

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CAMPUS DE SOROCABA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E CONSERVAÇÃO

Fernanda Ayumi Teshima

**ECOLOGIA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DO PARQUE ESTADUAL DO
JURUPARÁ (PEJU, SP)**

Sorocaba

2013

Fernanda Ayumi Teshima

Ecologia das assembleias de peixes do Parque Estadual do Jurupará (PEJU, SP)

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, campus de Sorocaba, como requisito obrigatório para a obtenção do título de Mestre em Diversidade Biológica e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Maurício Cetra

Sorocaba
2013

T337e Teshima, Fernanda Ayumi
Ecologia das assembleias de peixes do Parque Estadual de Jurupará (Peju, SP) / Fernanda Ayumi Teshima. -- Sorocaba, 2013.
69 f. : il. (color.) ; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, 2013

Orientador: Maurício Cetra

Banca examinadora: Miguel Petrere Junior, Lilian Casatti

Bibliografia

1. Peixe – Ribeira do Iguape, Rio (SP). 2. Ictiofauna. 3. Comunidades de peixes. I. Título. II. Sorocaba - Universidade Federal de São Carlos.

CDD 597

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca do *Campus* de Sorocaba.

FERNANDA AYUMI TESHIMA

**ECOLOGIA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES DO PARQUE
ESTADUAL DO JURUPARÁ (PEJU, SP).**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.
Universidade Federal de São Carlos.
Sorocaba, 13 de Setembro de 2013.

Orientador:

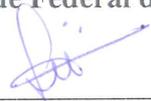


Prof. Dr. Maurício Cetra
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*

Examinadores:



Prof. Dr. Miguel Petrere Junior
Universidade Federal de São Carlos – *Campus Sorocaba*



Profa. Dra. Liliã Casatti
UNESP / São José do Rio Preto

Dedico este trabalho ao meu objeto de estudo, os riachos do Parque Estadual do Jurupará e todos os seus habitantes "peixísticos".

AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas estão envolvidas, direta ou indiretamente, na conclusão e no sucesso desta dissertação. Sendo assim, agradeço:

- ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional que me proporcionou, aos professores e funcionários pelo aprendizado e pelo apoio durante a jornada e à secretária do programa, Luciana Kawamura, por facilitar os processos burocráticos tão pacientemente e nos receber sempre com sorrisos e gentilezas;

- à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida;

- à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio financeiro concedido ao projeto "Estudo da integridade física e biótica de riachos das cabeceiras que cruzam a Mata Atlântica Sul de São Paulo" (processo #2009/53056-8), do qual a presente dissertação faz parte;

- ao meu orientador, Dr. Maurício Cetra, por acreditar na minha capacidade desde há muito tempo, por compartilhar seus conhecimentos de ecologia e estatística, por me receber em sua casa com a família e me dar esperanças de que no mundo ainda há pessoas com caráter e princípios;

- ao gestor do Parque Estadual do Jurupará, Rinaldo Aparecido da Cruz Campanhã, por permitir nosso acesso ao Parque e emprestar sua equipe para nos dar apoio nas coletas;

- ao prof. Dr. Francisco Langeani, pela identificação das espécies e por investir seu tempo e seu laboratório para nos ensinar a respeito de taxonomia;

- aos meus colegas do laboratório de ictiologia pelo suporte prático e teórico deste projeto, pela amizade que construímos ao longo das coletas, disciplinas, eventos e momentos de descontração;

- ao meu namorado Pedro, por confeccionar os mapas e pela eterna paciência diante das minhas crises;

- à minha família, pelo apoio incondicional.

RESUMO GERAL

O objetivo geral desta dissertação é entender as assembleias de peixes dos riachos de cabeceiras e pequeno porte do Parque Estadual do Jurupará, uma unidade de conservação de proteção integral do estado de São Paulo. Localizado entre outras quatro áreas protegidas, o parque possui função conectora e contribui para a conservação da Mata Atlântica do estado, além de contribuir para a proteção da bacia do Alto Rio Juquiá, inserida na bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape. Dez trechos de riachos (3ª a 5ª ordem) foram amostrados entre junho e dezembro de 2010. A ictiofauna foi coletada com equipamento de pesca elétrica, enquanto variáveis ambientais foram mensuradas em campo e com bases cartográficas da região. As variáveis ambientais consideradas de atuação local foram substrato grosso, diversidade de velocidades, proporção de mesohabitats (i.e, corredeiras, poções e rápidos), estabilidade das margens e sombreamento. As variáveis ambientais de atuação regional foram vegetação no entorno, área à montante do trecho amostrado, altitude e posição do riacho de acordo com a sub-bacia hidrográfica. As análises da estrutura das assembleias ícticas em função das variáveis ambientais foram divididas em dois capítulos, apresentados na forma de artigos científicos. O primeiro capítulo tratou de duas questões, (i) as diversidades α e β das assembleias de peixes dos riachos e (ii) padrões na composição de espécies em função das variáveis ambientais. Para analisar a primeira questão, aplicamos a relação multiplicativa proposta por Whittaker, utilizando a diversidade equivalente de Shannon, para calcular os componentes α e β e comparamos os valores obtidos com o esperado em um modelo nulo. Para a segunda questão, reduzimos o número de variáveis ambientais com uma PCA e os eixos mais significativos foram utilizados como variáveis preditoras em uma db-RDA, seguida do particionamento da variação da composição de espécies de acordo com cada variável significativa. As diversidades α e β dos riachos foram diferentes do esperado ao acaso e a variação na composição de espécies esteve relacionada a variáveis ambientais que atuam em diferentes escalas. A proporção de substrato grosso no canal e a estabilidade das margens contribuíram com 6% na variação da composição de espécies, enquanto que a posição do riacho de acordo com a sub-bacia contribuiu com 10%. Possivelmente, a baixa porcentagem de variação explicada pelo modelo pode ser justificada pela escala das variáveis selecionadas. Se a estruturação das assembleias de peixes seguir as previsões do modelo nulo da teoria de metacomunidades, é provável que variáveis relacionadas à topologia da bacia hidrográfica e às características intrínsecas das espécies sejam mais eficientes em explicar a organização espacial da fauna. No segundo capítulo, utilizamos dados de frequência de ocorrência, abundância média de indivíduos e representatividade em massa para identificar as espécies raras e mais comuns das assembleias. Paralelamente, utilizamos modelos

lineares de regressão múltipla para analisar a abundância de *Isbrueckerichthys epakmos* em função de variáveis ambientais locais. O interesse nessa espécie justifica-se por sua classificação como endêmica da bacia do Rio Ribeira de Iguape e ameaçada de extinção, segundo os critérios da IUCN. Cinco espécies foram muito abundantes e amplamente distribuídas nos riachos estudados, entre elas *I. epakmos*, cuja distribuição esteve fortemente relacionada à proporção de substrato grosso e poções e corredeiras. Oito espécies raras foram identificadas, sendo duas endêmicas da bacia do Rio Ribeira de Iguape, *Astyanax ribeirae* e *Neoplecostomus ribeirensis*. A elevada diversidade taxonômica e funcional observada indica que os riachos amostrados ainda apresentam integridade física capaz de sustentar a biota e, provavelmente, os processos ecológicos locais, apesar da presença dos represamentos no interior do parque que abastecem quatro pequenas centrais hidrelétricas.

Palavras-chave: Conservação, ictiofauna, Ribeira de Iguape, raridade, endemismo.

ABSTRACT

The general aim of this thesis is to understand the fish assemblages of headwater and small streams of Jurupará State Park, a protected area located in São Paulo State. Located among other four protected areas, the park functions as a connector and contributes to the conservation of the Atlantic Forest and Upper Juquiá River basin, located in the Ribeira de Iguape River basin. Ten stream reaches (3rd to 5th order) were sampled between June and December 2010. Ichthyofauna was collected with electrofishing equipment, while environmental variables were visually quantified during onsite surveys and with cartographic maps of the region. Local environmental variables consisted of coarse substrate, diversity of water velocity, proportion of mesohabitats (i.e., riffles, pools and runs), banks stability and shading. Regional environmental variables consisted of vegetation cover, catchment area, altitude and stream reach position according to sub-basin. Fish assemblages structure analyses according to environmental variables were divided into two chapters, presented as scientific papers. The first chapter analyzed two issues, (i) fish assemblages α and β components and (ii) patterns in species composition according to environmental variables. In order to approach the first issue, we used multiplicative partitioning of true diversities to calculate α and β components and compare them with expected values in a null model. The second issue was approached by reducing the number of environmental variables with PCA and using the most significant gradients as predictor variables in a db-RDA, followed by a species composition variation partitioning according to each significant variable. The α and β components observed were different from expected by chance and the variation in species composition was strongly related to environmental variables operating at different scales. The proportion of coarse substrate and bank stability contributed with 6% of species composition variation, while sub-basin contributed with 10%. Possibly, the low percentage of variation explained by the model can be justified by the scale of the environmental variables. If the structuring of fish assemblages follows the null metacommunity model predictions, then variables related to stream topology and species intrinsic characteristics are more likely to better explain the spatial organization of the fauna. In Chapter II, we used data of occurrence frequency, average abundance and biomass to identify rare and common species of the fish assemblages. Withal, we used linear multiple regression models to analyze the abundance of *Isbrueckerichthys epakmos* according to local environmental variables. The importance of this species relies on its classification as endemic in Ribeira de Iguape River basin and threatened, according to IUCN criterion. Five species were very abundant and widely distributed in the sampled reaches, including *I. epakmos*, whose distribution was strongly related to coarse substrate and proportion of riffles and runs. Eight rare species were identified, two of them

being also endemic of Ribeira de Iguape River basin, *Astyanax ribeirae* e *Neoplecostomus ribeirensis*. The elevated taxonomic and functional diversity observed indicates that the studied streams still hold physical integrity to support the biota and, probably, local ecological processes, despite the presence of impoundments that support four small dams installed inside the park.

Keywords: Conservation, ichthyofauna, Ribeira de Iguape, rarity, endemism.

SUMÁRIO

1. Introdução geral.....	12
2. Material e Métodos.....	14
2.1 Área de estudo e trechos de amostragem.....	14
2.2 Ictiofauna.....	15
2.3 Variáveis ambientais.....	16
3. Referências bibliográficas.....	19
Anexo.....	22

CAPÍTULO I - PARTICIONAMENTO DA DIVERSIDADE E DA VARIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE PEIXES DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DE UM *HOTSPOT* BRASILEIRO..... 25

1. Introdução.....	28
2. Material e Métodos.....	29
2.1 Área de estudo e trechos de amostragem.....	29
2.2 Coleta da ictiofauna e variáveis ambientais.....	30
2.3 Análise de dados.....	32
3. Resultados.....	34
4. Discussão.....	38
5. Conclusão.....	43
6. Referências bibliográficas.....	43

CAPÍTULO II - ESPÉCIES RARAS E COMUNS DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO EM UM *HOTSPOT* BRASILEIRO..... 48

1. Introdução.....	51
2. Material e Métodos.....	52
2.1 Área de estudo e trechos de amostragem.....	52
2.2 Coleta da ictiofauna e variáveis ambientais.....	54
2.3 Análise de dados.....	55
3. Resultados.....	57
4. Discussão.....	61
5. Considerações finais.....	65
6. Referências bibliográficas.....	66

1. Introdução geral

A fauna de peixes neotropicais representa 13% do total de espécies conhecidas de vertebrados, embora ocorra em menos de 0,003% (por volume) dos ecossistemas aquáticos do mundo (Vari & Malabarba, 1998). O aumento das demandas urbana, agrícola e industrial nas últimas décadas vem ocasionando alterações físicas e biológicas nos ecossistemas aquáticos naturais, resultando na diminuição da riqueza taxonômica e da diversidade funcional das assembleias biológicas (Walsh et al., 2005). No Brasil, as ameaças aos ecossistemas de água doce e à sua biota variam em número e importância de acordo com as regiões do país, devido à densidade populacional humana, ao uso do solo e às características sociais e econômicas predominantes em cada região. No sudeste, as principais ameaças para a biodiversidade aquática estão relacionadas às atividades de expansão das áreas urbanas, da indústria e da agricultura (Agostinho et al., 2005). Ainda que a preocupação com a perda da biodiversidade tenha aumentado nas últimas décadas, as unidades de conservação existentes raramente consideram dados referentes à biota aquática. Nesse cenário, é provável que muitas espécies de peixes desapareçam ou estejam ameaçadas de extinção antes mesmo de serem descritas e analisadas quanto às características básicas de sua história natural (Nogueira et al., 2010).

De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Brasil, lei n. 9.985, 18 de julho de 2000), o termo *conservação da natureza* compreende todo tipo de manejo da natureza, incluindo desde a proteção integral até a utilização sustentável e restauração. O objetivo é permitir a perpetuação das espécies e manutenção da biodiversidade e recursos naturais de forma sustentável. Uma das questões chave é identificar locais prioritários para conservação e essa tarefa depende de definições claras quanto aos alvos da conservação (e.g., espécies, comunidades biológicas, processos ecológicos). Uma forma de identificar locais prioritários é por meio do uso de indicadores ecológicos, cujas características qualitativas e/ou quantitativas refletem o estado de um sistema ecológico. Seu uso permite detectar e monitorar eventuais mudanças nesse sistema ao longo do tempo (Metzger & Casatti, 2006).

Neste sentido, os peixes apresentam diversas vantagens como indicadores ecológicos de degradação ambiental, além de possibilitarem estudos sobre uma ampla gama de questões fundamentais a respeito da organização das assembleias biológicas (Magurran et al., 2011). Devido à sua estreita relação com componentes ambientais do canal e do entorno (Casatti et al., 2009), os peixes permitem detectar fontes de poluição difusas e os efeitos de estressores no sistema biológico (Buss et al., 2003). Além disso, padrões de endemismo e influências históricas na distribuição e nos padrões de diversidade podem ser diferentes para as assembleias de peixes quando comparados a outros grupos taxonômicos, como aves e mamíferos (Nogueira et al., 2010). O mais interessante do

uso de peixes como indicadores é seu valor econômico, cultural e social, o que significa a possibilidade de conseguir apoio público na conservação desse grupo (e.g., denúncias de acontecimentos negativos relacionados às espécies ou aos corpos d'água) e influenciar diretamente as leis relativas ao uso da água para pesca e abastecimento humano (Jaramillo-Villa & Caramaschi, 2008).

Índices de diversidade de espécies, análises de composição e organização espacial das assembleias biológicas, medidas de raridade, endemismo e representatividade de espécies são algumas das ferramentas utilizadas na busca por locais prioritários para conservação. No entanto, o grau de conhecimento a respeito da fauna de peixes é desigual entre as regiões do país, principalmente devido à extensão da rede hidrográfica e da distribuição dos centros de pesquisa (Menezes et al., 2007). Diante desse cenário, o presente estudo visa o conhecimento acerca das assembleias ícticas do Parque Estadual do Jurupará, localizado na região de Mata Atlântica do estado de São Paulo e totalmente inserido na bacia do Rio Ribeira de Iguape. Esta bacia hidrográfica é uma das poucas da região sudeste com locais ainda bem preservados, graças às unidades de conservação estabelecidas nas últimas décadas (Oyakawa et al., 2006).

Esta dissertação que se apresenta a seguir está dividida em dois capítulos:

Capítulo 1 – Particionamento da diversidade e da variação da composição de espécies de peixes de uma unidade de conservação de um *hotspot* brasileiro

Neste capítulo, a variação na composição das assembleias de peixes é analisada em função de variáveis ambientais locais e regionais. Entender como as variáveis ambientais atuam, em diferentes escalas, na organização espacial das assembleias biológicas permite fazermos previsões a respeito da ocorrência espacial das espécies em um cenário futuro, diante de alterações ambientais provocadas por atividades humanas e mudanças climáticas. Estas informações podem subsidiar a criação de redes de áreas protegidas que sejam mais eficientes em longo prazo.

Capítulo 2 – Espécies raras e comuns de uma unidade de conservação em um *hotspot* brasileiro

Neste capítulo, identificamos as espécies raras e as mais comuns das assembleias de peixes utilizando três critérios: frequência de ocorrência, abundância numérica e em peso. Também modelamos a abundância de *Isbrueckerichthys epakmos*, uma espécie endêmica da bacia e ameaçada de extinção, a fim de explorarmos quais variáveis ambientais são responsáveis pela ocorrência de espécies endêmicas na área. Identificar espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção é uma tarefa importante para propor novas áreas protegidas, ou áreas complementares a uma rede de unidades de conservação já existente.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo e trechos de amostragem

A bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e Litoral Sul, correspondente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 11 – UGRHI 11, está localizada no sul do estado de São Paulo e totaliza mais de 25600 km² de área. Devido às suas condições de relevo, solo e clima, apenas 33% da área da bacia é adequada à agricultura, o que certamente contribui para limitar o crescimento populacional, que até 2007 contabilizava aproximadamente 365 mil habitantes, contra quase 40 milhões no estado de São Paulo. Embora a população urbana supere o contingente rural, alguns municípios ainda são predominantemente rurais, como Barra do Chapéu, Iporanga, Ribeira e Sete Barras (FUNDESPA, 2008).

Diferentemente de outras bacias hidrográficas do estado de São Paulo, a bacia do Rio Ribeira de Iguape ainda apresenta mais de 80% de cobertura vegetal natural, na qual ocorrem matas, capoeiras, vegetação de várzeas e restingas, mangues e campos. Sua riqueza natural está protegida por 11 unidades de conservação de proteção integral, sendo oito parques estaduais (PEs) e três estações ecológicas (EEs). Possui ainda seis unidades de uso sustentável, das quais três são áreas de proteção ambiental (APAs) e três são áreas de relevante interesse ecológico (ARIEs) (FUNDESPA, 2008).

O conjunto amostral consistiu em 10 trechos de riachos de 3^a a 5^a ordem, localizados no interior e na zona de amortecimento do Parque Estadual do Jurupará (PEJU), entre os municípios de Piedade, Ibiúna e Tapiraí (Figura 1 e Anexo).

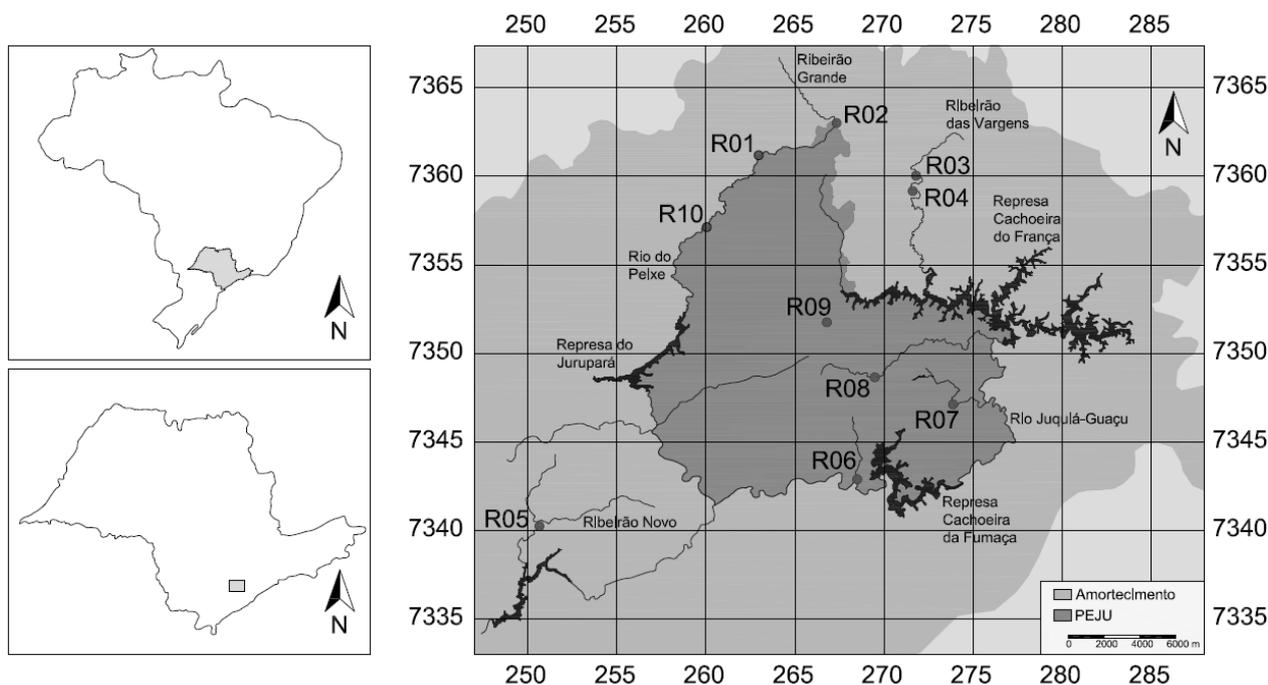


Figura 1: Localização dos trechos de riachos amostrados no interior e na zona de amortecimento do Parque Estadual do Jurupará, inserido na bacia do Rio Ribeira de Iguape, sul do estado de São Paulo.

A amostragem foi realizada de junho a dezembro de 2010. A estação seca foi escolhida devido às associações entre as assembleias de peixes e a estrutura ambiental se tornarem mais evidentes neste período (Pinto et al., 2006). Além disso, preferiu-se controlar o efeito da variação temporal, uma vez que o interesse do estudo é analisar padrões da organização das assembleias ícticas.

A padronização das amostras para coleta dos dados ambientais e biológicos foi espacial, estabelecendo-se uma distância de 75 metros a ser percorrida no sentido jusante-montante. O ponto de partida dentro do canal foi escolhido aleatoriamente, obedecendo-se apenas o critério de acessibilidade, em uma das margens, de forma a permitir o carregamento e a montagem do equipamento de pesca elétrica próximo ao corpo d'água.

2.2 Ictiofauna

Os peixes foram coletados por meio de pesca elétrica (Licença n° 13352-1 SISBIO/IBAMA/MMA e 260108-004.423/2010 SMA). Utilizou-se um gerador portátil a gasolina (Yamaha, modelo EF2600, 2.3 kVA, 60 Hz) ligado a um transformador de voltagem com entrada

de 200 V e saída de até 500 V. Ao transformador foram conectados dois puçás, os quais forneceram uma corrente contínua máxima de 2 A dentro da água (Cetra et al., 2009). A passagem da eletricidade foi realizada apenas uma vez em cada ocasião de coleta. Não foram utilizadas redes de contenção nos limites superior e inferior dos trechos.

Em campo, os animais foram imersos em formaldeído durante 72 horas para sua fixação. Posteriormente, em laboratório, os organismos foram lavados, identificados, medidos e pesados. Atualmente, os exemplares estão conservados em recipientes de vidro com álcool a 70%.

A identificação das espécies foi realizada primeiramente com base nos trabalhos de Oyakawa et al. (2006) e Menezes et al. (2007). A confirmação taxonômica ocorreu posteriormente pelo Prof. Dr. Francisco Langeani Neto e exemplares das espécies coletadas foram depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto (DZSJRP 13651-15339).

2.3 Variáveis ambientais

As variáveis ambientais medidas consistiram na composição do substrato do canal, estabilidade das margens, vegetação natural do entorno, variáveis morfométricas do canal e geomorfológicas da área.

As variáveis do canal foram proporção de substrato grosso (sg), diversidade de velocidades (H'_{vel}) e proporção de corredeiras e poções (pc). Este último componente foi estimado visualmente com base no número e nas dimensões de cada mesohábitat ao longo do trecho de 75 metros. O reconhecimento desses mesohabitats foi feito visualmente por suas características geomorfológicas e hidrológicas (Figura 2). Corredeiras geralmente são trechos mais rasos, com águas correntes em grande velocidade, apresentando quebras na superfície, e substrato de fundo com elementos grandes e irregulares. Poções constituem ambientes mais fundos, geralmente associados às margens, nos quais a velocidade da água é muito reduzida e o substrato apresenta elementos mais finos, que conferem menos estabilidade (Teresa & Casatti, 2012). Cada mesohábitat abriga grupos de espécies funcionalmente semelhantes entre si. Espécies bentônicas (i.e., que se posicionam próximas ao substrato) que se alimentam de perifiton ou invertebrados aquáticos geralmente são encontradas em corredeiras, que representam locais instáveis, nos quais os recursos alimentares não ficam disponíveis durante muito tempo. Já espécies onívoras e detritívoras, que se posicionam na coluna d'água, são encontradas mais comumente em poções (Teresa & Casatti, 2012). Dessa forma, riachos

com seqüências de mesohábitats diferentes devem abrigar uma fauna de peixes mais diversa, tanto em termos taxonômicos quanto funcionais.



Figura 2: Mesohábitats observados: corredeira (a), poção (b) e rápido (c). Fotos: Cetra, M.

Para calcular o substrato grosso, em primeiro lugar foram estabelecidos três transectos transversais, distantes 25 metros entre si. A cada 1 metro destes transectos avaliou-se visualmente a presença de folhas, galhos ou troncos, silte ($< 0,6$ mm), areia (0,6 a 2 mm), cascalho (2 a 6 mm), seixo (16 a 64 mm), matacão (64 a 256 mm) e bloco (> 256 mm) no fundo do canal. Cada elemento foi classificado nas categorias 1 (0 a 25%), 2 (26 a 50%), 3 (51 a 75%) ou 4 (76 a 100%) de acordo com a sua representatividade dentro de um quadrado de 1 m². A soma das porcentagens de galhos ou troncos, seixo, matacão e bloco resultou na variável substrato grosso (sg), que foi utilizada nas análises. Esses elementos foram agrupados por conferirem estabilidade ao substrato de fundo (Casatti et al., 2006) e refletirem maior heterogeneidade ambiental.

Para o cálculo de diversidade de velocidades (H'_{vel}), a velocidade da água (m/s) próxima ao substrato e a profundidade da coluna d'água (cm) foram medidas no centro de cada quadrado utilizado no procedimento anterior. Os equipamentos utilizados foram, respectivamente, um fluxômetro manual (modelo 2030 General Oceanics®, Miami, FL) e uma trena simples. As medidas de velocidade e profundidade de cada quadrado foram consideradas coordenadas de um ponto (x,y) em um sistema cartesiano, no qual a interseção das retas corresponde ao valor da mediana (de todas as medições) da velocidade e profundidade (Figura 3). Cada quadrante do sistema cartesiano representa um tipo de combinação de velocidade-profundidade no trecho de riacho: rápido-fundo (RF), lento-fundo (LF), lento-raso (LR) e rápido-raso (RR). O número de ocorrências (pontos) em cada quadrante foi utilizado para compor um índice de diversidade de Shannon para a velocidade (H'_{vel}), no qual a riqueza máxima é quatro (quatro quadrantes) e a abundância máxima é o número total de medições feitas em cada trecho de riacho.

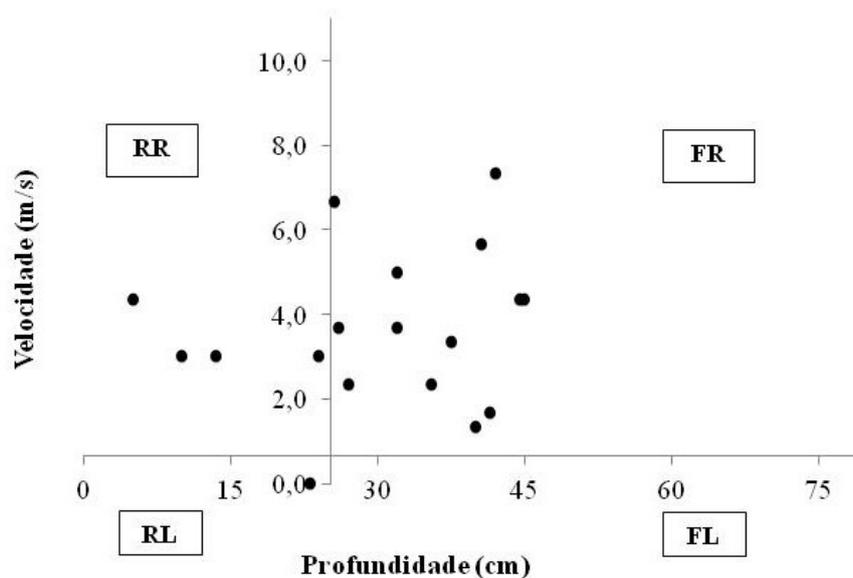


Figura 3: Sistema cartesiano montado para o cálculo da diversidade de velocidades (H'_{vel}). A interseção das retas ocorre na mediana da velocidade e profundidade. Os quatro quadrantes formados representam combinações de velocidade-profundidade (FR: fundo-rápido. FL: fundo-lento, RL: raso-lento, RR: raso-rápido). Para cada trecho de riacho as medições foram plotadas no gráfico. Nesse caso, os dados do trecho R05 foram utilizados para exemplo.

Por fim, o conjunto de variáveis do entorno consistiu na estabilidade das margens (em), sombreamento no canal (somb) e porcentagem de vegetação no entorno (veg) (Figura 4).

Para calcular a estabilidade das margens (em) avaliou-se, em primeiro lugar, a presença de vegetação, rochas, raízes, troncos, barranco e solo exposto ao longo de 1,5 m de extensão em ambas as margens, na direção dos três transectos estabelecidos anteriormente. A proporção de cada elemento foi estimada visualmente, a partir do contato com o canal. A porcentagem de cada elemento foi somada e recalculada proporcionalmente ao somatório total dos elementos. As porcentagens ajustadas de vegetação, rochas, raízes e troncos foram somadas e representaram a estabilidade das margens, variável que foi utilizada nas análises. Estes elementos foram escolhidos porque dificultam a entrada de sedimentos no canal e, conseqüentemente, diminuem o assoreamento do leito (Minatti-Ferreira & Beaumord, 2006).

Uma vez que não foi possível padronizar o horário das coletas em todos os trechos, a variável sombreamento (somb) foi estimada com base na porcentagem de dossel que encobria o canal em ambas as margens, na direção dos transectos transversais. As categorias de porcentagem de cobertura do dossel foram 1 = 0 a 25%, 2 = 26 a 50%, 3 = 51 a 75% e 4 = 76 a 100%. Ainda na direção dos mesmos transectos, estimou-se visualmente a porcentagem de vegetação natural ao longo de 30 metros de extensão em ambas as margens, a partir do contato com o canal. Por fim, as variáveis da bacia consistiram na área (A) (km^2) de drenagem a montante de cada trecho de coleta,

calculada com auxílio das bases cartográficas e o software AutoCAD Map 3D 2012 (Autodesk, Inc. 2011), e altitude no trecho de coleta (alt), medida em campo com GPS.

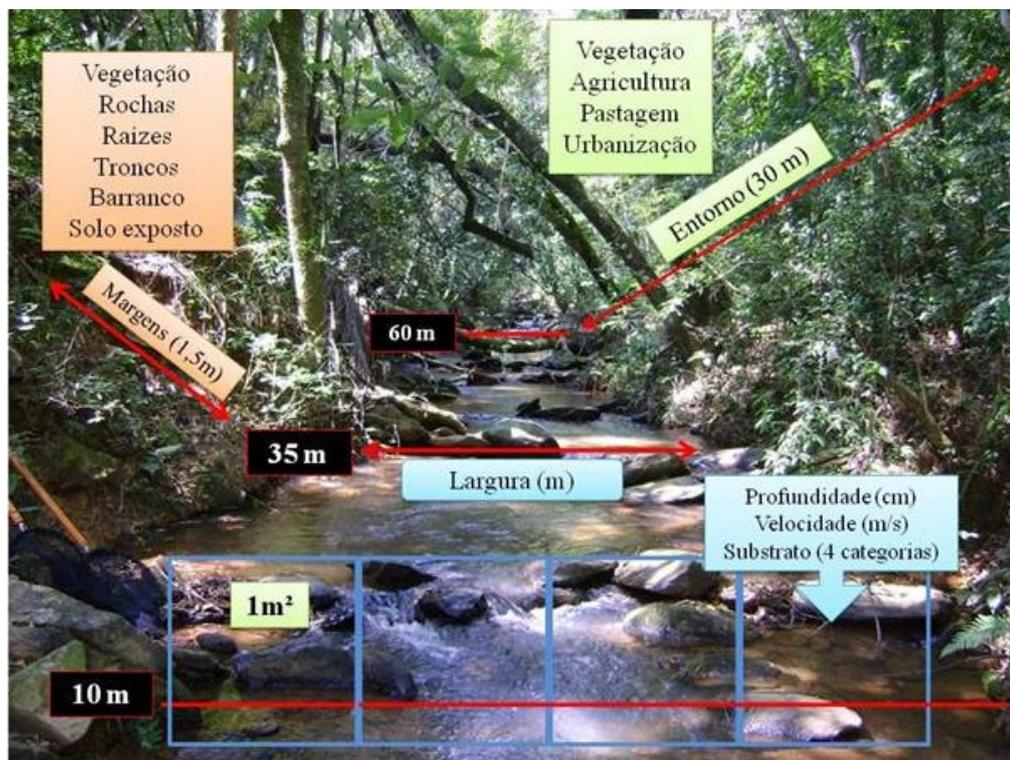


Figura 4: Esquema da coleta de dados ambientais nos trechos de riachos amostrados.

3. Referências bibliográficas

Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & L. C. Gomes, 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megadiversidade*, 1: 70-78.

Brasil, lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Coleção das Leis da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, v. 192, n. 7, p. 4917.

Buss, D. F., D. F. Baptista & J. L. Nessimian, 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, 19: 465-473.

Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho, 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.

Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira, 2006. Effects of physical degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, 38: 974-982.

Cetra, M., F. C. Ferreira & A. L. Carmassi, 2009. Caracterização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). *Biota Neotropica*, 9: 107-115.

FUNDESPA – Fundação De Estudos e Pesquisas Aquáticas, 2008. Plano diretor de recursos hídricos da Unidade de Gerenciamento nº 11 – Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul. Fundo Estadual de Recursos Hídricos, Registro, SP. Disponível em: www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-RB/847/planoribeira%20html.htm.

Jaramillo-Villa, U. & E. P. Caramaschi, 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 442-462.

Magurran, A. E., S. Khachonpisitsak & A. B. Ahmad, 2011. Biological diversity of fish communities: pattern and process. *Journal of Fish Biology*, 79: 1393-1412.

Menezes, N. A., S. H. Weitzman, O. T. Oyakawa, F. C. T. Lima, R. M. C. Castro & M. J. Weitzman, 2007. Peixes de Água Doce da Mata Atlântica - Lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Metzger, J. P. & L. Casatti, 2006. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. *Biota Neotropica*, 6, doi: 10.1590/S1676-06032006000200002.

Minatti-Ferreira, D. D. & A. C. Beaumord, 2006. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. *Health and Environmental Journal*, 7: 39-47.

Nogueira, C., P. A. Buckup, N. A. Menezes, O. T. Oyakawa, T. P. Kasecker, M. B. R. Neto & J. M. C. Silva, 2010. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *PLoS One*, 5:e11390. doi:10.1371/journal.pone.0011390

Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco, 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape. *Neotrópica*, São Paulo.

Pinto, P., M. Morais, M. Ilhéu & L. Sandín, 2006. Relationships among biological elements (macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna) for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia*, 566: 75-90.

Teresa, F. B. & L. Casatti, 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 433-442.

Vari, R. P. & L. R. Malabarba, 1998. Neotropical ichthyology: an overview. Em L. R. Malabarba, R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (eds.), Phylogeny and classification of Neotropical fishes. EDIPUCRS, Porto Alegre RS: 1-11.

Walsh, C. J., A. H. Roy, J. W. Feminella, P. D. Cottingham, P. M. Groffman & R. P. Morgan II, 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 706-723.

Anexo

Relação dos trechos de riachos amostrados e uma breve descrição.

Trecho (Município)	Descrição
 <p>R01: Ribeirão Grande (Piedade)</p>	<p>E 262958; N 7361193 5ª ordem Área: 34,16 km²</p> <p>Trecho com poucos poções, caracterizado por rápidos e corredeiras em proporção semelhante. Predominância de bloco e cascalho no substrato de fundo. Margens estáveis, com pouco solo exposto. Entorno sem sinais de intensa degradação ambiental. A vegetação ao redor fornecia 51-75% de sombreamento no canal.</p>
 <p>R02: Ribeirão da Ponte de Tábua (Ibiúna/Piedade)</p>	<p>E 267329; N 7363011 5ª ordem Área: 10,43 km²</p> <p>Trecho com poucos poções e corredeiras, predominância de rápidos. Areia foi o item mais abundante do substrato, seguido de seixos e blocos. Margens com pouca vegetação e alguns sinais de perda de matéria orgânica. Entorno caracterizado por vegetação com estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo, que forneciam 51-75% de sombreamento no canal.</p>
 <p>R03: Ribeirão das Vargens (Ibiúna)</p>	<p>E 271794; N 7360032 4ª ordem Área: 11,21 km²</p> <p>Poucos poções e corredeiras, predominância de rápidos. Bloco, matacão e cascalho foram itens predominantes no substrato. No início do trecho as margens aparentavam instabilidade (com sinais recentes de perda de matéria orgânica), entorno com sinais de degradação e canal com menos de 25% de sombreamento. O restante do trecho apresentava margens estáveis, bastante rochosas e com vegetação densa no entorno, que conferia sombreamento de até 75%.</p>
 <p>R04: Ribeirão das Vargens (Ibiúna)</p>	<p>E 271602; N 7359168 4ª ordem Área: 20,68 km²</p> <p>Trecho com predominância de rápidos. Substrato diversificado, com predomínio de blocos e cascalho, seixo e matacão em menor quantidade, folhas e galhos próximos às margens. Margens com raízes, troncos e vegetação. Alguns sinais de perda recente de matéria orgânica. Entorno com vegetação densa e pouco degradada, que conferia mais de 75% de sombreamento no canal.</p>

	<p>E 250647; N 7340248 4ª ordem Área: 31,27 km²</p> <p>Trecho com poucos poções e corredeiras, predomínio de rápidos. Substrato diversificado, com predomínio de bloco, matacão e seixos, cascalho em menor quantidade. Areia, folhas e galhos geralmente próximos às margens. Margens com algumas rochas, porém maior presença de vegetação, raízes e barranco, com alguns sinais recentes de perda de matéria orgânica. Vegetação do entorno com estrato arbóreo menos representativo do que o herbáceo e arbustivo. Menos de 50% de sombreamento no canal.</p>
	<p>E 268486; N 7342900 3ª ordem Área: 3,47 km²</p> <p>Trecho com poucos poções, alguns rápidos e predomínio de corredeiras. Substrato rochoso, com predomínio de blocos. Matacão, seixo e cascalho em pouca quantidade e areia próxima às margens, as quais também se apresentavam bastante rochosas, com alguma vegetação, raízes e poucos troncos, sem sinais recentes de perda de matéria orgânica. Vegetação de entorno densa e sem sinais de degradação, com estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo. Mais de 90% do canal sombreado.</p>
	<p>E 273868; N 7347128 3ª ordem Área: 4,32 km²</p> <p>Trecho com poucos poções e corredeiras, predomínio de rápidos. A primeira metade do percurso apresentava substrato com muitos blocos e pouca areia, margens rochosas, com barranco e troncos, vegetação no entorno sem sinais fortes de degradação e mais de 75% do canal sombreado. A segunda metade apresentava substrato com partículas mais finas, predominância de cascalho seguido de areia, margens menos estáveis, com barrancos e pouca vegetação, entorno com estratos herbáceo e arbustivo mais representativos do que o estrato arbóreo, menos de 25% do canal sombreado.</p>
	<p>E 269477; N 7348656 4ª ordem Área: 6,25 km²</p> <p>Trecho com poucos poções e corredeiras, predomínio de rápidos. Substrato pouco diversificado, areia em maior quantidade e alguns blocos. Margens instáveis com pouca vegetação, predomínio de barranco e solo exposto e alguns sinais recentes de perda de matéria orgânica. A primeira metade do percurso apresentava vegetação no entorno que conferia até 50% de sombreamento no canal. O restante do canal com 100% de luminosidade.</p>



R09: Ribeirão dos Bagres
(Ibiúna)

E 266781; N 7351759

4ª ordem

Área: 12,56

Trecho rápido, sem poções ou corredeiras. Substrato pouco diversificado, cascalho e areia foram itens predominantes. Margens instáveis, com barranco e solo exposto, pouca vegetação e sinais recentes de perda de matéria. Entorno com clareiras, vegetação pouco densa, estrato arbóreo menos representativo do que herbáceo e arbustivo. Praticamente 100% de luminosidade incidente no canal.



R10: Rio do Peixe
(Piedade)

E 260047; N 7357129

5ª ordem

Área: 57,74 km²

Trecho rápido, sem poções ou corredeiras. Substrato rochoso, com predomínio de matacão, seixo e cascalho, alguns blocos, areia próximo às margens, que aparentavam estabilidade, com vegetação, raízes e sem sinais de perda de matéria orgânica. Vegetação de entorno com poucos sinais de degradação, sombreamento superior a 75%. As estruturas de madeira dentro do canal que sustentavam a ponte representavam um diversificador de habitats, pois acumulavam troncos, galhos e folhas.

CAPÍTULO I

PARTICIONAMENTO DA DIVERSIDADE E DA VARIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES DE PEIXES DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DE UM *HOTSPOT* BRASILEIRO

RESUMO

Particionamos a diversidade de espécies de peixes de riachos de cabeceiras e de pequeno porte de uma unidade de conservação da Mata Atlântica no sudeste brasileiro a fim de detectarmos encontrarmos variáveis ambientais relacionadas aos padrões espaciais observados. Usamos o método de particionamento multiplicativo de diversidade equivalente (*multiplicative partitioning of true diversities*) para comparar as diversidades α e β observadas com os valores esperados em um modelo nulo. Usamos uma PCA para reduzir o número de variáveis ambientais e encontramos dois eixos que representam gradientes dos riachos amostrados. O segundo gradiente (PC2), relacionado à proporção de substrato grosso e estabilidade das margens, foi utilizado como variável preditora em um modelo multivariado proposto para explicar a variação na composição de espécies. A localização dos riachos de acordo com a sub-bacia foi uma variável regional também incluída no modelo. A variação na composição de espécies em função dessas variáveis ambientais foi analisada com uma db-RDA seguida do particionamento da variação dos dados de acordo com cada termo do modelo. As variáveis locais (PC2) explicaram 6% da variação na composição de espécies, enquanto a variável regional (sub-bacia) explicou 10%. Uma explicação para a baixa porcentagem explicada pelo modelo é que as assembleias de peixes estruturam-se de acordo com as previsões do modelo nulo da teoria de metacomunidades, aliadas à influência da topologia da bacia hidrográfica.

Palavras-chave: Peixes de água doce, metacomunidades, particionamento da diversidade, Parque Estadual do Jurupará.

ABSTRACT

Diversity of headwater and small stream reaches fishes of an Atlantic Forest protected area in southeastern Brazil was partitioned in order to identify environmental variables related to observed spatial patterns. We used multiplicative partitioning of true diversities to compare α and β components with values expected in a null model. We also used PCA to reduce the number of environmental variables and found two axes that separated the sampled reaches. The second axis (PC2), related to the proportion of coarse substrate and banks stability, was used as predictor variable in a multivariate model proposed to explain the variation in species composition. The position of stream reaches according to sub-basin was a regional variable included in the model. We used db-RDA followed by variation partitioning to quantify the variation in species composition explained by each significant term. Local variables (PC2) contributed with 6% in species composition variation, while regional variables (sub-basin) contributed with 10%. The low percentage of variation explained may be due to environmental and biotic attributes other than those considered in this study. An alternative hypothesis is that fish assemblages are structured according to null metacommunity model predictions, coupled with stream topology influences.

Keywords: Freshwater fish, metacommunities, diversity partitioning, Jurupará State Park.

1. Introdução

A fauna de peixes da região neotropical é considerada a mais rica de todos os continentes, com estimativas que variam de 6000 a 8000 espécies de água doce (Reis et al., 2003). O Brasil é o país que mais contribui para essa riqueza de espécies, com 2587 espécies de peixe de água doce registradas até 2007 (Menezes et al., 2007). Nesse contexto, os riachos de cabeceira e pequeno porte podem contribuir fortemente para a diversidade de espécies, ainda que a diversidade local (diversidade α) seja baixa. Isto é possível devido à elevada variação na diversidade entre riachos, ou seja, elevada diversidade β (Finn et al., 2011).

A diversidade β reflete diferenças na composição ou riqueza de espécies entre assembleias biológicas locais (Freestone & Inouye, 2006). Para riachos de cabeceira e de pequeno porte variações espaciais na estrutura das assembleias ícticas podem estar associadas a processos evolutivos (e.g., especiação) e fatores regionais, principalmente a distância entre corpos d'água (Hepp et al., 2012). Em riachos de cabeceira e de pequeno porte, estes fatores juntamente com a instabilidade do sistema (Schlosser, 1990), a estreita relação da fauna de peixes com o ecossistema terrestre adjacente e a heterogeneidade de habitats do canal (Casatti et al., 2006; Meyer et al., 2007) limitam a dispersão das espécies entre os corpos d'água e ocasionam pressões seletivas ambientais diferentes entre os riachos. Como resultado, é comum observar um padrão de baixa diversidade α e elevada diversidade β , enquanto o inverso ocorre para riachos de médio e grande porte (Finn et al., 2011).

Entender os padrões espaciais de diversidade de espécies é fundamental tanto do ponto de vista teórico quanto prático, especialmente para a conservação de ecossistemas naturais (Freestone & Inouye, 2006). Variações na diversidade α e β entre locais e ao longo do tempo são naturais, decorrentes da própria variação natural das assembleias biológicas. No entanto, monitorar esses dois componentes pode revelar oscilações temporais fora dos limites normais, que por sua vez podem refletir impactos no ecossistema decorrentes de atividades humanas (Bevilacqua et al., 2012). Dessa forma é possível detectar locais prioritários para conservação, por exemplo, regiões com declínio na diversidade β .

Estudos baseados no particionamento da diversidade regional dependem de informações básicas a respeito da estrutura das assembleias biológicas (e.g., composição e riqueza de espécie), além de dados de ocorrência espacial das espécies. Contudo, essas informações ainda são escassas para a maioria das bacias hidrográficas brasileiras, mesmo aquelas localizadas nas regiões de maior concentração dos centros de pesquisa, como a região sudeste. As bacias hidrográficas localizadas na região sudeste também são as que mais sofrem ameaças de degradação ambiental, decorrentes da

expansão dos centros urbanos e da agricultura (Menezes et al., 2007). Diante desse cenário, o presente estudo busca contribuir para o conhecimento acerca das assembleias ícticas de uma unidade de conservação da Mata Atlântica localizada no sudeste do Brasil.

Geramos um modelo nulo para testar a hipótese inicial de que, assim como a maioria das assembleias biológicas, as espécies da fauna íctica não se organizam aleatoriamente no espaço. Em seguida testamos a hipótese de que as assembleias de peixes são estruturadas por variáveis que atuam em diferentes escalas, regional e local. Buscamos variáveis ambientais mais correlacionados à organização da ictiofauna e sugerimos um modelo multivariado para a distribuição das espécies. Este modelo foi testado e, a partir dos resultados encontrados, buscamos explicar a relação desses componentes, biológico e ambiental, com os padrões da fauna observados.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo e trechos de amostragem

Dez trechos de riachos, de 3ª a 5ª ordem, foram amostrados durante o período de junho a dezembro de 2010. A padronização das amostras foi espacial, sendo que cada trecho de riacho apresentou 75 m de extensão. Segundo Oyakawa et al. (2006), uma distância entre 50-100 m é suficiente para amostrar os principais mesohabitats (i.e., poções, corredeiras e rápidos) e diversos microhabitats (e.g., profundidades, tipos de substrato, velocidade da água) de riachos tropicais.

Os trechos de riachos estão localizados no interior do Parque Estadual do Jurupará (PEJU) e em sua zona de amortecimento (Figura 1). O parque é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, localizada no sudeste do Brasil. O parque apresenta uma localização estratégica ao lado de outras quatro áreas de preservação ambiental, que contribuem para a manutenção da Mata Atlântica do estado de São Paulo. Com mais de 26200 hectares de área preservada, o PEJU apresenta quatro principais formações florestais diferentes e 587 espécies de vertebrados registrados até 2010 (São Paulo, 2010). Não obstante a existência de áreas degradadas devido à agricultura e à ocupação humana em alguns locais, as taxas de endemismo no PEJU são elevadas e é possível encontrar uma alta diversidade de espécies nativas nos riachos pouco degradados (São Paulo, 2010).

Diante da heterogeneidade dos ambientes aquáticos do parque, os trechos de riachos amostrados foram selecionados de modo a compreender ambientes pouco degradados. Nenhum dos

riachos estudados apresentou alterações ambientais óbvias, como homogeneidade do substrato de fundo e remoção, ou homogeneização, da vegetação ripária.

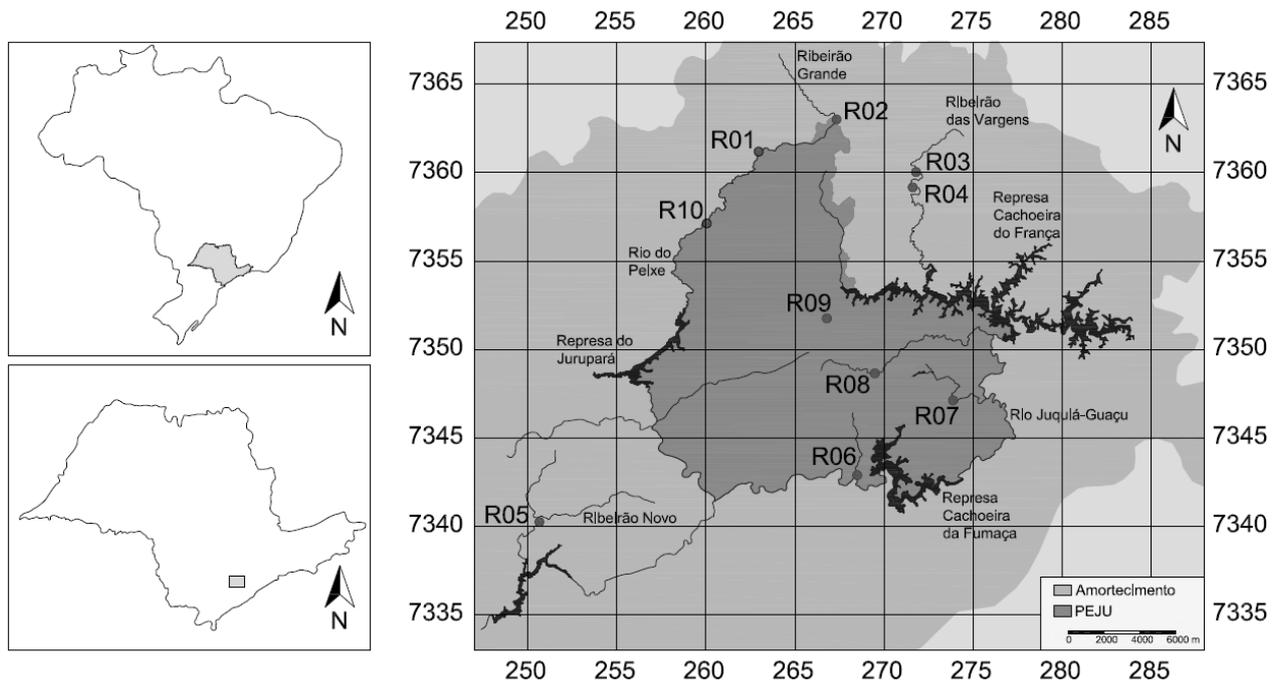


Figura 1: Trechos de riachos amostrados no interior e na zona de amortecimento do Parque Estadual do Jurupará, uma unidade de conservação de proteção integral da Mata Atlântica sul do estado de São Paulo, Brasil.

2.2 Coleta da ictiofauna e variáveis ambientais

A ictiofauna foi coletada utilizando-se equipamento de pesca elétrica, que consistiu em um gerador portátil a gasolina (Yamaha, modelo EF2600, 2.3 kVA, 60 Hz) ligado a um transformador de voltagem. Uma única passagem foi realizada no sentido jusante-montante, sem a utilização de redes de contenção. Todos os exemplares coletados, anestesiados pela corrente elétrica, foram fixados em formol durante 72 horas e, em seguida, preservados em etanol 70%. A identificação até o nível de espécie foi realizada com base em chaves taxonômicas e confirmada pelo prof. Dr. Francisco Langeani, da Universidade Estadual Paulista de São José do Rio Preto (colocar sempre a referência do pesquisador). Lotes das espécies coletadas estão depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto.

Medimos variáveis físicas do canal e do entorno (i.e., composição do substrato, composição das margens, cobertura vegetal no entorno, sombreamento no canal), além de variáveis geomorfológicas e morfométricas. Essas variáveis foram consideradas em dois conjuntos, que assumimos representar duas escalas diferentes de influência do ambiente sobre a estruturação da ictiofauna. As variáveis do substrato, das margens, morfométricas do canal e o sombreamento foram consideradas variáveis de atuação local, enquanto características físicas do entorno e variáveis geomorfológicas foram consideradas variáveis regionais (Tabela 1).

As variáveis regionais consistiram na altitude, área de drenagem à montante do trecho amostrado e porcentagem de vegetação natural dentro de um entorno de 30 m. A altitude foi medida em campo com GPS, enquanto a área foi calculada com auxílio do software AutoCAD Map 3D 2012 (Autodesk, Inc. 2011) utilizando-se as bases cartográficas da região. A porcentagem de vegetação natural no entorno foi calculada visualmente na direção de três transectos transversais, equidistantes entre si, estabelecidos para guiar também a medição das variáveis locais. Para avaliar a composição das margens, quantificamos visualmente a proporção de vegetação, rochas, raízes, troncos, barranco e solo exposto dentro de uma distância de 1,5 m das margens, a partir do contanto com o canal, na direção dos transectos estabelecidos. As proporções de vegetação, rochas, raízes e troncos foram somadas em uma única variável, estabilidade das margens (em), a qual foi utilizada na análise dos dados. Margens estáveis são importantes porque dificultam a entrada de sedimentos no canal e, conseqüentemente, impedem o assoreamento do leito (Minatti-Ferreira & Beaumord, 2006).

Dentro do canal, na direção dos mesmos transectos, quantificamos o sombreamento ao analisar visualmente a proporção de dossel que encobria o canal. Para a composição do substrato, quantificamos visualmente a proporção de folhas, galhos, silte, areia, cascalho, seixo, matacão e bloco no substrato a cada 1 m na extensão da largura do canal na direção dos transectos estabelecidos. As proporções de galhos, seixos, matações e blocos foram somadas em uma única variável, substrato grosso (sg), o qual está relacionado à estabilidade do substrato do fundo e à heterogeneidade de microhábitats no canal (Casatti et al., 2006). Juntamente à análise do substrato, em cada quadrado medimos a profundidade e a velocidade da água próxima ao fundo. Os equipamentos utilizados foram uma trena simples e um fluxômetro manual (modelo 2030 General Oceanics®, Miami, FL). Essas medidas de profundidade e velocidade da água foram combinadas em uma única variável, diversidade de velocidades (H'_{vel}). Para calcular esta variável, consideramos cada dado de profundidade e velocidade como um ponto em um sistema cartesiano, no qual a medida de profundidade representa seu valor no eixo x e a medida de velocidade representa seu valor no eixo y . Neste sistema, a intersecção das retas corresponde à mediana (de todas as

medições) da velocidade e profundidade. Cada quadrante deste sistema cartesiano representa um tipo de combinação de profundidade-velocidade: fundo-rápido (FR), fundo-lento (FL), raso-lento (RL) e raso-rápido (RR). Para cada trecho de riacho, o número de ocorrências em cada quadrante foi utilizado para compor um índice de diversidade de Shannon para a velocidade (H'_{vel}), no qual a riqueza máxima é quatro (quatro quadrantes) e a abundância máxima é o número total de medições feitas.

Por fim, ao longo dos trechos de riacho também quantificamos a proporção de poções, corredeiras e trechos rápidos. Somamos as proporções de poções e corredeiras (pc) pois cada mesohábitat abriga grupos de espécies funcionalmente semelhantes entre si (Teresa & Casatti, 2012), portanto trechos de riachos com sequências de mesohábitats diferentes devem abrigar uma fauna mais diversa.

Tabela 1: Variáveis locais e regionais registradas para os trechos de riachos amostrados no Parque Estadual do Jurupará, Brasil.

Escala	Abreviação	Variável
Local	Sg	porcentagem somada de galhos, seixos, matacão e bloco no substrato
	Em	porcentagem somada de vegetação, rochas, raízes e troncos nas margens
	H'_{vel}	diversidade de combinações profundidade-velocidade (índice de Shannon)
	Pc	porcentagem de poções e corredeiras ao longo dos 75 m de riacho amostrados
	Somb	porcentagem de dossel que encobria o canal
Regional	Veg	porcentagem de vegetação em um entorno de 30 m ao redor do trecho amostrado
	Area	área à montante do trecho de riacho amostrado (km ²)
	Alt	altitude no trecho de riacho amostrado (m)
	Bacia	posição do riacho em relação à sub-bacia (A ou B)

2.3 Análise de dados

Para testar a primeira hipótese, de que a estrutura das assembleias ícticas não ocorre ao acaso, comparamos os valores obtidos de α e β com o esperado em um modelo nulo de distribuição das espécies, gerado por meio de aleatorização da matriz de observações (1000 permutações). Neste procedimento os indivíduos de cada espécie são aleatoriamente redistribuídos entre as amostras, de maneira a preservar a frequência relativa original das espécies e o tamanho das amostras (i.e., a soma das linhas [espécies] e colunas [trechos] mantém-se constante, Freestone & Inouye, 2006).

Para cada conjunto de dados gerado ao acaso são calculados os componentes α e β , sendo que a significância estatística de cada componente da diversidade foi obtida pela proporção de valores nulos maiores ou menores que os valores observados (Suurkuukka et al., 2012). Usamos o método de particionamento multiplicativo de diversidade equivalente (*multiplicative partitioning of true diversities*), utilizando o número de Hill ($D_{H'} = \exp(H')$), para calcular os componentes α e β das assembleias ícticas (Jost, 2007). Escolhemos este índice porque permite particionar a diversidade em componentes α e β independentes quando o tamanho das amostras é desigual (Jost, 2007). Sendo γ a diversidade total observada nos trechos de riachos amostrados e α a diversidade média local, o componente β foi calculado por γ/α .

Para testar a segunda hipótese, avaliamos a importância relativa das variáveis ambientais na variação espacial da composição de espécies das assembleias de peixes. Para este fim usamos uma análise de redundância combinada à seleção de modelos e um procedimento de particionamento da variação. Iniciamos com uma análise de componentes principais (PCA) de correlação aplicada à matriz dos dados ambientais, a fim de reduzir o número de variáveis e encontrar os gradientes ambientais mais importantes entre os trechos de riachos. A análise de redundância baseada em um índice de distância (*distance-based redundancy analysis*, db-RDA) foi adotada para verificar o quanto da variação na estrutura das assembleias ícticas foi explicada pelos gradientes ambientais (Legendre & Anderson, 1990; McArdle & Anderson, 2001). A db-RDA pode ser entendida como uma extensão de uma regressão múltipla que adota uma variável resposta y e múltiplas variáveis preditoras x para uma regressão múltipla que envolve múltiplas variáveis resposta (e.g., muitas espécies) e uma matriz de variáveis preditoras em comum (Peres-Neto et al., 2006).

Nesta análise, a matriz de abundâncias das espécies foi transformada em uma matriz de distâncias com o índice de Hellinger, por minimizar o efeito de muitos zeros na matriz de abundâncias, uma característica comum dos dados biológicos (Siqueira et al., 2011). Essa matriz de distâncias então foi submetida a uma PCA e os autovalores gerados foram utilizados como variável resposta na análise de redundância (Legendre & Gallagher, 2001), enquanto as variáveis preditoras consistiram nos dois primeiros eixos da PCA e a posição dos riachos de acordo com a sub-bacia (trechos de riachos R03, R04, R07, R08 e R09 pertencem à sub-bacia A e R01, R02, R05, R06 e R10 pertencem à sub-bacia B). A vantagem da db-RDA é exatamente sua independência dos pressupostos de normalidade (i.e., é um método não paramétrico), pois a significância do modelo é conferida por meio de permutações da matriz original (1000 permutações) que geram uma distribuição nula dos dados (Legendre & Anderson, 1990). O particionamento da variação dos dados biológicos foi realizado com os termos significativos do modelo multivariado.

Todas as análises descritas foram realizadas no software R (R Development Core Team 2011) com funções presentes no pacote *vegan* (Oksanen et al., 2010). Para o particionamento da diversidade foi utilizada a função *multipart*, para a PCA dos dados ambientais foi utilizada a função *princomp* (do pacote *stats*) e para a db-RDA foram utilizadas *rda*, *anova* para verificar quais variáveis preditoras foram significativas ao modelo e *varpart* para particionar a variação da matriz de abundâncias de acordo com as variáveis preditoras significativas.

3. Resultados

Os trechos de riachos amostrados apresentaram profundidade média de 27,5 cm (dp = 14,62 cm, n = 10) e velocidade média da água no fundo de 2,0 m/s (dp = 2,35 m/s, n = 10). O substrato predominante variou de areia a blocos e matacões, as margens apresentaram-se estáveis, com poucos sinais de perda de material para o leito. Os trechos R08 e R09 apresentaram porções das margens sem vegetação, rochas ou troncos, o que deve conferir certa instabilidade. Estes mesmos trechos de riachos, juntamente com R07, apresentaram vegetação do entorno com poucas espécies arbóreas, o que se refletiu nas porcentagens de sombreamento do canal menores que 50%. Apesar de alguns trechos estarem próximos de estradas vicinais de acesso ao parque, nenhum deles foi classificado como riacho antropizado ou urbanizado, pois não havia construções ou atividades humanas ao redor que pudessem afetar diretamente a integridade física ou química dos riachos.

No total foram coletados 1006 indivíduos pertencentes a 25 espécies distribuídas em 10 famílias e seis ordens. Characiformes foi a ordem mais abundante, com 431 indivíduos capturados (42%), seguida de Siluriformes com 238 (23%), Cyprinodontiformes com 189 (18%), Gymnotiformes com 119 (11%), Perciformes com 28 (2%) e Cypriniformes com apenas um exemplar (Tabela 2).

Tabela 2: Espécies coletadas e suas respectivas famílias e ordens, segundo a classificação de Nelson (2006). N_{sp}: abundância da espécie, DZSJRP: número de tombo na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto, N_T: abundância total observada. 'Espécie não descrita, classificada com base no trabalho de Oyakawa et al. (2006).

Ordem/Família/Espécie	N _{sp}	DZSJRP
Cypriniformes		
COBITIDAE		
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	1	-
Characiformes		
CRENUCHIDAE		
<i>Characidium lanei</i> Travassos, 1967	17	13680
<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	173	13659
CHARACIDAE		
<i>Astyanax ribeirae</i> Eigenmann, 1911	1	15338
' <i>Astyanax</i> sp.1	122	13672
' <i>Astyanax</i> sp.2	7	13671
<i>Bryconamericus microcephalus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	1	15335
<i>Deuterodon iguape</i> Eigenmann, 1907	80	13700
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	25	13652
ERYTHRINIDAE		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5	13683
Siluriformes		
TRICHOMYCTERIDAE		
<i>Ituglanis proops</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	7	13669
<i>Trichomycterus zonatus</i> (Eigenmann, 1918)	34	13668
LORICARIIDAE		
<i>Harttia kronei</i> Miranda Ribeiro, 1908	5	13697
<i>Hisonotus</i> sp.	6	13688
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	12	13692
<i>Isbrueckerichthys epakmos</i> Pereira & Oyakawa, 2003	153	13658
<i>Neoplecostomus ribeirensis</i> Langeani, 1990	2	13696
<i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	3	13651
HEPTAPTERIDAE		
<i>Pimelodella transitoria</i> Miranda Ribeiro, 1907	1	13704
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	15	13685
Gymnotiformes		
GYMNOTIDAE		
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	117	13684
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	2	13657
Cyprinodontiformes		
POECILIIDAE		
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	189	13699
Perciformes		
CICLHIDAE		
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	3	13654
<i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911	25	13660
N_T	1006	

O particionamento da diversidade corroborou a primeira hipótese, de que a organização espacial das assembleias não ocorre ao acaso, uma vez que os valores de diversidade α e β foram diferentes do esperado no modelo nulo. A diversidade α observada foi menor que o esperado ao acaso, enquanto a diversidade β observada foi maior que o esperado ao acaso (Figura 2). Os componentes α e β contribuíram quase na mesma proporção para a diversidade total, sendo que α contribuiu 60% e β contribuiu 40%.

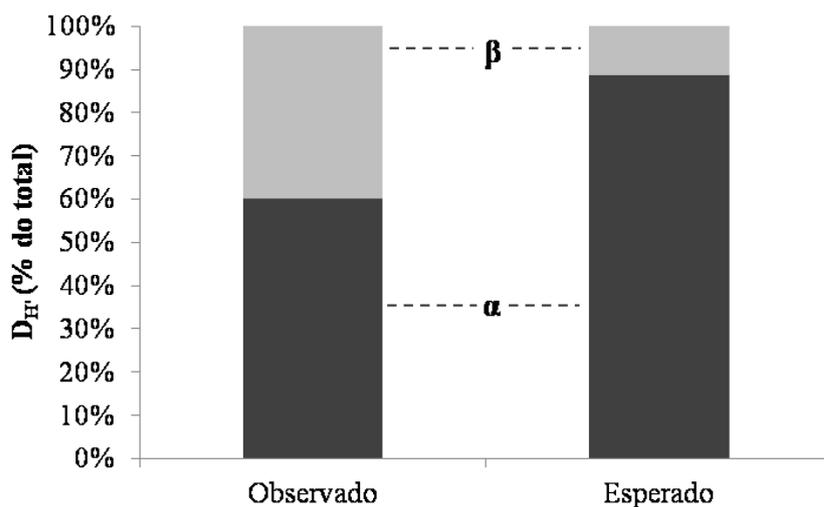


Figura 2: Particionamento multiplicativo da diversidade γ em seus componentes α e β , representados proporcionalmente em relação a γ . α é a diversidade média em cada trecho de riacho, calculada pelo número equivalente de Shannon ($\exp(H')$) e β é a variação de diversidade entre as assembleias, calculada por γ/α .

Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 66% da variação ambiental entre os trechos de riachos. O primeiro gradiente (PC1, 40,3%) esteve fortemente associado à diversidade de velocidades, vegetação no entorno, sombreamento no canal e proporção de poções e corredeiras. O segundo eixo do gradiente ambiental (PC2, 25,7%) esteve fortemente associado à estabilidade das margens e à proporção de substrato grosso (Tabela 3).

Tabela 3: Resultados da análise de componentes principais utilizando as variáveis ambientais para os eixos 1 e 2 (PC1 e PC2, respectivamente). Correlação das variáveis utilizadas para interpretação dos gradientes (correlação maior que 60%) está em negrito.

	PC1	PC2
Autovalores	3,23	2,06
% de explicação	40,3	25,7
% acumulada	40,3	66,0
Variável	PC1	PC2
Substrato grosso	0,34	0,84
Estabilidade das margens	0,45	0,66
Diversidade de velocidades (H'_{vel})	0,81	-0,36
Poções e corredeiras	0,60	0,51
Sombreamento no canal	0,77	0,11
Vegetação no entorno	0,80	-0,39
Área a montante	-0,42	0,50
Altitude	-0,56	0,27

O primeiro modelo multivariado proposto para explicar a distribuição das espécies de peixes contemplou as duas variáveis apontadas na etapa anterior (i.e., PC1 e PC2), e uma terceira variável que foi acrescentada, sub-bacia. O primeiro gradiente ambiental (PC1) não foi significativo, portanto um segundo modelo foi testado, com as variáveis PC2 (segundo gradiente ambiental) e sub-bacia. Nesse caso, tanto PC2 ($p = 0,01$) quanto sub-bacia ($p = 0,04$) foram significativos. Os dois primeiros eixos da análise de redundância explicaram 37% da variação total da matriz que relacionou a distribuição das espécies com as variáveis ambientais preditoras citadas anteriormente. Não obstante, somente o primeiro eixo foi significativo ($p = 0,01$), separando os trechos de riachos de acordo com as sub-bacias (Figura 3). A espécie *Isbrueckerichthys epakmos* posicionou-se próxima dos trechos R01 e R06, cujos autovalores em PC2 foram altos e associados à maior proporção de substrato grosso no canal e margens estáveis. O trecho R09 apresentou o menor autovalor em PC2 e as menores proporções de substrato grosso e estabilidade das margens. Ao verificarmos a contribuição de cada variável ambiental para explicar a variação total dos dados, observamos que PC2 explicou somente 6% e a posição do riacho de acordo com a sub-bacia explicou 10%. A porcentagem de variação compartilhada por estes termos foi muito baixa (menos de 2%), indicando que são variáveis independentes. A maior parte da variação na estrutura das assembleias ícticas permaneceu não explicada (81%), o que pode estar relacionado a variáveis ambientais e biológicas (e.g., capacidade de dispersão, interações biológicas) não contempladas pelo estudo.

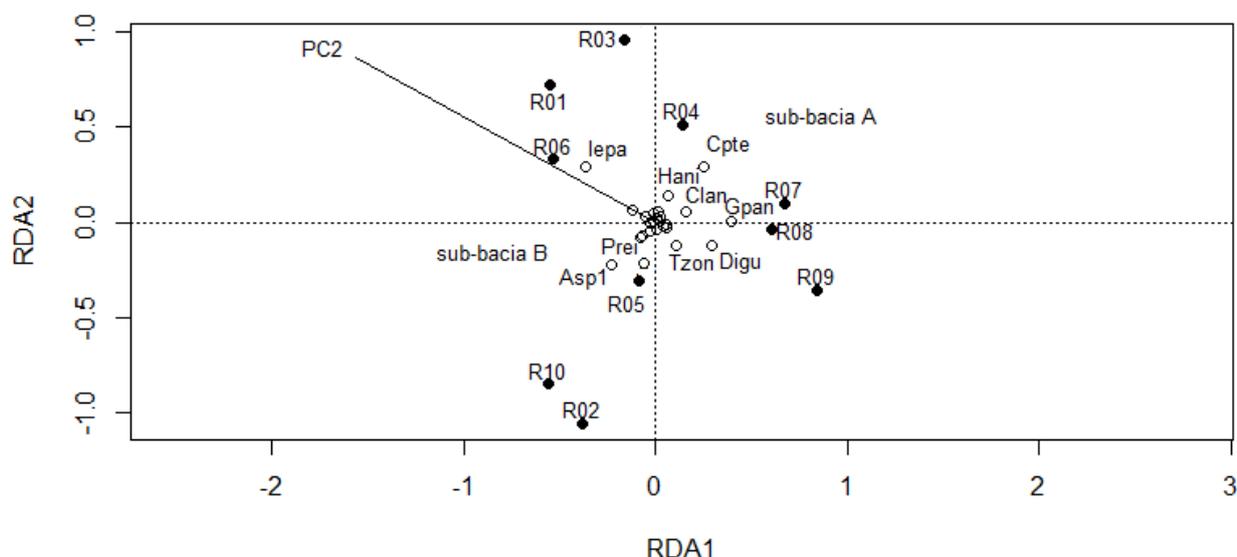


Figura 3: Projeção das espécies e dos trechos de riachos obtida com a análise de redundância, que verificou a variação na matriz de abundâncias das espécies em função da posição dos riachos de acordo com as sub-bacias e do segundo gradiente ambiental (PC2), cujas variáveis mais correlacionadas foram substrato grande (sg) e estabilidade das margens (em).

4. Discussão

Nossos resultados corroboraram as hipóteses de trabalho. Primeiramente, o particionamento da diversidade mostrou que as espécies ícticas do PEJU não ocorrem aleatoriamente no espaço, pois os valores observados de α e β foram diferentes do esperado ao acaso. A estruturação das assembleias de peixes está associada a variáveis regionais e locais, estas últimas detectadas no segundo gradiente ambiental apontado pela PCA. A variável regional mais influente foi a posição dos riachos de acordo com a sub-bacia, indicando uma composição diferenciada das assembleias ícticas de acordo com a posição geográfica do riacho. As variáveis locais, referentes à composição do substrato de fundo e estabilidade das margens, refletem a influência da heterogeneidade ambiental do canal e de suas áreas imediatamente adjacentes sobre a distribuição local das espécies, provavelmente em função das características funcionais das mesmas.

O particionamento da diversidade pode ser considerado um método simples e rápido de diagnóstico das assembleias biológicas. Neste estudo, ele apontou dois pontos chave a serem abordados. O primeiro refere-se à proporção de contribuição de cada componente para a diversidade total, que foi quase a mesma. O componente local contribuiu com 60% para a diversidade γ , enquanto o componente de variação contribuiu com 40%. Esse resultado provavelmente foi decorrente do fato dos componentes α e β terem sido analisados na mesma escala (Suurkuukka et al.,

2012) e reforça a ideia de que tanto a diversidade local quanto a variação da diversidade entre locais são importantes para a diversidade regional de peixes do PEJU. Florentino & Penha (2011) encontraram resultados semelhantes para a diversidade íctica de lagos de várzea da região norte do Pantanal. Os autores concluíram que a diversidade regional observada foi resultado da alta diversidade de espécies na escala local e diferenças elevadas na composição de espécies entre os lagos e entre as regiões estudadas.

Em segundo lugar, o particionamento da diversidade demonstrou que, se a distribuição espacial das espécies fosse aleatória, como preconizado pelo modelo nulo, a diversidade α seria maior do que foi observado, enquanto a diversidade β seria menor do que foi observado. Esse padrão seria esperado diante de uma distribuição ampla das espécies, na qual os indivíduos não encontrariam barreiras físicas, pressões ambientais ou interações biológicas limitantes ao seu deslocamento entre corpos d'água. Nesse caso não haveria variação na composição de espécies entre locais além do esperado ao acaso (Kraft et al., 2011), i.e., a maioria das espécies estaria presente na maioria dos riachos. No entanto, a ocorrência das espécies se dá em função de suas características funcionais e da pressão seletiva de uma série de filtros ambientais (Poff, 1997), os quais atuam em múltiplas escalas e cuja influência varia de acordo com a escala de estudo (Marsh-Matthews & Matthews, 2000; Esselman & Allan, 2010; Florentino & Penha, 2011) e estado de preservação do sistema (Dias & Tejerina-Garro, 2010).

Além de Florentino & Penha (2011), Kraft et al. (2011), Beck et al. (2012), Suurkuukka et al. (2012) e Hepp & Melo (2013) também relataram que a diversidade β observada foi maior que o esperado no modelo nulo, o que sugere uma distribuição mais agregada das espécies do que o esperado ao acaso, independente do táxon, ambiente ou região geográfica estudada (Kraft et al., 2011). No caso das assembleias ícticas do PEJU, a elevada diversidade β nos riachos pode estar relacionada à instabilidade do sistema (Schlosser, 1990), à estreita relação da fauna com a vegetação ripária (Cetra & Petrere Jr., 2007) e com a diversidade de microhábitats no interior do canal (Casatti et al., 2009) e ao maior isolamento geográfico entre os riachos, resultante do formato em rede da bacia hidrográfica (Finn et al., 2011). Essas características limitam a dispersão das espécies e ocasionam pressões seletivas ambientais diferentes entre riachos (Finn & Poff, 2011). Freestone & Inouye (2006) explicam que essas diferenças de hábitats afetam a composição das assembleias por interagirem com as habilidades competitivas das espécies, suas tolerâncias fisiológicas e a capacidade de resiliência após distúrbios.

Esses mecanismos de estruturação das assembleias biológicas estão relacionados à segunda hipótese de trabalho testada, que também foi corroborada. A organização das assembleias ícticas do PEJU sofre influência de variáveis atuantes em duas escalas, regional e local. Na escala regional,

provavelmente há influência de barreiras geográficas naturais e artificiais (e.g., cachoeiras e represamentos, observações *in loco*) e de características geológicas e eventos históricos. Embora essas variáveis não tenham sido diretamente mensuradas neste estudo, sua importância está refletida na separação espacial das espécies e dos trechos de riachos em duas sub-bacias distintas. Estas variáveis ambientais representam filtros regionais, os primeiros de uma série de filtros ambientais que as espécies precisam superar para se estabelecerem em determinado local (Poff, 1997). Na série de filtros ambientais proposta por Poff (1997), o último filtro ambiental que deve ser superado pelas espécies constitui-se de variáveis ambientais locais que caracterizam microhabitats, como a composição do substrato, por exemplo. Dessa forma, a interação entre as características funcionais de uma espécie com os filtros ambientais aos quais ela está sujeita determinam sua distribuição espacial e abundância.

No caso das assembleias ícticas da nossa área de estudo, esse paradigma permite entendermos alguns aspectos da ocorrência de determinadas espécies em determinados trechos de riachos, associadas a variáveis ambientais específicas. Analisando o agrupamento apontado pela db-RDA dos trechos R01 e R06 com a espécie *Isbrueckerichthys epakmos*, percebemos que estes trechos apresentam os maiores valores para substrato grosso e estabilidade das margens. Espécies reofilicas, como *Isbrueckerichthys epakmos*, são favorecidas em riachos com substrato mais estável (Casatti et al., 2006), dominado por rochas de diferentes tamanhos. Esta espécie, como outras da família Loricariidae, apresenta características morfológicas diferenciadas que permitem seu estabelecimento em um sistema tão instável como riachos de cabeceiras. Entre essas características, destacam-se o corpo deprimido (achatado dorso-ventralmente), coberto por placas ósseas resistentes, e o aparato bucal transformado em um disco sugador (Covain & Fish-Muller, 2007). O corpo achatado diminui a resistência da água (Geerinckx et al., 2007) e as adaptações da boca e dos dentes permitem que os indivíduos se fixem às rochas submersas (Covain & Fish-Muller, 2007). Sendo assim, é comum a presença desta espécie nos trechos de corredeira, onde o substrato é formado por rochas, matacões e blocos e a água corrente é bem oxigenada (Pereira & Oyakawa, 2003). Por outro lado, observamos *Deuterodon iguape* e *Gymnotus pantherinus* associados ao trecho R09, no qual foram dominantes em termos de abundância. Sendo ambas as espécies generalistas quanto à alimentação (Barreto & Aranha, 2006; Braga & Gomiero, 2009), i.e., sem preferência por determinado alimento, sua ocorrência não depende de componentes específicos no substrato ou elementos diversificadores no canal (e.g., galhos e troncos). Essa dieta flexível combinada à baixa exigência por substrato heterogêneo favoreceu o crescimento das populações dessas espécies no trecho R09, que apresentou maior proporção de substrato fino no canal e margens menos estáveis. Interessante notar que nenhum exemplar de *Isbrueckerichthys epakmos* foi capturado neste trecho, o

que constata a influência da heterogeneidade ambiental sobre a distribuição das espécies de acordo com suas exigências ecológicas.

A influência da estabilidade das margens sobre a distribuição das espécies deve ocorrer de forma mais indireta, provavelmente relacionada à sua correlação com a composição do substrato do canal. Em seu trabalho, Cruz et al. (2013) propõe um modelo hierárquico para explicar as complexas relações entre variáveis ambientais que atuam em diferentes escalas. Os autores observaram que margens estáveis (i.e., com rochas, raízes e menos declivosas) foram associadas a riachos com substrato mais estável, o que corrobora os resultados encontrados no nosso estudo.

A estruturação das assembleias biológicas de acordo com variáveis regionais e locais é foco nos estudos de metacomunidades (Leibold et al., 2004), cuja teoria baseia-se no fluxo biológico de indivíduos de diferentes espécies conectando comunidades biológicas locais (Brown et al., 2011). Estudando assembleias de macroinvertebrados bentônicos, Brown & Swan (2010) concluíram que nos riachos de cabeceira estudados as assembleias estruturavam-se mais fortemente de acordo com variáveis ambientais locais. Nos riachos médios, os resultados apontaram uma forte influência de filtros ambientais regionais e locais. Heino (2013) deu um passo à frente e estudou a força de variáveis locais e regionais de acordo com a capacidade de dispersão dos macroinvertebrados. Concluiu que a importância de variáveis locais ou regionais também depende da capacidade de dispersão da espécie, sendo que bons dispersores são menos dependentes de variáveis regionais e mais relacionados a variáveis locais, pois podem escolher os melhores locais para reprodução e estabelecimento. Por outro lado, maus dispersores são fortemente estruturados espacialmente, portanto dependentes de variáveis regionais, especialmente conectividade entre os habitats, e pouco dependentes de variáveis locais. Dessa forma é possível perceber que a importância relativa de variáveis ambientais locais e regionais varia de acordo com o táxon estudado e, no caso de assembleias biológicas aquáticas, com a porção da bacia hidrográfica estudada.

Infelizmente, nossos dados não permitem explorarmos mais detalhadamente questões semelhantes por meio do simples particionamento da diversidade. Primeiro porque nosso número amostral não é suficiente para tais análises (Brown & Swan (2010) amostraram 91 trechos e Heino (2013) amostrou 48 trechos) e o perfil dos nossos riachos não permite separá-los de acordo com cabeceira ou médio, pelo menos não com base apenas na ordem hierárquica. Segundo, não temos informações suficientes a respeito da capacidade de dispersão da maioria das espécies de peixes neotropicais, menos ainda das espécies endêmicas da bacia estudada (*I. epakmos* é uma delas, assim como *A. ribeirae*, *D. iguape*, *G. iporangensis* e *N. ribeirensis*). A adição destas informações pode ser a chave para melhorar a proporção de variação explicada na db-RDA.

Uma explicação alternativa é que as assembleias ícticas do Parque estruturam-se segundo as previsões do modelo neutro de metacomunidades. Brown et al. (2011) explicam que no paradigma neutro todas as espécies do pool regional são funcionalmente equivalentes e têm a mesma chance de colonizar um novo local. Assim, as dinâmicas de comunidades são determinadas por eventos de perda (extinção, emigração) e ganho de espécies (imigração, especiação). White & Rashleigh (2012) testaram a influência da topologia da rede hídrica na dispersão das espécies dentro do paradigma neutro. Os autores observaram que em uma rede hídrica com muitas conexões (muitos afluentes), a diversidade α (i.e., local) foi maior e poucas vezes a capacidade suporte do sistema foi excedida. Na rede hídrica com poucas conexões (poucos afluentes), a dispersão dos indivíduos foi limitada e a capacidade suporte do sistema ultrapassou seu limite mais vezes.

Dessa forma, propomos a hipótese de que os riachos estudados encaixam-se no segundo cenário. Por se tratar de riachos de cabeceiras, o número de conexões hídricas acima de cada trecho amostrado ainda é baixo, limitando a dispersão das espécies e resultando em baixa diversidade α . Em um determinado tempo, a espécie que conseguir chegar primeiro e se estabelecer no riacho rapidamente consumirá grande parte dos recursos e sua população será dominante. As espécies seguintes ocuparão porções cada vez menores do espaço e dos recursos restantes. Isso pode explicar porque a capacidade do sistema é atingida tão rapidamente, como observado por White & Rashleigh (2012), e porque é comum observar baixa equabilidade nessas assembleias. Esse processo também corrobora o padrão tão comumente encontrado de poucas espécies abundantes (aquelas que chegaram primeiro e tomaram a maior parte dos recursos) e muitas espécies raras (Magurran & Henderson, 2003). Esse processo ocorre de forma aleatória no sistema e por isso a diversidade β entre os riachos é alta, porque espécies diferentes colonizaram locais diferentes. Se esta hipótese for verdadeira, é possível compreender porque a porcentagem de explicação dos dados em função das variáveis ambientais locais foi tão baixa, o controle ambiental sobre a composição das assembleias ocorre em uma escala maior do que a quantificada.

A organização das assembleias biológicas e as variáveis por trás de sua estruturação são questões fundamentais para subsidiar ações de restauração em ambientes aquáticos, pois permite que as atividades sejam direcionadas aos componentes ambientais e às escalas mais apropriadas ao objetivo do projeto e com maiores chances de sucesso (Wang et al., 2006). Quando há escassez de informações detalhadas a respeito das espécies ou atividades humanas que degradam a saúde e a integridade do sistema, o particionamento da diversidade pode ser uma boa alternativa para detectar locais prioritários para conservação. Uma vez que as diferenças entre o pool regional de espécies (diversidade γ) e a diversidade α refletem a conectividade ecológica do sistema, a análise da

diversidade β pode auxiliar no estabelecimento de uma rede efetiva de unidades de conservação que promovam a resiliência do ecossistema em uma ampla região (Bevilacqua et al., 2012).

5. Conclusão

A ictiofauna dos riachos de cabeceira e de pequeno porte do Parque Estadual do Jurupará apresenta uma estrutura espacial influenciada por variáveis atuantes em duas escalas, regional e local. As variáveis regionais estão ligados à capacidade de dispersão das espécies e, provavelmente, referem-se a características geológicas e históricas da bacia. A variável local mais fortemente correlacionado à distribuição e abundância das espécies foi a composição do substrato, especificamente a proporção de substrato grosso, e a estabilidade das margens. Juntos, estas variáveis interagem com as características funcionais das espécies para determinar locais mais favoráveis ao seu estabelecimento e reprodução. Estudos que abordam o particionamento da diversidade e a influência da heterogeneidade ambiental na estruturação de assembleias biológicas são importantes para subsidiar ações de restauração e conservação de ecossistemas aquáticos. Informações dessa natureza são mais cruciais quando levamos em conta que os ecossistemas de água doce são os mais ameaçados do planeta (Reis, 2013) e, ainda assim, raramente são alvos diretos dos esforços de conservação (Nogueira et al., 2010).

6. Referências bibliográficas

Barreto, A. P. & J. M. R. Aranha, 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23: 779-788.

Beck, J., J. D. Holloway, C. V. Khen & I. J. Kitching, 2012. Diversity partitioning confirms the importance of beta components in tropical rainforest Lepidoptera. *The American Naturalist*, 180: e64-e74.

Bevilacqua, S., A. Plicanti, R. Sandulli & A. Terlizzi, 2012. Measuring more of β -diversity: quantifying patterns of variation in assemblage heterogeneity. An insight from marine benthic assemblages. *Ecological Indicators*, 18: 140-148.

Braga, F. M. S. & L. M. Gomiero, 2009. Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. *Biota Neotropica*, 9, doi: 10.1590/S1676-06032009000300021

Brown, B. L. & C. M. Swan, 2010. Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. *Journal of Animal Ecology*, 79: 571-580.

Brown, B. L., C. M. Swan, D. A. Auerbach, E. H. C. Grant, N. P. Hitt, K. O. Maloney & C. Patrick, 2011. Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *Journal of North American Benthological Society*, 30: 310-327.

Casatti, L., C. P. Ferreira & F. R. Carvalho, 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia*, 632: 273-283.

Casatti, L., F. Langeani & C. P. Ferreira, 2006. Effects of physical degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environmental Management*, 38: 974-982.

Cetra, M. & M. Petreire Jr, 2007. Associations between fish assemblage and riparian vegetation in the Corumbataí River Brasil (SP). *Brazilian Journal of Biology*, 67: 191-195.

Covain, R. & S. Fisch-Muller, 2007. The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. *Zootaxa*, 1462: 1-40.

Cruz, B. B., L. E. Miranda & M. Cetra, 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, doi: 10.1111/eff.12065

Dias, A. M. & F. L. Tejerina-Garro, 2010. Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná River basin, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 8: 587-598.

Esselman, P. C. & J. D. Allan, 2010. Relative influences of catchment- and reach-scale abiotic factors on freshwater fish communities in rivers of northeastern Mesoamerica. *Ecology of Freshwater Fish*, 19: 439-454.

Finn, D. S. & N. L. Poff, 2011. Examining spacial concordance of genetic and species diversity patterns to evaluate the role of dispersal limitation in structuring headwater metacommunities. *Journal of North American Benthological Society*, 30: 273-283.

Finn, D. S., N. Bonada, C. Múrria & J. M. Hughes, 2011. Small but mighty: headwaters are vital to stream network biodiversity at two levels of organization. *Journal of the North American Benthological Society*, 30: 963-980.

- Florentino, A. C. & J. Penha. 2011. High beta diversity of fishes in vegetated littoral zones of floodplain lakes in the Cuiabá River Basin, northern Pantanal, Brazil. *Hydrobiologia*, 671: 137-146.
- Freestone, A. L. & B. D. Inouye, 2006. Dispersal limitation and environmental heterogeneity shape scale-dependent diversity patterns in plant communities. *Ecology*, 87: 2425-2432.
- Geerinckx, T., M. Brunain, A. Herrel, P. Aerts & D. Adriaens, 2007. A head with a suckermouth: a functional-morphological study of the head of the suckermouth armoured catfish *Ancistrus cf. triradiatus* (Loricariidae, Siluriformes). *Belgian Journal of Zoology*, 137: 47-66.
- Heino, J. 2013. Does dispersal ability affect the relative importance of environmental control and spatial structuring of littoral macroinvertebrate communities? *Oecologia*, 171: 971-980.
- Hepp, L. U. & A. S. Melo, 2013. Dissimilarity of stream insect assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. *Hydrobiologia*, 703: 239-246.
- Hepp, L. U., V. L. Landeiro & A. S. Melo, 2012. Experimental assessment of the effects of environmental factors and longitudinal position on alpha and beta diversities of aquatic insects in a Neotropical stream. *Hydrobiologia*, 97: 157-167.
- Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88: 2427-2439.
- Kraft, N. J. B., L. S. Comita, J. M. Chase, N. J. Sanders, N. G. Swenson, T. O. Crist, J. C. Stegen, M. Vellend, B. Boyle, M. J. Anderson, H. V. Cornell, K. F. Davies, A. L. Freestone, B. D. Inouye, S. P. Harrison & J. A. Myers, 2011. Disentangling the drivers of β diversity along latitudinal and elevational gradients. *Science*, 333: 1755-1758.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280.
- Legendre, P. & M. J. Anderson, 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69: 1-24.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, J. B. Shurin, R. Law, D. Tilman, M. Loreau & A. Gonzalez, 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7: 601-613.
- Magurran, A. E. & P. A. Henderson, 2003. Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Letters to Nature*, 422: 714-716.
- Marsh-Matthews, E. & W. J. Matthews, 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, 9: 9-21.
- McArdle, B. H. & M. J. Anderson, 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82: 290-297.

Menezes, N. A., S. H. Weitzman, O. T. Oyakawa, F. C. T. Lima, R. M. C. Castro & M. J. Weitzman, 2007. Peixes de Água Doce da Mata Atlântica - Lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Meyer, J. L., D. L. Strayer, J. B. Wallace, S. L. Eggert, G. S. Helfman & N. E. Leonard, 2007. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. *Journal of the American Water Resources Association*, 43: 86-103.

Minatti-Ferreira, D. D. & A. C. Beaumord, 2006. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: aspectos físicos. *Health and Environmental Journal*, 7: 39-47.

Nelson, J. S., 2006. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey.

Nogueira, C., P. A. Buckup, N. A. Menezes, O. T. Oyakawa, T. P. Kasecker, M. B. R. Neto & J. M. C. Silva, 2010. Restricted-range fishes and the conservation of brazilian freshwaters. *PLoS One*, 5:e11390. doi:10.1371/journal.pone.0011390

Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens & H. Wagner, 2012. *Vegan: Community ecology package*. R package version 2.0-5. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco, 2006. Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape. *Neotrópica*, São Paulo.

PEREIRA EHL, OYAKAWA O. 2003. *Isbrueckerichthys epakmos*, a new species of loricariid catfish from the rio Ribeira de Iguape basin, Brazil (Teleostei: Siluriformes). *Neotropical Ichthyology*, 1(1): 3-9.

Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87: 2614-2625.

Poff, N. L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 16: 391-409.

R Development Core Team, 2011. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>

Reis, R. E., 2013. Conserving the freshwater fishes of South America. *International Zoo Yearbook*, 47, doi: 10.1111/izy.12000

São Paulo (estado), 2010. Fundação Florestal do Estado de São Paulo - Núcleo Planos de Manejo. Parque Estadual do Jurupará – Plano de Manejo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>

Schlosser, I. J., 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fish: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management*, 14: 621-628.

Siqueira, T., L. M. Bini, F. O. Roque, S. R. M. Couceiro, S. Trivinho-Strixino & K. Cottenie, 2012. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography*, 35: 183-192.

Suurkuukka, H., K. K. Meissner & T. Muotka, 2012. Species turnover in lake littorals: spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrate diversity and community composition. *Diversity and Distributions*, 18: 931-941.

Teresa, F. B. & L. Casatti, 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecological of Freshwater Fish*, 21: 433-442.

Wang, L., P. W. Seelbach & R. M. Hughes, 2006. Introduction to landscape influences on stream habitats and biological assemblages. *American Fisheries Society Symposium*, 48: 1-23.

White, D. & B. Rashleigh, 2012. Effects of stream topology on ecological community results from neutral models. *Ecological Modelling*, 231: 20-24.

CAPÍTULO II

ESPÉCIES RARAS E COMUNS DE UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO EM UM *HOTSPOT* BRASILEIRO

RESUMO

Embora altamente vulneráveis à fragmentação e degradação do hábitat, os ecossistemas aquáticos de água doce raramente são o alvo direto de conservação das áreas protegidas. Estes ecossistemas abrigam inúmeras espécies raras, endêmicas e ameaçadas que correm o risco de desaparecer antes mesmo de serem bem conhecidas. Assim, o presente estudo buscou identificar as espécies raras e comuns das assembleias ícticas de uma unidade de conservação da Mata Atlântica, *hotspot* brasileiro, com base nos dados de frequência de ocorrência, abundância e representatividade em biomassa das espécies. Modelos lineares de regressão múltipla foram testados para a distribuição de *Isbrueckerichthys epakmos*, endêmica e ameaçada de extinção, utilizando-se como variáveis preditoras componentes do substrato, mesohábitats e um índice de diversidade de velocidades. Cinco espécies foram mais abundantes e muito frequentes nos riachos (i.e., comuns), entre elas *I. epakmos*, cuja distribuição esteve fortemente relacionada à proporção de substrato grosso e poções e corredeiras. Oito espécies raras foram identificadas, sendo que duas são endêmicas da bacia amostrada. Não conseguimos apontar variáveis responsáveis pela raridade das espécies, sendo possível que o perfil das assembleias tenha sido gerado ao acaso, sob o paradigma neutro da teoria de metacomunidades. Conhecer as espécies raras e comuns das assembleias biológicas é uma tarefa importante na conservação ambiental, pois permite a criação de uma rede de unidades de conservação mais eficiente, que assegure a resistência e a resiliência dos ecossistemas diante de mudanças climáticas e da degradação ambiental.

Palavras-chave: Conservação, ictiofauna, Mata Atlântica, Ribeira de Iguape, Parque Estadual do Jurupará.

ABSTRACT

Although highly vulnerable to fragmentation and habitat degradation, freshwater ecosystems are hardly the direct target of protected areas. These ecosystems support numerous rare, endemic and threatened species that are likely to disappear before they are even known. Therefore, the present study aimed to identify rare species in the fish assemblages of a protected area in the Atlantic Forest of southeastern Brazil, based on data of occurrence frequency, abundance and biomass data. The distribution of *Isbrueckerichthys epakmos*, endemic and threatened species, was analyzed with linear multiple regression models. The environmental variables used as predictor variables in the models were substrate components, mesohabitats and a water velocity diversity index. Five species were abundant and widely distributed among the sampled reaches, i.e., were common. *I. epakmos* was among them and its distribution was strongly related to coarse substrate and proportion of riffles and pools. Eight rare species were identified, two of them also being endemic of Ribeira de Iguape River basin. We were not able to indicate which factors were responsible for species rarity, though it is possible that assemblages dominance profile was randomly determined, under the neutral paradigm of metacommunities. An exotic specimen was collected, which requires more sampling to verify if this was an isolated event. Notwithstanding rare and endemic species are more prone to extinction, they are not always properly represented in protected areas, which can compromise the resilience and resistance of ecosystems before climatic changes and environmental degradation.

Keywords: Conservation, ichthyofauna, Atlantic Forest, Ribeira de Iguape, Jurupará State Park.

1. Introdução

Os ecossistemas de água doce são considerados os mais ameaçados do planeta, sendo que as atividades humanas de expansão dos centros urbanos, da agropecuária e da agricultura são as principais fontes de impacto e degradação (Reis 2013). Para a fauna aquática de riachos de cabeceiras e de pequeno porte, os impactos mais severos estão relacionados à degradação física do hábitat, principalmente ao assoreamento do leito do canal (Casatti et al. 2006). Nesse cenário, é provável que muitas espécies de peixes desapareçam ou estejam ameaçadas de extinção antes mesmo de serem descritas e analisadas quanto às características básicas de sua história natural (Nogueira et al. 2010).

Identificar locais prioritários para conservação é uma tarefa chave, que pode ser feita com o uso de indicadores ecológicos, sejam eles espécies, populações, comunidades ou processos ecológicos (Metzger e Casatti 2006). Além das métricas tradicionalmente utilizadas em ecologia para acompanhar mudanças nas assembleias biológicas (e.g., índices de diversidade de espécies, análises de composição e organização espacial), medidas de raridade, endemismo e representatividade de espécies também auxiliam a identificação de áreas de elevado valor ecológico (Gaston 1994).

Não há um consenso na definição de raridade, sendo que cada pesquisador escolhe os critérios que melhor definem seus objetos de estudo. Geralmente, esses critérios referem-se à frequência de ocorrência das espécies em uma determinada área, sua representatividade numérica (absoluta ou relativa) ou o tamanho da área de ocorrência (Pritt e Frimpong 2010). Para as espécies de peixes dos Estados Unidos, Pritt e Frimpong (2010) elaboraram um método padronizado de classificação de espécies raras com base em critérios quantitativos referentes à amplitude da área de ocorrência das espécies, especificidades de hábitats e tamanho populacional. Para os autores, as espécies raras apresentaram tamanho populacional pequeno, área de ocorrência limitada e necessidades específicas de hábitats, nesta ordem. A maioria destas espécies raras encontrava-se vulnerável, em perigo ou ameaçada de extinção segundo a lista da Sociedade Americana de Pesca.

O declínio nas populações de espécies raras e comuns pode ser um indicador de desequilíbrio nos processos ecológicos de curto e longo prazo, pois ambos os grupos de espécies desempenham funções ecológicas importantes para a resistência do sistema frente a mudanças ambientais (Smith e Knapp 2003). Portanto, monitorar a dinâmica de espécies raras e comuns pode ser bastante útil na detecção de mudanças ambientais sutis, ocasionados por atividades humanas. O contrário também é válido, entender como as mudanças ambientais afetam a estrutura das assembleias biológicas e a

dinâmica das populações de espécies raras e comuns pode subsidiar ações de restauração e conservação em locais com maiores chances de sucesso (Rodrigues e Gaston 2002).

Infelizmente, as informações básicas que alimentam estudos desse tipo ainda são escassas e desigualmente distribuídas no Brasil, mesmo nas regiões de maior concentração dos centros de pesquisa (Menezes et al. 2007). Diante deste cenário, o presente estudo busca contribuir para o conhecimento acerca das populações de peixes presentes no Parque Estadual do Jurupará, uma unidade de conservação de proteção integral localizada na região de Mata Atlântica do estado de São Paulo, sudeste do Brasil. Combinamos variáveis de frequência de ocorrência e representatividade em abundância e peso para definir as espécies raras e comuns das assembleias de peixes. Também investigamos o endemismo (i.e., ocorrência exclusiva) de uma espécie ameaçada de extinção em função de variáveis ambientais, para entender o potencial de conservação da área.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo e trechos de amostragem

Dez trechos de riachos, de 3^a a 5^a ordem, foram amostrados entre junho e dezembro de 2010. Cada trecho de riacho apresentou 75 m de extensão, uma distância padronizada em função do alcance do equipamento de coleta e da possibilidade de amostrar os principais mesohabitats (i.e., poções, corredeiras e rápidos) e microhabitats (e.g., profundidades, tipos de substrato, velocidade da água) presentes no riacho (Oyakawa et al. 2006). Os trechos de riachos estão localizados no interior do Parque Estadual do Jurupará (PEJU) e em sua zona de amortecimento (Fig. 1).

O parque é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral e pertence à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape. Sua localização estratégica, ao lado de outras quatro áreas de preservação ambiental, contribui para a manutenção da Mata Atlântica do Estado de São Paulo. No Plano de Manejo do Parque, concluído em 2010, consta que a área total preservada ultrapassa 26200 hectares que abrigavam, na época, 587 espécies de vertebrados registradas. Entre as 74 espécies de peixes pelo menos 14 eram espécies não nativas, sendo oito provenientes de outras bacias hidrográficas brasileiras e seis exóticas (entre tilápias, carpas e a *black-bass*), nativas da América do Norte, África, Europa e Ásia. As maiores concentrações das espécies exóticas estão nas áreas mais degradadas do Parque devido à agricultura e à ocupação humana, e nos lagos que abastecem quatro Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) estabelecidas no interior do parque. As PCHs são empreendimentos instalados em rios de pequeno e médio porte que possuam desníveis suficientes para gerar potência

hidráulica igual ou superior a 1,0 MW e igual ou inferior a 30,0 MW (Brasil 2011). O objetivo é gerar energia de forma descentralizada e, teoricamente, ocasionar impactos ambientais menos severos, uma vez que as dimensões dos reservatórios são menores do que as previstas para usinas hidrelétricas tradicionais. Ainda assim, as mudanças ambientais ocasionadas podem gerar perda irreversível de biodiversidade (Reis 2013).

Apesar da ocorrência dessas atividades humanas com alto potencial de degradação dos ecossistemas aquáticos, o parque ainda apresenta alta diversidade de espécies e elevadas taxas de endemismo. Quatro espécies de peixes ameaçadas de extinção podem ser encontradas nos corpos hídricos, *Isbrueckerichthys duseni* (Miranda Ribeiro, 1907), *Isbrueckerichthys epakmos* Pereira & Oyakawa, 2003, *Pseudocorynopoma heterandria* Eigenmann, 1914 e *Scleromystax prionotos* (Nijssen & Isbrücker, 1980).

Sabendo da heterogeneidade dos ambientes aquáticos do parque, os trechos de riachos amostrados foram selecionados de modo a compreender ambientes pouco degradados. Nenhum dos riachos estudados apresentou alterações ambientais óbvias, como homogeneidade do substrato de fundo e remoção, ou homogeneização, da vegetação ripária.

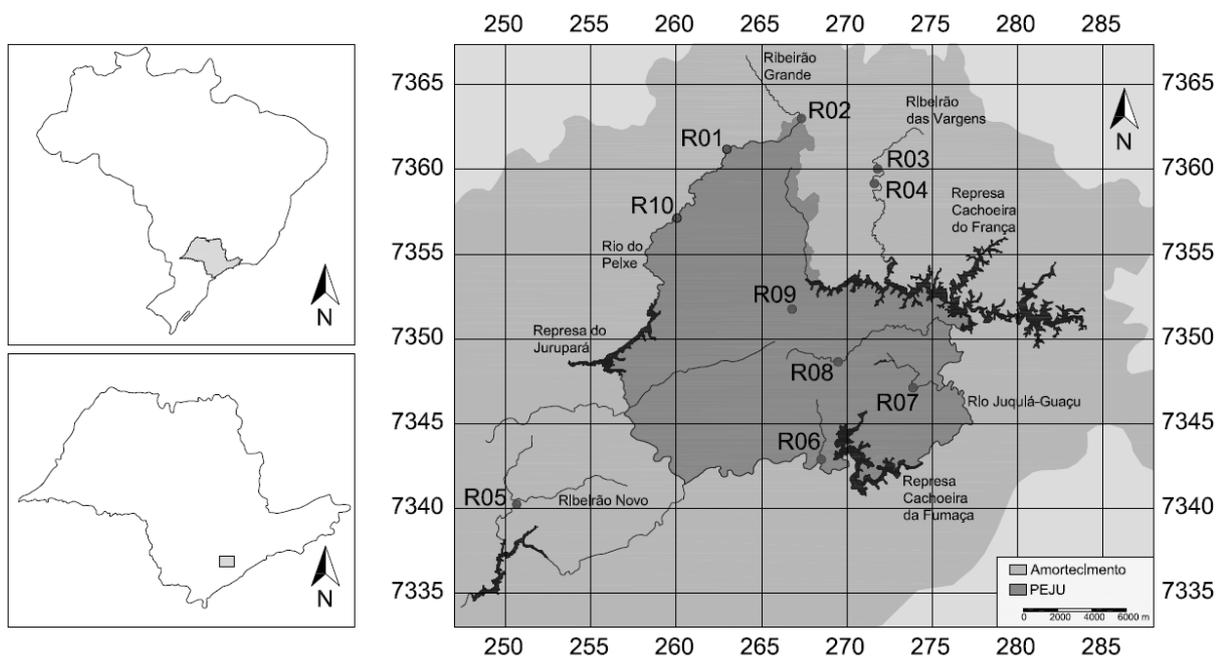


Figura 1: Trechos de riachos amostrados no interior e na zona de amortecimento do Parque Estadual do Jurupará (PEJU), uma unidade de conservação de proteção integral da Mata Atlântica sul do estado de São Paulo, Brasil.

2.2 Coleta da ictiofauna e variáveis ambientais

Os peixes foram coletados com equipamento de pesca elétrica, um gerador portátil a gasolina (Yamaha, modelo EF2600, 2.3 kVA, 60 Hz) ligado a um transformador de voltagem. Em cada trecho foi realizada uma única passagem no sentido jusante-montante, sem redes de contenção nos limites superior e inferior. Todos os exemplares coletados foram fixados em formol durante 72 horas e, em seguida, preservados em etanol 70%. O professor Dr. Francisco Langeani, da UNESP de São José do Rio Preto, realizou a confirmação taxonômica das espécies. Atualmente, lotes com exemplares das espécies coletadas estão depositados na coleção do Laboratório de Ictiologia do Departamento de Zoologia e Botânica da UNESP de São José do Rio Preto.

Três transectos transversais, equidistantes entre si, foram estabelecidos em cada trecho para guiar a quantificação dos componentes do substrato e as medições de profundidade e velocidade da água. Dentro do canal, na direção destes transectos, quantificamos visualmente a proporção de folhas, galhos, silte, areia, cascalhos, seixos, matacões e blocos no substrato a cada 1 metro, da margem esquerda em direção à margem direita. As proporções de galhos, seixos, matacões e blocos foram somadas em uma única variável, substrato grosso (sg), que está relacionado à estabilidade do substrato do fundo e à heterogeneidade de microhabitats no canal (Casatti et al. 2006). Juntamente à análise do substrato, a cada 1 metro, medimos a profundidade do canal (cm) e a velocidade da água (m/s) próxima ao fundo. Os equipamentos utilizados foram uma trena simples e um fluxômetro manual (modelo 2030 General Oceanics®, Miami, FL). Essas medidas de profundidade e velocidade da água foram combinadas em uma única variável, diversidade de velocidades (H'_{vel}). Consideramos cada dado de profundidade e velocidade como um ponto em um sistema cartesiano, no qual a medida de profundidade representa seu valor no eixo x e a medida de velocidade representa seu valor no eixo y . A intersecção das retas neste sistema ocorre no valor mediano das medidas de velocidade e profundidade. Cada quadrante deste sistema cartesiano representa um tipo de combinação de profundidade-velocidade: fundo-rápido (FR), fundo-lento (FL), raso-lento (RL) e raso-rápido (RR). O número de ocorrências em cada quadrante foi utilizado para compor um índice de diversidade de Shannon para a velocidade (H'_{vel}), no qual a riqueza máxima é quatro (quatro quadrantes) e a abundância máxima é o número total de medições feitas em cada trecho de riacho. Por fim, somamos as proporções de poções e corredeiras (pc) ao longo de cada trecho de riacho. Estes mesohabitats foram identificados visualmente por meio de suas características morfológicas distintas (e.g., profundidade, substrato, velocidade da água na superfície). Esta variável foi escolhida porque a presença e a combinação de diferentes mesohabitats geralmente estão

relacionadas a ambientes mais heterogêneos, capazes de abrigar grande diversidade de espécies (Teresa e Casatti 2012).

2.3 Análise de dados

As espécies raras e comuns das assembleias ícticas foram identificadas com base na frequência de ocorrência, abundância e representatividade em peso (Cetra et al. 2009, Ferreira 2007). A frequência de ocorrência (F_{oi}) foi definida como o número de trechos de riachos em que a espécie i foi capturada. A representatividade da espécie em termos de abundância foi calculada com $N'_i = N_i / F_{oi}$ e a representatividade em peso como $P'_i = P_i / F_{oi}$, sendo N_i e P_i a abundância total e o peso total, respectivamente, da espécie i em todas as amostras. A primeira variável (F_{oi}) reflete a amplitude da distribuição da espécie i nas amostras e as duas últimas refletem a abundância média ou densidade da espécie i nas amostras.

Cada variável foi classificada em três níveis: 1 – baixo, 2 – médio ou 3 – alto. Os limites de corte foram definidos com base no primeiro e terceiro quartil das distribuições dos dados. As espécies abaixo ou no limite do primeiro quartil receberam nível 1, as espécies acima ou no limite do terceiro quartil receberam nível 3 e as demais espécies receberam o nível intermediário para cada variável. Dessa forma, cada espécie recebeu um código de três números (para F_{oi} , N'_i e P'_i), que somados definiram uma pontuação referente à sua contribuição nos trechos de riachos. Por exemplo, uma espécie muito frequente, muito abundante e com grande representatividade em peso recebeu os níveis 3-3-3, respectivamente, e sua pontuação final foi 9. No outro extremo, uma espécie pouco frequente, pouco abundante e com baixo peso recebeu os níveis 1-1-1 e sua pontuação final foi 3. Estas são as pontuações máximas e mínimas possíveis e outras pontuações ocorreram entre esses dois extremos. As espécies raras foram consideradas aquelas com cinco pontos ou menos, enquanto as espécies mais comuns foram consideradas aquelas com os maiores níveis de frequência de ocorrência e abundância, ainda que não tenham sido as mais representativas em peso.

Modelos lineares de regressão múltipla foram utilizados para testar a relação de *Isbrueckerichthys epakmos* com as variáveis ambientais substrato grosso (sg), poções e corredeiras (pc) e diversidade de velocidades (H'_{vel}). Estas variáveis foram escolhidas porque estão fortemente ligadas à ocorrência de Loricarídeos (Pagotto et al. 2011). O interesse nesta espécie justifica-se por sua classificação como ameaçada de extinção, de acordo com os critérios da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*) (Menezes et al. 2007, Oyakawa et al. 2006). Nos modelos de regressão múltipla, a variável resposta é ajustada a combinações lineares de duas ou mais variáveis

preditoras contínuas. Essa ferramenta permite o desenvolvimento de modelos preditores mais precisos, que detectam o efeito relativo individual de cada variável preditora (Logan 2010). Para este estudo, a distribuição das abundâncias da espécie (descrita por uma distribuição de Poisson) foi utilizada como variável resposta em oito modelos diferentes (utilizou-se a função *glm* do pacote *stats*, R Development Core Team 2011), cujas variáveis preditoras consistiram em combinações das variáveis ambientais, inclusive a ausência delas, que caracterizou o modelo reduzido (Tabela 1).

Tabela 1: Modelos propostos e suas respectivas variáveis ambientais, testados para a abundância de *Isbrueckerichthys epakmos*, endêmica da bacia do Rio Ribeira de Iguape e ameaçada de extinção.

Modelo	Variáveis preditoras
1	sg
2	pc
3	H ^{vel}
4	sg+pc
5	sg+H ^{vel}
6	pc+H ^{vel}
7	sg+pc+H ^{vel}
8	reduzido

sg = substrato grande, pc = poções e corredeiras, H^{vel} = diversidade de velocidades

Para escolher o melhor modelo preditor utilizou-se o critério de informação de Akaike de segunda ordem (AICc), que pode ser interpretado como uma medida da distância de cada modelo a um modelo “verdadeiro”, que não precisa ser necessariamente conhecido. A ideia central da utilização deste critério é que o melhor modelo é aquele que apresenta a menor distância a este modelo hipotético (Anderson 2008), ou seja, é aquele com menor valor de AICc.

Após o cálculo do AICc para todos os modelos propostos, escolheu-se aquele com o menor valor de AICc (função *aictab* do pacote *AICcmodavg*, R Development Core Team 2011). Para verificar o número de vezes que este modelo foi mais parcimonioso que o modelo reduzido calculou-se a razão entre a probabilidade (w_i) do melhor modelo e o reduzido. O valor de w_i é obtido através da seguinte fórmula:

$$w_i = \frac{\exp(-1/2 \Delta_i)}{\sum_{r=1}^R \exp(-1/2 \Delta_r)}$$

Sendo w_i = probabilidade do modelo i , Δ_i = diferença relativa entre o AICc do modelo em questão e o melhor modelo e R = número de modelos a serem comparados (função *evidence* do pacote *AICcmodavg*, R Development Core Team 2011).

3. Resultados

Foram capturados 1006 indivíduos pertencentes a 26 espécies, distribuídas em 10 famílias e seis ordens. Characiformes foi a ordem mais representativa com 431 exemplares (43%) de nove espécies capturadas. Em seguida, Siluriformes apresentou 238 exemplares (24%) de dez espécies, Cyprinodontiformes apresentou 189 exemplares (19%) de uma única espécie, Gymnotiformes apresentou 119 exemplares (12%) de duas espécies, Perciformes apresentou 28 exemplares (3%) de duas espécies e, por fim, Cypriniformes apresentou um único exemplar de uma espécie exótica, *Misgurnus anguillicaudatus* (Cantor, 1842). Além disso, entre as ordens Characiformes, Siluriformes e Perciformes, foram identificadas cinco espécies endêmicas da bacia do Rio Ribeira de Iguape (Tabela 2).

Nas análises de raridade (Fig. 2) as espécies com menor frequência de ocorrência foram *Astyanax ribeirae*, *Bryconamericus microcephalus*, *Misgurnus anguillicaudatus*, *Pimelodella transitoria*, sendo também pouco representativas em termos de abundância juntamente com *Neoplecostomus yapo*. Com exceção de *P. transitoria*, estas espécies citadas também foram pouco representativas em peso, assim como *Neoplecostomus ribeirensis*. Já as espécies com maior frequência de ocorrência foram *Characidium pterostictum*, *Gymnotus pantherinus*, *Isbrueckerichthys epakmos*, *Phalloceros reisi* e *Rhamdia quelen*. Com exceção de *R. quelen*, estas mesmas espécies foram muito representativas em abundância, juntamente com *Astyanax* sp.1 e *D. iguape*. As espécies mais representativas em peso foram *Astyanax* sp.1, *Deuterodon iguape*, *G. pantherinus*, *I. epakmos* e *R. quelen*. Sendo assim, as espécies classificadas como raras (i.e., que totalizaram cinco pontos ou menos nos níveis atribuídos a cada variável) foram *A. ribeirae*, *B. microcephalus*, *P. transitoria*, *Australoheros facetus*, *Hisonotus* sp., *Ituglanis proops*, *N. ribeirensis*, *N. yapo* e *Harttia kronei* (Tabela 3). *M. anguillicaudatus* também recebeu uma pontuação que a classificaria como rara, mas por se tratar de espécie exótica foi analisada à parte. As espécies consideradas mais comuns nas assembleias ícticas do PEJU (i.e., que receberam os maiores níveis para frequência de ocorrência e abundância média) foram *C. pterostictum*, *P. reisi*, *Trichomycterus zonatus*, *G. pantherinus* e *I. epakmos* (Tabela 3).

O melhor modelo para explicar a distribuição da espécie *I. epakmos* (i.e., o modelo com menor valor de AICc) incluiu as variáveis substrato grosso (sg, $p \ll 0,05$) e poções e corredeiras (pc, $p = 0,001$). Este modelo foi $3,27e^{32}$ vezes melhor do que o modelo reduzido (Tabela 4).

Tabela 2: Espécies coletadas e suas respectivas famílias e ordens, de acordo com a classificação de Nelson (2006). N_{sp}: abundância da espécie, DZSJRP: número de tombo na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto. ¹Espécie exótica, ²espécie não descrita, classificada com base no trabalho de Oyakawa et al. (2006), ³espécie endêmica da bacia do Rio Ribeira de Iguape.

Ordem/Família/Espécie	N_{sp}	DZSJRP
Cypriniformes		
COBITIDAE		
¹ <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor, 1842)	1	-
Characiformes		
CRENUCHIDAE		
<i>Characidium lanei</i> Travassos, 1967	17	13680
<i>Characidium pterostictum</i> Gomes, 1947	173	13659
CHARACIDAE		
<i>Astyanax ribeirae</i> Eigenmann, 1911	1	15338
² <i>Astyanax</i> sp.1	122	13672
² <i>Astyanax</i> sp.2	7	13671
<i>Bryconamericus microcephalus</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	1	15335
³ <i>Deuterodon iguape</i> Eigenmann, 1907	80	13700
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> (Eigenmann, 1907)	25	13652
ERYTHRINIDAE		
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	5	13683
Siluriformes		
TRICHOMYCTERIDAE		
<i>Ituglanis proops</i> (Miranda Ribeiro, 1908)	7	13669
<i>Trichomycterus zonatus</i> (Eigenmann, 1918)	34	13668
LORICARIIDAE		
<i>Harttia kronei</i> Miranda Ribeiro, 1908	5	13697
<i>Hisonotus</i> sp.	6	13688
<i>Hypostomus ancistroides</i> (Ihering, 1911)	12	13692
³ <i>Isbrueckerichthys epakmos</i> Pereira & Oyakawa, 2003	153	13658
³ <i>Neoplecostomus ribeirensis</i> Langeani, 1990	2	13696
<i>Neoplecostomus yapo</i> Zawadzki, Pavanelli & Langeani, 2008	3	13651
HEPTAPTERIDAE		
<i>Pimelodella transitoria</i> Miranda Ribeiro, 1907	1	13704
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	15	13685
Gymnotiformes		
GYMNOTIDAE		
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	117	13684
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999	2	13657
Cyprinodontiformes		
POECILIIDAE		
<i>Phalloceros reisi</i> Lucinda, 2008	189	13699
Perciformes		
CICLHIDAE		
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	3	13654
³ <i>Geophagus iporangensis</i> Haseman, 1911	25	13660

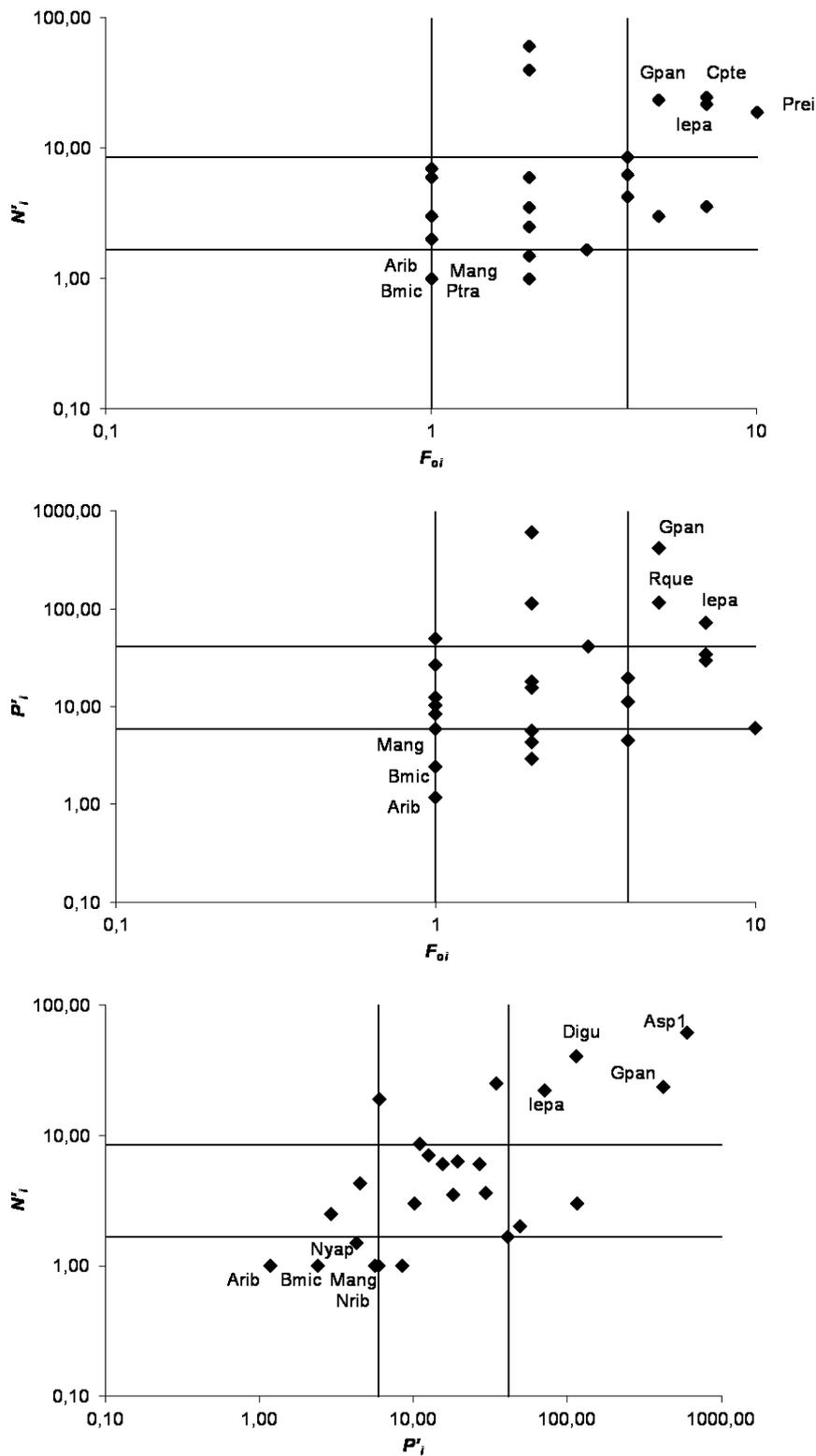


Figura 2: Relação entre as contribuições em número médio de indivíduos (N'_i), peso médio (P'_i) e frequência de ocorrência (Fo_i) das espécies *Astyanax* sp.1, *Astyanax ribeirae*, *Bryconamericus microcephalus*, *Characidium pterostictum*, *Deuterodon iguape*, *Gymnotus pantherinus*, *Isbrueckerichthys epakmos*, *Misgurnus anguillicaudatus*, *Neoplecostomus ribeirensis*, *Neoplecostomus yapo*, *Phalloceros reisi*, *Pimelodella transitoria* e *Rhamdia quelen*.

Tabela 3: Grupos de espécies formados pelas combinações dos níveis de cada variável (frequência de ocorrência, representatividade numérica e representatividade em peso). Níveis de importância: 1 – baixo, 2 – médio, 3 – alto. ¹Espécies raras, ²espécies mais comuns e ³espécie exótica do Parque Estadual do Jurupará.

Características	Níveis	Espécies	Pontos
Distribuição restrita, pouco abundantes, pouco representativas em peso	1-1-1	¹ <i>Astyanax ribeirae</i> ¹ <i>Bryconamericus microcephalus</i> ³ <i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	3
Distribuição restrita, pouco abundantes, representatividade média em peso	1-1-2	¹ <i>Pimelodella transitoria</i>	4
Distribuição restrita, representatividade média em abundância e peso	1-2-2	¹ <i>Australoheros facetus</i> ¹ <i>Hisonotus</i> sp. ¹ <i>Ituglanis proops</i>	5
Distribuição restrita, representatividade média em abundância e alta representatividade em peso	1-2-3	<i>Gymnotus sylvius</i>	6
Distribuição intermediária, poucos indivíduos, baixa representatividade em peso	2-1-1	¹ <i>Neoplecostomus ribeirensis</i> <i>Neoplecostomus yapo</i>	4
Distribuição intermediária, poucos indivíduos, alta representatividade em peso	2-1-3	<i>Hoplias malabaricus</i>	6
Distribuição e abundância intermediários, baixa representatividade em peso	2-2-1	¹ <i>Harttia kronei</i>	5
Distribuição e representatividade (em abundância e peso) intermediárias	2-2-2	<i>Astyanax</i> sp.2 <i>Hypostomus ancistroides</i>	6
Distribuição intermediária, alta representatividade em abundância e peso	2-3-3	<i>Astyanax</i> sp.1 <i>Deuterodon iguape</i>	8
Distribuição elevada, representatividade média em abundância, peso baixo	3-2-1	<i>Characidium lanei</i>	6
Distribuição elevada, representatividade em abundância e peso intermediário	3-2-2	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i> <i>Geophagus iporangensis</i>	7
Distribuição elevada, representatividade média em abundância e alta em peso	3-2-3	<i>Rhamdia quelen</i>	8
Distribuição e representatividade em abundância elevadas, peso intermediário	3-3-2	² <i>Characidium pterostictum</i> ² <i>Phalloceros reisi</i> ² <i>Trichomycterus zonatus</i>	8
Distribuição e representatividade (em abundância e peso) elevadas	3-3-3	² <i>Gymnotus pantherinus</i> ² <i>Isbrueckerichthys epakmos</i>	9

Tabela 4: Modelo selecionado pelo menor valor de AICc para explicar a abundância de *Isbrueckerichthys epakmos* (Iepa). w_i = número de vezes que o modelo selecionado é mais parcimonioso que o reduzido, variáveis ambientais do modelo: substrato grosso (sg), poções e corredeiras (pc). p valor = significância (95%) da variável no modelo.

Espécie	Modelo	AICc	w_i	Variáveis	p valor
Iepa	sg+pc	138,56	$3,27e^{32}$	sg	$1,24e^{-10}$
				pc	0,01

4. Discussão

Nossas análises das assembleias ícticas do Parque Estadual do Jurupará apontaram resultados interessantes a respeito das espécies raras e mais comuns. *I. epakmos*, uma espécie recentemente descrita e considerada ameaçada de extinção pela IUCN, está amplamente distribuída na área (i.e., apresentou alta frequência de ocorrência) e foi uma das mais representativas em abundância. Sua ocorrência esteve relacionada à elevada proporção de substrato grosso nos riachos e à presença de poções e corredeiras, que refletem um aspecto de heterogeneidade ambiental. Entre as espécies raras, encontramos representantes das duas ordens mais comuns e abundantes em riachos neotropicais, Characiformes e Siluriformes (Castro 1999). Um dado relativamente alarmante dos nossos resultados foi a captura de um exemplar de *M. anguillicaudatus*, espécie exótica, que aponta a necessidade de monitoramento das assembleias ícticas para detectar possíveis mudanças nas dinâmicas populacionais.

I. epakmos é uma espécie de loricarídeo descrita em 2003 por Pereira e Oyakawa, que compararam os exemplares com outros das espécies *I. duseni* e *I. alipionis*, todas endêmicas da bacia do Rio Ribeira de Iguape. Em 2006, Oyakawa et al. já classificaram *I. epakmos* como uma espécie ameaçada de extinção no estado de São Paulo e o fato de encontrarmos a espécie abundante e amplamente distribuída no Parque Estadual do Jurupará reforça a importância dessa unidade de conservação para manutenção da fauna regional. Algumas características morfológicas diferenciadas permitem que o gênero *Isbrueckerichthys* se estabeleça em ambientes instáveis, geralmente riachos de pequeno a médio porte com águas claras e correntes, bem oxigenadas, com substrato composto por rochas de diferentes tamanhos (Pereira e Oyakawa 2003). Entre essas adaptações morfológicas, destacam-se o corpo deprimido (i.e., achatado dorso-ventralmente), coberto por placas ósseas resistentes, e o aparato bucal transformado em um disco sugador (Covain e Fish-Muller 2007). O corpo achatado diminui a resistência da água (Geerinckx et al. 2007) e as

adaptações da boca e dos dentes permitem que os indivíduos se fixem às rochas submersas e especializem sua dieta, que pode variar de restos de madeira a pequenos insetos, de acordo com a espécie (Covain e Fish-Muller 2007). Essa especialização ecológica explica o modelo de distribuição de *I. epakmos*, que apontou substrato grosso e poções e corredeiras como as variáveis mais correlacionadas à distribuição da espécie.

Embora *I. epakmos*, em particular, não seja encontrado em poções, a combinação de poções e corredeiras nos riachos reflete a heterogeneidade de mesohabitats, que combinada à heterogeneidade de substratos (grosso e fino em alguns trechos) cria condições de alimentação e abrigo diferenciadas ao longo do riacho. A formação de diversos meso e microhabitats no canal permite o estabelecimento de espécies com exigências ecológicas distintas (Teresa e Casatti 2012), como podemos observar diante da distribuição ampla e abundante de outras espécies, como *C. pterostictum*, *G. pantherinus*, *P. reisi* e *T. zonatus*.

Assim como *I. epakmos*, *C. pterostictum* e *T. zonatus* também são espécies reofilicas, associadas a um substrato grosso e estável em trechos de maior correnteza. Embora taxonomicamente distintas, tanto *C. pterostictum* quanto *T. zonatus* se alimentam de invertebrados e larvas de invertebrados (Braga e Gomiero 2009) durante o dia, mas apresentam estratégias diferentes de aquisição do alimento. De acordo com Casatti (2002), que realizou observações subaquáticas para caracterizar as táticas de captura de alimento das espécies de peixes em outra unidade de conservação do estado de São Paulo, espécies do gênero *Characidium* utilizam a estratégia de espreita enquanto *Trichomycterus* spp. especulam ativamente o substrato. Estas espécies invertívoras e morfologicamente adaptadas a certos microhabitats são consideradas especialistas e podem ser boas indicadoras de degradação ambiental, especialmente porque se tornam vulneráveis quando sua fonte alimentar preferida não está disponível (Abelha et al. 2001). Por outro lado, espécies como *G. pantherinus* e *P. reisi* não são boas indicadoras de degradação. Ao analisar o comportamento de espécies próximas dos gêneros *Gymnotus* e *Phalloceros*, que apresentam comportamento e exigências ecológicas semelhantes às espécies coletadas, Rocha et al. (2009) observaram que *G. carapo* se estabelece próxima às margens durante o dia, entre a vegetação submersa, e à noite se alimenta de um amplo espectro de itens, de detritos a invertebrados. Já *P. harpagos* nada durante o dia na coluna d'água, próximo à superfície, recolhendo itens trazidos pela corrente. Devido a essa dieta flexível e a não dependência por microhabitats específicos dentro do canal (e.g., componentes do substrato ou elementos diversificadores, como galhos e troncos) o crescimento das populações de espécies como *G. pantherinus* e *P. reisi* é favorecido em riachos sob impactos antropogênicos, ao ponto destas espécies tornarem-se dominantes em riachos degradados, que invariavelmente apresentam substrato fino e homogêneo (Walsh et al. 2005).

A presença de populações abundantes e amplamente distribuídas tanto de espécies generalistas quanto especialistas é um dado importante diante dos represamentos que abastecem as quatro PCHs instaladas no interior do Parque. Estes empreendimentos podem causar perdas irreversíveis de biodiversidade e mudanças profundas no equilíbrio ecológico do sistema, decorrentes da transformação do ambiente lótico em ambiente lêntico (Reis 2013). A mudança favorece o crescimento de populações de espécies de ambientes lênticos em detrimento de espécies reofilicas, o que resulta em alterações significativas da composição de espécies, como a substituição de especialistas por generalistas, discutida anteriormente. Além disso, os represamentos regulam o fluxo d'água nos rios e riachos à jusante, resultando em distúrbios nos ciclos anuais de alimentação, reprodução e migração de algumas espécies (Reis 2013). Não podemos afirmar que a instalação das PCHs alterou a composição de espécies de peixes dos riachos de cabeceira e pequeno porte, principalmente porque não há registros históricos da fauna anteriores aos represamentos. No entanto, a estrutura observada para as assembleias ícticas reflete uma alta capacidade do sistema de fornecer recursos abundantes e diversificados para sustentar assembleias de peixes com alta diversidade taxonômica e funcional. A mesma estrutura não seria observada se os riachos estudados apresentassem algum tipo de homogeneização no canal ou alterações ambientais drásticas na paisagem decorrentes, por exemplo, de represamentos à jusante.

Além dos represamentos, o parque abriga pelo menos 14 espécies de peixes não nativas, reconhecidas até 2010. Oito são nativas de outras bacias hidrográficas brasileiras (e.g., Alto Paraná, Paraná-Paraguai e Amazônica) e seis são espécies exóticas invasoras (e.g., carpas, tilápias e *black-bass*) (São Paulo 2010). A presença destas espécies provavelmente é resultante de escapes de pisciculturas ou peixamentos realizados diretamente nos corpos d'água das represas. Neste estudo, também capturamos um exemplar de *M. anguillicaudatus*, originária do leste asiático e provavelmente introduzida por aquaristas (Gomes et al. 2011). Uma análise do conteúdo estomacal do exemplar capturado revelou uma dieta essencialmente invertívora, o que pode ser preocupante se resultar em competição alimentar com outras espécies invertívoras nativas, como *Characidium* spp. e *Trichomycterus* spp. (Gomes et al. 2011). Aumentar o esforço amostral e realizar monitoramentos periódicos é necessário para verificar se esta ocorrência foi um evento isolado em nossas coletas ou se há indícios de estabelecimento de uma população desta espécie exótica nos riachos da bacia do Rio Ribeira de Iguape. Aumentar o esforço amostral ou ampliar a área de estudo também pode melhorar as análises de raridade, pois algumas espécies apresentaram somente um exemplar capturado (*A. ribeirae*, *B. microcephalus* e *P. transitoria*).

Os mecanismos por trás do número de espécies raras nas assembleias biológicas ainda não são bem definidos. Alguns autores apontam diferenças nos mecanismos de reprodução e na capacidade

de dispersão como possíveis causas dos padrões de raridade (Kunin e Gaston 1997), outros citam a especificidade das espécies com determinados tipos de habitats ou componentes ambientais (Lyet et al. 2013). Siqueira et al. (2011), por outro lado, sugerem que interações biológicas sejam um fator mais influente, porém são mais difíceis de detectar e medir em estudos observacionais. No caso dos riachos estudados, não conseguimos elencar possíveis fatores responsáveis pela baixa frequência de ocorrência e abundância das espécies raras. *H. kronei*, *Hisonotus* sp., *N. ribeirensis* e *N. yapo* podem ser consideradas especialistas, mais sensíveis a mudanças ambientais e dependentes de microhabitats específicos. Já *A. ribeirae*, *A. facetus* e *B. microcephalus* são espécies consideradas generalistas, que se posicionam na coluna d'água e se alimentam de uma ampla gama de itens (Casatti e Castro 2006, Ribeiro et al. 2007). Então o quê configurou a dominância e a raridade de determinadas espécies nas assembleias de peixes estudadas? Possivelmente, esse perfil tenha sido gerado aleatoriamente ao longo do tempo, de acordo com as previsões do modelo neutro de metacomunidades.

O paradigma neutro da teoria de metacomunidades prevê que todas as espécies presentes no pool regional são funcionalmente equivalentes e têm a mesma chance de colonizar novos locais (Brown et al. 2011). Dessa forma, movimentos aleatórios das espécies alteram sua frequência relativa e as dinâmicas das comunidades resultam de eventos de perda (extinção, emigração) e ganho de espécies (imigração, especiação) (Leibold et al. 2004). Se esta teoria for válida para os nossos riachos, o perfil das assembleias pode ter sido gerado ao acaso, com as primeiras espécies se estabelecendo rapidamente nos riachos e consumindo a maior parte de seus recursos, o que favoreceu o crescimento de suas populações. As espécies que chegaram a seguir ocuparam porções cada vez menores do espaço e dos recursos restantes, o que limitou o crescimento de suas populações. A ocorrência aleatória deste processo ao longo do tempo e de toda a bacia hidrográfica justificaria o elevado número de espécies raras nas assembleias biológicas e a grande diversidade taxonômica e funcional observadas nas amostras.

Ainda que os mecanismos que geram espécies raras e comuns não sejam bem compreendidos, a manutenção de populações de espécies tanto raras quanto comuns é fundamental para o equilíbrio dos processos ecológicos. Em uma revisão de trabalhos publicados, Lyons et al. (2005) citam diversos exemplos de espécies que, embora pouco abundantes, são consideradas espécies chave na assembleia biológica, pois seu impacto no funcionamento do ecossistema é expressivo e desproporcional à sua abundância. Mouillot et al. (2013) argumentam que espécies raras, mesmo aquelas com apenas um indivíduo na amostra, podem sustentar funções vulneráveis do ecossistema. Funções vulneráveis são consideradas aquelas que só podem ser exercidas por um grupo restrito de espécies, que apresenta características específicas relacionadas à sua função. Se estas espécies

desaparecem, estes processos ecossistêmicos vulneráveis também são perdidos. Paralelamente, em uma breve revisão, Gaston e Fuller (2008) chamam atenção para a importância das espécies comuns que são, ao contrário do que o termo sugere, raras na natureza. Mesmo declínios relativamente pequenos nas populações de espécies comuns podem acarretar uma enorme perda de indivíduos e biomassa, gerando mudanças profundas na estrutura e função das assembleias biológicas e nos serviços ecológicos. Ao avaliar mais detalhadamente o impacto da redução da abundância de espécies raras e comuns na produtividade primária do sistema, Smith e Knapp (2003) concluíram que, na verdade, as consequências devem estar associadas a mudanças em escalas diferentes, de curto e longo prazo. Enquanto espécies comuns podem compensar, em curto prazo, um declínio nas funções ecológicas decorrente da diminuição da riqueza de espécies raras, a perda de funções complementares exercidas por espécies raras e pouco comuns pode contribuir para a perda adicional de espécies, e conseqüentemente para o desequilíbrio dos processos ecológicos, em longo prazo.

Diante dessas considerações, fica claro que conhecer as espécies raras e comuns das assembleias biológicas é uma informação valiosa no contexto de conservação e restauração ambiental, no sentido de subsidiar ações com maiores chances de sucesso em curto, médio e longo prazo e para detectar locais prioritários (Rodrigues e Gaston 2002, Gaston e Fuller 2008). Se espécies raras e comuns são fundamentais no equilíbrio dos processos ecológicos (Smith e Knapp 2003) e não são devidamente contempladas nas áreas protegidas, concluímos que grande parte dessas áreas podem não ser resistentes e resilientes o bastante no futuro, diante de mudanças climáticas ou invasões de espécies exóticas.

5. Considerações finais

A presença de assembleias de peixes altamente diversificadas em termos taxonômicos e funcionais reflete a importância da conservação dos riachos de cabeceiras e pequeno porte da bacia do Rio Ribeira de Iguape. A ocorrência de espécies endêmicas pode estar relacionada a condições ambientais específicas encontradas nos riachos estudados, que não apresentaram indícios de degradação ambiental, apesar dos represamentos que abastecem as pequenas centrais hidrelétricas presentes no parque. Não encontramos fatores evidentes que expliquem a baixa frequência de ocorrência e abundância das espécies raras, de forma que o perfil das assembleias possa ter sido gerado de forma aleatória. Não obstante, o papel ecológico das espécies raras e comuns reforça a importância de conhecermos e monitorarmos suas populações para subsidiar a criação de áreas

protegidas complementares à rede existente, de forma a melhorar a eficácia da conservação da biodiversidade diante do futuro incerto das mudanças climáticas e dos impactos antropogênicos.

6. Referências bibliográficas

Abelha MCF, Agostinho AA, Goulart E (2001) Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Sci* 23: 425-434.

Anderson MJ, Crist TO, Chase JM, Vellend M, Inouye BD, Freestone AL, Sanders NJ, Cornell HV, Comita LS, Davies KF, Harrison SP, Kraft NJB, Stegen JC, Swenson NG (2011) Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol Lett* 14: 19-28.

Braga FMS, Gomiero LM (2009) Alimentação de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. *Biota Neotrop*. doi: 10.1590/S1676-06032009000300021

Brasil (2011) Tecnologias sustentáveis em sistemas urbanos. Secretaria de Inclusão Social do Ministério de Ciência e Tecnologia, Programa Temático de Tecnologias Sustentáveis. Disponível em: www.mma.gov.br/estruturas/164/_publicacao/164_publicacao24022011094307.pdf

Brown BL, Swan CM, Auerbach DA, Grant EHC, Hitt NP, Maloney KO, Patrick C (2011) Metacommunity theory as a multispecies, multiscale framework for studying the influence of river network structure on riverine communities and ecosystems. *J N Am Benthol Soc* 30: 310-327.

Casatti L (2002) Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop*. doi: 10.1590/S1676-06032002000200012.

Casatti L, Castro RMC (2006) Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop Ichthyol* 4: 203-214.

Casatti L, Langeani F, Ferreira CP (2006) Effects of physical degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ Manage* 38: 974-982.

Castro RMC (1999) Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. *Oecol Bras* 6: 139-155.

Cetra M, Ferreira FC, Carmassi AL (2009) Caracterização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (SE da Bahia, NE do Brasil). *Biota Neotrop* 9: 107-115.

Covain R, Fisch-Muller S (2007) The genera of the Neotropical armored catfish subfamily Loricariinae (Siluriformes: Loricariidae): a practical key and synopsis. *Zootaxa* 1462: 1-40.

- Ferreira, FC (2007) Ictiofauna de riachos na planície costeira da bacia do rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo. Dissertação, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Gaston KJ (1994) *Rarity*. Chapman & Hall, London.
- Gaston KJ, Fuller RA (2008) Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol Evol* 23: 14-19.
- Geerinckx T, Brunain M, Herrel A, Aerts P, Adriaens D (2007) A head with a suckermouth: a functional-morphological study of the head of the suckermouth armoured catfish *Ancistrus* cf. *triradiatus* (Loricariidae, Siluriformes). *Belg J Zool* 137: 47-66.
- Gerhard P, Moraes R, Molander S (2004) Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserv in southeastern Brazil. *Environ Biol Fish* 71: 321-340.
- Gomes CIDA, Peressin A, Cetra M, Barrella W (2011) First adult record of *Misgurnus anguillicaudatus*, Cantor 1842 from Ribeira de Iguape River Basin, Brazil. *Acta Limnol Bras* 23: 229-232.
- KuninWE, Gaston KJ (1993) The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Tree* 8: 298-301.
- Leal CG, Junqueira NT, Pompeu OS (2011) Morphology and habitat use by fishes of the Rio das Velhas basin in southeastern Brazil. *Environ Biol* 90: 143-157.
- Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M, Gonzalez A (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecol Lett* 7: 601-613.
- Logan M (2010) *Biostatistical design and analysis using R: a practical guide*. Wiley-Blackwell, UK.
- Lyet A, Thuiller W, Cheylan M, Besnard A (2013) Fine-scale regional distribution modelling of rare and threatned species: bridging GIS tools and conservation in practice. *Diversity Distrib* 19: 651-663.
- Lyons KG, Brigham CA, Traut BH, Schwartz MW (2005) Rare species and ecosystem functioning. *Conserv Biol* 19: 1019-1024.
- Menezes NA, Weitzman SH, Oyakawa OT, Lima FCT, Castro RMC, Weitzman MJ (2007) *Peixes de Água Doce da Mata Atlântica - Lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.
- Metzger JP, Casatti L (2006) Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. *Biota Neotrop*. doi: 10.1590/S1676-06032006000200002.

Mouillot D, Bellwood DR, Baraloto C, Chave J, Gaizin R, Harmelin-Vivien M, Kulbicki M, Lavergne S, Lavorei S, Mouquet N, Paine CET, Renaud J, Thuiller W (2013) Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *Plos Biol.* doi: 10.1371/journal.pbio.1001569

Nelson, J. S., 2006. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey.

Nogueira C, Buckup PA, Menezes NA, Oyakawa OT, Kasecker TP, Neto MBR, Silva JMC (2010) Restricted-range fishes and the conservation of brazilian freshwaters. *Plos One.* doi: 10.1371/journal.pone.0011390.

Oyakawa OT, Akama A, Mautari KC, Nolasco JC (2006) Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape. *Neotrópica*, São Paulo.

Pagotto JPA, Goulart E, Oliveira EF, Yamamura CB (2011) Trophic ecomorphology of Siluriformes (Pisces, Osteichthyes) from a tropical stream. *Braz J Biol* 71: 469-479.

Pereira EHL, Oyakawa O (2003) *Isbrueckerichthys epakmos*, a new species of loricariid catfish from the rio Ribeira de Iguape basin, Brazil (Teleostei: Siluriformes). *Neotrop Ichthyol* 1: 3-9.

Pritt JJ, Frimpong EA (2010) Quantitative determination of rarity of freshwater fishes and implications for imperiled-species designations. *Conserv Biol* 24: 1249-1258

R Development Core Team (2011) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Austria.

Reis RE (2013) Conserving the freshwater fishes of South America. *Int Zoo Yb.* doi: 10.1111/izy.12000

Ribeiro F, Orjuela RL, Magalhães MF, Collares-Pereira MJ (2007) Variability in feeding ecology of a South American cichlid: a reason for successful invasions in mediterranean-type rivers? *Ecol Freshw Fish* 16: 559-569.

Rocha FC, Casatti L, Pereira DC (2009) Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. *Acta Limnol Bras* 21: 123-134.

Rodrigues ASL, Gaston KJ (2002) Rarity and conservation planning across geopolitical units. *Conserv Biol* 16: 674-682.

São Paulo (estado), 2010. Fundação Florestal do Estado de São Paulo - Núcleo Planos de Manejo. Parque Estadual do Jurupará – Plano de Manejo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>

Siqueira T, Bini LM, Roque FO, Couceiro SRM, Trivinho-Strixino S, Cottenie K (2012) Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. *Ecography* 35: 183-192.

Smith MD, Knapp AK (2003) Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecol Lett* 6: 509-517.

Teresa FB, Casatti L (2012) Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecol Freshw Fish* 21: 433-442.

Walsh CJ, Roy AH, Feminella JW, Cottingham PD, Groffman PM, Morgan II RP (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J N Am Benthol Soc* 24: 706-723.