoras, as bacias do interior do continente. Especificamente para o conjunto de drenagem do sudeste de São Paulo, estas fontes seriam as drenagens do alto curso da bacia do rio Paraná (MENEZES, 1972). Os processos de colonização consistiriam em eventos discretos de transferência de indivíduos (em escalas de tempo geológicas) pela captura de cabeceiras, tectonia ou retração do nível do oceano. Nestes eventos, todas as espécies

teriam igual probabilidade de imigração, e a colonização de determinada bacia dependeria somente da distância da fonte colonizadora e de seu tamanho. Assim, bacias menores como a do rio Itanhaém (4% da área da bacia do Ribeira do Iguape) teriam menos espécies por dois motivos: 1 - menor quantidade de potenciais corredores de colonização (entendidos aqui como o número de divisores de águas com bacias vizinhas), e 2 - menor diversidade de habitats. Conseqüentemente, estas bacias desenvolveriam populações menores e assim mais sujeitas a extinções estocásticas, o que manteria a riqueza num ponto de equilíbrio menor do que o de bacias interiores ou de bacias costeiras maiores.

Além da menor riqueza, o alto endemismo é marcante em bacias costeiras, provavelmente acima de 70% (BUCKUP, 1996), conseqüência do forte isolamento geográfico. Muitas espécies apresentam distribuição restrita a certas regiões e às vezes a habitats específicos dentro da mesma bacia, como as espécies dos gêneros *Scleromystax* e *Mimagoniates*. *Rineloricaria latirostris* tem registro apenas para a bacia do alto Paraná (BUCKUP *et al.*, 2007), *Glanidium melanopteron* é conhecido para as bacias dos rios Paraíba do Sul e Ribeira do Iguape e *Astyanax janeiroensis* ocorre na bacia do Leste entre os Estados do Rio de Janeiro e Paraná (MENEZES *et al.*, 2007).

Assim, estes resultados sugerem que a bacia do rio Itanhaém apresenta ainda uma ictiofauna bem diversificada, se comparada a outras bacias costeiras do Leste.

5.2. Riqueza e esforço amostral

A pesca elétrica tem sido utilizada em ambientes temperados desde o final do século XIX (COWX; LAMARQUE, 1990). Alguns autores sugeriam que esta técnica não seria eficiente em riachos tropicais devido aos baixos valores de condutividade (AGOSTINHO; PENCZAK, 1995). Entretanto, Mazzoni *et al.* (2000) avaliaram quantitativamente sua eficiência, recomendando-a como método padrão para amostragens de populações e comunidades em riachos do sudeste do Brasil. Andrade (2004) obteve bons resultados em riachos de altitude, com condutividades por volta de $10 \mu\text{Scm}^{-1}$. Nos trechos amostrados no presente estudo, a condutividade média foi de $32 \mu\text{Scm}^{-1}$ nos riachos de águas claras e 75

μScm^{-1} nos riachos de restinga, não consistindo, portanto, numa limitação à captura das espécies.

A distribuição de comprimento para todas sub-bacias revelou maior frequência de espécies de pequeno porte, a maioria menor que 5 cm. Somente algumas como *Symbranchus marmoratus*, o gênero *Gymnotus* e alguns Heptapteridae ultrapassaram 20 cm de comprimento médio. Considerando que o efeito da galvanotaxia em peixes tem relação positiva com o tamanho corpóreo (LAMARQUE, 1990), ou seja, peixes maiores são mais afetados pelo campo elétrico, o elevado número de espécies pequenas, provavelmente reflete o padrão real das assembléias estudadas e não, como argumentam Severi *et al.* (1995), maior eficiência de captura nos menores comprimentos. Estes resultados estão de acordo com a análise de Castro (1999) de que um dos únicos padrões consistentes para a ictiofauna de riachos seria a predominância de espécies de pequeno porte.

Um problema de coletas sucessivas num mesmo local, quando os indivíduos são repetidamente removidos do ambiente, refere-se à possibilidade de que a diminuição na densidade, conforme o local seja re-amostrado, altere os padrões naturais da estrutura das assembléias. Isto poderia ocorrer em trechos estreitos e isolados, nos quais as taxas de migração fossem baixas, já que para muitas populações de riachos, migrações a longa distâncias são incomuns (CASTRO, 1999). Em riachos de águas pretas na região amazônica, Walker *et al.* (1991) verificaram que alguns indivíduos podem permanecer num raio de 1 metro por muitas semanas e Gerhard (1999) verificou que, em riachos do alto vale do Ribeira, alguns bagres podem viver num trecho restrito de 50 m por meses. Por outro lado, Orborne e Wiley (1992) observaram que a capacidade de dispersão e de re-colonização a partir de uma fauna regional determina a composição da assembléia local e Meffe & Sheldon (1990) verificaram alta taxa de re-colonização em riachos de águas pretas da Carolina do Sul (EUA). No presente estudo, não foi detectado efeito temporal significativo em nenhuma das análises. Portanto, ainda que existam evidências na literatura de territorialidade para alguns peixes de riachos, as propriedades das assembléias como riqueza, abundância relativa e composição de espécies não parecem ter sido afetadas pela remoção dos indivíduos. Andrade (2004) realizou amostragens com a mesma frequência e

intensidade em riachos muito mais isolados na Serra da Mantiqueira (SP) e não encontrou diferenças temporais na estrutura das assembléias.

O número de espécies concorda com os registros de outros trabalhos em riachos de dimensões similares (GERHARD *et al.*, 2004, BRAGA, 2004, BARRETO; ARANHA, 2005). Os estimadores de riqueza prevêm um valor praticamente idêntico ao observado, consequência do baixo número de espécies compostas por exatamente um e dois indivíduos (espécies acidentais). O comportamento dos quatro estimadores de riqueza em relação ao esforço amostral foi similar, mas Jack 1 e Jack 2 parecem ser mais efetivos em amostras menores. Melo (2002) não recomendou o uso de estimadores de riqueza, paramétricos ou não, pois notou que na maioria das comunidades estudadas o padrão assintótico só foi atingido em altos níveis de esforço, o que atribuiu ao fato da proporção de espécies raras não diminuir com o aumento da riqueza total. Isto seria especialmente verdadeiro para comunidades tropicais, onde é grande o número destas espécies. O autor conclui que provavelmente a única utilidade destes estimadores estaria em comparar os padrões de raridade entre diferentes comunidades.

Para os oito riachos amostrados, o padrão estável de todos os estimadores a partir de 50% do esforço amostral, principalmente de Jack 1 e Jack 2, revelou que a amostragem foi eficiente no levantamento das espécies nos oito riachos. Este padrão, no entanto, merece algumas considerações:

1 – A estimativa é válida somente para trechos semelhantes aos amostrados, ou seja, locais mais planos e próximos aos canais principais. Em regiões de cabeceiras mais elevadas e de maiores declividades, muitas das espécies registradas não estarão presentes e outras como os Trichomycteridae, raras neste estudo, provavelmente serão mais abundantes.

2 – O valor de 38 espécies provavelmente é uma sub-estimativa do valor real e a grande estabilidade dos estimadores, um efeito da metodologia de coleta. Como o mesmo ambiente foi amostrado mais de uma vez, não existem 30, mas apenas oito amostras independentes, o que tem o efeito de reduzir a incerteza da estimativa, à medida que o mesmo grupo de riachos é re-amostrado. Este efeito intensificou o padrão assintótico dos

estimadores, mas não parece ter influenciado demasiadamente a conclusão sobre a eficiência da amostragem. Analisando as curvas num nível de esforço igual a oito amostras, todos os estimadores, exceto Chao 1, já apresentam certa estabilidade e prevêm uma riqueza apenas ligeiramente superior à observada, entre 39 e 41 espécies (Figura 13).

5.3. Estrutura das assembléias

Os modelos de espécie-abundância propostos nas últimas décadas têm sido utilizados basicamente para identificar processos discretos e bem definidos, responsáveis pela estruturação das assembléias (FESL, 2002, MOUILLOT *et al.*, 2003, WALKER; CYR, 2007), geralmente, associados à eventos de partição de recursos (TOKESHI, 1999) ou de migração e especiação (HUBBELL, 2001).

O problema quando se tenta “encaixar” padrões de espécie-abundância observados em modelos discretos, é que um mesmo conjunto de dados pode se ajustar a modelos conceitualmente distintos, como foi o caso para a sub-bacia do rio Branco. Enquanto o modelo “Random fraction” fundamenta-se num cenário de interações bióticas com posterior partição de recursos, o “Random assortment” assume completa independência entre a abundância das espécies na assembléia (TOKESHI, 1990), o que claramente traz um problema de interpretação (FESL, 2002). Esta situação é relativamente comum na literatura (CETRA, 1992, BERSIER; SUGIHARA, 1997, SANTOS, 1998, SILVA, 1999). Em grande parte destes trabalhos, os testes de aderência não permitem discernir entre o modelo série logarítmica e a curva log-normal truncada (CETRA, 2003, PETESSE, 2006, SOUZA, 2007). Assim, alguns autores têm preferido uma interpretação baseada na melhor probabilidade de ajuste (NAEEM; HAWKINS, 1994, LIMA-JUNIOR *et al.*, 2006). Neste caso, a assembléia na sub-bacia do rio Branco seria melhor descrita pelo modelo “Random assortment”, significando que a abundância das populações dependeria somente de seus sucessos reprodutivos e de suas capacidades individuais em se manterem no ambiente. Esta característica é esperada para locais sujeitos à variações climáticas estocásticas, que não permitem que a assembléia entre em estado de equilíbrio (GROSSMAN *et al.*, 1982). Nos riachos de restinga e de águas claras na sub-bacia do rio Preto, as assembléias seriam

descritas pelo modelo “Random fraction”, que descreve um padrão similar à curva log-normal (TOKESHI, 1996). As causas deste padrão têm sido fontes das maiores controvérsias na literatura, podendo sugerir desde processos determinísticos de partição de recursos (SUGIHARA, 1980, TOKESHI, 1990), a assembleias controladas por mecanismos de dispersão e colonização (BELL, 2000, HUBBELL, 2001), ou ainda efeitos estocásticos agindo independentemente sobre cada espécie (MACARTHUR, 1960, MAY, 1975). A ictiofauna da sub-bacia do rio Mambú não foi ajustada por nenhum modelo discreto de partição de recursos.

Independente de qual seja a interpretação dos padrões de abundância relativa, ela depende da premissa de que toda a assembleia esteja sob a mesma regra de organização, com ou sem interações bióticas. A importância destas interações, agindo igualmente sobre toda a assembleia é questionável (OBERDORFF *et al.*, 1998, JACKSON *et al.*, 2001) e, provavelmente, a partição de recursos ou a predação seja importante somente para alguns grupos que utilizem o mesmo espaço (FLECKER, 1992) ou que sejam ecologicamente similares (GILLIAM *et al.*, 1993).

Dadas estas considerações, o ajuste ao modelo “Power fraction” aplicado a um intervalo definido de valores de k 's foi útil por dois motivos: 1 – permitiu a descrição de um perfil geral para diferenciar os padrões de abundância relativa, de uma forma que não seria possível pelo ajuste à modelos discretos, como o “Random fraction” e o “Random assortment”, e 2 – possibilitou o uso do ponto ótimo deste perfil (o pico das curvas) para posicionar as sub-bacias em padrões crescentes de equitabilidade.

Recentemente Sugihara *et al.* (2003) propuseram um esquema conceitual que permite ligar os gradientes de equitabilidade às premissas de partição e de disponibilidade de recursos. Para esses autores, os padrões de equitabilidade dos modelos de espécie-abundância teriam íntima correspondência com os dendrogramas de similaridade baseados nos atributos ecológicos das espécies. A formação das assembleias dependeria de uma regra de organização hierárquica, entendida como o produto final de efeitos multiplicativos, onde as espécies competiriam predominantemente dentro de grupos com exigências similares. Estes grupos poderiam ser identificados em dendrogramas de agrupamento, geralmente

relacionados à uma dimensão de nicho (espaço ecomorfológico, padrões alimentares ou reprodutivos). Os autores previram que espécies isoladas em grupos menos subdivididos no dendrograma seriam mais abundantes, pois utilizariam uma parcela de recursos indisponível à maioria da assembléia, não implicando necessariamente na ocorrência de competição entre todas as espécies. Para confirmar estas previsões foram analisados onze trabalhos em artigos ou teses, que oferecessem medidas independentes de abundância das espécies e dos padrões de similaridade na utilização de recursos. Das onze assembléias incluindo peixes, anfíbios, répteis e aves, dez confirmaram a previsão dos autores.

O modelo sugere que perturbações antrópicas drásticas e recentes (p. ex., desmatamento) aumentariam ou diminuiriam desproporcionalmente a disponibilidade de algum recurso (p. ex, a intensidade luminosa ou a disponibilidade de nutrientes), favorecendo um ou poucos grupos em detrimento dos demais. As espécies nestes grupos tornariam-se dominantes, gerando padrões de abundância mais heterogêneos, o que define claramente um distanciamento da condição de equilíbrio na assembléia como um todo. Ao contrário, num ambiente em que haja grande variedade de recursos, as espécies seriam mantidas em uma condição mais próxima ao equilíbrio, coexistindo em padrões mais uniformes de abundância.

Em essência, o conceito de Sugihara *et al.* (2003) não difere da relação já esperada entre os padrões de equitabilidade e os processos de organização de espécies (MAY, 1975, HARVEY *et al.*, 1983). Entretanto, aplicado ao modelo “Power fraction”, permite comparar a estrutura das assembléias, sem a necessidade de fazer inferências sobre padrões discretos de utilização de recursos e ainda confrontá-los com medidas de sobreposição alimentar, de modos reprodutivos ou de utilização do espaço ecomorfológico, quando disponíveis. Assim, é possível avaliar a importância destes atributos, posicionando as assembléias ao longo de gradientes ecológicos relacionados aos padrões descritos pelos dendrogramas de similaridade.

O valor de k tendendo a $-\infty$ descreveria uma situação em que grande parte destes recursos estaria disponível a poucas espécies, gerando um padrão altamente dominante, o que ocorreria somente em ambientes extremamente pobres ou degradados. Na situação

contrária, quando o valor de k tendesse a $+\infty$, a assembléia seria composta por vários grupos ecológicos, cada um deles igualmente rico e diverso com relação à composição de espécies. Neste caso, nenhum grupo se tornaria exageradamente abundante e o padrão de equitabilidade seria tão uniforme quanto o predito pelo “Dominance decay”.

Neste estudo, como não foram avaliados padrões alimentares, reprodutivos ou comportamentais, não é possível identificar quais atributos ecológicos são importantes na estruturação das assembléias, mas de acordo com o conceito proposto acima, os riachos de restinga e os da sub-bacia do rio Mambú apresentaram grupos mais bem estruturados ($k = 0.22$ e 0.26 respectivamente), seguidos pelos riachos de águas claras das sub-bacias do rio Preto ($k = 0.02$) e do rio Branco ($k = -0.28$) (Tabela 10 e Figura 17).

Estas relações são um reflexo dos padrões de espécie-abundância em peso. Uma questão é: como seriam estas relações considerando o número de indivíduos? Um dos poucos trabalhos que compararam as distribuições em peso e número utilizando modelos de partição de recursos analisou uma assembléia de Chironomidae em macrófitas submersas, concluindo que a distribuição em peso descreve dominância maior (TOKESHI, 1990). Para assembléias de peixes em um lago do Pantanal (MS), Catella (1992) encontrou resultados opostos, em que a distribuição de espécie abundância em peso é mais uniforme, o que também foi confirmado pelos maiores valores do índice diversidade de Shannon em peso. Ferreira e Petriere (2007) calcularam o índice de Shannon em número e peso para assembléias de peixes em um gradiente longitudinal cabeceira-foz, obtendo os respectivos intervalos de confiança pela técnica Jackknife. Seus resultados revelaram grande sobreposição destes intervalos, não permitindo discernir qual distribuição apresenta maior uniformidade. Silva (1999) e Petesse (2006) também calcularam o índice de Shannon com ambas as variáveis, mas não compararam explicitamente os resultados. A forma utilizada para avaliar a relação entre as distribuições em peso e número no presente estudo utilizou a estatística W (curva ABC - Eq. 12). Penczak e Agostinho (1997) verificaram que o valor de W é positivamente relacionado à diversidade em número e negativamente a diversidade em peso. Portanto, os valores positivos encontrados para 24 dos 30 dos pontos amostrais indicam que, para a maioria dos riachos da bacia do rio Itanhaém, a dominância em peso é maior, estando de acordo com Tokeshi (1990) mas contrário aos resultados de Catella

(1992). Quando a estatística W é utilizada para medir o efeito de distúrbios antrópicos (WARWICK, 1986), a dominância em peso é associada a ambientes poucos degradados ou não-sobrepescados (no caso de ambientes aquáticos), onde predominam espécies de grande porte, com indivíduos maiores e mais velhos. Em locais altamente poluídos ou estruturalmente degradados pela sobrepesca, ou repesamento (PETESSE, 2006) espera-se que dominem espécies pequenas, com taxas de crescimento, mortalidade e natalidade altas. Neste caso, a estatística W passaria a ser negativa (MAGURRAN, 2004). Entretanto, Penczak e Agostinho (1997) argumentaram que nem sempre este efeito pode ser atribuído a distúrbios antrópicos e que características naturais do ambiente podem influenciar os valores de W . O resultado não significativo da análise de variância para os riachos da bacia do rio Itanhaém indicam que a maior dominância em peso ocorre igualmente para todas as sub-bacias e para todos os meses de amostragem, corroborando os resultados de Petesse (2006). Estudando as assembléias de peixes numa represa do Estado de São Paulo, a autora não encontrou diferenças espaciais ou temporais nesta estatística.

Além da relação de dominância, o resultado do ajuste ao modelo “Power fraction” permitiu verificar que alguns dos riachos utilizados como réplicas dentro da mesma sub-bacia, na realidade apresentam diferentes padrões de espécie-abundância. O exemplo mais discrepante está na sub-bacia do rio Branco, onde um dos dois riachos apresenta uma dominância mais elevada. Na sub-bacia do rio Preto, os riachos de restinga e os de águas claras também podem apresentar padrões distintos, ainda que menos evidentes. Somente a sub-bacia do rio Mambú parece apresentar distribuições homogêneas. Estes resultados são independentes da composição taxonômica, pois o ajuste aos modelos utilizou uma análise que desconsidera a identidade das espécies, sendo sensível somente aos padrões de abundância relativa (TOKESHI, 1999). A análise direcionada à espécie é pouco discutida na literatura (CASSEY; KING, 2001, FESL, 2002) e Fesl (*op. cit.*) conclui que, em geral, deve apresentar um ajuste mais pobre aos modelos, pois é improvável que a mesma espécie esteja presente em abundâncias iguais em cada ambiente.

Segundo Smith & Powell (1971) *apud* Jackson *et al.* (2001), a composição taxonômica da assembléia depende de “filtros” que agem em diferentes escalas espaciais e temporais. Para a distribuição da ictiofauna de água doce, as maiores escalas dependem do

isolamento entre bacias hidrográficas e dos eventos de especiação (MENEZES, 1972, LUNDBERG, 1998, RIBEIRO, 2006, INGENITO; BUCKUP, 2007). Escalas mais finas seriam influenciadas pelas condições locais de qualidade da água e estrutura do canal, agindo sobre a capacidade da espécie de realizar eficientemente suas funções fisiológicas no ambiente (JACKSON *et al.*, 2001).

Hoeinghaus *et al.* (2007) analisaram a influência de fatores locais e regionais sob a composição taxonômica e a estrutura de grupos funcionais, em assembléias de peixes de diferentes bacias hidrográficas no Estado do Texas (EUA). As variáveis regionais em cada bacia foram mais importantes em diferenciar a composição taxonômica, enquanto os grupos funcionais foram igualmente influenciados por fatores locais e regionais. Na determinação da estrutura dos grupos funcionais, as variáveis mais importantes foram a temperatura mínima no inverno, a porcentagem de arbustos na bacia (v. regionais), a porcentagem de corredeiras e o teor de oxigênio dissolvido (v. locais).

Na planície costeira da bacia do rio Itanhaém, os padrões de similaridade e os padrões de abundância relativa refletiram diferentes propriedades das assembléias. A composição local da ictiofauna em cada riacho pôde ser associada a duas fontes de variabilidade. A primeira foi a variabilidade natural existente entre os riachos de águas pretas e de águas claras. Estes ambientes abrigaram um conjunto distinto de espécies, como é observado em outros riachos na região amazônica e de mata atlântica (HENDERSON; WALKER, 1986, MENEZES *et al.*, 2007). Esta fonte de variação foi a mais importante na definição da similaridade entre os pontos, distinguindo a composição das espécies na Dimensão 1 do NMDS. Entretanto, apesar de taxonomicamente distintos, alguns riachos como os da sub-bacia do rio Mambú e os riachos de restinga apresentaram os mesmos padrões de abundância relativa, o que sugere assembléias igualmente bem estruturadas e diversificadas.

A segunda fonte de variabilidade na composição das espécies foi observada nos riachos de águas claras e teve relação com o estado de preservação da vegetação ripária, o tipo de vegetação do entrono e a porcentagem de sombreamento do riacho. Os pontos 1 e 5, representam os extremos desta variabilidade, sendo respectivamente os locais mais e menos

impactados. O efeito desta variabilidade, essencialmente antrópica, foi observado no padrão de espécie-abundância das assembléias, nos quais riachos mais degradados apresentam maior dominância de espécies.

A ausência de vegetação ripária, de sombreamento e a modificação da vegetação do entorno tem efeitos mais ou menos previsíveis sobre a ictiofauna em rios e riachos. A vegetação ripária age como uma zona de amortecimento contra os efeitos de enchentes e de erosão, aumentando a complexidade estrutural do canal e sua retirada tem conseqüências negativas sobre a diversidade de peixes (GORMAN; KARR, 1978). A ausência de sombreamento causa, de imediato, grandes flutuações de temperatura, além de intensidades luminosas insuportáveis a algumas espécies de peixes, sobretudo aos juvenis, aos ovos e às larvas (MENEZES *et al.*, 2007). Já a alteração do entorno para pecuária ou agricultura pode vir acompanhada de certos tipos de morfologias do canal comuns a ambientes impactados, como ausência de substratos maiores (blocos ou matacões), assoreamento e a retificação do trecho (BARRELLA, 1989, GERHARD, 2005). Estas modificações podem ter efeito à longo prazo, determinando a composição das assembléias anos após o término das atividades (HARDING *et al.*, 1998). Os riachos estudados corroboram o padrão encontrado por outros autores em que trechos mais degradados estão associados a uma maior dominância (BARRELLA *et al.*, 2000) e a uma menor riqueza de espécies (SÚAREZ; PETRERE JR, 2006, CETRA; PETRERE JR, 2007).

Com relação à estrutura física dos riachos, a principal influência sobre a riqueza foi do tamanho do canal. Trechos mais largos e profundos tiveram maior número de espécies. Esta é uma conseqüência da relação espécie-área, em geral explicada pelo fato de ambientes mais amplos possibilitarem maior diversidade de habitats (MACARTHUR; WILSON, 1967), sendo bem conhecida para faunas aquáticas como peixes ou invertebrados (VANNOTE *et al.*, 1980, MINSHALL *et al.*, 1985, EADIE *et al.*, 1986, CETRA; PETRERE JR, 2006). Em riachos, a diversidade de habitats deve-se à combinação do tipo de material presente no substrato com a velocidade de corrente, criando trechos de poções, corredeiras ou remansos (ALLAN, 1995). O substrato pode ser composto de materiais consolidados como blocos e matacões ou de materiais menos fixos como cascalho

ou areia, criando diferentes condições para o estabelecimento das espécies (MATTHEWS, 1998).

A dependência estatística entre a riqueza e os eixos da PCA resultou, às vezes, em interpretações contraditórias. Um mesmo fator estrutural (p.ex. a porcentagem de cascalho), esteve positiva ou negativamente correlacionado à riqueza, dependendo do eixo considerado, o que pode ser um efeito da interação complexa entre este fator e outros não inseridos na análise. Por exemplo, o primeiro componente mostra que os pontos 1 e 2 na sub-bacia do rio Branco possuem menor riqueza. Estes pontos são os mais estreitos e com velocidades mais lentas, mas também ficam em regiões predominantemente agrícolas, com uma vegetação ripária pouco estruturada ou ausente. Já o segundo componente demonstra que os pontos 3 e 4 apresentaram uma grande riqueza de espécies. Estes pontos são mais largos, com fundo de areia e cascalho, mas e ficam também em regiões menos impactadas.

Para que os efeitos individuais destes fatores possam ser compreendidos, o delineamento amostral deve permitir diferentes combinações de variáveis, com áreas-controle que possibilitem a “simplificação estrutural” do sistema (SÚAREZ; PETRERE JR, 2005), o que necessitaria de um conhecimento prévio das assembléias de peixes na região.

Apesar das influências isoladas de cada fator ambiental não poderem ser distinguidas com precisão, pode-se concluir que a composição das espécies nos riachos estudados não é aleatória e independe diretamente das sub-bacias. Esta composição varia primariamente em função dos habitats existentes nos riachos de águas claras e de águas pretas e, secundariamente em função das condições de preservação do entorno nos riachos de águas claras.

5.3.1. Riachos de restinga

Os riachos de restinga foram caracterizados por possuírem águas escuras, ácidas ($\text{pH} < 5.0$) e com baixos teores de oxigênio dissolvido ($< 4 \text{ mg/l}$). Na falta de oxigênio, algumas espécies de peixes utilizam adaptações fisiológicas que as permitem utilizar vias acessórias de trocas gasosas ou resistir a condições anaeróbicas extremas (SCHIMIDT-NIELSEN, 2002). Dentre estas, *Synbranchus marmoratus* utiliza as brânquias para respiração aérea, que em outros peixes está adaptada apenas para a troca gasosa em meio líquido (SCHIMIDT-NIELSEN, 2002). A traíra *Hoplias malabaricus* tolera situações extremas mantendo o seu metabolismo baixo (RANTIN *et al.*, 1992) e a família Callichthyidae (*Callichthys callichthys*, *Scleromystax barbatus* e *S. macropterus*) realiza trocas gasosas pela superfície intestinal (SCHIMIDT-NIELSEN, 2002, REIS *et al.*, 2003). A preferência destes grupos por riachos de águas pretas foi confirmada neste e em outros estudos (HENDERSON; CRAMPTON, 1997, PICOOLI *et al.*, 2005, OTTO, 2006). Os exemplares de *C. callichthys*, de *S. macropterus* e todas as traíras, exceto uma, foram capturadas nos riachos de restinga. *S. marmoratus* e *Gymnotus pantherinus* foram mais abundantes nestes locais, apesar de também terem sido capturados em outros ambientes.

A acidificação artificial de rios e riachos tem um efeito deletério nas faunas de peixes e de invertebrados (ALLAN, 1995). Nestas condições, muitas espécies não adaptadas são incapazes de regular o pH corpóreo, interferindo na assimilação de oxigênio (MATTHEWS, 1998). O tempo de sobrevivência dos espermatozóides é também afetado (MENEZES *et al.*, 2007) e a mortandade de ovos pode ser elevada (MATTHEWS, 1998).

Entretanto, quando é uma característica natural, mesmo corpos d'água com valores de pH abaixo de 5.0 podem conter uma fauna rica em espécies, chegando a mais de 20 em um riacho de águas pretas da Amazônia (HENDERSON; WALKER, 1986) e a 17 em riachos de restinga de Santa Catarina (OTTO, 2006). Ainda assim, estas espécies devem, além da capacidade de lidar com baixos teores de oxigênio, ter adaptações para proteger seus óvulos e espermatozóides da acidez da água. Estes espermatozóides podem ser liberados em “pacotes” que aumentam a probabilidade de fertilização ou, como ocorre em

Mimagoniates, as fêmeas podem guardá-los no ovário por alguns meses até um momento adequado (MENEZES *et al.*, 2007).

A despeito destas condições extremas, algumas espécies capturadas foram capazes de colonizar ambos os tipos de riachos, de águas pretas ou claras e, para a maioria delas, os primeiros sustentaram populações maiores, em média, compostas por indivíduos menores. *Acentronichthys leptos*, *Geophagus brasiliensis*, *Hoplias malabaricus*, *Hyphessobrycon reticulatus* e *Synbranchus marmoratus* foram exemplos disto, sendo mais abundantes e/ou freqüentes nos riachos de águas pretas. Poucas espécies foram igualmente abundantes nos dois ambientes como *Rhamdia quelen*, conhecida por estar presente em diversos tipos de habitats (MENEZES *et al.*, 2007), mas mesmo estas foram menores nos riachos de águas pretas. Somente *Phalloceros caudimaculatus* não apresentou diferenças na abundância e no tamanho dos indivíduos.

Hollandichthys multifasciatus foi um exemplo interessante, pois foi capturada em condições ambientais aparentemente opostas. Cerca de 50% dos indivíduos ocorreram em ambientes de restinga, ou seja, em locais sombreados e de vegetação ripária bem estruturada, enquanto outros 45% ocorreram no ponto 1, um trecho estreito, numa área predominantemente agrícola, exposta à insolação e sem vegetação ripária. Assim como as demais espécies, os indivíduos dos riachos de águas pretas foram em média menores. *Hollandichthys multifasciatus* é comum no Estado de São Paulo, mas em perigo de extinção do Estado do Rio Grande do Sul (PROJETO BIODIVERSIDADE, 2007). É uma espécie inseminadora, protegendo seus óvulos e espermatozóides de condições adversas (MENEZES *et al.*, 2007). Seu hábito alimentar é insetívoro e consome predominantemente material alóctone, habitando locais rasos e de correnteza fraca (SABINO; CASTRO, 1990). Apesar destas características sugerirem uma dependência da mata do entorno, experiências em aquário mostraram que a espécie tem grande capacidade de se adaptar a mudanças na oferta de recursos (MENEZES *et al.*, 2007). Talvez esta plasticidade associada à capacidade de proteger os óvulos tenha possibilitado sua colonização no ponto 1, no entanto, como sugerem Menezes *et al.* (2007), a espécie pode ser competitivamente inferior a outras mais generalistas, não conseguindo manter sua população em equilíbrio num ambiente degradado. De fato, no ponto 1 foram capturados 32 indivíduos somente em

fevereiro, enquanto que nas três coletas seguintes, ocorreram apenas cinco. Já nos riachos de restinga a espécie foi capturada durante todo o ano, contribuindo em média com 10 indivíduos por coleta, sobretudo no ponto 8. Ainda que a própria coleta e a remoção dos indivíduos tenha sido responsável por influenciar sua abundância no ponto 1, a ausência da espécie nos meses seguintes poderia demonstrar ou uma população pequena ou baixa capacidade de re-colonização em ambientes degradados, que não foi observada nos riachos de restinga. Somente outras coletas subseqüentes nestes mesmos ambientes poderiam comprovar sua capacidade de manter uma população relativamente estável em condições ambientais distintas.

Para as espécies exclusivas dos riachos de restinga, o número elevado de indivíduos de pequeno porte também foi comum. Cerca de 90% dos *Scleromystax macropterus* parecem ser de indivíduos jovens (Prof. Dr. MARCELO RIBEIRO DE BRITTO - Museu Nacional, Depto. de Vertebrados, UFRJ, com. pess.). Esta impressão baseou-se somente no comprimento médio dos indivíduos e na ausência de dimorfismo acentuado e, para que se confirme, deve ser seguida da análise dos estágios de maturação gonadal.

A predominância de juvenis foi notada por Henderson e Walker (1990) para a maioria das populações em um pequeno riacho tributário do rio Negro, onde a intensidade das chuvas entre os períodos de seca e cheia era responsável por diferenças de até 4 m no nível da água. Nestes ambientes, a época reprodutiva da maioria das espécies está sincronizada com o período de cheia (LOWE-McCONNELL, 1999) e os alevinos que eclodem, permanecem protegidos na floresta inundada. No período de seca os juvenis sobreviventes povoariam o riacho, contribuindo com uma grande riqueza e altas densidades numéricas para algumas espécies. Esta riqueza e densidade dependeriam essencialmente do sucesso destes jovens em obterem alimento e escaparem da predação no período de cheia.

Um processo similar poderia ocorrer nos riachos de restinga na bacia do rio Itanhaém. Em fevereiro estes pontos não foram amostrados devido ao alto nível da água, mas no restante do ano, a grande densidade foi notada tanto para o número total de indivíduos quanto para algumas espécies isoladas. Quarenta por cento de todos os peixes amostrados foram coletados nos riachos de restinga, ainda que estes tenham contribuído

com somente 20% do número de amostras na bacia. No ponto 7 foram capturadas em média 15 espécies e mais de 100 indivíduos por coleta, sendo que a largura média foi de aproximadamente 1.6 m. No ponto 1, o único de águas claras com dimensões semelhantes, a riqueza e a abundância médias foram de apenas 9 espécies e 82 indivíduos por coleta (Grupo II – Tabela 15). Somente os pontos 3, 4 (sub-bacia do rio Mambú) e 5 (sub-bacia do rio Preto), apresentaram riqueza e número de indivíduos comparáveis aos riachos de águas pretas, entretanto tiveram larguras entre 5 e 11 m. *Mimagoniates lateralis*, *Scleromystax macropterus*, *Hyphessobrycon reticulatus*, *Pseudotothyris obtusa* e *Acentronichthys leptos* foram algumas das 10 espécies que atingiram os níveis mais altos de importância numérica (Figuras 25 e 26), todas predominantes ou exclusivas dos riachos de restinga (Tabela 18).

A coexistência de um grande número de espécies em altas densidades numéricas, num trecho espacialmente limitado e com poucos nutrientes, foi explicada por Henderson e Walker (1990) pelo fato das espécies apresentarem distribuições altamente agregadas, sempre associadas a acúmulos de detritos e de material vegetal. Estes materiais sustentariam a base da cadeia trófica nestes sistemas (HENDERSON; WALKER, 1986), e muitas das espécies poderiam permanecer num raio de menos de 1 m por semanas (WALKER *et al.*, 1991). O comportamento estático das espécies sob os bancos de detritos evitaria a ocorrência de interações competitivas diretas, possibilitando-as utilizar fontes separadas de recursos e as protegendo de potenciais predadores (HENDERSON; WALKER, 1986; HENDERSON; WALKER, 1990).

Nos riachos de restinga estudados, o acúmulo de material vegetal foi abundante e, apesar da alta riqueza por coleta (entre 13 e 16 espécies), somente 21 espécies foram capturadas, estando a maioria presente em praticamente todas as amostras ao longo do ano. Esta estabilidade foi grande mesmo para a proporção de espécies acidentais, como pode ser observado nas curvas de acumulação. Assim, os riachos de restinga parecem ser ambientes de alta diversidade pontual (diversidade alfa), mas com baixa diversidade beta. Henderson e Walker (1986) consideraram que num ambiente altamente sazonal, este cenário de estabilidade seria momentâneo, ocorrendo somente durante o período de seca. No início deste período, a composição da assembléia dependeria dos indivíduos que obtivessem sucesso em colonizar o riacho após o fim das chuvas. Os indivíduos permaneceriam num

ambiente estável durante todo o ano até a próxima cheia, quando a assembléia seria novamente dispersa na floresta inundada. Portanto, a estabilidade observada ao longo do ano, sugere que um mecanismo semelhante mantenha as assembléias dos riachos de restinga num estado de equilíbrio, associado principalmente a disponibilidade de habitats recém colonizados (MINSHALL *et al.*, 1985). Uma característica importante, é que estes habitats suportariam grande densidade numérica, mas não em biomassa.

Além da importância em proteger os juvenis e prover os acúmulos de detritos no leito do riacho, a vegetação de entorno tem função de regular o fluxo hidráulico, a temperatura, manter uma estrutura estável das margens e prover proteção, abrigo e alimento para espécies aquáticas (MENEZES *et al.*, 1990, BARRELLA *et al.*, 2000, ARAUJO-LIMA *et al.*, 2004). Estas funções são mais importantes em pequenos riachos onde o contato entre as zonas aquáticas e a vegetação marginal é mais próximo (BARRELLA *et al.*, 2000).

Dada a baixa quantidade de nutrientes, em rios de águas pretas (GOUDING *et al.*, 1988, HENDERSON; CRAMPTON, 1997) e o solo predominantemente arenoso e instável (GUADAGNIN, 1999), a vegetação ripária é especialmente importante. Otto (2006) associou seu grau de preservação à dominância menor das assembléias de peixes em riachos semelhantes de Santa Catarina. Ainda que a diferença no padrão de abundância relativa não tenha sido avaliada entre os riachos de restinga, o perfil de ajuste da variância no modelo “Power fraction” sugere que esta diferença possa existir entre os pontos 7 e 8 (Figura 17). Enquanto o primeiro fica num trecho mais protegido e encoberto com uma vegetação relativamente densa, o ponto 8 é mais exposto, com maior incidência luminosa e aparentando ser ligeiramente mais impactado. A confirmação desta possível diferença nos padrões de abundância relativa deverá ser avaliada futuramente.

Nos riachos de restinga, como a velocidade de corrente é praticamente nula, possivelmente grande parte do material vegetal é proveniente da mata ao redor do corpo d’água. Portanto, mesmo a retirada local da vegetação pode interferir na abundância deste material e das espécies associadas. Algumas consomem predominantemente itens alóctones e dependem dos insetos terrestres que caem na água. A espécie *Mimagoniates lateralis*,

numericamente abundante (Tabela 6 e Figuras 25 e 26), é o principal exemplo desta dependência. Este peixe ocorre em riachos de águas escuras e ácidas, apresentando uma distribuição geográfica restrita às bacias costeiras do Sudeste, entre Santos (SP) e Joenvile (SC). Suas populações são sensíveis à poluição, sendo mais abundantes em ambientes bem preservados (OTTO, 2006, MENEZES *et al.*, 2007). Atualmente *M. lateralis* consta como “vulnerável” na lista de espécies ameaçadas de extinção (BUCKUP *et al.*, 2007).

O coridora *Scleromystax macropterus*, foi exclusiva de riachos de águas pretas na bacia do rio Itanhaém, nos mesmos ambientes de *M. lateralis*. Está distribuído em bacias costeiras também entre os Estados de São Paulo a Santa Catarina e fica em contato direto com o substrato, habitando trechos lânticos com fundo de areia, (PICOOLI *et al.*, 2005, OYAKAWA *et al.*, 2006). Em São Paulo distribui-se nos rios ao redor de Itanhaém e na bacia do rio Ribeira do Iguape e, assim como *M. lateralis*, é sensível ao estado de preservação da vegetação ripária (PICOOLI *et al.*, 2005). Seu status de conservação consta como “vulnerável” na lista geral de espécies ameaçadas do IBAMA, e como “Deficiente de Dados” no Estado do Paraná (BUCKUP *et al.*, 2007, MIKICH; BÉRNILS, 2007).

Estes resultados sugerem que as assembléias nos riachos de restinga são ricas em espécies e bem estruturadas, mas compostas predominantemente por indivíduos pequenos que talvez, em sua maioria, sejam localmente substituídos

ano a ano antes de atingirem um comprimento maior. Neste caso, a dinâmica destas assembléias consistiria da ruptura na estabilidade observada ao longo dos meses, que ocorreria sempre no início da cheia com a dispersão de grande parte dos indivíduos. No final deste período (entre março e abril), as assembléias seriam re-estruturadas após grande imigração de indivíduos pequenos, muitos deles jovens, e os riachos seriam predominantemente áreas de abrigo e alimentação, sustentando uma grande abundância numérica de peixes até o período reprodutivo. Angermeier e Winston (1997) discutem que locais como estes, são centros de densidade populacional para muitas espécies e que caracterizam áreas prioritárias para conservação.

A análise da composição da ictiofauna nos riachos de águas pretas corrobora o fato que, de um modo geral, áreas de restinga são locais de alto endemismo e que a estabilidade

das funções ecológicas que sustentam esta biota depende, sobretudo, de uma vegetação bem estruturada (GUADAGNIN, 1999, ROCHA *et al.*, 2007). A presença de espécies de distribuição restrita é evidente para os riachos de restinga na bacia do rio Itanhaém e por si só justifica a necessidade de conservação destes trechos. Para complementar estas conclusões, o sucesso e a época de reprodução das espécies, além de suas taxas de sobrevivência, deveriam ser avaliadas em estudos mais específicos.

5.4. Frequência de ocorrência e abundância das espécies

A importância de uma espécie pode ser avaliada em função de sua presença ou de sua abundância no ambiente (GASTON, 1994). Diamond (1975) propôs “regras” de organização de assembléias baseado somente na ocorrência das espécies. Estas regras e as medidas de co-ocorrência desenvolvidas posteriormente (STONE; ROBERTS, 1990, STONE; ROBERTS, 1992) têm sido amplamente utilizadas na busca de padrões de associação (PERES-NETO *et al.*, 2001, SÚAREZ; PETRERE JR, 2003, PERES-NETO, 2004, OLIVEIRA *et al.*, 2005, HOEINGHAUS *et al.*, 2007, BHAT; MAGURRAN, 2007).

Por outro lado, analisando mecanismos de interações bióticas em assembléias de formigas, peixes e mamíferos, Vásquez *et al.* (2007) concluem que espécies numericamente abundantes têm grande influência sobre as menos abundantes, sendo no entanto, pouco influenciadas por estas. Os autores explicaram este fenômeno com base na probabilidade de encontro inter-específico, uma propriedade em geral, associada a medidas de diversidade e equitabilidade (HURLBERT, 1971).

Além da ocorrência e do número de indivíduos, a abundância pode ser definida em peso. Catella e Petrere Jr. (1996) discutem que a principal rota de energia em alguns lagos do Pantanal vêm da cadeia detritívora, sendo refletida na biomassa da ictiofauna. Tokeshi (1993) considera que o peso é uma variável mais relacionada a processos de partição de recursos do que o número de indivíduos, sobretudo se as espécies têm tamanhos corpóreos diferentes. Portanto, as três medidas de abundância são complementares e carregam diferentes informações sobre a assembléia.

Outra questão recai sobre os limites de corte utilizados para classificar as espécies em níveis de importância altos, médios ou baixos. Nas distribuições de abundância relativa, espécies raras são aquelas que estão na porção direita da curva (Figura 16), entretanto, o limite pontual é sempre subjetivo. Magurran (2004) comenta que a adoção de um critério deve ser seguida de uma análise detalhada da eficiência de coleta e das distribuições de espécie-abundância nas assembléias.

Neste estudo, o esforço de coleta foi padronizado em todos os pontos e os modelos de espécie-abundância descreveram padrões próximos ao log-normal (“Power-fraction”, $k \approx 0$). Os critérios foram similares ao do 1º quartil utilizado por Gaston (1994) e, considerando a riqueza de 37 espécies, o limite de corte inferior esteve por volta de 27% enquanto o superior em cerca de 73%.

A adoção de critérios bem definidos tem, sobretudo uma aplicação prática, dada a dificuldade em se obter informações detalhadas sobre a biologia e a ecologia da maioria das espécies. Definindo limites de corte para a frequência de ocorrência e para a abundância, foi possível organizar grupos de espécies com características similares em relação à representatividade de cada um nos riachos.

Os dois bagres Heptapteridae, *Rhamdia quelen* e *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus*, ilustram a formação dos grupos e as diferenças nas formas de abundância. Ambos foram amplamente dispersos nos riachos e praticamente não diferem com relação às suas frequências de ocorrência. *R. quelen* foi menos abundante numericamente, mas uma das mais representativas em peso, o que caracteriza uma espécie de grande massa corpórea. *R. cf. transfasciatus* teve praticamente a mesma representatividade em peso, sendo no entanto, muito abundante numericamente, o que define uma população grande mas com indivíduos menores que *R. quelen*. Estes dois tipos relação de abundância podem refletir características ecológicas distintas. Gerhard (1999), estudou a biologia e a ecologia de quatro espécies de bagres em riachos da bacia do rio Ribeira do Iguape, entre eles *Rhamdioglanis frenatus* e *Rhamdia quelen*. Estas duas espécies foram territorialistas, sendo a primeira mais numerosa, ocupando habitats mais variados e forrageando mais ativamente, enquanto *R. quelen* apresentou um comportamento mais sedentário, permanecendo imóvel à espera da

presa. Ambas podem consumir peixes, mas o gênero *Rhamdioglanis* parece ter uma dieta mais variada (GERHARD, 1999, OYAKAWA *et al.*, 2006). Especificamente sobre *R. transfasciatus*, Oyakawa *et al.* (2006) cita que a espécie tem um crescimento mais rápido que os outros Heptapteridae, o que pode confirmar o comportamento mais generalista.

Outros grupos também foram bem representados na amostragem, sobretudo os que atingiram pontuação de 7 a 9 (Tabela 18). Para duas espécies de distribuição mais ampla, *Deuterodon iguape* e *Rhamdioglanis* cf. *transfasciatus*, os riachos de águas pretas parecem ser restritivos, enquanto outras estão particularmente associadas a estes tipos de habitats, como *Mimagoniates lateralis* e *Scleromystax macropterus*. Além destas, *M. microlepis* foi especialmente abundante no ponto 5, um trecho de águas claras bem preservado.

Locais com prevalência de espécies de distribuição restrita podem apresentar características ambientais particulares, possuindo elevado potencial conservacionista. Na bacia do rio Itanhaém estes ambientes parecem ser, sobretudo os riachos de águas pretas. *M. lateralis* e *Scleromystax macropterus* estão na lista de espécies ameaçadas e *Hyphessobrycon reticulatus* é descrita como sendo típica de águas escuras e ácidas (MENEZES *et al.*, 2007).

Winston e Angermeier (1995) e Angermeier e Winston (1997) discutem a possibilidade de utilizar a densidade média de cada espécie na região para classificar os ambientes em melhor ou pior estado de conservação. Os autores desenvolveram um índice baseado na abundância numérica (ICD – Índice de Centro de Densidade) que se mostrou mais sensível e independente da riqueza local. A aplicação do ICD aos riachos da bacia do rio Itanhaém, com dados de densidade em número e peso, fica como uma possibilidade futura que depende da ampliação do conjunto amostral, visto que espécies como os Trichomycteridae foram raras neste estudo, mas provavelmente sejam abundantes em outros locais da bacia como nas regiões de cabeceiras.

Até o momento, uma outra característica normalmente utilizada para definir locais menos impactados, a proporção de espécies raras (GASTON, 1994), não se mostrou uma variável eficiente, pois foi significativamente associada à riqueza, não trazendo informações adicionais.

Desta forma, conclui-se que a caracterização da representatividade de cada espécie na região deve ser inicialmente baseada em quatro tipos de informações: (1) na sua densidade populacional média em número de indivíduos, (2) em peso, (3) na frequência de ocorrência e (4) na especificidade de habitats que a espécie é capaz de colonizar. Associada à quantificação da disponibilidade regional destes habitats, será possível definir áreas essenciais à conservação da ictiofauna de água doce na bacia. Estas avaliações devem ser seguidas de estudos sobre padrões alimentares, reprodutivos e comportamentais, sejam voltados para toda a assembléia ou para determinadas populações. Finalmente, para que seja obtido um esquema completo para a bacia do rio Itanhaém, é necessário considerar ainda uma série de ambientes não avaliados neste estudo, sobretudo as regiões de cabeceira, os canais principais e ampliando a amostragem nos rios e riachos de restinga.

6. CONCLUSÕES

A composição da ictiofauna nos riachos estudados é semelhante a de outras bacias costeiras do Sudeste do Brasil. Espécies típicas de cabeceiras, como as da família Trichomycteridae são pouco abundantes, o que caracteriza uma fauna de regiões mais próximas aos canais principais.

O procedimento de coleta foi eficiente no levantamento da ictiofauna, como demonstram os estimadores de riqueza e o total de espécies e de indivíduos capturados em cada coleta. Este procedimento não afetou de maneira perceptível a estrutura das assembléias.

O modelo “Power-fraction” se mostrou mais sensível do que os modelos discretos de espécie-abundância, revelando diferenças sutis nos padrões de equitabilidade. Este modelo permitiu também avaliar a variabilidade existente entre as amostras e foi independente da composição de espécies nas assembléias.

Não foram verificados efeitos temporais significativos. Já a variabilidade espacial foi decorrente de fatores naturais e antrópicos. Os fatores naturais referem-se às diferenças entre os riachos de águas claras e de restinga, refletidos principalmente nas características físicas e químicas da água e na estrutura física dos canais. Os fatores antrópicos decorrem da alteração das condições naturais do entorno, como a retirada da vegetação natural, e suas conseqüências se refletem sobre o tipo de substrato, o sombreamento e a velocidade da corrente. As respostas das assembléias à degradação antrópica são principalmente diminuição da equitabilidade e da riqueza de espécies.

De forma geral, os riachos de restinga e a sub-bacia do rio Mambú apresentaram melhores condições, enquanto a sub-bacia do rio Branco mostrou-se mais impactada. Já os riachos de águas claras na sub-bacia do rio Preto apresentaram condições mais variáveis.

Os riachos de restinga foram caracterizados por uma ictiofauna típica, com elevada abundância numérica e predominância de indivíduos de pequeno porte. Muitas espécies

ocorreram somente nestes ambientes, algumas constando como vulneráveis nas listas espécies ameaçadas.

A classificação com base na frequência de ocorrência das espécies e em suas representatividades em número e em peso mostrou-se eficiente em organizá-las dentro de grupos bem definidos. Para que possa ser aplicada de forma mais ampla, é necessário considerar ainda ambientes não incluídos neste estudo, como as regiões de cabeceiras, os canais principais e outras áreas de restinga da bacia.

7. LITERATURA CITADA

AB'SÁBER A. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2005. 159 p.

AGOSTINHO, A. A.; PENCZAK, T. Populations and production of fish in two tributaries of the Paraná river, Paraná, Brazil. *Hydrobiologia*, n. 312, p. 153-166, 1995.

ALLAN, J. D. Stream ecology: structure and functioning of running waters. London: Chapman & Hall, 1995. 388 p.

ALMEIDA, F. F. M.; CARNEIRO, C. D. R. Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências*, n. 28, p. 135-150, 1998.

ANDRADE, P. M. Distribuição, dieta e ecomorfologia das espécies de peixes no sistema do Ribeirão Grande, no município de Pindamonhangaba, SP. 2004. 152 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2004.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. *Environmental Biology of Fishes*, n. 9, p. 117-135, 1983.

ANGERMEIER, P. L.; WINSTON, M. R. Assessing conservation biology value of stream communities: a comparison of approaches based on centers of density and species richness. *Freshwater Biology*, n. 37, p. 699-710, 1997.

APREMAVI. Associação de Preservação do Meio Ambiente do Alto Vale do Itajaí: Mata Atlântica. Disponível em: <http://www.apremavi.com.br/pmatatlantica.htm>. Acesso em: 3 jul. 2007.

ARAUJO-LIMA, C. A. R. M.; HIGUCHI, N.; BARRELLA, W. Fishes-forest interactions in tropical South America. In: NORTHCOTE, T. G.; HARTMAN, G. F. (Org). *Fishes and forest*. Summerland: Blackwell Science Ltd, 2004, p. 511-534.

BARRELLA, W. Estrutura da comunidade de peixes da Bacia do rio Jacaré Pepira (SP) em diferentes biótopos. 1989. 173 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1989.

BARRELLA, W.; PETRERE JR. M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Org). *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP, 2000, p. 187-207.

BARRELLA, W.; PETRERE JR., M. Fish community alterations due to pollution and daming in Tietê and Paranapanema rivers (Brazil). *River Research and Applications*, n. 19, p. 59-76, 2003.

- BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da floresta atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, n. 23, p. 779-788, 2006.
- BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Assembléia de peixes de um riacho da Floresta Atlântica: composição e distribuição espacial (Guaraqueçaba, Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, n. 27, p. 153-160, 2005.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd 2006, 738 p.
- BELL, G. The distribution of abundance in neutral communities. *The American Naturalist*, n. 155, p. 606-616, 2000.
- BENASSI, R. F. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* (L) e *Salvinia molesta* (D.S. MITCHELL). 1999. 18 f. Trabalho de conclusão (bacharelado - Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1999.
- BERSIER, L. F.; SUGIHARA, G. Species abundance patterns: the problem of testing stochastic models. *Journal of Animal Ecology*, n. 66, p. 769-774, 1997.
- BHAT, A.; MAGURRAN, A. E. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. *Journal of Fish Biology*, n. 70, p. 623-629, 2007.
- BINI LM. Limnologia de alguns ecossistemas lóticos do litoral sul paulista: aspectos físicos e químicos. 1991. 67 f. Trabalho de conclusão (Ecólogo) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1991.
- BISSON, P. A.; MONTGOMERY, D. R. Valley segments, stream reaches, and channel units. In: HAUER, F. R.; LAMBERT, G. A. (Org.). *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press, 1996, p. 23-52.
- BIZERRIL, C. R. S. F. Análise da distribuição espacial da ictiofauna de uma bacia hidrográfica de leste brasileiro. *Arquivos Biological Technology*, n. 38, p. 477-499, 1995.
- BIZERRIL, C. R. S. F.; LIMA, N. R. W. Levantamento da ictiofauna da bacia do rio Ribeira do Iguape, Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia*, n. 22, p. 103-110, 2000.
- BRAGA, F. M. S. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, n. 26, p. 31-36, 2004.
- BRAGA, F. M. S. Spatial distribution of characidim fishes (Teleostei, Crenuchidae) in the Ribeirão Grande system, a tributary of Paraíba do Sul river basin, Brazil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, n. 27, p. 259-263, 2005.

BRAGA, F. M. S.; ANDRADE, P. M. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia Série Zoológica*, n. 95, p. 121-126, 2005.

BRITTO, M. R. Phylogeny of the subfamily Corydoradinae Hoedeman, 1952 (Siluriformes: Callichthyidae), with a definition of its genera. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, n. 153, p. 127-134, 2003.

BRITTO, M. R.; REIS, R. E. A new *scleromystax* species (Siluriformes: Callichthyidae) from coastal rivers of Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, n. 3, p. 481-488, 2005.

BUCKUP, P. A. Biodiversidade dos Peixes da Mata Atlântica, 1996. Disponível em: www.bdt.fat.org.br/workshop/mata.atlantica/SE-S/peixes.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. A. (eds.). Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Museu Nacional, Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007, 195 p. (Série Livros, 23).

CAMARGO, A. F. M.; FERREIRA, R. A. R.; SCHIAVETTI, A.; BINI, L. M. Influence of physiography and human activity on limnological characteristics of lotic ecosystems of the south coast of São Paulo, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, n. 8, p. 231-243, 1996.

CAMARGO, A. F. M.; NUCCI, P. R.; BINI, L. M.; SILVA Jr., U. L. The influence of the geology on the limnological characteristics of some lotic ecosystems of the Itanhaém River Basin, SP-Brazil. *Verh Internat Verein Limnol*, n. 26, p. 860-864, 1997.

CAO, Y.; WILLIAMS, D. D.; WILLIAMS, N. E. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? *Limnology and Oceanography*, n. 43, p. 1403-1409, 1998.

CASSEY, P.; KING, R. A. R. The problem of testing the goodness-of-fit of stochastic resource apportionment models. *Environmetrics*, n. 12, p. 691-698, 2001.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R. PERES-NETO, P. R. (Org.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ, 1999, p. 139-155. (Série Oecologia Brasiliensis). Vol. VI.

CATELLA, A. C. Estrutura da comunidade e alimentação dos peixes da Baía do Onça, uma lagoa do Pantanal do rio Aquidauana, MS. 1992. 215 f. Dissertação (Mestre em Ciências) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1992.

CATELLA, A. C.; PETRERE JR., M. Feeding patterns in a fish community of Baía do Onça, a floodplain lake of the Aquidauana river, Pantanal, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, n. 3, p. 229-237, 1996.

CETRA, M. Relação espécie-abundância e diversidade da mata da fazenda São José (Rio Claro/Araras – SP). 1992. 51 f. Trabalho de conclusão (Bacharel em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1992.

CETRA, M. Caracterização das assembléias de peixes da bacia do rio Corumbataí. 2003. 90 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

CETRA, M.; PETRERE JR., M. Associations between fish assemblage and riparian vegetation in the Corumbataí river basin (SP). *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 67, p. 631-637, 2007.

CETRA, M.; PETRERE JR., M. Fish-assemblage structure of the Corumbataí river basin, São Paulo state, Brazil: characterization and anthropogenic disturbances. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 66, p. 431-439, 2006.

CHASE, J. M. Towards a really unified theory for metacommunities. *Functional Ecology*, n. 19 p. 182-186, 2005.

CLARK, J. S.; DIETZE, M.; CHAKRABORTY, S.; AGARWALL, P. K.; IBANEZ. I.; LADEAU, S.; WOLOSIN, M. Resolving the biodiversity paradox. *Ecology Letters*, n. 10, p. 647-662, 2007.

CLEMENTS, F. E., 1916, *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Publ. 242, Washington, DC, 63p.

COLWELL, R. K. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. 2006. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phi Trans R Soc Lond B*, n. 345, p. 101-118, 1994.

COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, n. 85, p. 2717-2727, 2004.

COWX, I. G.; LAMARQUE, P. *Fishing with eletricity: applications in freshwater fisheries management*. London: Fishing New Books, 1990. 243 p.

CUMMINS, K. W. An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist*, n. 67, p. 477-504, 1962.

DEAN, W. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DEUS, C. P.; PETRERE JR., M. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 63(4), p. 579-588, 2003.

DIAMOND, J. M. Assembly of species communities. In: CODY, M.L.; DIAMOND, J. M. (Org.). Ecology and evolution of communities. Cambridge: Harvard University Press, 1975. p. 342-443.

DUFECH, A. P. S.; AZEVEDO, A. A.; FIALHO, C. B. Comparative dietary analysis of two populations of *Mimagoniates rheocharis* (Characidae: Glandulocaudinae) from two streams of Southern Brazil. Neotropical Ichthyology, n. 1, p. 67-74, 2003.

EADIE, J. M.; HURLY, T. A.; MONTGOMERIE, D.; TEATHER, K. L. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. Environmental Biology of Fishes, n. 15, p. 81-89, 1986.

EDDS, D. R. Fish assemblage structure and Environmental correlates in Nepal's Gandaki river. Copeia, p. 48-60, 1993.

ESTEVES, K. E.; LOBÓN-CERVIA, J. Composition and tropic structure of a fish community of clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. Environmental Biology of Fishes, n. 62, p. 429-440, 2001.

FERREIRA, F. C.; PETRERE JR., M. Anthropic effects on the fish community of Ribeirão Claro, Rio Claro (SP), Brazil. Brazilian Journal of Biology, São Carlos, n. 67, p. 631-637, 2007.

FESL, C. Niche-oriented species-abundances models: different approaches to larval chironomid (Diptera) assemblages in large river. Journal of Animal Ecology, n. 71, p. 1085-1094, 2002.

FISHER, R. A.; CORBERT, A. S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. Journal of Animal Ecology, n. 12, p. 42-58, 1943.

FLECKER, A. S. Fish trophic guilds and structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. Ecology, n. 73, p. 927-940, 1992.

FOGGO, A.; ATTRILL, M. J.; FROST, M. T.; ROWDEN, A. A. Estimating marine species richness: an evaluation of six extrapolative techniques. Marine Ecology and Progress Series, n. 248, p. 15-26, 2003.

FOX, B. J.; BROWN, J. H. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. Oikos, n. 67, p. 358-370, 1993.

GASTON, K. J. Rarity. London: Chapman & Hall, 1994. 205p.

GAUSE, G. F. The struggle for existence. Reprinted in: WHITTAKER, R. H.; LEVIN, S. A. Niche: theory and application. Stroudsburg : Dowden, Hutchinson and Ross, 1975. p. 46-55. (Benchmark papers in ecology 3).

GERHARD, P. Comunidades de peixes de riachos em função da paisagem da bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo. 2005. 241 f. Tese (Doutor em Agrossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GERHARD, P. Ecologia de populações e comportamento de quatro espécies de bagres Heptapterinae (Teleostei: Siluriformes) em riachos do Alto Vale do rio Ribeira (Iporanga, São Paulo). 1999. 129 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

GERHARD, P.; MORAES, R.; MOLANDER, S. Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brasil. *Environmental Biology of Fishes*, n. 71, . 321-340, 2004.

GEWIN, V. Beyond neutrality-ecology finds its niche. *PloS*, n. 4, p. 1306-1310, 2006.

GILLIAM, J. F.; FRASER, D. F.; ALKINS-KOO, M. Structure of a tropical stream fish community: a role for biotic interactions. *Ecology*, n. 74, p. 1856-1870, 1993.

GIRDEN, E. R. ANOVA: repeated measures. London: SAGE University Paper, 1992. 77 p. (Series: Quantitative applications in the Social Sciences).

GLEASON, H. A. The individualistic concept of plant association *Torrey Botan. Club*, n. 53, p. 7-26, 1926.

GLEASON, H. A. The structure and development of plant association. *Torrey Botan. Club*, n. 44, p. 463-481, 1917.

GORMAN, O. T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, n. 59, p. 507-515, 1978.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, n. 4, p. 379-391, 2001.

GOUDING, M.; CARVALHO, M. L.; FERREIRA, E. G. Rio Negro, rich life in poor water: amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. SPB Academic Publishing, 1988. 200 p.

GROSSMAN, G. D.; MOYLE, P. B.; WHITAKER JR. J. O. Stochasticity in structural and functional characteristics of indiana stream fish assemblage: a test of community theory. *American Naturalist*, n. 120, p. 423-454, 1982.

GUADAGNIN, D. L. Diagnóstico da situação e ações prioritárias para a conservação da zona costeira da região sul - Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre, 1999. 90 p.

HARDING, J. S.; BENFIELD, E. F.; BOLSTAD, P. V.; HELFMAN, G. S.; JONES III, E. B. D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proc Natl Acad Sci USA*, n. 95, p. 14843-14847, 1998.

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, n. 61, p. 151-158, 1992.

HARVEY, P. H.; COLWELL, R. K.; SILVERTOWN, J. W.; MAY, R. M. Null models in ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, n. 14, p. 189-211, 1983.

HEINO, J. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards, and nestedness, or is there only randomness? *Ecological Entomology*, n. 30, p. 590-599, 2005.

HEINO, J.; PAAVOLA, R.; VIRTANEN, R.; MUOTKA, T. Searching for biodiversity indicators in running water: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns? *Biodiversity and Conservation*, n. 14, p. 415-428, 2005.

HENDERSON, P. A.; CRAMPTON, W. G. R. A comparison of fish diversity and abundance between nutrient-rich and nutrient-poor lakes in the upper Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, n. 13, p. 175-198, 1997.

HENDERSON, P. A.; WALKER, I. On the leaf litter community of the Amazonian black water stream Tarumazinho. *Journal of Tropical Ecology*, n. 2, p. 1-17, 1986.

HENDERSON, P. A.; WALKER, I. Spatial organization and population density of the fish community of the litter banks within a central Amazonian blackwater stream. *Journal of Fish Biology*, n. 37, p. 401-411, 1990.

HILSDORF, A.W.; PETRERE JR., M. Conservação de peixes na bacia do rio Paraíba do Sul. *Ciência Hoje*, v. 30, n. 180, p. 62-65, 2002.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; BIRNBAUM, J. S. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, n. 34, p. 324-338, 2007.

HOLT, A. R.; WARREN, P. H.; GASTON, K. J. The importance of biotic interactions in abundance-occupancy relationships. *Journal of Animal Ecology*, n. 71, p. 846-854, 2002.

HUBÁLEK, Z. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. *Folia Zoologica*, n. 49, p. 241-260, 2000.

HUBBELL, S. P. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. New Jersey: Princeton University Press, Princeton, 2001. 375 p.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, n. 52, p. 577-586, 1971.

INGENITO, L. F. S.; BUCKUP, P. A. The Serra da Mantiqueira, south-eastern Brazil, as a biogeographical barrier for fishes. *Journal of Biogeography*, n. 34, p. 1173-1182, 2007.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in the freshwater fish communities - the roles of biotic, abiotic and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n. 58, p. 157-170, 2001.

KREBS, C. J. *Ecological methodology*. New York: Benjamin-Cummings, 1999. 620 p.

LAMARQUE, P. Electrophysiology of fish in electric fields. In: COWX, I. G.; LAMARQUE, P. (Org.). *Fishing with electricity: applications in freshwater fisheries management*. Oxford: Fishing News Books, 1990. p. 4-33.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier Science, 1998. 853 p.

LEIBOLD, M. A.; MIKKELSON, G. M. Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. *Oikos*, n. 97, p. 237-250, 2002.

LEUNG, R. Ictiofauna associada a bancos de macrófitas aquáticas em sistemas lóticos da bacia do rio Itanhaém. 1999. 73 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Centro de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1999.

LEUNG, R.; CAMARGO, A. F. M. Marine influence on fish assemblage in coastal streams of Itanhaém river basin, Southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, n. 17, p. 219-232, 2005.

LIMA-JUNIOR, S. E.; CARDONE, I. B.; GOITEIN, R. Fish assemblage structure and aquatic pollution in a Brazilian stream: some limitations of diversity indices and models for environmental impact studies. *Ecology of Freshwater Fish*, n. 15, p. 284-290, 2006.

LOBO, A. V. P. Avaliação da Comunidade de peixes do Rio Paraitinga (Alto Tietê, SP) em um mosaico de condições ambientais. 2006. 124 f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Universidade de Mogi das Cruzes, 2006.

LOURO, M. P. Biodiversidade e Dinâmica Populacional da Ictiofauna do Estuário do Rio Itanhaém (SP). Tese (Doutorado em Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, (em andamento).

LOWE-McCONNELL, R. H. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP, 1999. 534 p.

LUNDBERG, J. G. The temporal context for the diversification of Neotropical fishes. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R.E.; VARI, R.P.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. (Org.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998. p. 49-68.

MACARTHUR, R. H. On the relative abundance of bird species. *Proc Natl Acad Sci USA*, n. 43, p. 293-295, 1957.

MACARTHUR, R. H. On the relative abundance of species. *The American Naturalist*, n. 94, p. 25-36, 1960.

MACARTHUR, R. H. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. *Ecology*, n. 39, p. 599-612, 1958.

MACARTHUR, R. H. The theory of niche. 1968. Reprinted in: WHITTAKER, R. H.; LEVIN, S. A. *Niche: theory and application*. Stroudsburg : Dowden, Hutchinson and Ross, 1975. p. 400-417. (Benchmark papers in ecology 3).

MACARTHUR, R. H.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*, n. 101, p. 377-385. 1967.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.

MAGURRAN, A. E. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 2004. 256 p.

MANLY, B. F. J. *Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology*. London: Chapman & Hall, 2006.

MATTHEWS, W. J. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall, 1998. 756 p.

MAY, R. M. Patterns of species abundance and diversity. In: CODY, M. L.; DIAMOND, J. M. *Ecology and evolution of communities*. Cambridge: Harvard University Press, 1975. p. 81-120.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P.; FENERICH-VERANI, N. Reproductive biology of a Characinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá - RJ. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 62, p. 487-494, 2002.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E. P. Eletrofishing as a sampling technique for coastal stream populations and communities in the southeast of Brasil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 60, p. 205-216, 2000.

MAZZONI, R.; IGLESIAS-RIOS, R. Distribution pattern of two fish species in a coastal stream in southeast Brazil, São Carlos, n. 62(1), p. 171-178, 2002.

MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIA, J. Longitudinal structure, density and production rates of a neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar, southeast Brazil. *Ecography*, n. 23, . 588-602, 2000.

MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Seasonal diet shift in a tetraodoninae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatuba river, RJ, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, n. 63, p. 69-74, 2003.

MAZZONI, R.; SCHUBART, S. A.; IGLESIAS-RIOS, R. Longitudinal segregation of *Astyanax janeiroensis* in rio Ubatiba: a neotropical stream of south-east Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, n. 13, p. 231-234, 2004.

MEADOR, M. R.; MATTHEWS, W. J. Spatial and Temporal patterns in fish assemblage structure of an intermittent Texas Stream. *American Midland Naturalist*, n. 127, p. 106-114, 1992.

MEFFE, G. K.; SHELDON, A. L. Post-defaunation recovery of fish assemblages in southeastern blackwater streams. *Ecology*, n. 71, p. 657-667, 1990.

MELO, A. S. Estudos sobre estimadores de riqueza de espécies, perturbações experimentais e persistência ao longo de cinco anos em comunidades de macroinvertebrados bentônicos. 2002. 190 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 2002.

MELO, A. S.; FROEHLICH, C. G. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. *Freshwater Biology*, n. 46, p. 711-721, 2001.

MENEZES, N. A. Distribuição e origem da fauna de peixes de água doce das grandes bacias fluviais do Brasil. In: Comissão Internacional da Bacia Paraná-Uruguaí. São Paulo: Instituto de Pesca, p. 79-108, 1972.

MENEZES, N. A.; CASTRO, R. M.; WEITZMAN, S. H. Peixes de riacho da floresta costeira atlântica brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo vol.1, p. 290-295, 1990.

MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. Peixes de água doce da mata atlântica. São Paulo: Museu de Zoologia da USP, 2007. 403 p.

MIKICH, S. B.; BÉRNILS, R. S. Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná. Disponível em: <http://www.pr.gov.br/iap>., Acesso em: 5 jun. 2007.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. IDB - Indicadores e Dados Básicos. 2006. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/ldb2006/a04rm.htm>., Acesso em: 3 jul 2007.

MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C.; NIMZ, C. F. Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *The American Naturalist*, n. 125, p. 16-38, 1985.

MOUILLOT, D. Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons *Journal of Applied Ecology*, n. 44, p. 760–767, 2007.

MOUILLOT, D.; GEORGE-NASCIMENTO, M.; POULIN, R. How parasites divide resources: a test of niche apportionment hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, n. 75, p. 757-764, 2003.

MOULTON, T. P. Why the world is green, the waters are blue and food webs in small streams in the atlantic rain forest are predominantly driven by microalgae? *Oecologia Brasiliensis*, n. 10, p. 78-89, 2006.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEYER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, n. 403, p. 853-858, 2000.

NAEEM, S.; HAWKINS, B. A. Minimal community structure: how parasitoids divide resources. *Ecology*, n. 75, p. 79-85, 1994.

NOGUEIRA, S. M. B. Análise da suscetibilidade ambiental e diretrizes para o zoneamento do Núcleo Curucutu do Parque Estadual da Serra do Mar (SP). 2001. 2 vol. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.

OBERDORFF, T.; HUGUENY, B.; COMPIN, A.; BELKESSAM, D. Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-western France. *Journal of Animal Ecology*, n. 67, p. 472-484, 1998.

OKADA, E.K.; AGOSTINHO, A.A.; PETRERE JR., M.; PENEZAK, T. Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná River basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 3, n. 1, p. 97-110, 2003.

OKSANEN, J.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B. Vegan: community ecology package. Versão 1.8-3, Disponível em: <http://www.r-project.org/>.

OLIVEIRA, E. F.; MINTE-VERA, C. V.; GOULART, E. Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, n. 72, p. 283-304, 2005.

OSBORNE, L. L.; WILEY, M. J. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n. 49, p. 671-681, 1992.

OTTO, G. Ecologia trófica de duas espécies de *Mimagoniates* (Characiformes: Characidae: Glandulocaudinae) em riachos de restinga na ilha de São Francisco - SC. 2006. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Paraná, 2006.

OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. Peixes de riachos da Mata Atlântica. São Paulo: Editora Neotrópica, 2006. 201 p.

PENCZAK, T.; AGOSTINHO, A. A. Aplicação do método de comparação de abundância/biomassa (ABC) na comunidade de peixes do reservatório de Segredo. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Org.). Reservatório de segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: EDUEM, 1997. p. 203-211.

PEREIRA, L. A. Análise ambiental da bacia do rio Itanhaém baseada na relação entre aspectos limnológicos com fisiografia, uso da terra e sistema hidrológico - SP. 2002. 78 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2002.

PERES-NETO, P. R. Estrutura de comunidades de peixes ao longo de um gradiente lótico de um rio costeiro do leste brasileiro (rio Macacu, R.J.). 1995. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995.

PERES-NETO, P. R. Patterns in the co-occurrence of fish species in streams: the role of site suitability, morphology and phylogeny versus species interactions. *Oecologia*, n. 140, p. 352-360, 2004.

PERES-NETO, P. R.; BIZERRIL, C. R. S. F.; IGLESIAS-RIOS, R. An overview of some aspects of river ecology: a case study on fish assemblages distribution in a eastern Brazilian coastal river. *Oecologia Brasiliensis*, v.I p. 317-334, 1995.

PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A.; SOMERS, K. M. Giving meaningful interpretation to ordination axes: assessing loading significance in principal component analysis. *Ecology*, n. 84, p. 2347-2363, 2003.

PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A.; SOMERS, K. M. How many principal components? stopping rules for determining the number of non-trivial axes revisited. *Computational Statistics & Data Analysis*, n. 49, p. 974-997, 2005.

PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J.D.; JACKSON, D.A. Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. *Oikos*, n.93, p. 110-120, 2001.

PETESSE, M. L. Caracterização da ictiofauna da represa de barra bonita (sp) e adaptação do índice de integridade biótica (IIB). 2006. 256 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

PICOOLI, A.; OTTO, G.; DUBOC, L. F. Ocorrência de *Scleromystax macropterus* como indicador de qualidade ambiental em três riachos na Ilha de São Francisco do Sul - SC. In: III Seminário de Pesquisa e II Seminário de Iniciação Científica UNIANDRADE - Santa Catarina, p. 25-26. 2005.

PRESTON, F. W. The commonness, and rarity, of species. *Ecology*, n. 29, p. 254-283, 1948.

PROJETO BIODIVERSIDADE - RS. Disponível em: www.biodiversidade.rs.gov.br, Acesso em: 28 mai. 2007.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: a language and environment for statistical computing. versão 2.4.1. Vienna, Austria, R Foudation for statistical computing, Disponível em: <http://www.r-project.org/>.

RANTIN, F. T.; KALININ, A. L.; GLASS, M. L.; FERNANDES, M. N. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life of two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). *Journal of Fish Biology*, n. 41, p. 805-812, 1992.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS Jr., C. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs, 2003. 729 p.

REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego Andorinha, Ilha Grande - RJ. *Biota Neotropica*, n. 3, p. 1-6, 2003.

RIBEIRO, A. C. Tectonic history and the biogeography of the freshwater fishes from the coastal drainages of eastern Brazil: an example of fauna evolution associated with a divergent continental margin. *Neotropical Ichthyology*, n. 4, p. 225-246, 2006.

ROCHA, C. D. F.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S.; JAMEL, C. E. The remnants of restinga habitats in the brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 67, p. 263-273, 2007.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho de floresta atlântica (sudeste do Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, n. 50, p. 23-26, 1990.

SABINO, J.; SILVA, C. P. D. História natural de peixes da estação ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O. A. V.; DULEBA, W. (Org.). Estação ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna. Ribeirão Preto: Holos, 2004. p. 230-242.

SANTOS, M. R. A variabilidade ambiental e as comunidades de peixes do rio Ribeira do Iguape (SP). 1998. 110 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) – Centro de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1998.

SÃO PAULO. SIGRH - Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. Disponível em: www.sigrh.sp.gov.br. Acesso em: 3 jul. 2007.

SCHIAVETTI A. Ecologia de macrófitas de dois Ecossistemas Lóticos da Bacia do rio Itanhaém. 1991. 68 f. Trabalho de conclusão (Ecólogo) - Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1991.

SCHMIDT-NIELSEN, K. Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente. São Paulo: Livaria Santos, 2002. 611 p.

SCHLOSSER, I. J. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, n. 52, p. 395-414, 1982.

SEVERI, W.; HICKSON, R. G.; MARANHÃO, T. C. F. Use of eletric fishing for fish fauna survey in southern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, n. 55, p. 651-660, 1995.

SHUVARTZ, M.; OLIVEIRA, L. G.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. Relações entre distribuição e abundância de larvas de Trichoptera (Insecta), em córregos de Cerrado no entorno do Parque Estadual da Serra de Caldas (Caldas Novas, Estado de Goiás). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maromgá, n. 27, p. 51-55, 2005.

SILVA Jr., U. L. Diversidade da ictiofauna noturna do rio Itanhaém. 1994. Relatório Parcial FAPESP n.93/2847-5. 33 p.

SILVA, C. P. D. Estrutura, dieta e padrão longitudinal da comunidade de peixes de dois rios da estação ecológica da Juréia-Itatins e sua regulação por fatores bióticos e abióticos. 1999. 137 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

SILVA, G. G. Comparação da composição química da biomassa de *Echornia azurea*, Kunth, encontrada em dois diferentes ecossistemas lóticos (Rio Preto e Rio Branco) da bacia do rio Itanhaém, no litoral Sul Paulista. 1998. 56 f. Trabalho de conclusão (Ecólogo) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1998.

SMITH, W.S.; PETRERE JR., M.; BARRELLA, W. The fish fauna in tropical rivers: the case of the Sorocaba river basin, SP, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, v. 51, n. 3-4, p. 769-782, 2003.

SNODGRASS, J. W.; MEFFE, G. K. Habitat use and temporal dynamics of blackwater stream fishes in and adjacent to beaver ponds. *Copeia*, p. 628-639, 1999.

SOUZA, F. K. S. Diversidade α e β das assembléias de peixes de lagos de várzea do médio rio Solimões (Amazonas-Brasil). 2007. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007.

SOUZA-PEREIRA, P. E.; CAMARGO, A. F. M. Efeito da salinidade e do esgoto orgânico sobre a comunidade zooplancônica, com ênfase nos copépodes, do estuário do rio Itanhaém, Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, n. 26, p. 9-17, 2004.

STONE, L.; ROBERTS, A. Competitive exclusion, or species aggregation? *Oecologia*, n. 91, p. 419-424, 1992.

STONE. L.; ROBERTS, A. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, n. 185, p. 74-79, 1990.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M. Gradientes de diversidade nas comunidades de peixes da bacia do rio Iguatemi, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia Série Zoológica*, n. 96, p. 197-204, 2006.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR, M.; CATELLA, A. C. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology* n. 8(2), p. 173-186, 2001.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR., M. Associações de espécies de peixes em ambientes lóticos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, n. 25, p. 361-367, 2003.

SÚAREZ, Y. R.; PETRERE JR., M. Organização das assembléias de peixes em riachos da bacia do rio Iguatemi, Estado do Mato Grosso do Sul. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, Maringá, n. 27, p. 161-167, 2005.

SUÁREZ, Y.R.; PETRERE JR., M. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, n. 51, n. 1, p. 61-68, 2007.

SUGIHARA, G. Minimal community structure: an explanation of species abundance patterns. *The American Naturalist*, n. 116, p. 770-787, 1980.

SUGIHARA, G.; BERSIER, L. F.; SOUTHWOOD, R. E.; PIMM, S. L.; MAY, R. M. Predicted correspondence between species abundances and dendrogram of niche similarities. *PNAS*, n. 100, p. 5246-5251, 2003.

TILMAN, D. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: a stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proc Natl Acad Sci USA*, n. 101, p. 10854-10861, 2004.

TOKESHI, M. Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. *Journal of Animal Ecology*, n. 59, p. 1129-1146, 1990.

TOKESHI, M. Power fraction: a new explanation of relative abundance patterns in species-rich assemblages. *Oikos*, n. 75, p. 543-550, 1996.

TOKESHI, M. Species abundance patterns and community structure. *Advances in ecological research*, n. 24, p. 111-186, 1993.

TOKESHI, M. *Species Coexistence: ecological and evolutionary perspective*. London: Blackwell Science Ltd, 1999. 454 p.

TONHASCA Jr. A. *Ecologia e História Natural da Mata Atlântica*. Rio de Janeiro: Interciência, 2005. 197 p.

TONIZZA, M. C. Distribuição e abundância de macrófitas aquáticas em relação a características físico-químicas da água e sedimento em 5 áreas da bacia do rio Itanhaém, Litoral Sul Paulista. 2002. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2002.

UIEDA, V. S.; BUZZATO, P.; KIKUCHI, R. M. Partilha de recursos alimentares em Peixes em um riacho de serra do sudeste do Brasil. *An Acad Bras Ci*, n. 69, p. 244-252, 1997.

UIEDA, V. S.; UIEDA, W. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field methodologies. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, n. 61, p. 377-388, 2001.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, n. 37, p. 130-137, 1980.

VÁSQUEZ, D. P.; MELIÁN, C. J.; WILLIAMS, N. M.; BLÜTHGEN, N.; KRASNOV, B. R.; POULIN, R. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos*, n. 116, p. 1120-1127.

VILHENA, M. C. P. Caracterização limnológica de seis rios do Litoral Sul Paulista, quanto aos teores de carbono orgânico e inorgânico total. 1990. 58 f. Trabalho de conclusão (Ecólogo) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1990.

WALKER, I.; HENDERSON, P. A.; STERRY, P. On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an amazonian black-water river, as evidenced by ³²P label experiment. *Hydrobiologia*, n. 215, p. 153-162, 1991.

WALKER, S. C.; CYR, H. Testing the standart neutral model of biodiversity in lake communities. *Oikos*, n. 116, p. 143-155, 2007.

WARWICK, R. M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, n. 92, p. 557-562, 1986.

WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A. Relationships of the tribes and genera of the Glandulocaudinae (Ostariophysi: Characiformes: Characidae) with a Description of a new genus, *Chrysobrycon*. In: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S.; LUCENA, C. A. S. (Org.). *Phylogeny and classification of Neotropical fishes*. (Eds.). Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998. p. 171-192.

WILKINSON, L.; BLANK, G.; GRUBER, C. *Desktop data analysis with Systat*. London: Prentice-Hall, 1996. 798 p.

WINSTON, M. R.; ANGERMEIER, P. L. Assessing conservation value using centers of opulation density. *Conservation Biology*, n. 9, p. 1518-1527, 1995.

ANEXOS

1. Rotinas de simulação e teste de ajuste aos modelos estocásticos de partição de recursos, implementadas no software R – versão 2.4.1.

1a. Rotina de simulação dos modelos de partição de recursos de Tokeshi (1990, 1996).

dp = Dominance pre-emption (1990)
 rf = Random fraction (1990)
 mf = MacArthur fraction (1990)
 dd = Dominance decay (1990)
 ra = Random Assortment (1990)
 pf = Power fraction (1996)

Arquivo: Tokeshi.r

#Entrada

especies: vetor contendo o número de espécies na comunidade em cada amostra.
 modelo: "dp", "rf", "mf", "dd", "ra", "pf"
 k: valor de parâmetro k, válido somente para o modelo Power fraction
 repeticoes: número de simulações do modelo escolhido

#Saída: Um “data.frame” de dimensão R x S com as abundâncias relativas das S espécies (em ordem decrescente) nas R amostras.

#Exemplo: tokeshi(especies=c(20,10,5),modelo="pf",k=0.05)

Gera uma matriz de 3 linhas com respectivamente 20, 10 e 5 espécies, descrevendo suas abundâncias relativas segundo o modelo “Power-fraction” com k = 0.05.

Início da rotina

```
tokeshi<-function(especies,modelo,k)
{
  S<-especies
  n<-length(S)
  resultado<-"Todas as comunidades devem ter mais de uma espécie"
  if (any(S==1)==FALSE)
  {
    resultado<-matrix(0,nrow=n,ncol=max(S))
    for (sp in 1:n)
    {
      niche<-1
      if (modelo != "ra")
      {
        for (i in 1:(S[sp]-1))
        {
          #-----
          #Dominance pre-emption model
          #-----

```

```

if (modelo == "dp")
{
chosen.niche<-which(niche==min(niche))
point.division<-runif(1)
}#end if "dp"
#-----
#Random fraction model
#-----
if (modelo == "rf")
{
chosen.niche<-sample(length(niche),size=1)
point.division<-runif(1)
}#end if "rf"
#-----
#Power fraction model
#-----
if (modelo == "pf")
{
pr<-niche^k
chosen.niche<-sample(length(niche),size=1,prob=pr)
point.division<-runif(1)
}#end if "pf"
#-----
#MacArthur fraction model
#-----
if (modelo == "mf")
{
pr<-niche
chosen.niche<-sample(length(niche),size=1,prob=pr)
point.division<-runif(1)
}#end if "mf"
#-----
#Dominance decay model
#-----
if (modelo == "dd")
{
chosen.niche<-which(niche==max(niche))
point.division<-runif(1)
}#end if "dd"

new.niche1<-niche[chosen.niche]*point.division
new.niche2<-niche[chosen.niche]*(1-point.division)
niche<-c(niche[-chosen.niche],new.niche1,new.niche2)
}#end for (i in 1:(S[sp]-1))
}#end if (modelo != "ra")
#-----
#Random assortment model
#-----
if (modelo == "ra")
{
niche<-runif(1)
for (i in 1:S[sp])
{
Ni<-runif(1)*niche[i-1]
niche<-c(niche,Ni)
}#end for (i in 1:S[sp])

```

```
}#end ifelse (modelo == "ra")

niche<-sort(niche,decreasing=TRUE)
resultado[sp,1:S[sp]]<-niche
}#end for (sp in 1:n)
}#end if (any(S==1)==FALSE)

return(resultado)

}

#Fim da rotina #####
```

1b. Rotina de ajuste dos dados de abundância das espécies aos modelos estocásticos de Tokeshi (1990, 1996). Implementada de acordo com Bersier e Sugihara (1997), com as modificações sugeridas por Cassey e King (2001) e Mouillot *et al.* (2003).

Arquivo: fit_tokeshi.r

```
#Entrada
matriz: matriz de locais(linhas) por espécies (colunas), contendo os valores de abundância;
simulacoes: número de simulações;
K: valor do parâmetro k do modelo "Power-faction", utilizado somente quando model ="pf".
model: modelos estocásticos, "dp", "rf", "mf", "dd", "ra", "pf".

#Saída (em forma de lista)
pm: probabilidade de ajuste da média;
pv: probabilidade de ajuste da variância;
Dados: dados transformados em abundancia relativa e organizados em ordem decrescente por rank
      para cada réplica;
Tm: valor da estatística T para a média;
Tv: valor da estatística T para a variância;
media: valores da média observada por ranking (linha 1) e das médias simuladas (linhas 2 até a
última);
variância: valores da variância observada por ranking (linha 1) e das variâncias simuladas (linhas 2
até a última);
valores.simulados: matrix de dimensão L x C x S, onde L é o número de replicações, C o número de
rankings e S o número de simulações.

# Início da rotina #####

fit.tokeshi<-function(matriz,simulacoes=1,K=0,model="pf")
{
source('C:/...../Tokeshi.r') #Caminho para o arquivo 'Tokeshi.r'

#Transforma os dados em abundância relativa de espécies por ponto
#e as organiza em ordem decrescente
n<-nrow(matriz)
dados<-data.frame(matriz/apply(matriz,1,sum))
for (decr in 1:n)
{
  dados[decr,<-sort(as.matrix(dados[decr,]),decreasing=TRUE)
}

#Transforma em dados de Presença/Ausencia para cálculo do no. de espécies por ponto,
#retirando o no. de especies excedente.
dadospa<-dados
dadospa[dadospa>0]<-1
S<-apply(dadospa,1,sum)

#Matriz 'dados' com a abundância relativa de espécies por ponto em ordem decrescente
dados<-dados[,1:max(S)]
```

```

colnames(dados)<-paste("sp",c(1:ncol(dados)),sep="")

#-----
#Valor da média (Mobs) e variância (Vobs) para cada rank.
Mobs<-apply(dados,2,na.rm=T,mean)
Vobs<-apply(dados,2,na.rm=T,var)

#####
m<-array(0,dim=c(length(S),max(S),1))
Msim<-Vsim<-matrix(0,nrow=simulacoes,ncol=max(S))
for (i in 1:simulacoes){
  x<-tokeshi(S,modelo=model,k=K)
  Msim[i,<-mean(data.frame(x))
  Vsim[i,<-sd(data.frame(x))^2
  if (i==1)
  {
    m<-x
  }
  if (i>1)
  {
    m<-array(c(m,x),dim=c(length(S),max(S),i))
  }
}

#Calcula média e variância por especie (ranking), para cada simulação
#Agrupa média/variância observadas e simuladas
M<-rbind(Mobs,Msim)
V<-rbind(Vobs,Vsim)

#-----
# pp - Função que retorna a probabilidade de um valor de uma série
# de dados estar em um dos extremos da distribuição.
pp<-function(Data){ si<-1+length(which(Data<Data[1]))
  li<-1+length(which(Data>Data[1]))
  pmin<-min(c(((2*si)/(length(Data))),((2*li)/(length(Data)))))
  return(pmin)
}#end funtion pp

#-----

pmj<-pvj<-matrix(0,nrow=nrow(M),ncol=ncol(M))
for (z in 1:nrow(M))
{
  media<-rbind(M[z,],M[-z,])
  variancia<-rbind(V[z,],V[-z,])
  pmj[z,<-apply(media,2,pp)
  pvj[z,<-apply(variancia,2,pp)
}#end for x

#-----
#T global - Combina os valores de pi em uma estatística global segundo a
#fórmula T = -2*soma(log(pi)) - Fisher's (1954)
Tglobal<-function(data){ Tg<-2*sum(log(data));return(Tg) }
#-----

```

```

ToM<-apply(pmj,1,Tglobal)
ToV<-apply(pvj,1,Tglobal)
pTM<-(1+length(which(ToM>ToM[1])))/length(ToM)
pTV<-(1+length(which(ToV>ToV[1])))/length(ToV)
return(list(pm=pTM,pv=pTV,Dados=dados,Tm=ToM,Tv=ToV,media=M,variancia=V,valores.simulados=m)
)
}

```

```

#Fim da rotina #####

```

2. Algumas das espécies capturadas nos riachos de planície costeira da bacia do rio Itanhaém.



Deuterodon iguape



Hollandichtys multifasciatus



Hyphessobrycon reticulatus



Mimagoniates lateralis



Mimagoniates microlepis



Oligosarcus hepsetus



Gymnotus carapo



Gymnotus sylvius



Gymnotus pantherinus



Rivulus santensis



Crenicichla lacustris



Geophagus brasiliensis

*Trichomycterus* sp1*Trichomycterus* sp2*Trichomycterus* cf. *zonatus**Callichthys callichthys**Scleromystax barbatus**Scleromystax macropterus**Ancistrus* sp.*Kronichthys heylandi**Rineloricaria* aff. *latirostris*