

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**Composição e estrutura trófica da comunidade de peixes de
riachos da sub-bacia do Ribeirão Bananal, Parque Nacional de
Brasília, bioma Cerrado, DF.**

Mariana Schneider

Brasília – DF

2008

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Composição e estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da sub-bacia do Ribeirão
Bananal, Parque Nacional de Brasília, bioma Cerrado, DF

Orientadora: Dra. Cláudia Padovesi Fonseca

Dissertação apresentada ao Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade de
Brasília como parte dos requisitos
necessários para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia

Brasília – DF

2008

“Toda a nossa ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil - e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos”

Albert Einstein

Trabalho realizado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, com o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ecologia pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade de Brasília (UnB).

“Composição e estrutura trófica da comunidade de peixes de riachos da sub-bacia do Ribeirão Bananal, Parque Nacional de Brasília, bioma Cerrado, DF”

Mariana Schneider

Aprovado por:

Orientadora: Dra. Claudia Padovesi Fonseca
Departamento de Ecologia, UnB

Dra. Lilian Casatti
Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP-SJRP
Membro externo

Dr. Fernando Luis do Rego Monteiro Starling
Companhia de Saneamento Ambiental do DF, CAESB
Membro externo

Dra. Maria Júlia Martins Silva
Departamento de Zoologia, UnB
Suplente

AGRADECIMENTOS

Ao longo do tempo de realização deste trabalho tive a ajuda e contribuição de várias pessoas através de pequenos gestos ou palavras.

Agradeço, em especial, aos meus pais, pelo apoio incondicional, pela paciência nos momentos difíceis e por acreditarem na minha capacidade como bióloga e pesquisadora.

A minha querida irmã pelos conselhos, cumplicidade e companheirismo. Por me escutar, mesmo de longe, e me ajudar a superar todos os obstáculos durante essa jornada.

Aos meus dois sobrinhos mais fofos desse mundo pelas brincadeiras e palhaçadas sem terem a mínima idéia do tanto que estavam me ajudando.

Ao meu irmão e minha cunhada que, mesmo a distância, me apoiaram e me mostraram que a dedicação ao trabalho pode abrir novas portas e trazer novas oportunidades.

A professora Dra. Maria Júlia Martins Silva pela amizade, companheirismo e confiança na minha capacidade como pesquisadora.

A professora Dra. Claudia Padovesi Fonseca pela oportunidade de realizar esse trabalho.

Ao meu parceiro de campo Pedro De Podestà, pelo companheirismo, pelas discussões e pelo apoio ao longo desse trabalho.

Ao Henrique Breda Arakawa e Douglas Cavalcanti pela dedicação nas coletas e pelo bom humor que transformou o cansaço do campo em momentos divertidos que não serão esquecidos.

Ao Ricardo, Zé Braz, Thiago, Bernardo, Filipe, Juliana, Carlinhos, Guth, Paulinha e Flávio pela ajuda em algumas coletas de campo.

Ao Santinho (Santos Balbino) pelas pescarias e pela paciência de nos levar todos os dias ao campo.

A Carolina Tavares da Silva Bernardo, Adriana Bocchiglieri e Luciana Minafra Reys pelas sugestões e comentários construtivos na elaboração da dissertação.

A Nazle Veras pela ajuda no resumo e pelo ombro amigo nos momentos difíceis.

A professora Lilian Casatti e a Cristiane de Paula Ferreira pela receptividade e pelo apoio no ensino de metodologias indispensáveis para a realização desta dissertação.

Ao professor Francisco Langeani pela identificação do material biológico.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília pelo suporte e financiamento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo fornecimento da bolsa de estudo.

Ao Parque Nacional de Brasília pela oportunidade e, em especial, a Diana Tollstadius pelo incentivo e por acreditar na importância deste trabalho.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) pelo fornecimento da licença de coleta.

A todos os meus amigos que participaram de várias maneiras no período de realização deste trabalho. Obrigada por tudo.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| RESUMO..... | 1 |
| ABSTRACT..... | 2 |
| 1. INTRODUÇÃO..... | 3 |
| 2. MATERIAL E MÉTODOS..... | 8 |
| 2.1. Área de estudo..... | 8 |
| 2.2. Desenho amostral..... | 9 |
| 2.3. Coleta dos peixes..... | 13 |
| 2.4. Análise da dieta..... | 14 |
| 2.5. Análise estatística..... | 15 |
| 3. RESULTADOS..... | 18 |
| 3.1. Caracterização dos trechos..... | 18 |
| 3.2. Composição da ictiofauna..... | 19 |
| 3.3. Análise da dieta..... | 25 |
| 3.4. Guildas alimentares..... | 28 |
| 3.5. Sobreposição alimentar..... | 34 |
| 3.6. Contribuição alóctone e autóctone..... | 35 |
| 3.7. Variação temporal | 36 |
| 4. DISCUSSÃO..... | 37 |
| 4.1. Composição da ictiofauna..... | 37 |
| 4.2. Guildas alimentares..... | 39 |
| 4.3. Sobreposição alimentar..... | 45 |
| 4.4. Contribuição alóctone e autóctone..... | 45 |
| 4.5. Variação temporal..... | 48 |
| 5. CONCLUSÕES..... | 51 |
| 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... | 52 |
| 7. ANEXO..... | 62 |

RESUMO

O presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de determinar a composição e a estrutura trófica da comunidade de peixes da sub-bacia do Ribeirão Bananal pertencente a uma área bem preservada de Cerrado no Parque Nacional de Brasília. Além disso, devido a marcante sazonalidade deste bioma, buscou-se verificar a influência das variações ambientais na dieta das espécies. Em cada trecho de 30 m de extensão foram realizadas quatro amostragens, duas no período seco e duas no período chuvoso. Foram coletados 3597 indivíduos pertencentes a 20 espécies. Destas, nove são espécies novas. Foram analisados 1050 estômagos pertencentes às 13 espécies mais abundantes. No total, foram consumidos 36 itens alimentares sendo 24 autóctones, oito alóctones e quatro de origem indeterminada. A análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), juntamente com os resultados dos gráficos de frequência de ocorrência e abundância, agrupou as espécies em quatro guildas: detritívoros, onívoros (com tendência à herbivoria e invertivoria), invertívoros e piscívoros. Poucos pares de espécies demonstraram sobreposição alimentar e, quando houve sobreposição, esta foi principalmente registrada entre espécies de uma mesma guilda trófica. Cerca de 69% dos recursos consumidos pelos indivíduos foram de origem alóctone, o que evidencia a importância dos recursos advindos das matas de galeria. A contribuição de presas autóctones e alóctones na dieta diferiu, de acordo com a estação, para *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax* sp., *Characidium* sp., *Hypheobrycon balbus*, *Kolpotocheirodon theloura*, *Moenkhausia* sp., *Phalloceros caudimaculatus* e *Rivulus pictus*. Apesar das características climáticas do bioma Cerrado, não houve influência significativa da variação sazonal na dieta. A ausência de variação sazonal e a predominância de itens alóctones na dieta provavelmente estão associadas à presença de matas ciliares, que atuam como zonas de amortecimento e zonas provedoras de recursos para a biota aquática. O presente estudo demonstra a importância de estudos em regiões íntegras para fornecer conhecimentos sobre a biologia das espécies e permitir o direcionamento de ações públicas para o manejo dos recursos aquáticos, para a recuperação de áreas degradadas e para a determinação de áreas prioritárias para a conservação.

Palavras-chave: peixes de riacho, ecologia trófica, guildas alimentares, variação sazonal, Cerrado.

ABSTRACT

Composition and trophic structure of fish communities in the Ribeirão Bananal sub-basin, Parque Nacional de Brasília, biome Cerrado, DF.

The purpose of this study was to determine the composition and the trophic structure of fish communities in the Ribeirão Bananal sub-basin, which belongs to a well preserved Cerrado area in the National Park of Brasília, Brazil. Furthermore, due to a marked seasonality in this biome, it was examined the influence of environmental variations on the fish species diets in the study area. Therefore, in a stretch of 30 m long, four samples – two in the dry season and two in the raining period – were taken. A total of 3597 individuals, belonging to 20 species, were collected. Nine of them were new species for the area. The study analyzed 1050 stomachs of the 13 more abundant species. The analysis showed that a total of 36 feeding items were consumed, 24 autochthonous, 8 allochthonous and four of indetermined origin. The non-metric multidimensional scaling (NMDS) analysis, together with the results of frequency occurrence and abundance graphics, permitted to group the species in four feeding guilds: detritivores, omnivores (with tendency to herbivory and invertivory), invertivores and piscivores. Only a few pairs of species showed feeding overlap and when it occurred, it was mostly among species of the same trophic guild. Around 69% of resources consumed were from allochthonous origin, which proves the importance of the resources provided by riparian vegetation. The contribution of autochthonous and allochthonous items in the diet differed according to the season for *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax* sp., *Characidium* sp., *Hyphessobrycon balbus*, *Kolpotocheirodon theloura*, *Moenkhausia* sp., *Phalloceros caudimaculatus* e *Rivulus pictus*. Despite the Cerrado's climatic characteristics, there was no significant influence of seasonal variation on the diet. The absence of seasonal variation and the prevalence of allochthonous items in the diet probably are associated with the presence of riparian vegetation that act as a transition area and provide resources to the aquatic fauna. This work demonstrates the importance of studies in non-disturbed areas to provide information concerning the species biology and direct the public actions to the aquatic resources management, recuperation of damaged areas and determination of priority areas to conservation.

Key-words: stream fishes, trophic ecology, feeding guilds, seasonal variation, Cerrado.

1. INTRODUÇÃO

A existência de padrões de ocorrência das espécies ao longo de gradientes ambientais em função da disponibilidade de recursos pode ser verificada a partir de estudos que visem o conhecimento do hábito alimentar. Estes estudos também permitem a identificação de fatores que afetam a distribuição e abundância das espécies (Deus & Petreire-Junior, 2003). Estudos sobre a dieta proporcionam uma base para o entendimento da dinâmica ecológica de populações de peixes e de outros organismos aquáticos; além de inferências sobre uso de hábitat, disponibilidade de recursos e características comportamentais (Hahn *et al.*, 2004).

Peixes de riachos convivem com variação temporal e espacial na disponibilidade de seu alimento (Matthews, 1998). Lowe-McConnell (1987) afirma que a ictiofauna de riachos tropicais é afetada por mudanças sazonais devido à expansão e retração do seu habitat. Assim, mudanças locais na velocidade da água, tipo de fundo, profundidade e vegetação transformam estes ambientes em padrões de mosaico, aumentando consideravelmente a disponibilidade de habitats (Luiz *et al.*, 1998). Segundo Melo *et al.* (2003), as variações sazonais de pluviosidade criam e/ou eliminam micro-habitats. Chuvas intensas promovem um aumento do fluxo de água com grandes elevações na vazão dos riachos; produzindo um aporte de materiais orgânicos e inorgânicos, levando a alterações na configuração do leito e carregamento da biota (Luiz *et al.*, 1998).

A configuração do leito dos córregos é preservada pela vegetação circundante, presente em maiores densidades nas regiões de cabeceira (Ribeiro & Walter, 1998). Essa vegetação impede a chegada de luz comprometendo a produção autotrófica e contribuindo com material vegetal e matéria orgânica particulada. Com o aumento do riacho, há uma diminuição da importância do material de origem terrestre e um aumento da significância da produção primária autóctone (Vannote *et al.*, 1980). Estas alterações ao longo do curso d'água

são importantes na determinação da organização funcional da comunidade. Nas regiões de cabeceira, os peixes dependem primariamente de material alóctone que são derivados da vegetação adjacente (Lowe-McConnell, 1987). Esse material (como folhas, galhos e troncos) também influencia os recursos autóctones (advindos de dentro do córrego) criando microhabitats que suportam formas jovens de insetos e outros organismos que constituem a base do recurso alimentar autóctone para peixes (Russo *et al.*, 2002). Uieda & Kikuchi (1995), estudando um tributário do Rio Paranapanema (SP) em uma região de floresta estacional semidescídua, verificaram que a entrada de material alóctone foi maior no período chuvoso, resultante da queda de folhas durante o inverno (estação seca). Isto indica que, neste bioma, a disponibilidade de recursos autóctones e alóctones variam ao longo do ano sendo influenciados, principalmente, pelo regime de chuvas.

O hábito alimentar dos peixes representa uma integração entre as preferências alimentares e a disponibilidade e acessibilidade do alimento (Angermeier & Karr, 1984). A diversidade nos hábitos alimentares encontrados em peixes é produto de processos evolutivos que conduzem a diversas adaptações estruturais. Para um peixe se especializar em determinado recurso alimentar, ele deve apresentar estrutura morfológica hábil para exploração do recurso e o recurso deve estar em quantidade suficiente, em termos de biomassa, para suprir as necessidades do predador (Matthews, 1998). As informações existentes a respeito das preferências alimentares de peixes de riachos tropicais indicam a falta de especialização ou que a especialização é rara e reversível. Essa característica é vista como uma capacidade que os peixes possuem em utilizar outro tipo de alimento, quando o item preferencial estiver em baixa abundância. Peixes que não apresentam especializações tróficas são chamados de euritróficos, pois mudam a dieta de acordo com os seus biótopos ou flutuações estacionais (Lowe-McConnell, 1987).

Guildas tróficas são formadas por espécies que exploram, de forma semelhante, a mesma classe de recurso sem que haja, necessariamente, competição (Begon *et al.*, 2005). Dentre as guildas encontradas nas comunidades de peixes de riachos temos: detritívora, onívora, invertívora e piscívora. As espécies detritívoras se alimentam preferencialmente de detrito, que é uma mistura de restos de plantas e animais que foram quebrados quimicamente por diversos organismos que se acumulam no fundo dos córregos (Goldstein & Simon, 1998). Esse recurso é amplamente utilizado por peixes da América do Sul e representa uma importante categoria alimentar devido à presença de diversos microorganismos associados (Lowe-McConnell, 1987). Os onívoros não apresentam preferências alimentares, consumindo uma grande variedade de itens e ocupando mais de um nível trófico (Goldstein & Simon, 1998). Espécies que se alimentam de insetos terrestres e aquáticos, além de outros invertebrados como moluscos, são classificadas como invertívoros e formam a maior e mais diversa guilda trófica. Os piscívoros se alimentam de outros peixes ou parte deles e não são estritamente piscívoros (Goldstein & Simon, 1998).

Espécies pertencentes à mesma guilda que consomem o mesmo tipo de recurso, possivelmente apresentarão sobreposição de nicho e, em alguns casos, competição por utilizarem o mesmo recurso alimentar (Zaret & Rand, 1971; Sabino & Castro, 1990). Para evitar este tipo de interação, os peixes apresentam variações nas suas distribuições espacial e temporal que aumentam as possibilidades de coexistência entre as espécies (Zaret & Rand, 1971; Sabino & Castro, 1990).

A região Neotropical possui a fauna mais rica e diversa do mundo, sendo que a América do Sul abriga grande parte desta diversidade nas bacias Amazônica e do Paraná (Lowe-McConnell, 1987). No Brasil, existem 2587 espécies de água doce descritas sendo as ordens mais abundantes a Siluriformes (1056 espécies) e a Characiformes (948 espécies) (Buckup *et al.*, 2007). Inventários recentes em ambientes de riachos e de cabeceiras no Alto

Rio Paraná indicam a ocorrência de uma ictiofauna bastante diversificada, com elevado grau de endemismo e distribuição geográfica restrita (Castro & Casatti, 1997; Castro *et al.*, 2003 e 2004; Langeani *et al.*, 2007).

O bioma Cerrado abriga as nascentes das principais regiões hidrográficas do país, dentre elas as do Alto Paraná, e sua ictiofauna dos córregos e pequenos rios é pouco conhecida (Ferrante *et al.*, 2001; Novaes-Pinto, 1993). A intensa degradação ambiental desse bioma nas últimas décadas, para a implementação de culturas exóticas, afeta as características bióticas e abióticas dos rios e riachos da região (Novaes-Pinto, 1993). O crescimento urbano acelerado e desordenado causa o isolamento de ambientes naturais preservados causando o processo de insularização. Esse processo pode resultar em uma alta dominância de poucas espécies que possuam boa capacidade de dispersão, aliada a extinções locais e perda de biodiversidade (IBAMA & FUNATURA, 1998).

A região hidrográfica do Alto Paraná se encontra inserida totalmente em território brasileiro, englobando os estados do Paraná, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Goiás e o Distrito Federal. Uma das regiões de cabeceira da bacia do Alto Paraná se encontra dentro do Parque Nacional de Brasília, a sub-bacia do Ribeirão Bananal. Essa Unidade de Conservação de Proteção Integral é responsável pela preservação de 7,31% do território do Distrito Federal representado pelo bioma Cerrado (MMA & TNC, 2007). A sub-bacia do Ribeirão Bananal encontra-se totalmente inserida no Parque Nacional de Brasília sendo uma área preservada representativa do bioma Cerrado.

O estudo das características das comunidades de peixes em regiões bem preservadas (riachos referência) é fundamental para se conhecer as condições naturais a que cada espécie está submetida, com a menor interferência antrópica possível e é importante para a conservação da sua biodiversidade. Conhecimentos sobre a biologia das espécies são

importantes para direcionar o manejo dos recursos aquáticos, recuperação de áreas degradadas e a determinação de áreas prioritárias para a conservação (Agostinho *et al.*, 2005).

Considerando-se a falta de informações sobre a alimentação dos peixes de riacho no Cerrado e a influência das variações ambientais características deste bioma sobre a comunidade de peixes, o presente estudo teve o objetivo de investigar a estrutura trófica das espécies de peixes da sub-bacia do Ribeirão Bananal através de estudos de seus hábitos alimentares. Sendo assim, os objetivos específicos são:

- Definir as guildas tróficas existentes na sub-bacia a partir das preferências alimentares;
- Verificar o grau de sobreposição alimentar das dietas das espécies;
- Determinar a importância dos recursos de origem alóctone e autóctone em relação às estações do ano;
- Verificar a existência de variação temporal na dieta.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O Distrito Federal se encontra na região do Planalto Central Brasileiro, no interior da área central do bioma Cerrado. Sua elevada altitude e suas características de relevo propiciam a drenagem de águas superficiais abrigoando as nascentes das três principais regiões hidrográficas do Brasil: Tocantins-Araguaia, São Francisco e Paraná (Ferrante *et al.*, 2001; Novaes-Pinto, 1993).

Este trabalho foi realizado na sub-bacia do Ribeirão Bananal pertencente a região hidrográfica do Alto Paraná e localizada, em sua totalidade, dentro do Parque Nacional de Brasília (PNB). O PNB está situado na porção noroeste do Distrito Federal, a cerca de 10 km do centro de Brasília e corresponde à maior Unidade de Conservação de Proteção Integral do Distrito Federal, compreendendo uma área de 42.389 ha (criado pelo Dec. N° 241 de 29/11/1961, ampliado pela Lei n° 11.285 de 08/03/2006).

A sub-bacia do Ribeirão Bananal ocupa cerca de 1/3 da área total do PNB, fazendo parte da Bacia do Lago Paranoá, que pertence à região hidrográfica do Paraná. Esta sub-bacia possui uma área de drenagem de 139,7 km² (IBAMA & FUNATURA, 1998), sendo principalmente formada por dois córregos principais, o Ribeirão Bananal e o córrego Acampamento (Ferrante *et al.*, 2001). Todos os córregos pertencentes a esta sub-bacia se encontram em ótimas condições de preservação, com matas de galeria nas margens e acesso restrito por se tratar de uma unidade de conservação de uso integral (observação pessoal).

O Cerrado caracteriza-se pela existência de invernos secos e verões chuvosos (Ribeiro & Walter, 1998). No Distrito Federal, as maiores chuvas se concentram nos meses do verão (dezembro a abril), mas isso pode variar ao longo dos anos (Nimer, 1989). A pluviosidade

referente ao período de amostragem (Figura 1) indica que os meses das campanhas de outubro de 2006 e janeiro de 2007 corresponderam às maiores chuvas (estação chuvosa) e os meses de abril e julho de 2007 aos meses de menores precipitações (estação seca).

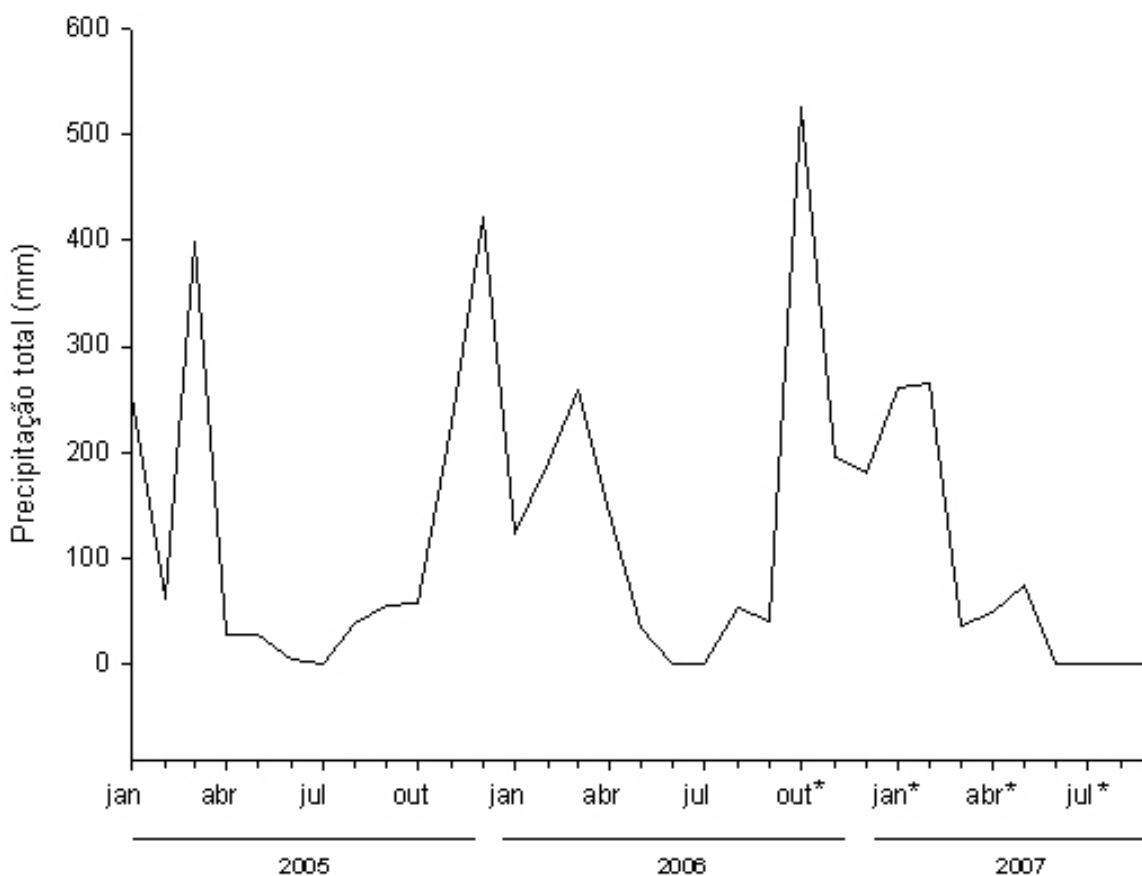


Figura 1. Variação das chuvas de 2005 a julho de 2007 na região do Distrito Federal. Os meses com asterisco correspondem aos períodos de coletas. Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

2.2. Desenho amostral

As coletas dos peixes foram realizadas trimestralmente em sete trechos distribuídos ao longo da sub-bacia do Ribeirão Bananal, totalizando quatro coletas em cada trecho ao longo de 10 meses (outubro de 2006 a julho de 2007). Em cada ponto foram amostrados trechos de

30 metros de extensão, ao longo das nascentes e do curso principal do córrego. Visando contemplar toda a sub-bacia do Ribeirão Bananal, a localização dos trechos de amostragem foi feita de acordo com o sistema de hierarquização de Strahler (1957), sendo baseados no mapa de hidrografia do Distrito Federal (escala 1:110.000) da CODEPLAN (1994) (Tabela 1 e Figuras 2-3). Os trechos foram georeferenciados via satélite com o auxílio de um GPS (GPS Garmin Etrex Venture[®]) a partir dos pontos médios de cada trecho. As campanhas de campo buscaram avaliar os córregos nas duas estações, com as coletas sendo realizadas nos meses de outubro de 2006 (transição de seca para a chuva), de janeiro de 2007 (chuva), de abril (transição de chuva para seca) e de julho de 2007 (seca).

Tabela 1. Localização, altitude e ordem dos córregos dos trechos de amostragem (escala 1:110.000) na sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF.

| Trecho | Nome do Córrego ou Ribeirão | Coordenada Geográfica | Ordem | Altitude (m) |
|--------|-----------------------------|--------------------------------|-------|--------------|
| 1 | Córrego Poço d'Água | 15°43'58.70"S 48° 0'54.80"W | 2 | 1102 |
| 2 | Ribeirão Bananal | 15°43'6.80"S 48° 0'49.80"W | 2 | 1082 |
| 3 | Córrego Capão Comprido | 15°42'49.94"S 47°57'36.04"W | 1 | 1089 |
| 4 | Ribeirão Bananal | 15°43'31.69"S 47°56'24.17"W | 1 | 1052 |
| 5 | Córrego Acampamento | 15°45'17.90"S 47°58'26.07"W | 2 | 1080 |
| 6 | Córrego Acampamento | 15°44'44.86"S 47°57'1.20"W | 3 | 1057 |
| 7 | Ribeirão Bananal | 15°43'42.70"S 47°54'39.44"W | 4 | 1011 |

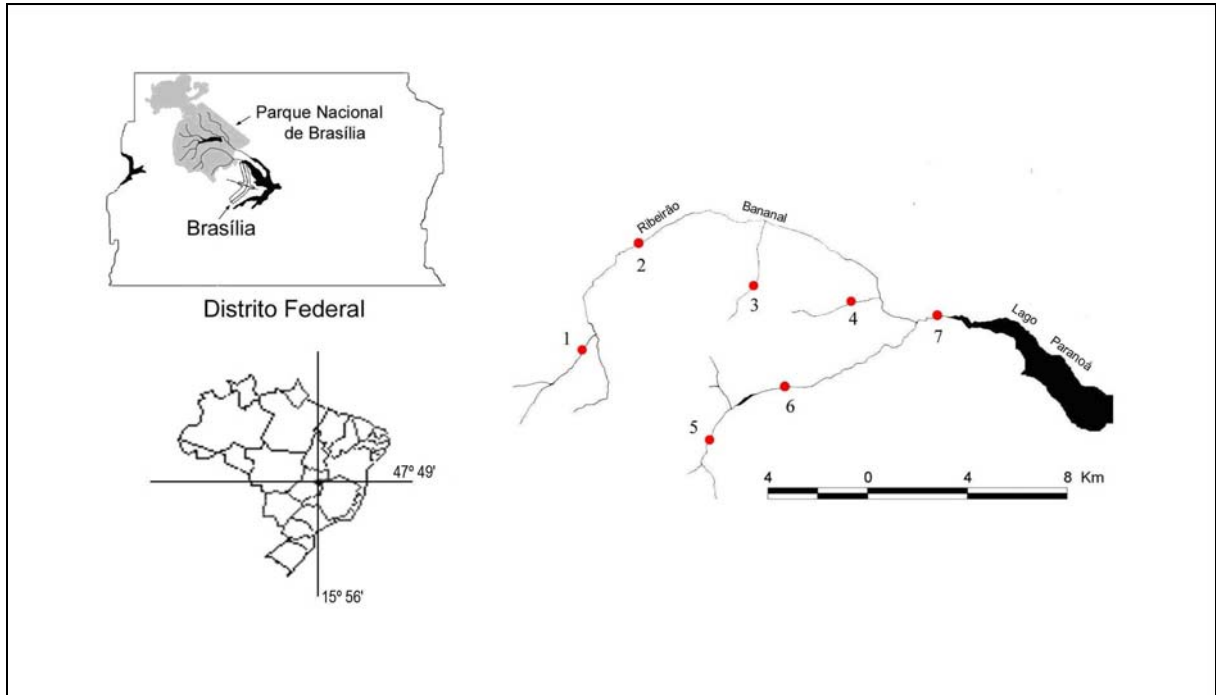


Figura 2. Localização do Parque Nacional de Brasília no Distrito Federal e a distribuição dos trechos amostrais na sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF.

Os trechos amostrados apresentam uma densa mata de galeria, pequenas larguras e profundidades, características de riachos de cabeceira (Araújo-Lima *et al.*, 1995). De acordo com Vannote *et al.* (1980) trechos de córregos de primeira a terceira ordem são considerados como regiões de cabeceira. O trecho sete é o único que não se encontra dentro da área do Parque Nacional de Brasília, porém se localiza nos limites do mesmo.

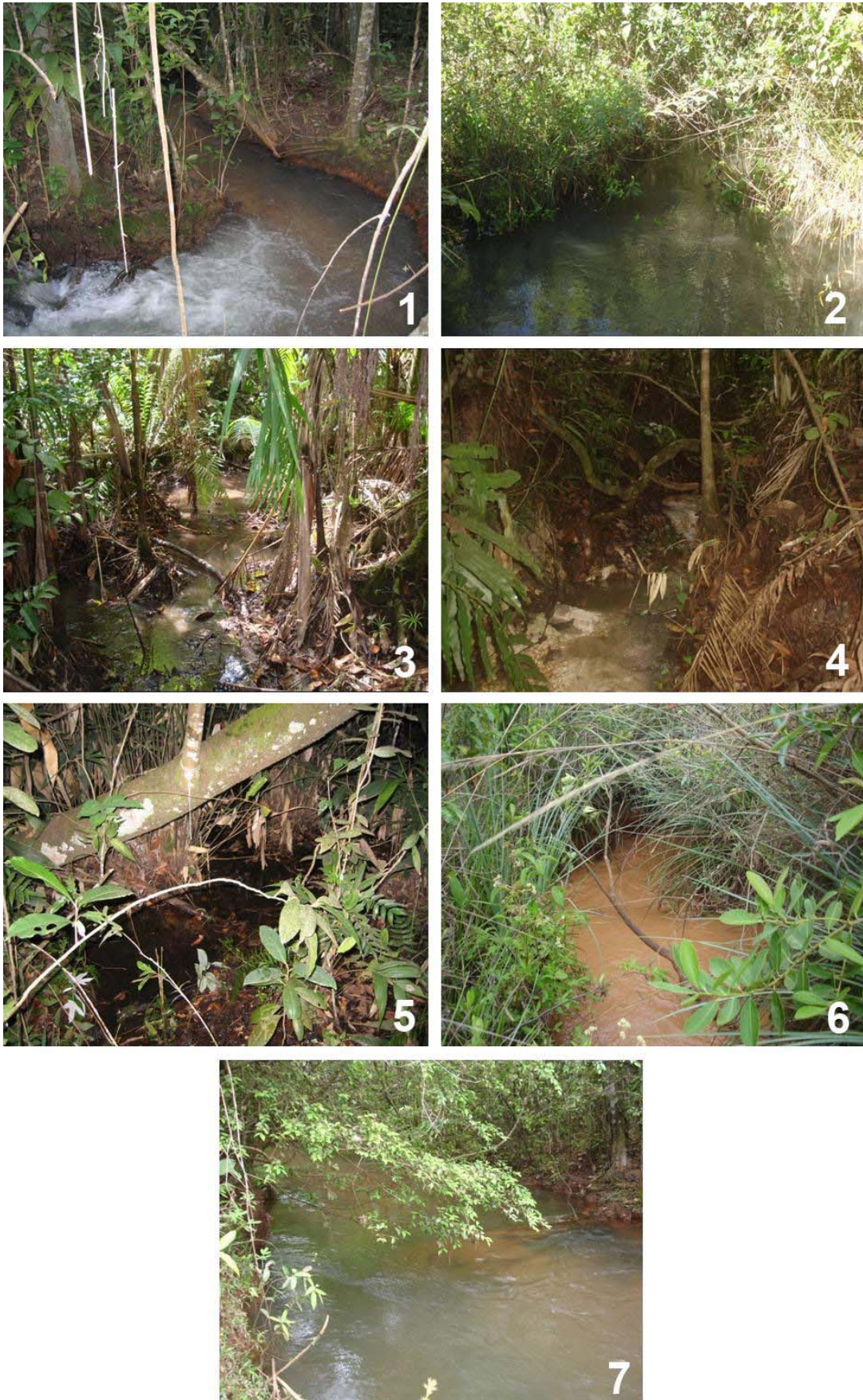


Figura 3. Visão geral dos trechos de 1 a 7 amostrados na sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF.

Em cada trecho de amostragem, foram medidas a largura, a profundidade, a velocidade de corrente do córrego e a sua cobertura vegetal nas regiões a montante, médio e jusante. A largura e a profundidade foram mensuradas com o auxílio de uma trena (30 metros) e a velocidade da corrente foi medida com a utilização de medidor de fluxo de líquidos (FLOWATCH®). A cobertura vegetal foi obtida com o auxílio de um medidor de densidade florestal esférico (densiômetro).

2.3. Coleta dos peixes

A captura dos peixes foi realizada no período diurno (8:00 às 18:00) com a aplicação de quatro métodos: arrasto, peneira, rede de espera e anzol, A necessidade da combinação de diferentes artes de pesca se fez necessária devido às diferentes características do habitat em cada trecho amostrado. Assim, foi possível buscar a obtenção de uma amostra o mais próxima da totalidade da ictiofauna presente em cada trecho. As coletas ativas foram feitas com peneiras (60 cm de diâmetro e malha de 2 mm), arrastos com redes (2 m de comprimento, 1,5 m de largura e malha de 2 mm), redes de espera (10 m de comprimento, 1,5 m de largura e 2 cm entre nós) e pesca com anzol utilizando-se boró (larva de Diptera) como isca. Os métodos de amostragem foram feitos até o número de exemplares tenderem a zero (Malabarba & Reis, 1987). O trecho dois do Ribeirão Bananal foi o único onde a rede de espera foi utilizada pois apresentou grandes profundidades dificultando a utilização dos outras artes de pesca.

Os peixes coletados foram preservados em solução formalina a 10% no campo e após 48 horas, foram transferidos para álcool 70% (Uieda & Castro, 1999). Cada exemplar foi identificado, medido (comprimento padrão com um paquímetro digital Caliper 0-150mm) e pesado com uma balança de alta precisão (OHAUS Precision Plus, precisão 0,001g).

A identificação das espécies foi feita com o uso de chaves para grupos específicos e com o auxílio de especialistas de cada grupo específico. O material testemunho foi depositado na Coleção Ictiológica na Universidade de Brasília (CIUnB). Alguns exemplares foram encaminhados para a Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto (DZSJRP) para a confirmação da identificação (ANEXO).

A licença de coleta foi emitida pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA) (Processo nº 02001,003287/06-49; Licença nº 187/2006).

2.4. Análise da dieta

Em laboratório, o estômago de cada exemplar foi retirado, preservado em etanol 70% e armazenado individualmente em microtubos de 1,5 ml. Somente os estômagos cheios foram analisados e seus conteúdos foram identificados com o auxílio de microscópio estereomicroscópico (Olympus SZ 40X).

Para o estudo da dieta, o conteúdo estomacal foi analisado de acordo com o método volumétrico proposto por Hyslop (1980). O conteúdo dos estômagos foi identificado com o auxílio de chaves de identificação para grupos de insetos aquáticos (Merritt & Cummins, 1996) e invertebrados terrestres (Borror & DeLong, 1969) e separados em grupos de itens alimentares. Estes foram comprimidos uniformemente até uma altura de 1 ou 0,5 mm, dependendo do tamanho e, de acordo com a área ocupada em um papel milimetrado, seus volumes foram estimados. Os itens alimentares não foram agrupados em categorias mais amplas pois o grau de resolução empregado na identificação dos itens pode causar uma superestimação da sobreposição na dieta (Sabino & Castro, 1990; Winemiller & Pianka, 1990).

2.5. Análise estatística

Para a realização das análises estatísticas somente as espécies que apresentaram mais de cinco indivíduos, no total, foram utilizadas.

A avaliação da qualidade da amostragem foi feita a partir da construção de uma curva de acumulação de espécies gerada a partir de 1000 permutações aleatórias, sem reposição, utilizando o programa estatístico R (R Development Core Team, 2007) e o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2007). A eficiência do levantamento de espécies foi avaliada pelo estimador de riqueza ICE (Incidence-based Coverage Estimator, Lee & Chao, 1994) que leva em consideração a incidência de espécies raras. O cálculo do ICE foi realizado com o auxílio do programa computacional EstimateS 8.0.0 (Colwell, 2006).

A dieta entre as espécies de peixes foi comparada usando a técnica de ordenação conhecida como escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), baseado em uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (Krebs, 1998), utilizando os valores de composição percentual dos itens alimentares (Hyslop, 1980). A composição percentual foi baseada nos valores de abundância dos itens medidos em volume (cm³). Para o cálculo da matriz, os dados foram transformados em $\log(x+1)$ para reduzir a importância dos itens mais abundantes (Field *et al.* 1982). A NMDS atua diretamente na matriz ranqueando as medidas de similaridade entre os pares de espécies, que são consideradas diretamente proporcionais à distância em análises métricas. O resultado desta análise não assume relações lineares (Clarke, 1993).

As preferências alimentares das espécies encontradas na sub-bacia do Ribeirão Bananal foram determinadas a partir do método do gráfico de Costello (1990) modificado por Amundsen *et al.* (1996). Essa análise é baseada na representação gráfica dos itens alimentares em relação à frequência de ocorrência (eixo X) e à sua abundância específica (eixo Y) (Figura 4). No caso do presente trabalho a abundância específica foi obtida a partir dos volumes de

cada item consumido. A partir dessa análise é possível identificar grupos tróficos de acordo com os itens que apresentarem maiores frequências e abundâncias. Segundo Amundsen *et al.* (1996), a diagonal que parte do lado inferior esquerdo em direção ao lado superior direito fornece uma medida de importância das presas (de raras a dominantes). O eixo vertical representa a estratégia alimentar (especialistas e generalistas). O segundo eixo diagonal, que parte do lado superior esquerdo em direção ao inferior direito, representa o uso dos recursos que mudam de BPC (Between-Phenotype Component: variação do uso dos recursos entre indivíduos da população) e WPC (Within-Phenotype Component: variação individual no uso dos recursos).

A determinação das guildas alimentares foi feita a partir da análise comparativa dos resultados do gráfico de Amundsen *et al.* (1996) e a ordenação NMDS.

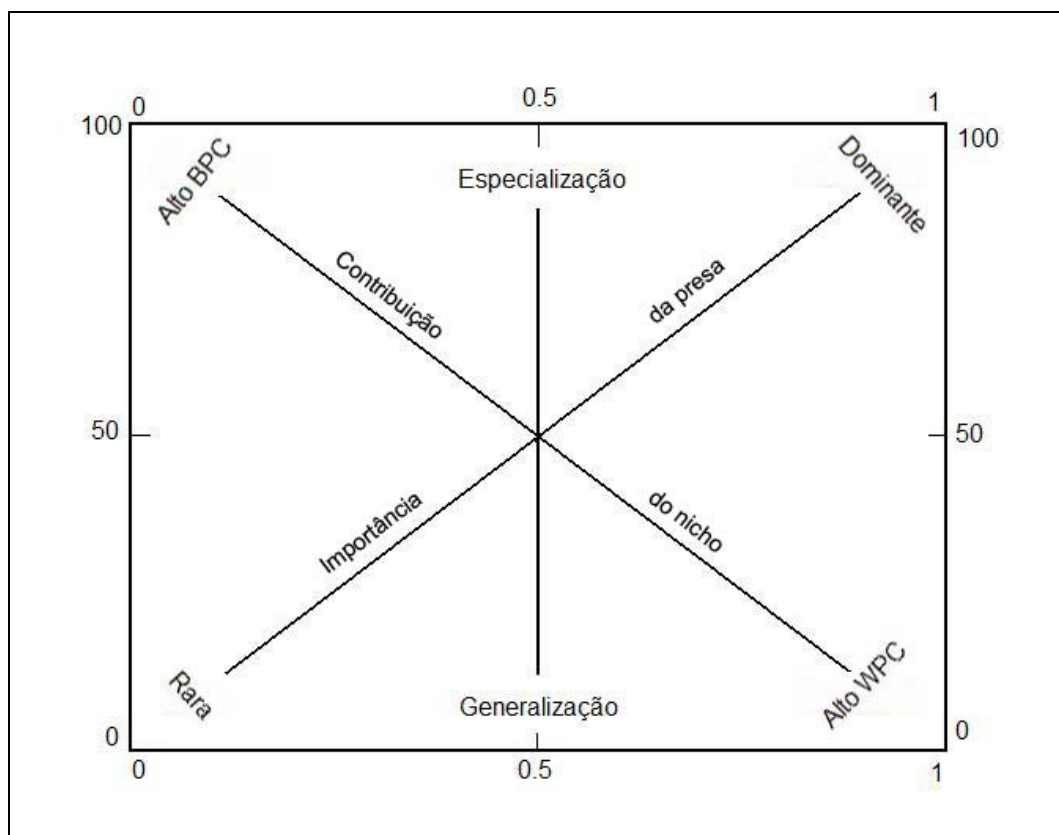


Figura 4. Representação esquemática das estratégias alimentares proposta por Costello (1990) e modificada por Amundsen *et al.* (1996).

Também foi obtida a matriz de sobreposição alimentar a partir do índice de Morisita modificado por Horn (Krebs, 1998). Para este cálculo foram utilizados valores de composição percentual. Os valores de sobreposição foram considerados significativos quando acima de 0,60.

Para verificar se houve variação na dieta das espécies de acordo com a origem do alimento durante as estações, os itens alimentares registrados foram agrupados em autóctones (provenientes de dentro do córrego) e alóctones (provenientes de fora do córrego). A participação relativa dos itens autóctones e alóctones em relação às estações foi calculada para cada espécie de peixe. A análise foi feita com um teste X^2 de contingência 2 x 2 (Zar, 1999).

Análise de similaridade (ANOSIM) foi feita para verificar a existência de variações significativas das dietas dos peixes entre as estações seca e chuvosa. Essas variações podem ser devido ao consumo de diferentes categorias em cada estação ou diferentes proporções. Uma ANOSIM também foi realizada para verificar variações no consumo de itens alimentares ao longo dos trechos amostrados. Para estas análises foi utilizada a mesma matriz de similaridade de Bray-Curtis utilizada no NMDS. A ANOSIM é um procedimento de randomização multivariada análoga a ANOVA (Análise de Variância) de um fator (Chapman & Underwood, 1999).

A matriz de sobreposição alimentar e a análise de similaridade (ANOSIM) foram realizadas no programa estatístico R (R Development Core Team, 2007) utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2007). A ordenação (NMDS) foi feita no programa estatístico PC-ORD (McCune & Mefford, 1999). O nível de significância utilizado para todas as análises foi de 0,05.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterização dos trechos

As variáveis ambientais coletadas em cada um dos trechos de estudo estão descritas na Tabela 2. Os dados são referentes aos valores obtidos na região montante, média e jusante de cada trecho para cada variável. As medidas estão apresentadas com média \pm desvio-padrão.

De forma geral, todos os trechos são estreitos, bem encaixados, com elevada cobertura vegetal e com pequena profundidade e largura (Figura 3 e Tabela 2). As exceções a esse padrão foram o trecho dois, que é mais profundo que os demais, e o trecho sete que é mais largo e mais profundo por ser de quarta ordem. A cobertura vegetal do trecho seis é baixa sendo a vegetação circundante composta por árvores e arbustos de pequeno a médio porte.

Quanto às estações, a estação chuvosa e a transição de chuva para seca apresentaram os maiores valores de largura e profundidade. Em contrapartida, a transição de seca para chuva apresentou menores valores para as mesmas variáveis. A cobertura vegetal permaneceu praticamente constante ao longo das estações em todos os trechos (Tabela 2).

A maior velocidade de corrente foi encontrada na estação seca, onde o menor volume de água aumenta sua velocidade nas corredeiras. Porém, como pode ser observado na Tabela 2, o desvio padrão foi grande, pois nesta estação ocorreram trechos onde o fluxo de água foi interrompido formando poças ao longo do curso do córrego.

Tabela 2. Caracterização dos trechos amostrados e das estações quanto a largura, profundidade, velocidade da corrente e cobertura vegetal da sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF. Trechos (1 a 7) e Estações (S-C= transição de seca para a chuva, C= chuva, C-S=transição de chuva para seca, S=seca).

| Trechos | Largura (cm) | Profundidade (cm) | Velocidade da corrente (m/s) | Cobertura Vegetal (%) |
|---------|---------------|-------------------|------------------------------|-----------------------|
| 1 | 131.0 ± 63.6 | 49.4 ± 28.2 | 0.31 ± 0.15 | 94.8 ± 7.8 |
| 2 | 222.5 ± 101.1 | 109.3 ± 32.1 | 0.16 ± 0.05 | 87.8 ± 24.1 |
| 3 | 122.0 ± 54.0 | 31.4 ± 16.7 | 0.09 ± 0.03 | 97.6 ± 5.2 |
| 4 | 132.8 ± 70.0 | 19.4 ± 6.5 | 0.23 ± 0.15 | 92.0 ± 6.3 |
| 5 | 114.4 ± 32.6 | 20.2 ± 10.1 | 0.01 ± 0.03 | 99.7 ± 1.2 |
| 6 | 144.3 ± 52.2 | 32.1 ± 21.1 | 0.58 ± 0.49 | 39.6 ± 20.2 |
| 7 | 538.6 ± 184.3 | 102.9 ± 25.1 | 0.54 ± 0.25 | 67.7 ± 19.1 |
| Estação | | | | |
| S-C | 164.0 ± 156.6 | 43.4 ± 38.7 | 0.15 ± 0.13 | 84.1 ± 21.7 |
| C | 249.9 ± 222.1 | 63.1 ± 41.0 | 0.18 ± 0.12 | 83.9 ± 23.5 |
| C-S | 218.4 ± 141.1 | 55.1 ± 42.9 | 0.32 ± 0.29 | 78.0 ± 31.9 |
| S | 171.0 ± 136.0 | 46.8 ± 42.9 | 0.44 ± 0.42 | 84.9 ± 21.2 |

3.2. Composição da ictiofauna

Foram coletados 3597 indivíduos na Sub-bacia do Ribeirão Bananal, pertencentes a três ordens, com sete famílias, abrangendo 20 espécies (Figura 6). Dessas espécies, 16 ocorreram na estação seca e 17 na estação chuvosa, sendo quatro exclusivas do período chuvoso e três do seco (Tabela 3). A ordem Characiformes compreendeu 96,36% dos indivíduos coletados, Cyprinodontiformes 2,39% e a ordem Siluriformes 1,25%. Três espécies, da família Characidae, foram as mais abundantes *Knodus moenkhausii*, *Hyphessobrycon balbus* e *Astyanax* sp. Entre as espécies encontradas, nenhuma se encontra ameaçada de extinção. Nove espécies (45%) foram identificadas somente até gênero por se

tratarem de espécies novas, algumas ainda em processo de descrição. A espécie *Imparfinis* sp. apresentou seu primeiro registro nessa coleta e é considerada exclusiva do córrego amostrado. De todas as espécies amostradas somente *Poecilia reticulata* é exótica e foi coletado somente um indivíduo (macho) no trecho sete (Figura 5).

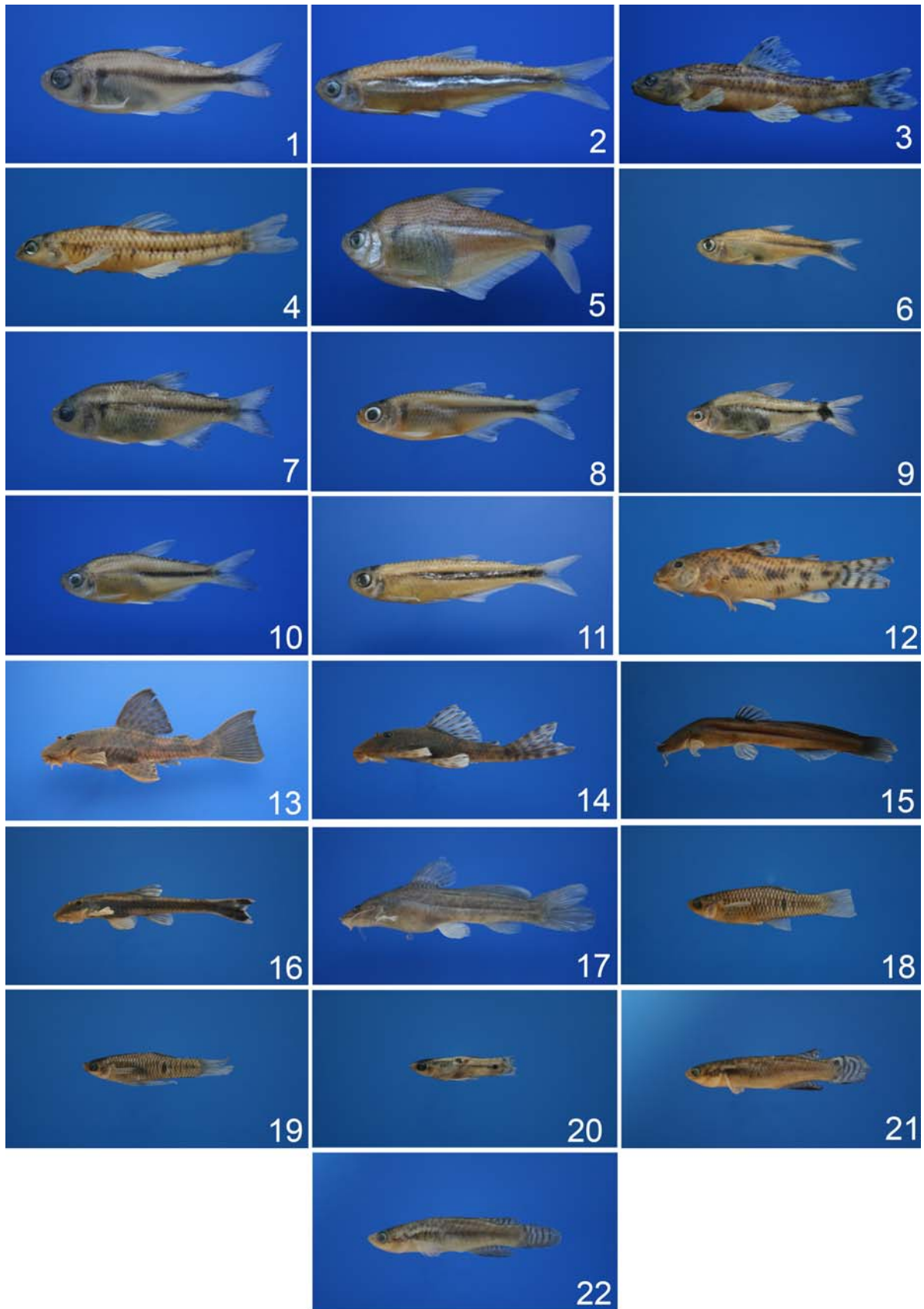


Figura 5. Espécies de peixes encontrados na sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF. 1) *Astyanax* sp., 37,44 cm; 2) *Bryconamericus stramineus*, 50,07 cm; 3)

Characidium gomesi, 58,95 cm; 4) *Characidium* sp. 36,45 cm; 5) *Ctenobrycon* sp., 60,07 cm; 6) *Hasemania* sp., 21,07 cm; 7) *Hyphessobrycon balbus*, 40,70 cm; 8) *Knodus moenkhausii*, 32,26 cm; 9) *Kolpotocheiroduon theloura*, 28,71 cm; 10) *Moenkhausia* sp., 39,96 cm; 11) *Planaltina myersi*, 39,22 cm; 12) *Aspidoras fuscoguttatus*, 27,70 cm; 13) *Hypostomus* sp.1, 65,80 cm; 14) *Hypostomus* sp.2, 42,37 cm; 15) *Imparfinis* sp., 56,18 cm; 16) *Microlepdogaster* sp., 34,98 cm; 17) *Rhamdia quelem*, 61,69 cm; 18) *Phalloceros caudimaculatus* (fêmea), 28,70 cm; 19) *Phalloceros caudimaculatus* (macho), 25,70 cm; 20) *Poecilia reticulata*, 17,87 cm; 21) *Rivulus pictus* (fêmea), 29,96 cm; 22) *Rivulus pictus* (macho), 31,98 cm (Fotos: Pedro De Podestà).

A curva de acumulação do número de espécies em relação ao número de indivíduos (figura 6). O estimador de riqueza ICE indicou o número de 24 espécies para a sub-bacia.

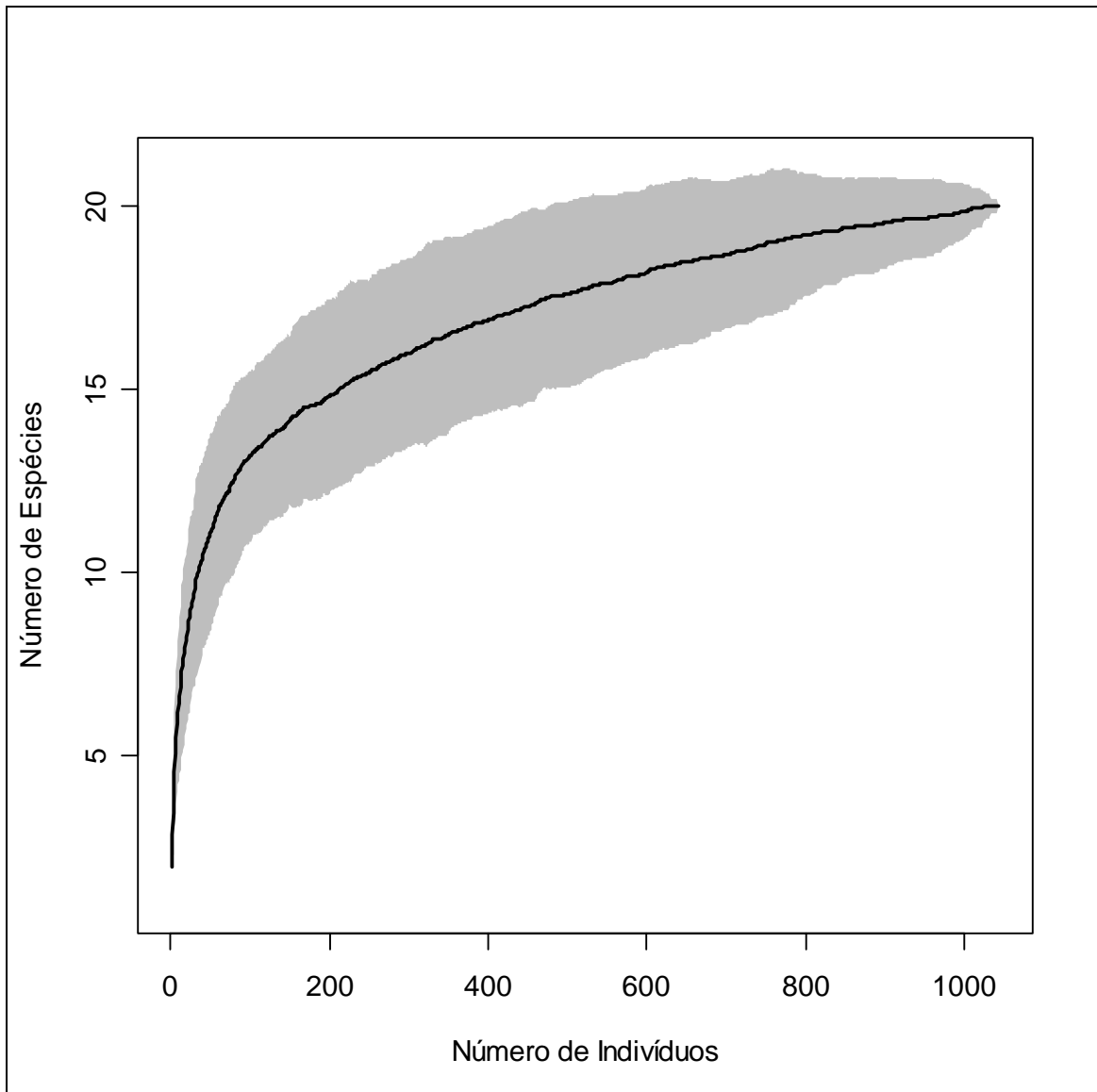


Figura 6. Curva de acumulação de espécies referentes aos trechos amostrados na sub-bacia do Ribeirão Bananal. A linha preta indica os valores médios gerados a partir de permutações aleatórias dos dados e a área em cinza indica o intervalo de confiança baseado no erro padrão e na média.

Tabela 3. Ocorrência, abundância e número de estômagos analisados (entre parênteses) das espécies encontradas nos sete trechos amostrados, em cada estação, da sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF.

| Espécies | Trecho 1 | | Trecho 2 | | Trecho 3 | | Trecho 4 | | Trecho 5 | | Trecho 6 | | Trecho 7 | |
|-----------------------------------|----------|---------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------|----------|---------|-------------|---------|-------------|-------------|
| | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva | Seca | Chuva |
| <i>Aspidoras fuscoguttatus</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 14 (14) | 1 (1) | 1 | 1 |
| <i>Astyanax</i> sp. | 25 (25) | 34 (33) | 77 (27) | 200 (40) | 20 (19) | 12 (11) | 41 (34) | 70 (39) | 20 (20) | - | 26 (26) | 10 (10) | 9 (8) | 5 (5) |
| <i>Bryconamericus stramineus</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 (1) | - | - |
| <i>Characidium gomesi</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 (1) |
| <i>Characidium</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 (3) | 3 (3) | - | - |
| <i>Ctenobrycon</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 (1) |
| <i>Hasemania</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1(1) | 11 (11) | 1 (1) | 224 (40) | 107 (40) |
| <i>Hyphessobrycon balbus</i> | - | 6 (5) | 13 (12) | 12 (12) | 115 (35) | 154 (41) | 133 (37) | 5 (4) | 85 (20) | 80 (40) | 42 (34) | 7 (6) | 9 (5) | 7 (6) |
| <i>Hypostomus</i> sp.1 | - | - | 1 (1) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| <i>Hypostomus</i> sp.2 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 3 (3) | - |
| <i>Imparfinis</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | 11 (10) | 4 (4) | - | - | - | - |
| <i>Knodos moenkhausii</i> | - | - | 3 (3) | 2 (2) | - | - | - | - | - | - | 148 (40) | 80 (20) | 964 (40) | 400 (40) |
| <i>Kolpotocheiroduon theloura</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 11 (9) | 15 (15) |
| <i>Microlepidogaster</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 (2) | 1 |
| <i>Moenkhausia</i> sp. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 25 (24) | 23 (21) |
| <i>Phalloceros caudimaculatus</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 21 (21) | 6 (6) |
| <i>Planaltina myersi</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2 (2) | - | 57 (31) | 166 (36) |
| <i>Poecilia reticulata</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 1 (1) |
| <i>Rhamdia quelen</i> | - | - | - | - | - | - | - | 1 (1) | - | - | 5 (5) | - | - | - |
| <i>Rivulus pictus</i> | - | - | - | - | - | - | - | - | 37 (21) | 21 (21) | - | - | - | - |
| Riqueza de espécies | 1 | 2 | 4 | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | 4 | 4 | 8 | 7 | 11 | 13 |
| Abundância de espécies | 25 | 40 | 94 | 214 | 135 | 166 | 174 | 76 | 153 | 106 | 251 | 103 | 1326 | 734 |
| Nº de estômagos analisados | 25 | 38 | 43 | 54 | 54 | 52 | 71 | 44 | 71 | 66 | 135 | 42 | 183 | 172 |
| Riqueza total | 2 | | 4 | | 2 | | 3 | | 5 | | 9 | | 14 | |

Analisando a ocorrência de espécies de acordo com a ordem dos córregos (Tabela 1), é possível observar a adição de espécies ao longo do gradiente longitudinal. Os trechos de primeira ordem apresentaram de duas a três espécies, os de segunda ordem de duas a nove espécies e o de terceira ordem apresentou 14 espécies (Tabela 3).

3.3. Análise da Dieta

Foram analisados 1050 estômagos provenientes das 20 espécies encontradas na sub-bacia do Ribeirão Bananal. A quantidade analisada, de acordo com cada espécie e estação, está descrita na tabela 3. Das 20 espécies encontradas somente foram utilizadas nas análises 13 delas que possuíram mais do que cinco estômagos analisados.

De acordo com as análises estomacais das espécies encontradas em toda a região da sub-bacia do Ribeirão Bananal, foram consumidas 36 categorias alimentares, sendo 24 de origem autóctone, oito de origem alóctone e quatro de origem indeterminada (Tabela 4).

Tabela 4: Número de estômagos analisados, amplitude do comprimento padrão (CP), composição percentual (%) dos itens alimentares consumidos pelas 11 espécies que apresentaram n>5 indivíduos e número de categorias alimentares consumidas por cada espécie na sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF.

| | <i>Aspidoras fuscoguttatus</i> | <i>Astyanax</i> sp, | <i>Characidium</i> sp, | <i>Hasemanina</i> sp, | <i>Imparfinis</i> sp, | <i>Hyphessobrycon balbus</i> | <i>Knodus moenkhausii</i> | <i>Kolpotocheirodon theloura</i> | <i>Moenkhausia</i> sp, | <i>Phalloceros caudimaculatus</i> | <i>Planaltina myersi</i> | <i>Rhamdia quelem</i> | <i>Rivulus pictus</i> |
|--------------------|--------------------------------|---------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------------|---------------------------|----------------------------------|------------------------|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------|-----------------------|
| N | 15 | 297 | 6 | 93 | 14 | 257 | 145 | 24 | 45 | 27 | 69 | 6 | 42 |
| CP (mm) | 18,0-39,6 | 23,5-88,3 | 24,7-39,3 | 18,1-31,2 | 24,7-72,7 | 19,4-88,0 | 23,8-43,9 | 18,7-28,5 | 13,4-45,5 | 12,2-28,6 | 18,7-52,9 | 60,5-114,2 | 18,0-35,6 |
| Autóctones | | | | | | | | | | | | | |
| Algas Filamentosas | - | 9,36 | - | - | - | 0,49 | 6,69 | 3,57 | 0,35 | - | - | - | - |
| Oligochaeta | - | 4,02 | - | - | 47,55 | 0,39 | 2,93 | - | - | - | 1,58 | 24,95 | - |
| Nemathelminthes | 0,13 | 0,02 | 0,03 | 0,03 | - | 0,02 | 0,23 | 0,64 | 0,24 | 0,15 | 0,34 | - | 0,12 |
| Tecameba | 0,27 | - | - | 0,01 | - | - | 0,01 | - | - | 0,05 | 0,01 | - | - |
| Molusca | - | - | 1,62 | - | - | 0,24 | 0,12 | 0,09 | - | - | - | - | 0,58 |
| Decapoda | - | 0,13 | - | - | - | 2,59 | - | - | - | - | - | - | - |
| Microcrustáceos | 3,51 | 0,01 | 4,37 | 21,27 | 7,62 | 0,16 | 0,05 | 0,61 | 0,26 | - | 0,01 | - | 5,3 |
| Collembola | - | - | - | - | - | - | - | - | 0,04 | - | - | - | - |
| Ephemeroptera | 2,5 | 0,19 | 12,15 | 0,03 | 8,88 | 0,22 | 1,03 | 2,72 | 1,01 | 11,51 | 2,97 | 0,40 | 17,90 |
| Tricoptera | 14,54 | 0,46 | 4,86 | 0,02 | 9,03 | 1,95 | 0,99 | 1,87 | - | - | 3,04 | 14,21 | 3,61 |
| Plecoptera | - | 0,11 | - | - | 2,35 | 0,09 | 0,38 | 0,17 | 0,16 | - | - | - | - |
| Megaloptera | - | 0,43 | - | - | - | 0,38 | 0,18 | 0,07 | 0,39 | - | - | - | - |
| Odonata | - | 2,38 | - | - | 12,03 | 0,62 | 1,07 | 0,17 | 7,46 | - | 1,31 | - | 8,37 |
| Lepidoptera | - | 0,61 | - | - | - | 1,43 | 0,08 | - | 0,93 | - | - | - | - |
| Coleoptera | - | 0,38 | - | - | - | 0,5 | 0,27 | 0,03 | 0,07 | - | 1,31 | - | - |
| Hemiptera | - | 0,03 | - | - | - | 0,40 | 0,18 | - | 0,35 | - | 0,45 | 0,16 | - |

Continuação da Tabela 4

| | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Diptera larva | 5,82 | 0,28 | 0,81 | 77,60 | 0,15 | 0,46 | 3,40 | 0,39 | 6,10 | 0,16 | 0,38 | 0,87 | 1,58 |
| Chironimidae | 14,39 | 0,19 | 17,34 | 0,14 | 2,99 | 0,75 | 4,09 | 12,96 | 1,78 | 8,70 | 2,39 | 0,89 | 26,52 |
| Simuliidae | 3,49 | 0,24 | 4,05 | - | 0,29 | 1,36 | 1,72 | 0,34 | - | - | 0,43 | 0,18 | - |
| Pupa de diptera | 0,12 | 0,32 | - | 0,05 | 1,47 | 0,65 | 1,18 | 5,78 | 1,13 | 1,46 | 1,84 | 0,34 | 1,28 |
| Acarina | 0,01 | - | - | - | - | - | - | 0,02 | - | - | 0,04 | - | 0,05 |
| Peixe | - | 4,07 | - | - | - | 6,09 | - | - | - | - | - | 40,54 | - |
| Escamas | - | 1,25 | - | - | - | 0,52 | 0,65 | - | 0,07 | 0,02 | 0,73 | 0,32 | 0,09 |
| Frag. Ins, Aquático | 3,78 | 0,57 | - | 0,23 | 2,20 | 1,05 | 1,87 | 17,77 | 4,39 | 0,31 | 2,20 | - | 14,57 |
| Alóctones | | | | | | | | | | | | | |
| Vegetais superiores | 2,04 | 51,08 | - | 0,06 | 0,45 | 45,16 | 43,97 | 3,32 | 8,20 | 1,32 | 9,35 | 3,71 | 2,14 |
| Araneae/Acarina | 0,23 | 2,04 | 1,30 | 0,01 | - | 0,55 | 0,12 | 0,07 | 0,16 | 0,02 | 1,21 | - | 0,35 |
| Hymenoptera | - | 0,72 | - | 0,01 | - | 2,63 | 0,02 | - | 1,86 | - | 0,74 | - | - |
| Formicidae | - | 2,31 | - | 0,03 | - | 10,92 | 2,81 | 0,03 | 10,95 | - | 8,79 | - | 0,70 |
| Coleoptera | - | 2,22 | - | 0,02 | - | 1,31 | 1,23 | - | 1,13 | - | 1,66 | - | - |
| Hemiptera | - | 1,17 | - | - | - | 0,89 | - | - | 5,75 | - | 1,39 | - | - |
| Diptera | - | 0,23 | - | 0,01 | - | 0,24 | - | - | - | - | - | - | - |
| Frag. Ins, terrestre | - | 2,39 | - | 0,02 | - | 2,33 | 0,90 | - | 6,99 | - | 5,45 | 2,10 | 0,46 |
| Origem indeterminada | | | | | | | | | | | | | |
| Detrito | 36,94 | 1,33 | 53,47 | 0,02 | - | 2,15 | 1,68 | 29,25 | 0,19 | 72,68 | 0,17 | 0,16 | 7,67 |
| Matéria orgânica | 5,82 | 3,04 | - | 0,14 | 2,35 | 3,09 | 10,77 | 8,64 | 3,53 | 3,63 | 3,74 | 8,72 | 5,93 |
| Fragmento animal | 3,49 | 6,80 | - | 0,26 | 2,64 | 10,24 | 8,89 | 10,46 | 36,47 | - | 46,86 | 2,42 | 2,79 |
| Areia | 2,91 | 1,63 | - | 0,04 | - | 0,14 | 2,48 | 0,99 | 0,04 | - | 1,60 | - | - |
| N de itens alimentares | 17 | 32 | 10 | 20 | 14 | 33 | 30 | 23 | 27 | 12 | 27 | 15 | 19 |

3.4. Guildas Alimentares

A análise de escalonamento multidimensional não métrica para a dieta das espécies, independente das estações, mostrou a separação em quatro grandes grupos (Figura 7). Os dois eixos juntos explicam 86% dos dados ($R^2=0.86$). Estes grupos refletem a similaridade na dieta das espécies de acordo com os itens alimentares predominantes na dieta. Quanto mais próximos na ordenação, maior a similaridade entre as espécies. Assim, a ordenação revelou a separação das espécies em guildas tróficas. Quatro guildas foram identificadas: detritívoros, onívoros, invertívoros e piscívoros. Das espécies onívoras, podem ser separados dois subgrupos: um onde houve um maior consumo de material vegetal (onívoro com tendência a herbivoria) e outro com maior consumo de fragmento animal (onívoro com tendência a invertivoria).

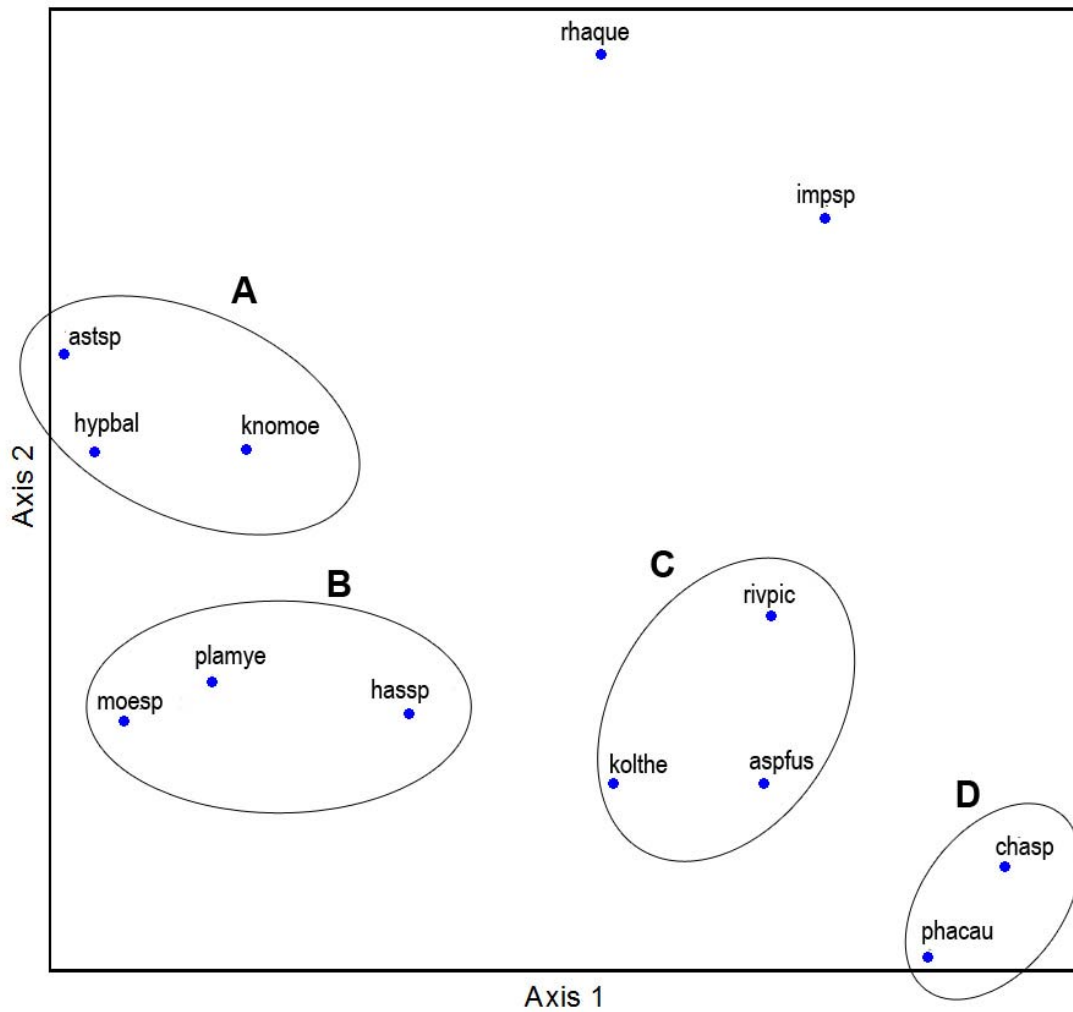


Figura 7. Análise de escalonamento multidimensional não-métrica para a dieta das 13 espécies mais abundantes encontradas na sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF. Indicação de quatro grupos A, B, C e D. Abreviações das espécies: *Aspidoras fuscoguttatus* (aspfas), *Astyanax* sp. (astsp), *Characidium* sp. (chasp), *Hasemania* sp. (hassp), *Hyphessobrycon balbus* (hypbal), *Imparfinis* sp. (imppsp), *Knodus moenkhausii* (knomoe), *Kolpotocheiroduon theloura* (kolthe), *Moenkhausia* sp. (moesp), *Phalloceros caudimaculatus* (phacau), *Planaltina myersi* (plamye), *Rhamdia quelen* (rhaque) e *Rivulus pictus* (rivpic).

A separação encontrada na ordenação é corroborada pelos resultados dos gráficos de preferência alimentar (Figuras 8 e 9), onde o grupo A representa as espécies onívoras com tendência a herbivoria e o grupo B são os onívoros com tendência a invertivoria, com várias categorias localizadas na região inferior do gráfico de Amundsen *et al.* (1996). Os itens mais representativos na dieta desse grupo foram fragmentos animais pertencentes, principalmente, às famílias Formicidae e Chironomidae. *R. pictus*, *K. theloura* e *A. fuscoguttatus* formaram um terceiro grupo (grupo C) de invertívoros, onde os invertebrados aquáticos são as principais categorias nas suas dietas. O grupo D é composto por *P. caudimaculatus* e *Characidium sp.*, que apresentaram o detrito como categoria dominante, seguida por invertebrados aquáticos. As espécies *Imparfinis sp.* e *R. quelem* se encontram separadas das demais e suas dietas apresentaram padrões diferentes entre si quando se observa os resultados da representação gráfica do método de Costello (1990) modificado. Por isso, elas foram classificadas separadamente dos demais grupos. *Imparfinis sp.* consumiu, em sua maioria, invertebrados aquáticos, enquanto que *R. quelem* consumiu peixes, vegetais superiores e espécimes de Oligochaeta. Apesar da espécie *Imparfinis sp.* ser caracterizada como invertívora, sua localização na ordenação foi afastada dos demais da mesma guilda. Isso ocorreu devido ao fato de essa ter ingerido pupa de Diptera, Odonata e Anphipoda, que não ocorreram em frequências e abundâncias tão elevadas das demais espécies invertívoras.

Os gráficos de frequência de ocorrência juntamente com os valores de abundância relativa das presas de cada espécie estão descritas nas Figuras 8 e 9. A partir dos gráficos é possível verificar tendências nas preferências alimentares para cada espécie.

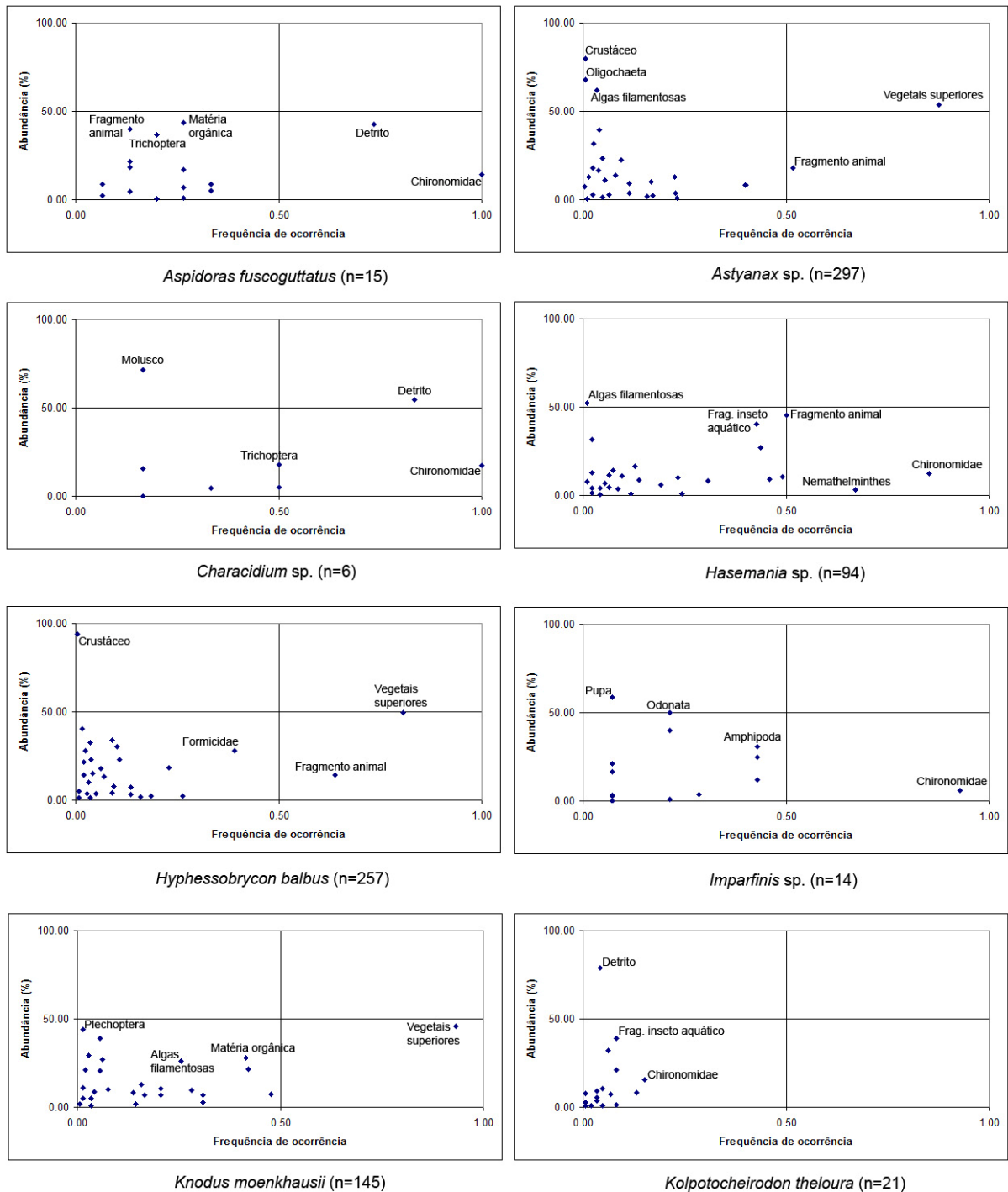


Figura 8: Representação gráfica dos itens alimentares distribuídos de acordo com a frequência de ocorrência (eixo X) e abundância relativa (eixo Y) das espécies, baseando-se no método proposto por Amundsen *et al* (1996). *Aspidoras fuscoguttatus*, *Astyanax* sp., *Characidium* sp., *Hasemania* sp., *Hyphessobrycon balbus*, *Imparfinis* sp., *Knodus moenkhausii* e *Kolpotocheiroduon theloura*. O número de estômagos analisados se encontra entre parêntesis.

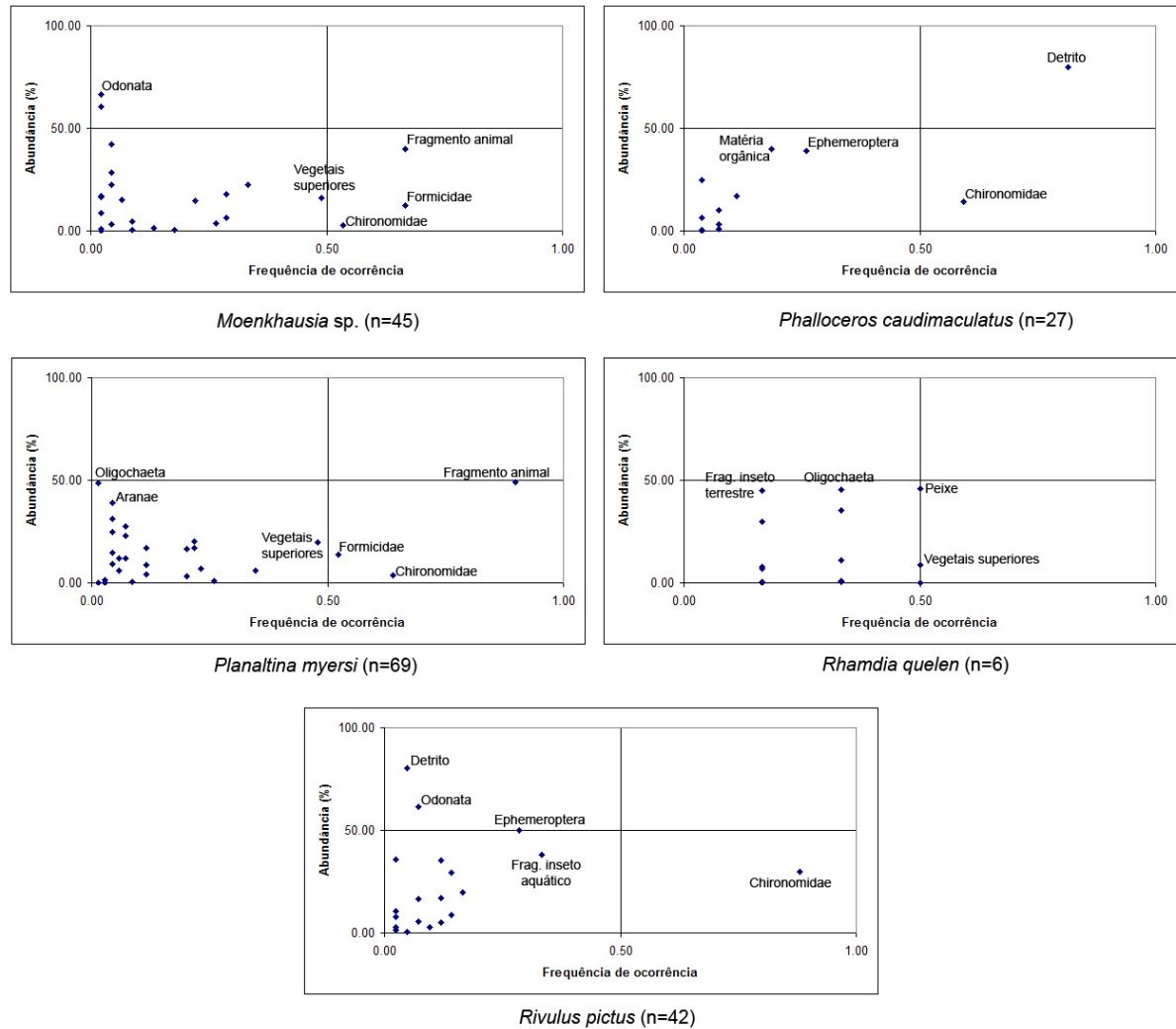


Figura 9. Representação gráfica dos itens alimentares distribuídos de acordo com a frequência de ocorrência (eixo X) e abundância relativa (eixo Y) das espécies, baseando-se no método proposto por Amundsen *et al* (1996). *Moenkhausia sp.*, *Phalloceros caudimaculatus*, *Planaltina myersi*, *Rhamdia quelen* e *Rivulus pictus*. O número de estômagos analisados se encontra entre parêntesis.

As espécies detritívoras foram *Characidium sp.* e *Phalloceros caudimaculatus*. A onivoria foi atribuída a seis espécies que apresentaram uma grande variedade de itens consumidos sem indicar preferência a nenhuma categoria, podendo ocupar mais de um nível trófico (*Astyanax sp.*, *Hasemania sp.*, *Hyphessobrycon balbus*, *Knodus moenkhausii*, *Moenkhausia sp.* e *Planaltina myersi*). Dessas, é possível separar dois subgrupos que, apesar de consumirem uma grande variedade de itens, apresentaram elevadas frequências e

abundâncias de consumo de vegetais superiores e de fragmento animal. A onivoria com tendência à herbivoria foi evidenciada em *Astyanax* sp., *Hyphessobrycon balbus* e *Knodus moenkhausii*. As três espécies restantes (*Hasemania* sp., *Moenkhausia* sp. e *Planaltina myersi*) foram caracterizadas como onívoras com tendência à invertivoria.

A terceira guilda identificada foi a de invertívoros que se alimentam principalmente de invertebrados, com predominância de invertebrados aquáticos. Fazem parte dessa guilda *Aspidoras fucoguttatus*, *Imparfinis* sp., *Kolpotocheiroduon theloura*, *Rhamdia quelen* e *Rivulus pictus*. *Aspidoras fucoguttatus*, apesar de ter o detrito como categoria mais freqüente e abundante de alimento, apresentou elevada freqüência de Chironomidae, presente em todos os estômagos analisados da espécie. *Imparfinis* sp. consumiu grande abundância de pupas de Diptera e larvas de invertebrados aquáticos. *Kolpotocheiroduon theloura* consumiu grande variedade de presas raras. A família Chironomidae foi à encontrada com maiores freqüências nessa espécie. Grandes quantidades de larvas de Chironomidae e outros insetos aquáticos também foram consumidos por *Rivulus pictus*, podendo essa espécie ser considerada como especialista em invertebrados aquáticos.

Somente *Rhamdia quelen* apresentou hábitos piscívoros. No entanto, foi possível verificar que fragmentos de insetos terrestres e Oligochaeta também estiveram presentes em sua dieta representando 39,16% do total consumido, enquanto que peixes constituíram 40,24% da composição (Tabela 4). Devido à representatividade de peixes na sua dieta, como uma única categoria, em comparação com as categorias de fragmentos de insetos terrestre e Oligochaeta agrupadas, essa espécie foi classificada como piscívora.

As classificações finais das espécies quanto a suas preferências alimentares estão resumidas na Tabela 5.

Tabela 5. Guildas tróficas das 13 espécies com $n > 5$ registradas para a sub-Bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF.

| Espécies | Guilda Trófica |
|-----------------------------------|--------------------------------------|
| <i>Aspidoras fuscogutatus</i> | Invertívoro |
| <i>Astyanax</i> sp. | Onívoro com tendência à herbivoria |
| <i>Characidium</i> sp. | Detritívoro |
| <i>Hasemania</i> sp. | Onívoro com tendência à invertivoria |
| <i>Hyphessobrycon balbus</i> | Onívoro com tendência à herbivoria |
| <i>Imparfinis</i> sp. | Invertívoro |
| <i>Kolpotocheiroidon theloura</i> | Invertívoro |
| <i>Knodus moenkhausii</i> | Onívoro com tendência à herbivoria |
| <i>Moenkhausia</i> sp. | Onívoro com tendência à invertivoria |
| <i>Phalloceros caudimaculatus</i> | Detritívoro |
| <i>Planaltina myersi</i> | Onívoro com tendência à invertivoria |
| <i>Rhamdia quelem</i> | Piscívoro |
| <i>Rivulus pictus</i> | Invertívoro |

3.5. Sobreposição Alimentar

Quinze pares de espécies (19%) apresentaram sobreposição alimentar significativa, sendo que os maiores valores foram registrados entre espécies de uma mesma guilda (Tabela 5). *Phalloceros caudimaculatus* e *Characidium* sp. tiveram 94% de sobreposição, sendo ambos considerados detritívoros. As espécies pertencentes à guilda de onívoros com tendência a herbivoria obtiveram uma média de 95% de sobreposição entre a combinação de cada par. *Planaltina myersi*, *Hasemania* sp. e *Moenkhausia* sp. também apresentaram valores de sobreposição elevados (acima de 0,60), indicando similaridades nas suas dietas. *Rhamdia quelem* e *Imparfinis* sp. não tiveram sobreposição alimentar significativa com nenhuma outra espécie.

Tabela 6. Matriz de sobreposição alimentar, com o índice Morisita-Horn, entre as espécies da sub-bacia do Ribeirão Bananal, Bacia do Lago Paranoá, DF. Valores iguais ou maiores de 0.60 são considerados como alta sobreposição (negrito). Abreviação das espécies igual a especificada na figura 9.

| | aspfus | astsp | chasp | hassp | imsp | hypbal | knomoe | kolthe | moesp | phacau | plamye | rhaque |
|----------|-------------|-------------|-------------|-------------|------|-------------|--------|-------------|-------------|--------|--------|--------|
| astsp | 0.09 | | | | | | | | | | | |
| chasp | 0.89 | 0.03 | | | | | | | | | | |
| hassp | 0.34 | 0.24 | 0.15 | | | | | | | | | |
| imsp | 0.11 | 0.10 | 0.08 | 0.12 | | | | | | | | |
| hypbal | 0.13 | 0.95 | 0.05 | 0.31 | 0.04 | | | | | | | |
| knomoe | 0.17 | 0.96 | 0.07 | 0.39 | 0.11 | 0.94 | | | | | | |
| kolthe | 0.84 | 0.16 | 0.74 | 0.65 | 0.09 | 0.20 | 0.26 | | | | | |
| moesp | 0.14 | 0.33 | 0.02 | 0.72 | 0.10 | 0.45 | 0.41 | 0.34 | | | | |
| phacau | 0.77 | 0.04 | 0.94 | 0.09 | 0.03 | 0.06 | 0.07 | 0.65 | 0.02 | | | |
| plamye | 0.14 | 0.33 | 0.04 | 0.66 | 0.12 | 0.43 | 0.40 | 0.32 | 0.94 | 0.02 | | |
| rhaque | 0.13 | 0.19 | 0.03 | 0.11 | 0.52 | 0.21 | 0.16 | 0.08 | 0.08 | 0.02 | 0.11 | |
| rivicpic | 0.53 | 0.09 | 0.47 | 0.61 | 0.23 | 0.12 | 0.20 | 0.64 | 0.22 | 0.29 | 0.18 | 0.08 |

3.6. Contribuição alóctone e autóctone

Observando-se a comunidade de peixes como um todo e levando-se em consideração a abundância dos itens, 69% de todos os recursos consumidos pelas espécies foram de origem alóctone. A contribuição de presas autóctones e alóctones na dieta dos exemplares, de acordo com a estação, foi significativa para *Aspidoras fuscoguttatus* ($X^2 = 26.3$, $p < 0.001$), *Astyanax* sp. ($X^2 = 11.8$, $p < 0.001$), *Characidium* sp. ($X^2 = 8.53$, $p < 0.004$), *Hyphessobrycon balbus* ($X^2 = 8.77$, $p < 0.003$), *Kolpotocheiroduon theloura* ($X^2 = 17.9$, $p < 0.001$), *Moenkhausia* sp. ($X^2 = 13.3$, $p < 0.001$), *Phalloceros caudimaculatus* ($X^2 = 16.9$, $p < 0.001$), *Rhamdia quelem* ($X^2 = 139.1$ e $p < 0.001$) e *Rivulus pictus* ($X^2 = 7.2$, $p = 0.007$). Dessas espécies, quatro não apresentaram aumento do consumo de material alóctone na estação chuvosa como o esperado (*Aspidoras fuscoguttatus*, *Kolpotocheiroduon theloura*, *Moenkhausia* sp. e *Phalloceros caudimaculatus*). As proporções dos itens consumidos de cada origem (autóctone ou alóctone) em relação à estação do ano se encontram descritos na Figura 10.

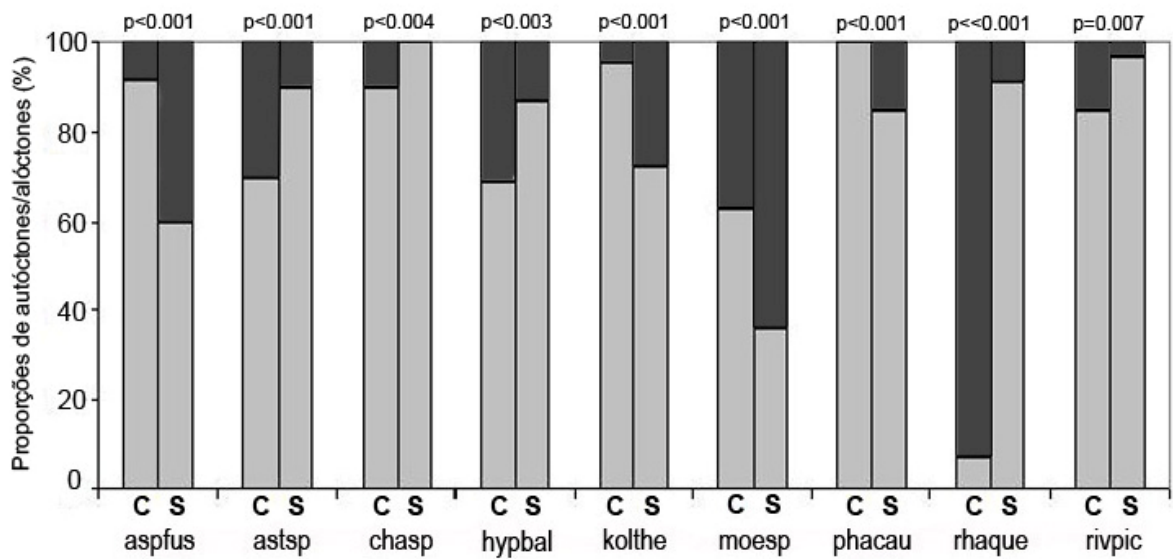


Figura 10. Proporções dos itens alimentares de origem autóctone (cinza) e alóctone (branco) em relação à estação chuvosa (C) e seca (S) para as espécies que apresentaram esta variação significativa. Abreviação das espécies igual à especificada na figura 7.

3.7. Variação temporal

A variação no consumo de itens alimentares entre as estações não foi significativa (ANOSIM, $R = -0,043$ e $p = 0,717$). Não foi observada significância na variação entre os trechos (ANOSIM, $R = 0,06$ e $p = 0,364$).

4. DISCUSSÃO

4.1. Composição da ictiofauna

Pouco se sabe a respeito dos peixes de riacho na região de Cerrado do Distrito Federal. De forma geral, os peixes de riachos são pouco estudados pelo fato de não apresentarem valor econômico nem social (Esteves & Aranha, 1999). O levantamento realizado na sub-bacia do Ribeirão Bananal indicou a existência de nove espécies novas, dentre as 20 encontradas, sendo registrada a primeira ocorrência de *Imparfinis* sp. nos córregos estudados. Isso indica elevado endemismo das espécies de peixes de riachos, pois são incapazes de se deslocar por trechos longos devido ao seu pequeno porte (Esteves & Lobón-Cevia, 2001). Ribeiro *et al.* (2001) fizeram um levantamento das espécies de peixes do Lago Paranoá e registraram, em um trecho do Ribeirão Bananal (que faz parte do Lago Paranoá) 19 espécies, sendo 16 nativas e 3 exóticas. O presente estudo registrou 12 novas espécies ainda não catalogadas para essa localidade.

A curva de acumulação de espécies (Figura 6) mostra uma tendência de estabilização, provavelmente devido às limitações da metodologia empregada, e o índice estimador de riqueza indicou que o número de espécies está um pouco abaixo do esperado. Características ambientais dos trechos estudados como corredeiras, raízes e troncos de plantas, limitaram a eficiência do esforço amostral empregado. A bacia estudada pertence ao sistema do Alto Rio Paraná que, segundo Langeani *et al.* (2007), a quantidade de espécies atualmente descritas para essa região está longe de representar a realidade.

Estudos em riachos do Alto Rio Paraná apontam as ordens Characiformes e Siluriformes como dominantes nas bacias (Uieda, 1984; Garutti, 1988; Araújo-Lima *et al.*, 1995; Castro & Casatti, 1997; Castro, 1999; Castro *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2004; Langeani

et al., 2007). Na sub-bacia do Ribeirão Bananal a ordem Characiformes apresentou maior representatividade seguida da Cyprinodontiformes e Siluriformes. O porte e a porção do riacho são fundamentais na determinação do número e composição de espécies, assim como a região e a bacia a que o local de estudo pertence (Castro, 1999). De forma geral, as espécies de Characiformes apresentam hábitos diurnos, explorando a superfície ou a coluna d'água em busca de alimentos e os Siluriformes apresentam hábitos bentônicos, com atividade noturna (Oyakawa *et al.*, 2006). Estas características podem ter interferido na captura, pois as coletas foram realizadas durante o dia. Segundo Araújo-Lima *et al.* (1995), a latitude e o esforço amostral explicam 56% da variação da diversidade entre córregos das principais bacias brasileiras.

A riqueza de espécies da sub-bacia do Ribeirão Bananal aumentou longitudinalmente, de acordo com a ordem dos córregos, estando de acordo com o conceito do Contínuo Fluvial proposta por Vannote *et al.* (1980). Segundo esse conceito, existe um gradiente de condições físicas do meio (montante-jusante) que faz com que as populações de organismos aquáticos se ajustem. Dentre essas condições, o aumento da complexidade do habitat ao longo dos córregos, que acompanha o aumento da ordem do rio, propicia a adição de novas espécies no sentido montante-jusante (Angermeier & Karr, 1984; Garutti, 1988; Uieda & Barreto, 1999; Melo *et al.*, 2003; Braga, 2004; Braga, 2005; Casatti, 2005; Gomiero & Braga, 2006).

Os trechos localizados em regiões de cabeceira (primeira ordem: trechos três e quatro) apresentaram baixa riqueza, sendo novas espécies adicionadas com o aumento da ordem do córrego (Tabela 3). A baixa diversidade é esperada em córregos de cabeceira, pois esses apresentam grandes variações no fluxo de água e pouca quantidade de nutrientes, impossibilitando a manutenção de populações muito diversas e limitando o número de indivíduos (Sheldon, 1968; Garutti, 1988; Araújo-Lima *et al.*, 1995).

Na estação seca, foi registrada maior abundância que na estação chuvosa (Tabela 3), sendo contrário aos resultados encontrados em outras regiões do Brasil, onde a estação chuvosa apresentou maiores valores de abundância e de biomassa (Garutti, 1988; Casatti, 2005). O aumento da diversidade na estação chuvosa pode ser resultante da presença de espécies que sobem os cursos d'água para reprodução, principalmente em regiões próximas a calhas de rios de maior porte, como foi registrado por Langeani *et al.* (2005) no Ribeirão Santa Bárbara e Suárez & Petre Junior (2007) em rios da bacia do Rio Paraná. As espécies de peixes encontradas na sub-bacia do R. Bananal são características de regiões de cabeceira, não havendo nenhuma espécie migratória proveniente do Lago Paranoá para reprodução. Possivelmente, as variações hidrológicas ocorridas nos trechos amostrados pouco influenciaram na composição da ictiofauna. Essa uniformidade na composição está relacionada com as características locais como relevo e cobertura vegetal, assim como a dieta das espécies (Casatti, 2002).

4.2. Guildas alimentares

As quatro guildas encontradas não ocorreram em todos os trechos, sendo adicionadas ao se afastar da região de cabeceira. Segundo Angermeier & Karr (1984) os padrões que explicam esse aumento estão correlacionados com o aumento na disponibilidade de alimento.

Poucas são as espécies tropicais com hábitos alimentares especializados (Abelha, 2001) sendo a maioria generalista, com certo grau de preferência que utiliza recursos disponíveis no ambiente (Pereira *et al.*, 2007). As espécies onívoras foram as que apresentaram distribuições mais amplas, sendo que os com tendência a herbivoria estiveram presentes em todos os trechos. Por se tratar de uma área bem preservada, os recursos de origem vegetal são abundantes e estão disponíveis em todos os trechos. Nesta guilda houve o

consumo de um amplo espectro de itens alimentares, vários com baixas frequências e abundâncias, impossibilitando a classificação de acordo com a dominância de uma única categoria alimentar. Essas características indicam pouca seletividade e grande oportunismo alimentar (Mazzoni & Rezende, 2003).

Vegetais superiores foram consumidos em quantidades consideráveis quando comparada com os outros itens ingeridos pelos onívoros com tendência a herbivoria. Dentre eles, o gênero *Astyanax* compreende algumas das espécies mais comuns, com ampla distribuição e com limites taxonômicos pouco definidos (Abelha *et al.*, 2006). De uma forma geral, há um consenso de que esse gênero é generalista, com dieta bastante variável (Zaret & Rand, 1971; Costa, 1987; Castro & Casatti, 1997; Luiz *et al.*, 1998; Castro *et al.*, 2003; Castro *et al.*, 2004; Motta & Uieda, 2004; Bennemann *et al.*, 2005; Oliveira & Bennemann, 2005; Ferreira & Casatti, 2006; Luz-Agostinho *et al.*, 2006), assim como foi registrado para as espécies deste gênero na sub-bacia do R. Bananal. A composição da dieta pode variar de acordo com características do ambiente, assim como a disponibilidade de alimento, que pode ser diferente de uma região para outra.

A onivoria está relacionada com o oportunismo alimentar como o registrado para *Knodus moenkhausii* por Ceneviva-Bastos & Casatti (2007); além da elevada diversidade na dieta esta espécie apresentou várias táticas para a captura de alimento. Estudos da dieta de *Knodus gamma*, em diferentes graus de desmatamento, indicaram a espécie como onívora com preferência para invertebrados terrestres em áreas de mata fechada e invertebrados aquáticos e terrestres em áreas desmatadas (Bojsen, 2005).

Os insetívoros e os onívoros com tendência a insetivoria foram encontrados nos trechos cinco, seis e sete, surgindo com o aumento da ordem do córrego. O aumento das espécies de peixes que consomem insetos no sentido montante-jusante está de acordo com a predição da Teoria do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980), pois maiores quantidades de

matéria orgânica se encontram nas regiões mais baixas dos córregos, facilitando o estabelecimento de insetos no substrato. As espécies onívoras com tendência a invertivoria apresentaram grande variedade de itens consumidos sendo o fragmento de animal o mais abundante e freqüente na dieta. Fragmentos de animais compreendem restos de insetos semi-digeridos e pedaços de exoesqueleto de insetos aquáticos e terrestres que não podem ser identificados (Melo *et al.*, 2004; Vilella, 2002). A existência de peixes adaptados a capturar esse tipo de alimento já foi citada na literatura, sendo considerado como uma vantagem já que os restos mantêm o valor nutricional do inseto como um todo. Além disso, eles não apresentam defesas e podem ser facilmente capturados quando carregados pela corrente (Melo *et al.*, 2004). No caso das espécies do R. Bananal, a presença de várias categorias de invertebrados terrestres e aquáticos consumidos explica os valores elevados de freqüência e abundância de fragmento animal. Essas espécies permanecem classificadas como onívoras havendo, de uma forma geral, a preferência de invertebrados englobando insetos tanto terrestres como aquáticos.

Os indivíduos de *Moenkhausia* sp., encontrados na sub-bacia do R. Bananal, alimentaram-se de 27 categorias alimentares sendo classificados como onívoros com tendência a invertivoria. Pereira *et al.* (2007) estudaram a estrutura trófica da comunidade de peixes que ocupam ambientes de bancos de areia e registraram seis espécies do gênero *Moenkhausia* que se alimentavam de vários itens, principalmente de insetos terrestres. As proporções variaram entre as espécies, havendo a presença de insetos aquáticos e também peixes. Outros estudos também classificaram as espécies do gênero como onívora (Melo *et al.*, 2004; Luz-Agostinho *et al.*, 2006), mas Casatti (2002) e Sabino & Zuanon (1998) encontraram a preferência por insetos terrestres, classificando-os como insetívoros.

A guilda de invertívoros compreendem as espécies que se alimentam de insetos terrestres e aquáticos, além de outros invertebrados como moluscos. Formam a maior guilda

trófica e, possivelmente, a mais diversa (Goldstein & Simon, 1998). As espécies especificamente invertívoras da sub-bacia do R. Bananal foram *Aspidoras fuscoguttatus*, *Imparfinis* sp., *Kolpotocheiroduon theloura*, e *Rivulus pictus*. O hábito invertívoro de *Aspidoras fuscoguttatus* está de acordo com o encontrado na literatura, predominando os insetos aquáticos na sua dieta (Melo *et al.*, 2004; Ferreira & Casatti, 2006). Estudos de espécies do gênero *Imparfinis* revelaram invertivoria como habito alimentar (Sabino & Castro, 1990; Castro & Casatti, 1997; Uieda *et al.*, 1997; Luiz *et al.*, 1998; Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Castro *et al.*, 2003; Ferreira & Casatti, 2006) e, em alguns casos com o predomínio de invertebrados aquáticos (Melo *et al.*, 2004).

Espécies recentes carecem de estudos relacionados à sua biologia e ecologia. Pouco se sabe sobre a biologia de *Kolpotocheiroduon theloura* Malabarba & Weitzman, 2000 provavelmente por ter sido uma espécie descrita recentemente. Os indivíduos amostrados no local de estudo apresentaram a dieta composta por fragmentos de invertebrados aquáticos, larvas de Chironomidae e detrito. *Rivulus pictus* consumiu principalmente invertebrados aquáticos assim como foi encontrado por Melo *et al.*, (2004). Shibatta & Bennemann (2003) estudando a plasticidade alimentar dessa mesma espécie em uma pequena lagoa registraram o habito alimentar como onívoro com tendência a planctivoria. A grande abundância de plâncton em ambientes lacustres favorece essa preferência alimentar, ao contrário dos ambientes de riachos que possuem pouca matéria orgânica particulada não comportam elevada produtividade primária (Russo *et al.*, 2002).

Seguindo a teoria proposta por Vannote *et al.* (1980), é esperado que guilda de detritívoros se torne mais diversa ao se afastar da cabeceira. No caso do local de estudo, os detritívoros estiveram presentes somente nos trechos seis e sete, que são os mais afastados das nascentes. Ao se afastar da nascente, a diminuição da corrente favorece a deposição de detrito no substrato permitindo a ocorrência de espécies com esse habito alimentar (Vannote *et al.*,

1980; Melo *et al.*, 2004). O transporte de material vegetal, proveniente das matas de galeria ao longo do córrego, impede o seu uso pelos peixes detritívoros nas regiões de cabeceira, pois ainda não houve sua transformação em detrito. O padrão de distribuição das guildas encontrados no R. Bananal segue o proposto por Luiz *et al.* (1998) e Garutti (1988), que relatam o predomínio de onívoros na região de cabeceira e detritívoros próximos a foz em riachos da bacia do Alto Paraná.

Como um exemplo das espécies detritívoras encontradas na sub-bacia do Ribeirão Bananal temos *Phalloceros caudimaculatus*. A classificação da sua dieta encontrada na literatura é bastante variável. Esta espécie foi classificada como onívora com tendência à herbivoria (Sabino & Castro, 1990; Castro & Casatti, 1997; Casatti, 2002), insetívora (Uieda *et al.*, 1997; Costa, 1987) e algívora (Aranha *et al.*, 1998). Assim como o encontrado por alguns autores (Esteves & Lobón-Cerviá, 2001; Deus & Petrere-Junior, 2003; Oliveira & Bennemann, 2005; Ferreira & Casatti, 2006), esta espécie na sub-bacia do R. Bananal apresentou hábito detritívoro, estando presente no trecho de maior ordem onde há maior disponibilidade deste recurso. Casatti (2002) afirma que espécimes de *Phalloceros caudimaculatus* apresentam grande flexibilidade alimentar e possuem o comportamento de captura do alimento junto ao fundo (Casatti, 2002). A observação deste tipo de comportamento corrobora a alimentação por detrito por esse se encontrar no fundo de córregos e poços.

No caso dos *Characidium* sp., encontrados na sub-bacia do Ribeirão Bananal, o detrito também foi o principal item alimentar consumido, seguido pelos invertebrados aquáticos. Estudos dos hábitos alimentares em córregos do Brasil para algumas espécies do mesmo gênero (*C. schubarti*, *C. lanei*, *C. zebra*, *C. gomesi* e *C. pterostictum*) demonstraram que sua alimentação se baseia quase que exclusivamente de larvas de insetos aquáticos (Uieda, 1984; Costa, 1987; Sabino & Castro, 1990; Castro & Casatti, 1997; Uieda *et al.*, 1997; Aranha *et*

al., 1998; Esteves & Lobón-Ceviá, 2001; Castro *et al.*, 2004; Motta & Uieda, 2004; Barreto & Aranha, 2006; Luz-Agostinho *et al.*, 2006). Essa variação nos resultados obtidos está relacionada com características do meio ambiente onde os indivíduos foram coletados. Todos os espécimes de *Characidium* sp. da sub-bacia do R. Bananal foram coletados no trecho seis, onde houveram as menores porcentagens de cobertura vegetal, com elevada velocidade de corrente e elevada turbidez (Tabela 2). Essas características podem influenciar na abundância de insetos aquáticos, impedindo sua fixação e permanência, pois, nessas condições, eles não encontram substrato para a fixação (folhas e galhos). A plasticidade alimentar da espécie permite a troca do recurso preferencial de acordo com sua abundância, buscando no detrito uma nova fonte de alimento para garantir sua sobrevivência no local.

A única espécie tida como piscívora foi *Rhamdia quelen*, apresentando cerca de 40% da sua dieta composta por restos ou partes peixes. Esta guilda se alimenta de outros peixes ou parte deles e não são estritamente piscívoros (Goldstein & Simon, 1998). As elevadas abundâncias de oligochaeta e fragmento de inseto terrestre (Figura 8) indicam certa tendência a invertivoria, mostrando semelhanças com a alimentação de *Imparfinis* sp. pertencente a mesma família. Luz-Agostinho *et al.* (2006) encontrou que esta espécie é piscívora podendo complementar a dieta com plantas e outros invertebrados, mas em pequenas proporções. Loureiro-Crippa & Hahn (2006) corroboram a piscivoria. A classificação de *Rhamdia quelen* em guildas tróficas apresenta variação na literatura podendo ser encontrada como insetívora predominando insetos terrestres seguidos de larvas insetos aquáticos (Castro & Casatti, 1997; Casatti, 2002; Ferreira & Casatti, 2006), e generalista com tendência ao consumo de itens de origem animal (Deus & Petreire-Junior, 2003; Gomiero *et al.*, 2007).

4.3. Sobreposição Alimentar

A sobreposição de nicho ocorre quando duas ou mais espécies utilizam um mesmo recurso do ambiente (Abrams, 1980). De uma forma geral, houve pouca sobreposição alimentar entre as espécies do Ribeirão Bananal, sendo os maiores valores entre espécies pertencentes às mesmas guildas alimentares. Essa baixa sobreposição sugere a existência de mecanismos de partilha de recursos em diferentes níveis. Zaret & Rand (1971) evidenciaram que diferenças na distribuição espacial e temporal podem reduzir o efeito da sobreposição alimentar evitando ou diminuindo possíveis competições entre as espécies. Além disso, o emprego de diferentes táticas alimentares também foi mencionado em peixes de águas tropicais para reduzir a competitividade entre as espécies (Sabino & Castro, 1990; Uieda *et al.*, 1997; Esteves & Lobón-Cevía, 2001; Casatti, 2002). Entretanto, nem sempre a sobreposição implica em competição, pois se os recursos são abundantes, uma maior quantidade de espécies pode compartilhá-los sem haver interação (Hurlbert, 1978).

4.4. Contribuição alóctone e autóctone

No presente estudo, considerando-se as nove espécies que apresentaram variações significativas entre as estações do ano, houve um maior consumo de itens de origem autóctone. Porém, levando-se em conta a totalidade dos indivíduos de todas as espécies amostradas, os itens de origem alóctone foram mais importantes. A maior representatividade dos recursos de origem alóctone se deve ao fato de os riachos amostrados apresentarem características de cabeceira, com baixa produtividade primária. Sendo assim, há maior abundância de recursos advindos das matas de galeria. Estudos em um riacho bem preservado da Mata Atlântica indicam que, apesar de muitas espécies de peixes utilizarem recursos

autóctones, quando se considera sua abundância, a importância dos itens alóctones aumenta (Esteves & Lobón-Ceviá, 2001). Oliveira & Bennemann (2005) verificaram que em trechos mais preservados de riachos há um elevado consumo de itens de origem alóctone.

Grande parte dos estudos encontrados na literatura destaca regiões onde há maior consumo de itens de origem autóctone (Angermeier & Karr, 1984; Sabino & Zuanon, 1998; Sabino & Castro, 1990; Esteves & Lobón-Ceviá, 2001). Estudos onde os itens alóctones são mais importantes também são encontrados (Costa, 1987). É importante ressaltar que as características ambientais e a composição das comunidades de peixes são responsáveis por essa variação no consumo de recursos das diferentes origens. Porém há um consenso de que a produção de recursos autóctones depende da entrada de recursos de origem alóctone (*e.g.* folhas, troncos e sementes), que servem de base da cadeia de diversos invertebrados aquáticos (Esteves & Aranha, 1999; Russo *et al.*, 2002).

A estação do ano influencia a disponibilidade de alimento autóctone e alóctone. No período chuvoso, os efeitos das chuvas e da erosão carregam um maior número de invertebrados terrestres para os riachos (Angermeier & Karr, 1984; Uieda & Kikuchi, 1995). No caso das espécies de peixes encontradas na sub-bacia do Ribeirão Bananal, o aumento no consumo de material alóctone no período chuvoso só foi observado para cinco das nove espécies que apresentaram variações significativas na origem do item e a estação do ano (*Astyanax* sp., *Characidium* sp., *Hyphessobrycon balbus*, *Rhamdia quelen* e *Rivulus pictus*) (vide figura 10). Destas, *Rivulus pictus* ocorreu somente no trecho cinco, onde o córrego é relativamente estreito e com densa cobertura vegetal. Sua dieta foi composta, principalmente, por insetos aquáticos. Sendo assim, no período chuvoso, o aumento do volume de água e o carregamento das comunidades bentônicas resultaram em um maior consumo de materiais alóctones que foram trazidos pelas chuvas.

As outras quatro espécies (*Aspidoras fuscoguttatus*, *Kolpotocheiroidon theloura*, *Moenkhausia* sp. e *Phalloceros caudimaculatus*) apresentaram variação significativa no consumo de recursos dos itens de diferentes origens, mas não consumiram maiores quantidades de itens alóctones na estação chuvosa como o esperado (vide figura 10). Isso se deve ao fato dessas espécies terem ocorrido nos trechos seis (*Aspidoras fuscoguttatus*) e sete (*Kolpotocheiroidon theloura*, *Moenkhausia* sp. e *Phalloceros caudimaculatus*), onde a cobertura vegetal é menos densa e a largura do córrego é maior. Na estação seca, o elevado consumo de material alóctone é devido à menor velocidade de corrente, que permite o acúmulo de folhas e troncos nas margens do riacho tornando-os disponíveis para a comunidade. Na estação chuvosa, a correnteza geralmente mais forte tende a carregar rio abaixo essas estruturas do habitat interno, evitando que se acumulem nas áreas de deposição. O trecho sete é de quarta ordem e representa o trecho de maior largura e menor cobertura vegetal. A importância relativa de alimentos alóctones aumenta conforme o tamanho do córrego aumenta e a cobertura vegetal diminui (Angermeier & Karr, 1984). Também é importante apontar o efeito dos fatores climáticos, tais como turbulência do ar, que pode responder por maiores abundâncias de organismos terrestres em áreas abertas (Uieda & Kikuchi, 1995).

Ao se avaliar a dieta de comunidades de peixes, a utilização preferencial de recursos de origem alóctone ou autóctone varia de acordo com as características do ambiente e do nicho trófico ocupado pelas espécies em questão. Variações nos resultados encontrados por diferentes autores podem estar relacionadas ao método de amostragem empregado, ao regime hidrológico do córrego e ao período de amostragem (Moyle & Senanayake, 1984).

4.5. Variação temporal

Apesar da sazonalidade marcante do bioma Cerrado, com uma estação seca e outra chuvosa, a comunidade de peixes da sub-bacia do Ribeirão Bananal não apresentou variação sazonal na dieta. Esses resultados indicam que a variação hidrológica produzida ao longo do ano não provocou modificações na disponibilidade de presas para resultar em mudanças na dieta. Os alimentos permaneceram disponíveis ao longo do ano em quantidades suficientes para não resultar em variações nas dietas das espécies que ali se encontram. A literatura nos mostra que, dependendo do regime das chuvas e das características de cada local de estudo é possível detectar ou não variações na dieta de acordo com a sazonalidade (Esteves & Aranha, 1999). Esteves & Lobón-Cerviá (2001) verificaram uma constância na alimentação da comunidade de peixes de um riacho da Mata Atlântica ao longo do ano, não havendo diferenças significativas entre as estações.

Variações sazonais para a dieta de peixes são encontradas na literatura. Motta & Uieda (2004) verificaram essas variações estudando o hábito alimentar de *Astyanax scabripinnis* e *Characidium schubarti*. A maior produtividade primária e a maior abundância de larvas de díptera na estação seca garantiram seu maior consumo neste período do ano. Mazzoni & Rezende (2003) encontraram na dieta de *Deuterodon* sp. uma alternância no consumo de itens de origem vegetal e origem animal durante as estações. Diferenças na dieta entre a seca e a chuva são devido a mudanças nas proporções dos itens mais importantes consumidos pelos peixes (Balcombe *et al.*, 2005). Eles também são capazes de mudar sua estratégia alimentar, de generalista no verão para especialista no inverno, de acordo com a disponibilidade de recursos como foi encontrado por Deus & Petrere (2003).

Diferenças sazonais e espaciais nas dietas das espécies estão relacionadas a alterações pontuais, características de cada ambiente (Barreto & Aranha, 2006). Os trechos amostrados

apresentaram características de regiões de cabeceira, com elevada cobertura vegetal resultante da mata de galeria bem preservada. Isso garante o aporte de material alóctone para a manutenção de comunidades bentônicas e fornece a matéria orgânica necessária à produção primária. A composição florística das matas de galeria é caracterizada por espécies perinifólias, ou seja, que não perdem folhas durante a estação seca. Sua proximidade aos cursos d'água garante o suprimento hídrico ao longo de todo o ano e seu porte e altura garantem umidades relativas altas mesmo na época mais seca do ano (Ribeiro & Walter, 1998). Essas características das matas de galeria podem mascarar o efeito das estações para a dieta dos peixes, pois mantêm a disponibilidade de recursos praticamente constante ao longo do ano. As mudanças ambientais referentes às estações de seca e chuva são mais perceptíveis nas regiões adjacentes à mata de galeria. Além disso, o elevado grau de preservação da região também pode servir como uma forma de contenção dos efeitos hidrológicos dificultando a percepção de variações sazonais na dieta das espécies de peixes presentes.

Espécies especialistas podem se tornar generalistas se a disponibilidade de um recurso específico diminuir (Abelha *et al.*, 2001). Porém, algumas adaptações morfológicas impõem barreiras a mudanças na dieta, impedindo a exploração diversa de recursos (Peres-Neto, 1999). Estas especificidades e a dependência da entrada de recursos alóctones destacam a importância de se conhecer informações básicas a respeito da biologia das espécies (Esteves & Aranha, 1999). A dependência de algumas espécies dos recursos advindos da mata de galeria sugere que alterações na composição e na estrutura das matas podem causar sérios impactos na integridade das comunidades de peixes de riachos (Angermeier & Karr, 1984).

Mudanças ontogenéticas, sazonais, espaciais e individuais na dieta dificultam a classificação da comunidade de peixes em guildas tróficas consistentes e a identificação de padrões que permitam comparações fidedignas entre ecossistemas. Estudos de longo prazo que busquem a compreensão dos processos vigentes entre as espécies de peixes e sua fonte

alimentar contribuição de forma significativa para o gerenciamento de ambientes aquáticos e para a determinação de áreas prioritárias para a conservação.

5. CONCLUSÕES

A comunidade de peixes da sub-bacia do Ribeirão Bananal apresentou as seguintes características quanto ao seu hábito alimentar:

- A sub-bacia do Ribeirão Bananal apresenta elevado endemismo, visto que foram encontradas nove espécies novas para a região;
- A riqueza de espécies aumentou longitudinalmente seguindo o aumento da complexidade do hábitat ao longo do córrego;
- Existem quatro guildas tróficas na sub-bacia, que foram adicionadas ao longo do contínuo fluvial;
- Poucos pares de espécies demonstraram sobreposição alimentar; quando houve sobreposição, esta foi principalmente registrada entre espécies de uma mesma guilda trófica;
- A ausência de variação sazonal e a predominância de itens alóctones na dieta provavelmente estão associados a presença de matas ciliares, que atuam como zonas de amortecimento e zonas provedoras de recursos para a biota aquática.

A taxocenose íctica da sub-bacia do Ribeirão Bananal é mantida por uma grande variedade de recursos dos quais, os advindos das matas de galeria, são fundamentais para a manutenção da maior parte da biomassa de peixes. A preservação das matas de galeria garante o suporte de recursos para os ambientes lóticos além de servir como uma barreira de contenção para variações ambientais repentinas. Estudos em áreas preservadas são fundamentais para identificar as condições naturais a que as comunidades estão submetidas. Assim é possível avaliar as conseqüências das ações antrópicas sobre a comunidade íctica e elaborar planos de manejo para buscar a recuperação de áreas degradadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelha, M.C.F.; Agostinho, A.A. & Goulart, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**. **23**:425-434.
- Abelha, M.C.F.; Goulart, E.; Kashiwaqui, E.A.L. & Silva, M.R. 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. **Neotropical Ichthyology**. **4**: 349-356.
- Abrams, P. 1980. Some comments on measuring niche overlap. **Ecology**. **61**(1): 44-49.
- Amundsen, P.A., Gabler, H.M. & Staldvik, F.J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data – modification of the Costello (1990) method. **Journal of Fish Biology**. **48**: 607-614.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M. & Gomes, L.C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**. **1**: 70-78.
- Angermeier, P.L. & Karr, J.R. 1984. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**. **9**: 117-135.
- Aranha, J.M.R., Takeuti, D.F. & Yoshimura, T.M. 1998. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. **Revista de Biologia Tropical**. **46** (4): 951-959.
- Araújo-Lima, C.A.R.M., Agostinho, A.A. & Fabré, N.N. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian Rivers and reservoirs. **In**: Tundisi, T.M., Tundin, G. & Bicudo, C.E.M. (eds). **Limnology in Brazil**. ABC/SBL, Rio de Janeiro. 105-136.
- Balcombe, S.R.; Bunn, S.E.; McKenzie-Smith, F.J. & Davies, P.M. 2005. Variability of fish diets between dry and flood periods in an arid zone floodplain river. **Journal of Fish Biology**. **67**: 1552-1567.

- Barreto, A.P. & Aranha, J.M.R. 2006. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. **23**: 779-788.
- Begon, M.; Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. **Ecology: from individuals to ecosystems**. 4th edition. Blackwell Publishing. Alden, USA. 752p.
- Bennemann, S.T.; Gealh, A.M.; Orsi, M.L. & Souza, M.L. 2005. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tabagi, Paraná, Brasil. **Iheringia**. **95**:247-254.
- Bojsen, B.H. 2005. Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. **Environmental Biology of Fishes**. **73**: 61-73.
- Borror, D.J. & DeLong, D.M. 1969. **Introdução ao Estudo dos Insetos**. Edgard Blücher LTDA. São Paulo. 653p.
- Braga, F.M.S. 2004. Habitat, distribuição e aspectos adaptativos de peixes da microbacia do Ribeirão Grande, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. **26**: 31-36.
- Braga, F.M.S. & Andrade, P.M. 2005. Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. **Iheringia**. **95**: 121-126.
- Buckup, P.A.; Menezes, N.A. & Ghazzi, M.S. 2007. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Série Livros 23. Editora Museu Nacional, Rio de Janeiro, Brasil, 195p.
- Casatti, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, sudoeste do Brasil. **Biota Neotropica**. **2**(2): 1-14.
- Casatti, L. 2005. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropica**. **5**(1): 1-9.

- Castro, R.M.C. & Casatti, L. 1997. The fish fauna from a small Forest stream of the upper Paraná River basin, southeastern Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**. **7**: 337-352.
- Castro, R.M.C. 1999. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. p. 139-155. **In**: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologica Brasilenses, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Castro, R.M.C.; Casatti, L.; Santos, H.F.; Ferreira, K.M.; Ribeiro, A.C.; Benine, R.C.; Dardis, G.Z.P.; Melo, A.L.A.; Stopliglia, R.; Abreu, T.X.; Bockmann, F.A.; Carvalho, M.; Gibran, F.Z. & Lima, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do Rio Paranapanema, Sudeste e Sul do Brasil. **Biota Neotropica**. **3**(1): 1-31.
- Castro, R.M.C.; Casatti, L.; Santos, H.F.; Melo, A.L.A.; Martins, L.S.F.; Ferreira, K.M.; Gibran, F.Z.; Benine, R.C.; Carvalho, M.; Ribeiro, A.C.; Abreu, T.X.; Bockmann, F.A.; Pelicão, G.Z.; Stopliglia, R. & Langeani, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**. **4**(1) 1-39.
- Ceneviva-Bastos, M. & Casatti, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste de Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia**. **97**: 7-15.
- Chapman, M.G. & Underwood, A.J. 1999. Ecological patterns in multivariate assemblages: information and interpretation of negative values in Anosim tests. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** **180**: 257-265.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**. **18**: 117-143.
- CODEPLAN. 1994. **Mapa de Hidrografia do Distrito Federal**. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, SEMAH (Mapa).

- Colwell, R.K. 2006. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.0. Disponível em :<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>,
- Costa, W.J.E.M. 1987. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, Rio Mato Grosso, Brazil. **Studies of Neotropical Fauna and Environment**. **22**: 145-153.
- Costello, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. **Journal of Fish Biology**. **36**: 261-263.
- Deus, C.P. & Petrere-Junior, M. 2003. Seasonal diet shift of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **63**: 579-588.
- Esteves, K.E. & Aranha, M.R. 1999. Ecologia trófica de peixes de riachos. Pp. 157-182. **In**: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R.(eds). **Ecologia de peixes de riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Esteves, K.E. & Lobón-Ceviá, J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**. **62**: 429-440.
- Ferrante, J.E.T., Rancan, L. & Netto P.B. 2001. Meio Físico. p. 45-55. **In**: F.O. Fonseca (Org.). **Olhares sobre o lago Paranoá**. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH), Brasília, DF.
- Ferreira, C.P. & Casatti, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**. **6**: 1-25.
- Field, J.G., Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1982. A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** **8**: 37-52.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da Região Noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**. **48**: 747-759.

- Goldstein, R.M. Simon, T.P. 1998. Toward a united definition of guild structure for feeding ecology of north American freshwater fishes. **In: Simon, P.T. (Ed.). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resource using fish communities***. Boca Raton: CRC Press LLC, cap 7, p. 123-138.
- Gomiero, L.M. & Braga, F.M.S. 2006. Ichthyofauna diversity in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **66**(1A): 75-83.
- Gomiero, L.M.; Souza, U.P. & Braga, F.M.S. 2007. Reprodução e alimentação de *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) em rios do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, SP. **Biota Neotropica**. **7**(3): 1-8.
- Hahn, N.S.; Fugi, R. & Adrian, F. 2004. Trophic ecology of the fish assemblages. p. 247-269. **In: Thomaz, S.M.; Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds). *The upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation***. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Hurlbert, S.H. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**. **59**: 67-77.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**. **17**: 411-429.
- IBAMA & FUNATURA. 1998. **Plano de Manejo do Parque Nacional de Brasília** (Revisão), Brasília.
- Krebs, C.J. 1998. **Ecological Methodology**. New York : Harper Collins. 654 p.
- Langeani, F.; Casatti, L.; Gameiro, H. S.; Carmo, A. B. & Rossa-Feres, D. C. 2005. Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**. **3**(2): 203-311.

- Langeani, F.; Castro, R.M.C.; Oyakawa, O.T.; Shibatta, O.A.; Pavanelli, C.S. & Casatti, L. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**. **7**: 1-17.
- Lee, S.M. & Chao, A. 1994. Estimating population size via sample coverage for closed capture-recapture models. **Biometrics**. **50**: 88-97.
- Loureiro-Crippa, V.E. & Hahn, N.S. 2006. Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling. **Neotropical Ichthyology**. **4**(3): 357-362.
- Lowe-McConnell, R. H. 1987. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 382 p
- Luiz, E.A.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C. & Hahn, N.S. 1998. Ecologia trófica de peixes em dois riachos da Bacia do Rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**. **58**(2): 273-285.
- Luz-Agostinho, K.D.G., Bini, L.M., Fugi, R., Agostinho, A.A. & Júlio Jr, H.F. 2006. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná River Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**. **4**:61-68.
- Malabarba, L.R. & Reis, R.E. 1987. **Manual de técnicas para a preparação de coleções zoológicas**. Sociedade Brasileira de Zoologia (Campinas) 36:1-14.
- MMA & TNC. 2007. **Unidades de Conservação e Terras Indígenas dos Biomas Cerrado e Pantanal** (mapa). The Nature Conservancy e Ministério do Meio Ambiente (real.).
- Matthews, W.J. 1998. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman & Hall, Norwell, Massachusetts, 756p.
- Mazzoni, R. & Rezende, C.F. 2003. Seasonal diet shift in a tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba river, RJ, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **63**: 69-74.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. **Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

- Melo, C.E.; Machado, F.A. & Silva, V.P. 2003. Diversidade de peixes em um córrego de cerrado no Brasil Central. **Brazilian Journal of Ecology**. **1-2**: 17-23.
- Melo, C.E.; Machado, F.A. & Pinto-Silva, V. 2004. Feeding habits of fish from a stream in the savana of Central Brazil, Araguaia Basin. **Neotropical Ichthyology**. **2**(1): 37-44.
- Merritt, R.W. & Cummins, K.W. An **Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3ª edição, Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque, Iowa.
- Motta, R.L. & Uieda, V.S. 2004. Dieta de duas espécies de peixes do Ribeirão do Atalho, Itatinga, SP. **Revista Brasileira de Zootecias**. **6**: 191-205.
- Moyle, P.B. & Senanayake. 1984. Resource partitioning among the fishes of rainforest streams in Sri Lanka. **J. Zool. Lond.** **202**: 195-223.
- Nimer, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. Secretaria de Planejamento e Coordenação da Presidência da República e IBGE, Rio de Janeiro.
- Novaes-Pinto, M. 1993. **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. UnB, Brasília, 681 p.
- Oksanen, J.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, B. & Stevens, M. H. H. 2007. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 1.8-8. Disponível em: <http://cran.r-project.org/>, <http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/>.
- Oliveira, D.C & Bennemann, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no Sul do Brasil. **Biota Neotropica**, **5** :1-13.
- Oyakawa, O.T.; Akama, A.; Mautari, K.C. & Nolasco, J.C. 2006. **Peixes de riachos da Mata Atlântica**. Editora Neotrópica. São Paulo, SP. 201p.
- Pereira, P.R.; Agostinho, C.S.; Oliveira, R.J. & Marques, E.E. 2007. Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. **Neotropical Ichthyology**. **5**(3) : 399-404.

- Peres-Neto, P.R. Alguns métodos e estudos de ecomorfologia de peixes de riachos. p. 209-236. **In** : Caramashi, E.P. ; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds). **Ecologia de Peixes de Riachos**. Série Oecologia Brasiliensis, vol. VI. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil.
- R Development Core Team. 2007. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- Ribeiro, J.R. & Walter, B.M.T. 1998. Capítulo 3: Fitofisionomias do Bioma Cerrado. **In**: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (eds). **Cerrado: Ambiente e Flora**. Embrapa. Planaltina, DF. 556p.
- Ribeiro, M. C. L. B.; Starling, F. L. R. M.; Walter, T. & Farah, E. M. 2001. Fauna – Peixes. **In**: Fonseca, F. O. (org.). Olhares sobre o Lago Paranoá. SEMARH. Brasília, 425p.
- Russo, M.R.; Ferreira, A. & Dias, R.M. 2002. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum**. **24** (2): 411-417.
- Sabino, J. & Castro, R.M.C. 1990. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudoeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**. **50**(1): 23-36.
- Sabino, J. & Zuanon, J. 1998. A stream fish assemblage in the Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**. **8**: 201-210.
- Sheldon, A.L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. **Ecology**. **49**(2): 193-198.
- Shibatta, O. & Bennemann, S.T. 2003. Plasticidade alimentar em *Rivulus pictus* (Osteichthyes, Cyprinodontiformes, Rivuliidae) de uma lagoa em Brasília, Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. **20**: 615-618.

- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Trans. Amer. Geoph. Union.** **38**: 913-920.
- Suárez, Y.R. & Petreire-Junior, M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology.** **5**(1): 61-68.
- Uieda, V.S. 1984. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. **Revista Brasileira de Biologia.** **44**(2): 203-213.
- Uieda, V.S. & Kikuchi, R. 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensia.** **7**: 103-114.
- Uieda, V.S., Buzzato, P. & Kikuchi, R. 1997. Partilha de recursos alimentares em peixes de um riacho de serra do sudeste do Brasil. **Na. Acad. Brás. Ci.** **69**: 243-252.
- Uieda, V.S. & Castro, R.M.C. 1999. Coleta e fixação de peixes de riacho. pp. 01-22. In: Caramaschi, E.P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P.R. (eds.). **Ecologia de peixes de riachos.** Série Oecologica Brasilenses, vol. VI. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.
- Uieda, V.S. & Barreto, M.G. 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências.** **1**(1): 55-67.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.** **37**: 130-137.
- Vilella, F.S.; Becker, F.G. & Hartz, S.M. 2002. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest river in southern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology.** **45**(2): 223-232.
- Winemiller, K.O. & Pianka, E.R. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. **Ecological Monographs.** **60**(1): 27-55.

- Zar, J.R. 1999. **Biostatistical Analysis**. 4 edition. Prentice-Hall Inc. New Jersey, USA. 660 p.
- Zaret, T.M. & Rand, A.S. 1971. Competition in tropical streams fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**. **52**: 336-342.

7. ANEXO

Material testemunho das 20 espécies de peixes coletadas nos córregos da sub-bacia do Ribeirão Bananal tombados na Coleção Ictiológica da Universidade de Brasília (CIUnB) e na Coleção de Peixes do Departamento de Zoologia e Botânica da Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto (DZSJRP): *Aspidoras fuscoguttatus* CIUnB 14, 16, 173, 180, 220, DZSJRP 01813; *Astyanax* sp. CIUnB 1-3, 6, 7, 12, 50-52, 54, 55, 59, 60, 63, 161, 162, 165-168, 178, 183, 209-212, 218, 228, 312, 318, DZSJRP 01824; *Bryconamericus stramineus* CIUnB 61; *Characidium gomesi* CIUnB 15, *Characidium* sp.1 CIUnB 13, 221, DZSJRP 01812; *Ctenobrycon* sp. CIUnB 64, *Hasemania* sp. CIUnB 22, 67, 93, 174, 185, 219, 223, 320, DZSJRP 01801, 01829; *Hyphessobrycon balbus* CIUnB 5, 9, 23, 53, 58, 65, 170, 215, 310, 311, 313, 316, 317, 319, 321, 326-330, 334-336, DZSJRP 01825; *Hypostomus* sp.1 CIUnB 164; *Hypostomus* sp.2 CIUnB 230; *Imparfinis* sp. CIUnB 11, 57, 171, 213, DZSJRP 01803, 01804, 01815; *Knodus moenkhausii* CIUnB 4, 20, 62, 68, 163, 177, 186, 187, 216, 222, DZSJRP 01808, 01828, 01830; *Kolpotocheiroduon theloura* CIUnB 18, 179, 226, DZSJRP 01831; *Microlepidogaster* sp. CIUnB 181, 229, DZSJRP 01827; *Moenkhausia* sp. CIUnB 21, 66, 188, 225, DZSJRP 01799, 01800, 01805; *Phalloceros caudimaculatus* CIUnB 24, 182, 227, DZSJRP 01826; *Planaltina myersi* CIUnB 19, 69, 175, 184, 224, DZSJRP 01802; *Poecilia reticulata* CIUnB 17; *Rhamdia quelen* CIUnB 8, 172, 217; *Rivulus pictus* CIUnB 10, 56, 169, 214, DZSJRP 01814.