



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro Biomédico

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Piatã Santana Marques

O papel do dossel na alimentação do lambari *Bryconamericus microcephalus* em um riacho de Mata Atlântica

Rio de Janeiro
2013

Piatã Santana Marques

**O papel do dossel na alimentação do lambari *Bryconamericus microcephalus*
em um riacho de Mata Atlântica**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Rosana Mazzoni

Rio de Janeiro
2013

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/A

M357 Marques, Piatã Santana.
O papel do dossel na alimentação do lambari
Bryconamericus microcephalus em um riacho de Mata
Atlântica / Piatã Santana Marques. 2013.
93 f.
Orientadora: Rosana Mazzoni
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio
de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
1. Ecologia aquática - Teses. 2. Peixes – Teses. 3. Ilha
Grande, Baía da (RJ) – Teses. I. Mazzoni, Rosana. II.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de
Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.

CDU 574.5(815.3)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Autor

Data

Piatã Santana Marques

**O papel do dossel na alimentação do lambari *Bryconamericus microcephalus*
em um riacho de Mata Atlântica**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Aprovado em 10 de Julho de 2013.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Eugênia Zandoná
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Profa. Dra. Érica Maria Pelegrini Caramaschi
Instituto de Biologia - UFRJ

Profa. Dra. Rosana Mazzoni
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Rio de Janeiro
2013

DEDICATÓRIA

À todo aquele que é capaz de encontrar a beleza em um grão de areia.

AGRADECIMENTOS

Muitos colaboraram para este trabalho, de forma direta ou indireta, mas com igual relevância. Logo, as citações a seguir não representam de forma alguma um ranking de importância. Posto isto, gostaria de agradecer:

A família nada ortodoxa que me fez exercitar ao máximo a capacidade de argumentação tão necessária a este escrito. Obrigado.

A meus pais, pela confiança e pelos ensinamentos

A minha família de república, que com cumplicidade prova que família também é quem você escolhe para viver. Gracias hermanos!

Aos amigos de sempre: do laboratório, da faculdade e de outros cantos, pela companhia nas cervejas e discussões eco-filosóficas.

Aos amigos: Iván Vázquez, Paula Martins, Leonardo Freire (Moderno) que participaram das coletas de dados e encararam a água gelada para me ajudar. Agradeço também a Marlon Almeida e Liliane Seixas pela ajuda com a análise dos dados, valeu galera!

Aos amigos de laboratório, companheiros de campo, risos e perrengues. Em especial a Michel Francis pela ajuda em todos os campos (viu, 17°C é tranquilo).

À minha orientadora Profa. Dra Rosana Mazzoni, que me iniciou nos caminhos da ciência em 2005 e me acompanha até hoje. Obrigado pelos ensinamentos, dedicação e pela paciência !

A Profa Dra Helena de Godoy Bergallo pela revisão e correção do trabalho.

A Profa Dra Eugênia Zandoná, pelas contribuições a este trabalho e pelas risadas.

Aos colaboradores Caio Cezar Dias Corrêa e Prof. Dr. Marcelo Manzi Marinho.

Ao Centro de Estudos e Desenvolvimento Sustentável – CEADS/UERJ pelo apoio e suporte logístico. Obrigado às pessoas que fazem do CEADS uma casa fora de casa, em especial a Dona Teresa e Dona Margarida por garantirem o almoço (e o ovo frito) nos dias de campo; a Dona Graça, pela delicadeza e pelas roupas de cama limpas; ao Julinho pela companhia no bar e no mato.

À Dona Teresa, proprietária do melhor bar de Vila Dois Rios, pela cerveja (sempre gelada !), pelos pastéis e pelas risadas.

Aos amigos Comunistas Russos.

Orvalho doce

Danço leve e suave, no gozo de um novo dia,
sentindo cada centímetro do setim que te veste.

Deslizo e te permito, por alguns segundos,
toda a fluidez que um dia me fez tua, evaporar.
Faço-te prisioneira na inconstância que me fez nascer,
brotada de um suspiro volátil,
gota.

Piatã S. Marques

RESUMO

MARQUES, Piatã Santana. **O papel do dossel na alimentação do lambari *Bryconamericus microcephalus* em um riacho de Mata Atlântica.** 2013. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 2013.

Entender processos que envolvem a interação entre zona ripária e sistemas aquáticos é de fundamental importância para o estudo da dinâmica trófica em riachos. Os mecanismos atuantes nessa complexa interação são muitos, mas o estudo dos peixes pode facilitar a estruturação deste conhecimento, pois estes são os principais organismos que interagem com a biota aquática. Neste sentido, o presente estudo avalia a influência da cobertura do dossel ripário sobre a dinâmica trófica da espécie de lambari *B. microcephalus* em duas localidades no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ, através da análise da dieta, seletividade de presas e comportamento alimentar. Os dados obtidos e as análises realizadas sugerem que a espécie possui dieta onívora, muito influenciada pela cobertura de dossel e pouco suscetível a mudanças sazonais. Esta variação na dinâmica trófica é percebida em todos os aspectos observados, sugerindo uma marcada plasticidade que permite o ajuste da alimentação, preferência alimentar e comportamento de forrageio às diferentes condições locais. Este estudo contribui para o reconhecimento do valor da floresta ripária como importante agente estruturador da dinâmica trófica em ambientes aquáticos.

Palavras-chave: Ecologia trófica. Comportamento alimentar. Seleção de presas. Plasticidade alimentar

ABSTRACT

Processes concerning the interaction between riparian zones and aquatic ecosystems are of great importance in the study of the trophic relationships in streams. The mechanisms involved in this interaction are many and the study of fishes may support a better understanding of these processes, once these are the main organisms that interact with the aquatic biota. In this sense, this study aims to evaluate the influence of the riparian canopy on the trophic dynamics of the characin species *Bryconamericus microcephalus* inhabiting two sites of Andorinha stream in Ilha Grande, -RJ. This investigation encompasses the feeding, selectivity and behavioral aspects of the studied species as a pathway to better understand the role of canopy cover in the trophic dynamics of aquatic ecosystems. Our data suggest that the species present an omnivorous feeding habit which is profoundly influenced by the canopy cover and weakly subjected to seasonal changes. This modification is easily recognized in many aspects of the feeding dynamics, suggesting a highly plastic species. This plasticity allows the species to adjust diet, morphology, feeding selectivity and behavior to a changing environment. This study brings to light the value of the riparian forest as an important aspect that influences the trophic dynamics in aquatic ecosystems.

Key words: Trophic ecology. Feeding behavior. Selectivity, Feeding plasticity

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo conceitual das possíveis interações entre vegetação ripária e a assembléia de peixes.....	17
Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem na Ilha Grande, Rio de Janeiro-RJ.....	20
Figura 3 - Caracterização geral da localidade Fechada (F), vista superficial.....	21
Figura 4 - Caracterização geral da localidade fechada (F), vista subaquática.....	21
Figura 5 - Caracterização geral da localidade aberta (A), vista superficial.....	22
Figura 6 - Caracterização geral da localidade aberta (A), vista subaquática.....	22
Figura 7 - Exemplar de <i>Bryconamericus microcephalus</i> (5,4 cm), encontrado no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ.....	24
Figura 8 - Exemplos de <i>Bryconamericus microcephalus</i> em ambiente natural no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ.....	24
Figura 9 - Exemplos de <i>Bryconamericus microcephalus</i> em ambiente natural no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ.....	24
Figura 10 - Placa de vidro e base milimetrada utilizadas para a análise do conteúdo estomacal.....	28
Figura 11 - Índice de importância alimentar (IA _i) dos principais itens consumidos por <i>Bryconamericus microcephalus</i> na localidade fechada.....	30
Figura 12 - Índice de importância alimentar (IA _i) dos principais itens consumidos por <i>Bryconamericus microcephalus</i> na localidade aberta.....	30
Figura 13 - Índice de importância alimentar (IA _i) dos itens consumidos na localidade fechada entre as estações.....	31
Figura 14 - Índice de importância alimentar (IA _i) dos itens consumidos na localidade aberta entre as estações.....	32
Figura 15 - Teste de agrupamento NMDS considerando o volume dos itens, entre as estações e localidades amostradas.....	33
Figura 16 - Índice de importância alimentar (IA _i) dos itens agrupados em autóctone x alóctone, entre as localidades de estudo.....	34

Figura 17 - Índice de importância alimentar (IAi) sazonal dos itens agrupados em autóctone x alóctone, na localidade fechada.....	34
Figura18 - Índice de importância alimentar (IAi) sazonal dos itens agrupados em autóctone x alóctone, na localidade aberta.....	35
Figura 19 - Distribuição dos valores de comprimento intestinal entre as localidades de estudo.....	35
Figura 20 - Sequência histórica da temperatura e pluviosidade na região de Vila Dois Rios, Ilha Grande – RJ.....	39
Figura 21 - Análise gráfica proposta por Amundsen (modificado de Amundsen et al., 1996).....	45
Figura 22 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones encontrados na localidade fechada.....	47
Figura 23 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones encontrados na localidade aberta.....	47
Figura 24 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade fechada durante a estação chuvosa.....	48
Figura 25 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade fechada durante a estação seca.....	49
Figura 26 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade aberta durante a estação chuvosa.....	49
Figura 27 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade aberta durante a estação seca.....	50
Figura 28 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade fechada.....	52
Figura 29 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade aberta.....	52
Figura 30 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade fechada durante a estação chuvosa.....	54
Figura 31 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade fechada durante a estação seca.....	54
Figura 32 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade aberta durante a estação chuvosa.....	55

Figura 33 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade aberta durante a estação chuvosa.....	55
Figura 34 - Box Plot com os valores de densidade do perifiton entre as localidades fechada (F) e aberta (A).....	56
Figura 35 - Box Plot com os valores de densidade do perifiton entre as estações chuvosa (C) e seca(S) na localidade fechada.....	57
Figura 36 - Box Plot dos valores de densidade do perifiton entre as estações chuvosa (C) e seca (S) na localidade aberta.....	58
Figura 37 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade fechada.....	60
Figura 38 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade aberta.....	60
Figura 39 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade fechada durante a estação chuvosa.....	61
Figura 40 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade fechada durante a seca.....	62
Figura 41 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade aberta durante a chuva.....	63
Figura 42 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade aberta durante a seca.....	63
Figura 43 - Esquema do comportamento de forrageio na superfície (FS), realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i> . Ilustração: Michel Francis.....	73
Figura 44 - Esquema do comportamento de forrageio no drift (FM), realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i>	73
Figura 45 - Esquema do comportamento de forrageio no fundo de areia (FFA), realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i>	74
Figura 46 - Esquema do comportamento de forrageio no fundo de pedra (FFP), realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i>	74
Figura 47 - Esquema do comportamento de forrageio no fundo de folhiço (FFF), realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i>	75
Figura 48 - Esquema do comportamento de forrageio no drift com investimento no fundo (FIF), realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i>	75

Figura 49 - Detalhe do comportamento de forrageio no fundo de pedra (FFP) realizado por <i>Bryconamericus microcephalus</i>	76
Figura 50 - Tempo (min%) dedicado a cada categoria de comportamento em cada localidade.....	77
Figura 51 - Análise de escalonamento multidimensional (NMDS) das categorias comportamentais entre as localidades.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descritores ambientais das localidades amostradas no córrego Andorinha.....	19
Tabela 2 - Espécies que co-ocorrem com <i>Bryconamericus microcephalus</i> no córrego Andorinha, de acordo com as localidades de estudo.....	23
Tabela 3. Diversidade, volume e Índice de importância alimentar (IAi) dos itens consumidos por <i>Bryconamericus microcephalus</i> nas diferentes estações e localidades.....	29
Tabela 4 - Densidade de macroinvertebrados autóctones no ambiente distribuídos entre localidades e estações.....	47
Tabela 5 - Índices de diversidade de Simpson estimado para os macroinvertebrados autóctones, entre as localidades e estações.....	49
Tabela 6 - Densidade de macroinvertebrados alóctones no ambiente distribuídos entre localidades e estações.....	52
Tabela 7 - Índices de diversidade de Simpson estimado para os itens alóctones, entre localidades e estações.....	54
Tabela 8 - Densidade ambiental (g) de perifíton entre as localidades e estações.....	57
Tabela 9 - Tabela 9. Densidade de perifíton corrigida pela porcentagem de substrato de pedra.....	60
Tabela 10 - Dieta, disponibilidade e seleção de presas por <i>Bryconamericus microcephalus</i> entre localidades e estações.....	61
Tabela 11 - Valores da medida de amplitude de nicho para <i>B. microcephalus</i> entre localidades e estações.....	70

SUMÁRIO

	APRESENTAÇÃO	15
1	ÁREA E ESPÉCIE DE ESTUDO.....	19
1.1	Área de estudo.....	19
1.2	Espécie de estudo.....	23
2	USO DO ALIMENTO.....	25
2.1	Introdução.....	25
2.2	Materiais e Métodos.....	26
2.3	Resultados.....	28
2.4	Discussão.....	36
3	RECURSOS ALIMENTARES E SELETIVIDADE DE PRESAS.....	41
3.1	Introdução.....	41
3.2	Materiais e métodos.....	42
3.3	Resultados.....	46
3.4	Discussão.....	74
4	ASPECTOS COMPORTAMENTAIS DA ALIMENTAÇÃO.....	69
4.1	Introdução.....	69
4.2	Materiais e Metodos.....	76
4.3	Resultados.....	72
4.4	Discussão.....	79
5	CONCLUSÕES.....	81
	REFERÊNCIAS.....	83

APRESENTAÇÃO

Há algumas décadas, gestores e pesquisadores começaram a valorizar os serviços que a zona ripária fornece aos sistemas aquáticos (RICHARDSON *et al.*, 2005). Nos últimos anos, tem-se evidenciado um interesse global em compreender os processos biológicos que envolvem estas áreas (NAIMAN *et al.*, 2000; PUSEY & ARTHINGTON, 2003; SHANDAS & ALBERTI, 2009; ARNAIZ *et al.*, 2011).

Por definição, zona ripária se refere à comunidade biótica que habita as margens de rios, riachos, lagos, lagoas e pântanos (NAIMAN *et al.*, 2000). Esta faixa de habitat onde ocorre a interação entre a floresta e rios/riachos é biologicamente importante e influencia fortemente a organização, diversidade, produtividade e complexidade do ecossistema aquático adjacente (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; NAIMAN *et al.*, 2000). Tal influência é tão relevante para a manutenção do ecossistema, que a vegetação ripária vem se tornando um componente integrante das estratégias para gestão da biodiversidade nos sistemas dulcícolas (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997) sendo um aspecto fundamental para a conservação de diferentes espécies (RICHARDSON *et al.*, 2010).

A interação entre floresta ripária e ambiente aquático pode ocorrer através de mecanismos abióticos como: estabilização do substrato (PROSSER *et al.*, 2001), participação na dinâmica de nutrientes (TUNDISI & TUNDISI, 2008) e mediação dos impactos antrópicos (SEDELL *et al.*, 1990; WEIGELHOFER *et al.*, 2012) ou por meio de relações bióticas, como o provimento de habitat para peixes (RICHARDSON, *et al.*, 2005), invertebrados (SHELDON & WALKER, 1998) e substratos para o crescimento de algas (AZIM *et al.*, 2005), além do fornecimento de matéria orgânica (e.g. folhígio e frutos) para o sistema (PUSEY & ARTHINGTON, 2003).

Dentre os mecanismos citados, Naiman e Décamps (1997) e Richardson *et al.* (2005) destacam os efeitos do dossel ripário (*i.e.* canópia) como um fator de grande relevância para a dinâmica dos ambientes aquáticos. O sombreamento resultante da cobertura de dossel implica na modulação da radiação solar que chega à comunidade aquática. Tal fato pode afetar localmente a temperatura da água e as taxas de produção primária (GUOYUAN LI *et al.*, 2012). Como consequência, o grau de cobertura do dossel ripário pode influenciar o balanço entre autotrofia e heterotrofia do sistema (VANNOTE *et al.*, 1980).

Considerando o grande espectro de interações entre a zona ripária e os ambientes dulcícolas, fica evidente a relevante influência que tal dinâmica pode ter sobre as relações tróficas nestes ambientes. Os principais fatores que determinam o aporte de recursos para as teias tróficas aquáticas são: (i) produtividade do fitoplâncton; (ii) produtividade algal e (iii) subsídios dos ambientes terrestres (*i.e.* material alóctone) (DOI, 2009). Sendo todos eles, altamente influenciados pela vegetação ripária, principalmente no que se refere à cobertura de dossel (BUNN *et al.* 1999; ARIMORO *et al.*, 2012).

A zona ripária pode também afetar a dinâmica de contribuição dos recursos alóctones/autóctones para as relações tróficas do sistema (DOI, 2009). Claramente rios e riachos apresentam marcantes diferenças em relação à canópi. Riachos possuem uma cobertura de dossel mais densa (NAIMAN & DÉCAMPS, 1997; RICHARDSON *et al.*, 2005) o que geralmente reduz a produtividade de microalgas bentônicas induzindo mudança na fonte primária de alimento dos consumidores de autóctone para alóctone (DOI *et al.*, 2007). Desta forma, a cobertura de dossel pode determinar o tipo de recurso alimentar dominante para os consumidores (DOI, 2009).

O conhecimento da teia trófica em ambientes de água doce implica, em grande parte, no estudo dos peixes. Estes são os principais organismos que interagem com a biota aquática por meio de interrelações alimentares, através da alteração da composição química da água (respiração e excreção) e modificação ou perturbação do substrato (TUNDISI & TUNDISI, 2008). Neste sentido, grande parte dos fatores que afetam a dinâmica trófica da biota aquática (*e.g.* vegetação ripária) são percebidos na assembléia de peixes.

Após extensa revisão Pusey e Arthington (2003) sugeriram um modelo conceitual que ilustra os mecanismos através dos quais a vegetação ripária pode afetar os peixes (Figura 1).

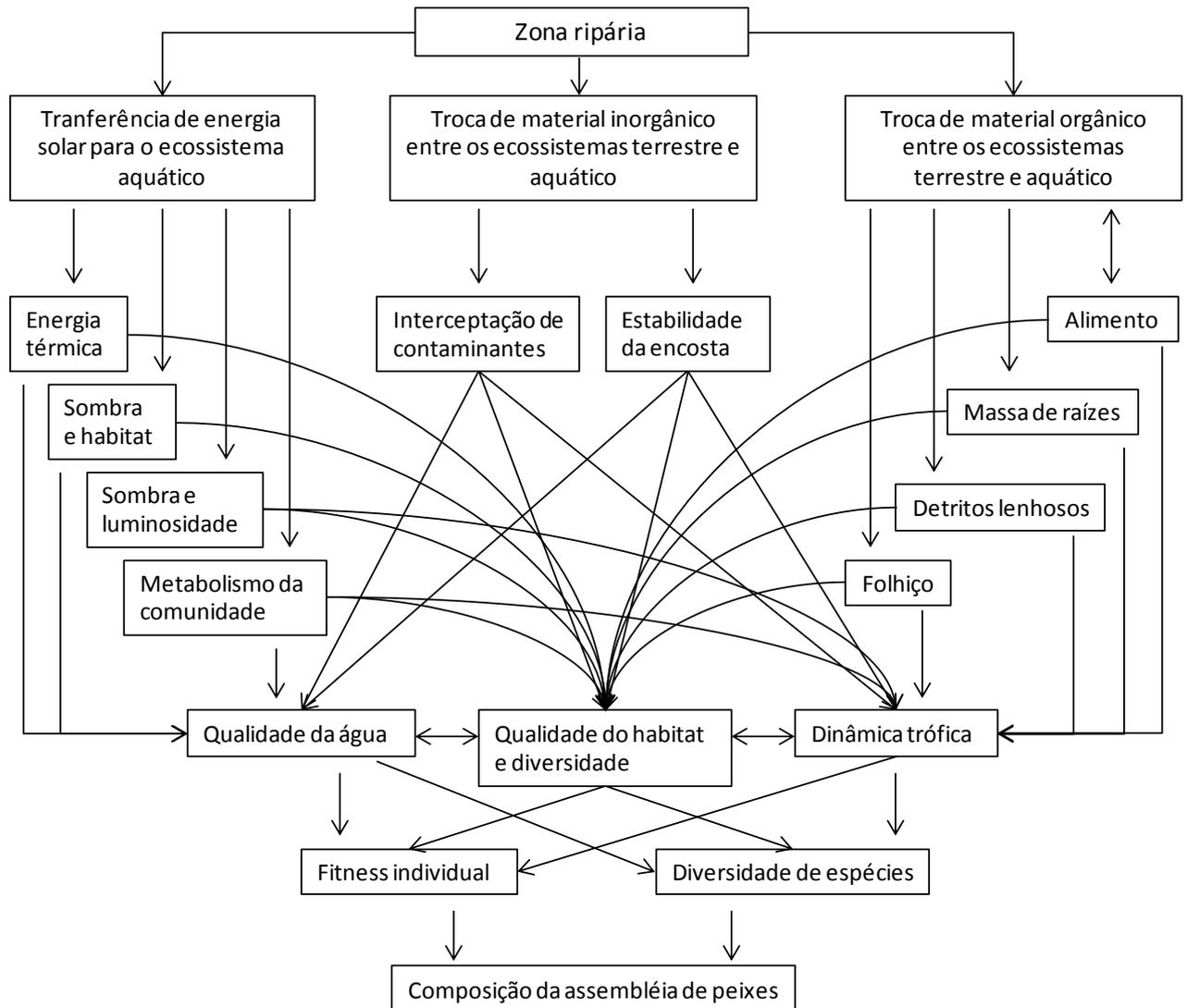


Figura 1 - Modelo conceitual das possíveis interações entre vegetação ripária e a assembléia de peixes. Adaptado de Pusey e Arthington (2003).

O modelo proposto por Pusey e Arthington (2003), evidencia o papel fundamental da vegetação ripária na ecologia trófica dos peixes de água doce. Tal relação pode ser dada de diferentes formas, uma vez que muitos são os mecanismos envolvidos.

Algumas espécies consomem diretamente o material vindo da floresta ripária, como folhas, frutos e insetos terrestres (ESTEVES, 1996; MANNA *et al.*, 2012; SMALL *et al.*, 2013), destacando a dependência de recursos de origem alóctone por alguns peixes da região tropical. De outra forma, a interceptação da luz pela vegetação ripária controla a produção de algas bentônicas, o que afeta a teia alimentar desta comunidade (LAMBERTI & STEINMAN, 1997), podendo gerar

alteração na densidade dos organismos (e.g. macroinvertebrados) (ARIMORO *et al.*, 2012) que são consumidos pelos peixes. Tais variações na disponibilidade de itens alimentares podem ter papel importante na dinâmica trófica da comunidade, uma vez que a maioria dos peixes tem hábito alimentar altamente adaptável, utilizando os recursos mais prontamente disponíveis (LAGLER, 1977).

A capacidade de exploração dos recursos está diretamente ligada ao fator comportamental, pois depende da capacidade do organismo de ter decisões apropriadas diante de diferentes circunstâncias ambientais (DILL, 1983). Contudo, os estudos que tratam da alimentação de peixes geralmente negligenciam o aspecto comportamental (e.g. WOLFF *et al.*, 2009; Abilhoa *et al.*, 2009; Manna *et al.*, 2012). Tal fato evidencia a relevância das investigações que integram aspectos da dieta e comportamento alimentar.

Considerando as diferentes implicações da relação floresta ripária x ecossistema aquático, o presente estudo se propõe a investigar a influência da cobertura de dossel ripário na alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro, 1908), no córrego Andorinha, Ilha Grande- RJ. Este estudo associa aspectos da dieta, seletividade de recursos e comportamento, para testar a hipótese de que a cobertura de dossel afeta a ecologia trófica da espécie através de uma modificação local da densidade de presas. Da mesma maneira, espera-se que a capacidade da espécie de ajustar sua dieta a novas condições ambientais seja acompanhada por modificações comportamentais e morfológicas que assegurem maior eficiência na captura e processamento do alimento.

Seguindo este objetivo, o primeiro capítulo, investiga os aspectos gerais da dieta, como a descrição dos itens alimentares, hábito alimentar e possíveis variações espaço temporais no uso do alimento pela espécie. O segundo capítulo trata da disponibilidade de recursos, preferência alimentar e largura de nicho da espécie. Enquanto que no terceiro capítulo, são estabelecidas as bases comportamentais da alimentação.

1- ÁREA E ESPÉCIE DE ESTUDO

1.1- Área de estudo

O córrego Andorinha está localizado na vertente oceânica da Ilha Grande, inserida na Baía da Ilha Grande, Município de Angra dos Reis – RJ, a Sudoeste do litoral Fluminense (Figura 2). A região se localiza no domínio da Floresta Pluvial Tropical Atlântica, onde predomina a Floresta Ombrófila Densa (CALLADO *et al.*, 2009), com clima tipicamente tropical, marcado por chuvas orográficas, que provocam grande pluviosidade local (SALGADO & VASQUEZ, 2009). Foram determinadas duas localidades (30 m de extensão cada, distantes 287 metros entre si) de acordo com a densidade da cobertura de dossel ripário, estimado por fotografia, através da aferição da proporção de pixels brancos/pretos (Tabela 1).

A localidade fechada (F) (23°11'14.11" S, 44°12'1.88" W) (Figuras 3,4) possui cobertura de dossel densa, fundo arenoso com folhiço e pedras (Tabela 1). A localidade aberta (A) (23°11'5.74" S, 44°12'2.71" W) (Figuras 5,6), possui reduzida cobertura de dossel, fundo predominantemente rochoso com presença de raros bancos de areia (Tabela 1).

Tabela 1 - Descritores ambientais das localidades amostradas no córrego Andorinha.

Descritores Ambientais		
	<u>Localidade fechada</u>	<u>Localidade aberta</u>
tipo de substrato (%)		
areia	30	20
pedra	20	80
folhiço	50	—
cobertura de dossel (%)	95	61
profundidade média (cm)	61	127
largura média (cm)	1031	1838



Figura 2 - Localização dos pontos de amostragem na Ilha Grande, Rio de Janeiro-RJ. Fonte: Google Earth.



Figura 3 - Caracterização geral da localidade fechada (F), vista superficial.



Figura 4 - Caracterização geral da localidade fechada (F), vista subaquática.



Figura 5 - Caracterização geral da localidade aberta (A), vista superficial.



Figura 6 - Caracterização geral da localidade aberta (A), vista subaquática.

A ictiofauna da Ilha Grande é pouco diversa e as populações ocorrem em densidades reduzidas (ROCHA, C *et al.*, 2009). Além de *Bryconamericus microcephalus*, o córrego Andorinha abriga 5 espécies de peixes distribuídas entre as localidades de estudo conforme a tabela 2.

Tabela 2 - Espécies que co-ocorrem com *Bryconamericus microcephalus* no córrego Andorinha, de acordo com as localidades de estudo.

Epécies	Localidade F	Localidade A
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	X	X
<i>Acentronichthys leptos</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	X	X
<i>Phalloceros anisophallos</i> (Lucinda, 2008)	X	—
<i>Awawos tajacica</i> (Lichtenstein, 1822)	X	X
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)	X	X

1.2 - Espécie de estudo

A Família Characidae é um dos grupos taxonômicos mais diversificados, tendo representantes nos mais diferentes ambientes de água doce (LIMA *et al.*, 2003). Muitos Gêneros desta Família ainda são designados como *Insertae Sedis*, devido à dúvidas quanto a monofilia do grupo (LIMA *et al.*, 2003), dentre estes encontra-se o gênero *Bryconamericus* (Eigenmann, 1907).

Os representantes de *Bryconamericus* habitam uma grande variedade de ambientes dulcícolas de baixa altitude entre a América Central e a bacia do Rio Uruguai (GÉRY, 1977). No sul da América do Sul são conhecidas 16 espécies para o gênero, dentre as quais se encontra *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro, 1908) (SILVA, 2004) (Figuras 7-9).

Na Ilha Grande, a espécie é restrita ao córrego Andorinha, sendo encontrada apenas no trecho a jusante de uma barreira natural conhecida como Mãe D'água. Neste trecho, *Bryconamericus microcephalus* é o único representante da Família Characidae, ocorre em pequenos cardumes, sendo a espécie dominante.



Figura 7 - Exemplar de *Bryconamericus microcephalus* (5,4 cm), encontrado no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ.



Figura 8 - Exemplos de *Bryconamericus microcephalus* em ambiente natural no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ.



Figura 9 - Exemplos de *Bryconamericus microcephalus* em ambiente natural no córrego Andorinha, Ilha Grande-RJ.

2- USO DO ALIMENTO

2.1- Introdução

Os peixes representam mais da metade de todas as espécies de vertebrados, com aproximadamente 32.000 espécies ocupando virtualmente todos os ecossistemas aquáticos (NELSON, 2006; FROESE & PAULY, 2013). Deste total, uma grande parte habita águas continentais.

Na América do Sul, a fauna de peixes de água doce é a mais rica e diversificada de todo o planeta (VARI & WEITZMAN, 1990), sendo o número total de espécies estimado em aproximadamente 4.000 (REIS, 2013). Este mesmo autor também ressalta a grande diversidade de adaptações ecológicas e morfológicas da ictiofauna sulamericana. Acompanhando esta grande diversidade, também existe uma variedade de hábitos alimentares.

Os peixes têm representantes na maioria dos níveis tróficos, entre herbívoros, predadores de topo e decompositores (GERKING, 1994; WOOTTON, 1998). Dentre estes, algumas espécies são altamente especializadas, enquanto outras são mais generalistas (WINEMILLER *et al.* 2008).

O conhecimento acerca da ecologia alimentar de peixes desperta grande interesse, uma vez que estas investigações podem auxiliar não só gestores no manejo efetivo dos recursos pesqueiros (ZAVALA-CAMIN, 1996; WIPFLI & BAXTER, 2010), como também pesquisadores na busca por modelos que facilitem a elaboração de conceitos relativos a evolução (COLLAR *et al.*, 2009), efeitos da predação (ZANDONÁ *et al.*, 2011), coexistência de espécies (MAZZONI *et al.*, 2012), fluxo de energia (REZENDE, 2008) e nutrientes (VANNI, 2002; SMALL *et al.*, 2011), bem como para avaliar as influências dos distúrbios físicos sobre as comunidades aquáticas (ESTEVES & ARANHA, 1999). Hahn *et al.* (1997) e Abelha *et al.* (2001), destacam que uma abordagem consistente para a avaliação dos processos de interação nas comunidades aquáticas seria o estudo da dieta de peixes

De modo geral, o estudo da ecologia alimentar dos peixes visa entender a história natural das espécies e seu papel no contexto global das interações tróficas dos ecossistemas aquáticos (BRAGA *et al.*, 2012). Apesar de básicos, tais estudos são fundamentais para permitir a elaboração de modelos (MacNALLY *et al.*, 2010) e estratégias para a conservação de espécies (BARLETTA *et al.*, 2010). Contudo,

após revisão da temática a nível global, Braga *et al.*, (2012) postulam que ainda existe uma grande lacuna acerca do conhecimento sobre a ecologia trófica de peixes na região neotropical, principalmente no Brasil.

Os peixes possuem estratégia alimentar altamente adaptável e muitas vezes consomem o alimento mais prontamente disponível no ambiente (LAGLER, 1977). Esta considerável plasticidade alimentar pode ser definida como a habilidade de uma espécie em explorar a fonte de alimento mais vantajosa em um dado momento (GERKING, 1994).

Geralmente, uma alta plasticidade alimentar implica em adaptações na morfologia do trato digestivo (GERMAN *et al.*, 2009). Tal plasticidade fenotípica representa uma importante característica que pode otimizar o processamento do alimento e a absorção de nutrientes. De outra forma, a plasticidade fenotípica permite que o organismo consiga lidar com um ambiente instável, ajustando seu fenótipo às novas condições ambientais (NUSSEY *et al.*, 2007).

Inserido nesta discussão, o presente capítulo se propõe a descrever a dieta e o hábito alimentar de *Bryconamericus microcephalus*, sob diferentes condições de canópis no córrego Andorinha, observando possíveis variações espaço-temporais no uso dos recursos.

2.2- Materiais e Métodos

Foram realizadas coletas mensais no período de Fevereiro a Novembro de 2010 e Fevereiro a Março 2011, nas localidades F e A, de acordo com o regime de chuvas da região. De acordo com Salgado e Vasquez (2009) a estação de baixa pluviosidade compreende o período entre Janeiro a Julho e a estação de alta pluviosidade ocorre no período de Agosto a Dezembro. Para fins de estudo, o período de baixa pluviosidade foi denominado estação seca, enquanto que o período de alta pluviosidade foi denominado estação chuvosa.

Para a amostragem dos peixes, se utilizou uma rede de espera (25 m de comprimento/ malha 1,5 cm entre nós adjacentes), deixada aberta por no máximo 4 horas ou até que 20 indivíduos fossem capturados. Esta amostragem seletiva permitiu que apenas indivíduos adultos (comprimento padrão $\geq 4,2$ cm) (MAZZONI & SILVA, 2006) fossem capturados, evitando assim possíveis influências ontogenéticas no estudo.

Um total de 244 exemplares foram coletados, sendo 147 na localidade F e 97 na localidade A.

Após a captura, os peixes foram sacrificados com um golpe no crânio e colocados em gelo para transporte. No laboratório, cada indivíduo foi medido pelo comprimento padrão (CP, cm), pesado (Pt, g) e dissecado. Após dissecção, o trato digestivo de cada exemplar foi retirado, o intestino medido em comprimento (CI, cm) e o estômago pesado (Pe, g) e fixado em formol 5% para posterior análise.

O conteúdo estomacal foi analisado sobre uma placa quadrada milimetrada (1mm de altura e 10 cm de lado) (Figura 10) sob microscópio estereoscópico, utilizando os métodos volumétrico (VO) e frequência de ocorrência (FO) (HYNES, 1950; HYSLOP, 1980). Os diferentes itens alimentares encontrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com a ajuda de guias especializados (PÉREZ, 1988; MUGNAI *et al.*, 2010).

A fim de estabelecer a importância relativa dos diferentes itens alimentares que compõem a dieta das espécies, utilizamos o Índice Alimentar (IA_i) proposto por Kawakami e Vazzoler (1980) e modificado por Hahn *et al.* (1997):

$$IA_i = \frac{F_i \cdot V_i}{(\sum F_i \cdot V_i) 100}$$

Onde: i= item alimentar, F= frequência de ocorrência (%) e V= volume (%).

A similaridade do volume de cada item da dieta entre estações e localidades foi avaliada através de uma análise de escalonamento multidimensional (non metric Multidimensional Scaling - NMDS), baseado no coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. A significância do agrupamento pelo NMDS foi testada pelo teste t de student.

A contribuição dos itens de origem autóctone x alóctone na dieta da espécie, foi avaliada com a aplicação da distribuição de Qui-quadrado (X^2) entre localidades e estações, utilizando os valores de IA_i dos itens agrupados.

Para verificar possíveis variações morfológicas no trato intestinal, foi calculado o Quociente intestinal (QI), proposto por Barbieri *et al.* (1994): QI = CI/CP, onde CI= comprimento intestinal e CP= comprimento padrão do indivíduo. Os valores de QI permitem relacionar o comprimento do intestino com o hábito alimentar da espécie.

Desta forma, sugere-se que o comprimento do intestino de espécies herbívoras seja maior que o das onívoras que por sua vez possuem comprimento intestinal maior que as espécies carnívoras (Kramer & Bryant 1995). A significância da diferença nos valores médios do QI em cada localidade foi testada (teste *t* de student).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa SYSTAT 11.

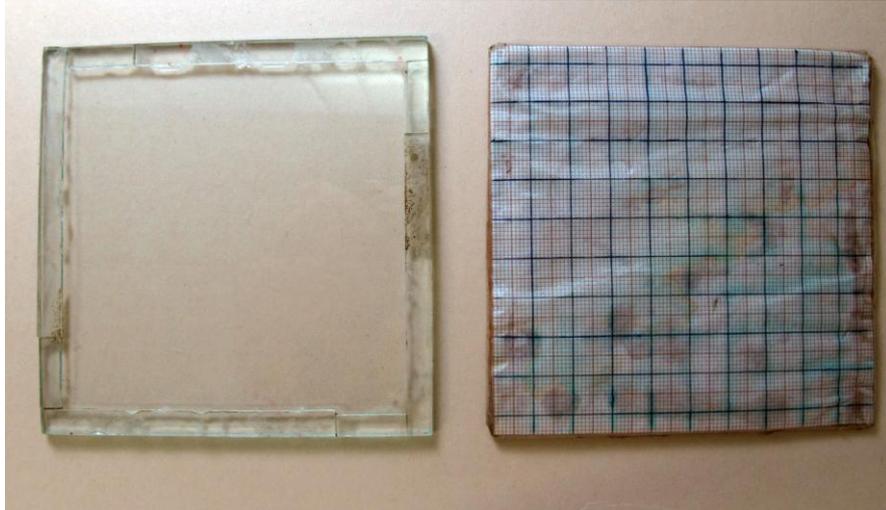


Figura 10 - Placa de vidro e base milimetrada utilizadas para a análise do conteúdo estomacal.

2.3- Resultados

A espécie de estudo consumiu um total de 42 itens alimentares, distribuídos entre localidades e estações de acordo com a tabela 3. O índice de Importância Alimentar (IA_i) das presas principais ($IA_i > 0,1$) sugere uma marcada dissimilaridade entre as localidades com reduzida variação sazonal.

A variação espacial na dieta é marcada principalmente pela alteração da importância relativa dos itens mais consumidos. Na localidade F, o item mais relevante é Matéria Animal (*i.e.* fragmentos de insetos não identificados) ($IA_i = 83\%$), seguido por Lepidoptera ($IA_i = 7,7\%$). Estes itens são substituídos por Perifíton (*i.e.* algas aderidas ao substrato) ($IA_i = 64,3\%$) e matéria animal ($IA_i = 24\%$) na localidade A (Figuras 11,12).

Tabela 3 - Diversidade, volume e Índice de importância alimentar (IAi) dos itens consumidos por *Bryconamericus microcephalus* nas diferentes estações e localidades.

Autóctones	Localidade Fechada				Localidade Aberta			
	Chuva		Seca		Chuva		Seca	
	IAi%	Volume	IAi%	Volume	IAi%	Volume	IAi%	Volume
Acari							< 0,01	1
Aeshnidae			< 0,01	6				
Baetidae	0,63	10,5	0,1	17	10,45	162	0,48	41,5
Blephariceridae					< 0,01	0,5		
Ceratopogonidae	0,19	5,5	0,02	6	0,04	3	0,03	6
Chironomidae	1,31	17	0,38	25,5	2	28	2,33	70
Coleoptera n. i.			0,09	40	< 0,01	2		
Diptera n. i.	< 0,01	1	0,05	32,5	< 0,01	1,5	0,05	17
Dytiscidae	0,07	4						
Elmidae	< 0,01	0,5	< 0,01	2,5	< 0,01	1	< 0,01	1,5
Emphididae	0,03	2	< 0,01	1	0,01	2	< 0,01	0,5
Ephemeroptera n. i.			0,02	7	0,03	2,5	0,07	11,5
Gomphidae	1,67	195	0,05	44				
Griopterygidae					0,09	9		
Gyrinidae	< 0,01	1	< 0,01	1				
Helicopsychidae					0,24	36	< 0,01	0,5
Hydrobiosidae							< 0,01	5
Hydropsychidae	0,15	4,5	0,07	16,5	0,9	29,5	0,61	57
Hydroptilidae	0,02	1	< 0,01	1,5	0,05	5	< 0,01	3,5
Leptoceridae							< 0,01	5
Leptophlebiidae	0,03	1,5	< 0,01	0,5	0,13	9,5	< 0,01	1
Megapodagrionidae			< 0,01	8				
Odonata n. i.			< 0,01	0,5				
Perifiton	0,15	6	0,13	18	59,21	917,5	64,74	2064
Perlidae	0,03	1,5	< 0,01	6	0,09	6,5	< 0,01	4
Plecoptera n. i.			< 0,01	1	< 0,01	1	0,03	8
Psychodidae			< 0,01	2,5	0,05	3,5	0,04	7
Pyralidae	0,18	21						
Simuliidae	0,49	9,5	0,03	7	0,57	18,5	0,05	10,0
Trichoptera n. i.	0,03	1,5	< 0,01	0,5	0,07	5,5	< 0,01	3,5
Alóctones								
Apidae			0,01	35				
Araneae			0,21	118	0,01	4	< 0,01	4
Coleoptera n. i.	1,29	50	0,05	24			0,02	8,5
Diptera n. i.	< 0,01	0,5	< 0,01	0,5			< 0,01	2,5
Brachycera			< 0,01	6,5	< 0,01	2	0,01	23
Formicidae	0,72	12	1,54	116	0,11	10,5	0,09	19
Hemiptera			0,05	32	< 0,01	1	< 0,01	1
Hymenoptera			< 0,01	5			0,15	75,5
Lepidoptera	2,03	39,5	8,5	1077	0,16	23	< 0,01	2
Isoptera	0,03	4						
Orthoptera	0,29	34	0,28	256				
Thysanoptera			< 0,01	1			< 0,01	1
Mat. Animal	87,18	462	82	1920,5	24,62	381,5	22,88	729,5
Mat. Vegetal	3,45	33,5	6,4	297	1,14	24	8,38	255,5
Total	100	918,5	100	4133	100	1690	100	3439

* n. i. = não identificado **Mat. Animal = fragmentos de insetos ***Mat. Vegetal = fragmentos de vegetais superiores

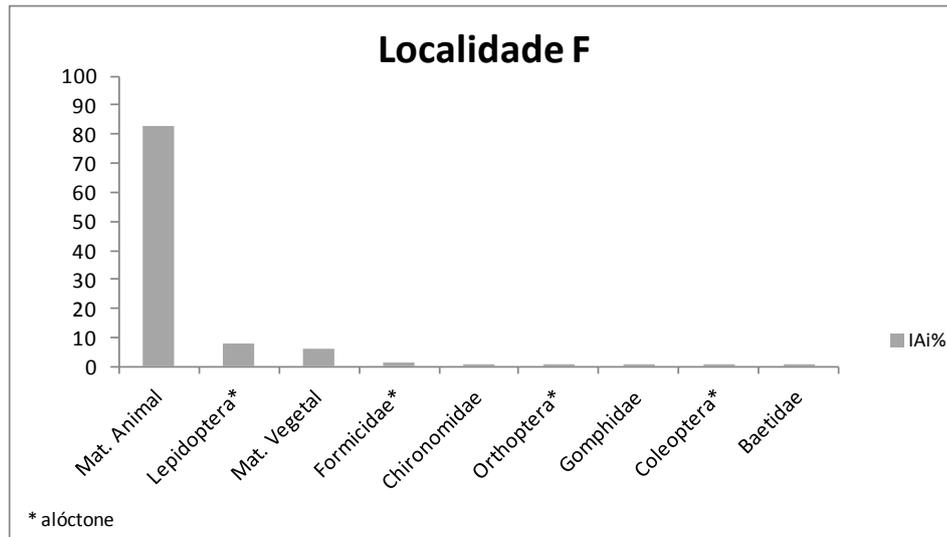


Figura 11 - Índice de importância alimentar (IAi) dos principais itens consumidos por *Bryconamericus microcephalus* na localidade fechada.

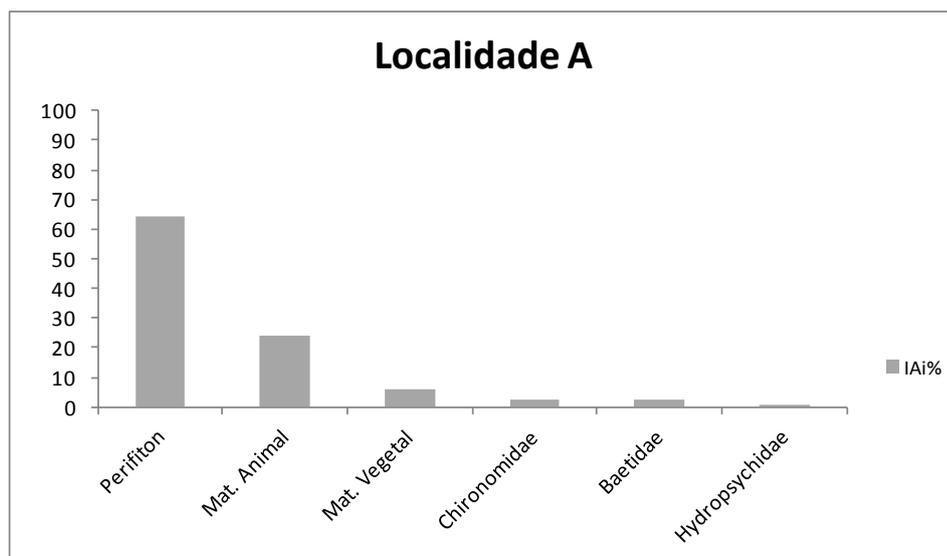


Figura 12 - Índice de importância alimentar (IAi) dos principais itens consumidos por *Bryconamericus microcephalus* na localidade aberta.

A variação sazonal em cada localidade parece ser pouco representativa. Quando observados os valores de IAi na localidade F, grande parte da dieta é representada por matéria animal (*i.e.* fragmentos de insetos) tanto na estação chuvosa (IAi=87,2%), quanto na seca (IAi=82%). Outros itens (*eg.* matéria vegetal, Lepidoptera e Chironomidae) têm reduzida contribuição para a dieta, porém também são encontrados em ambas estações, com pequenas diferenças entre os valores de IAi (Figura 13).

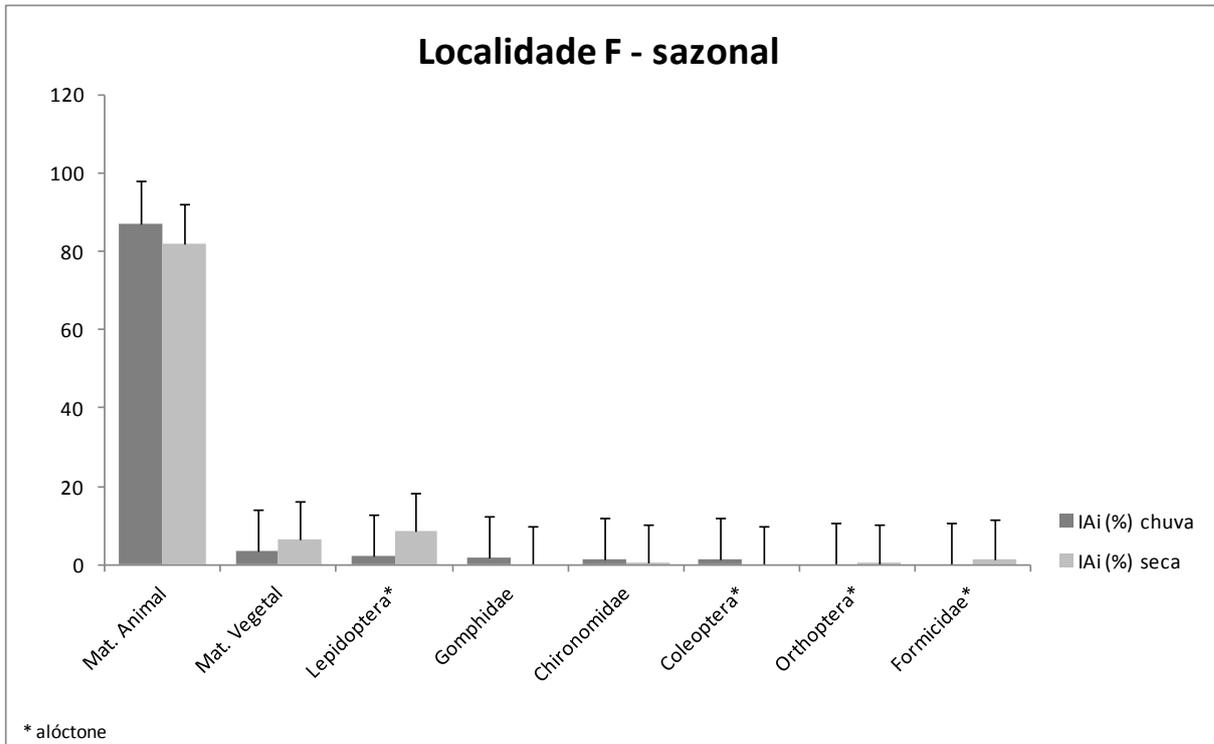


Figura 13 - Índice de importância alimentar (IAi) dos itens consumidos na localidade fechada entre as estações.

Já na localidade A, perifiton é o item mais representativo nas estações chuvosa e seca (IAi=59,2% e 64,7%, respectivamente), sendo seguido por matéria animal, tanto na estação chuvosa (IAi=24,6%) quanto na seca (IAi=22,9%) (Figura 14).

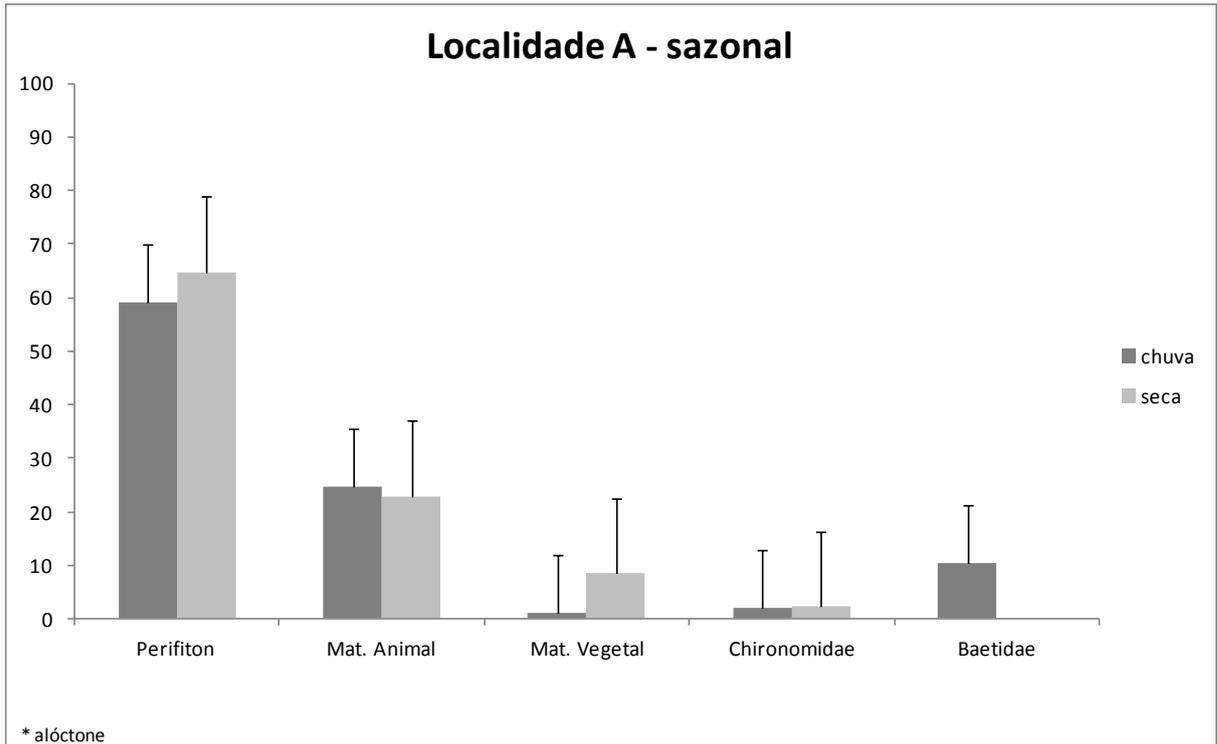


Figura 14 - Índice de importância alimentar (IAi) dos itens consumidos na localidade aberta entre as estações.

Para se verificar a similaridade entre localidades e estações, o volume dos diferentes itens consumidos foram submetidos ao teste de ordenação NMDS. Esta análise indicou, na dimensão 1, marcada separação entre localidades, com poucas diferenças entre as estações (seca x chuva) em cada (Figura 15).

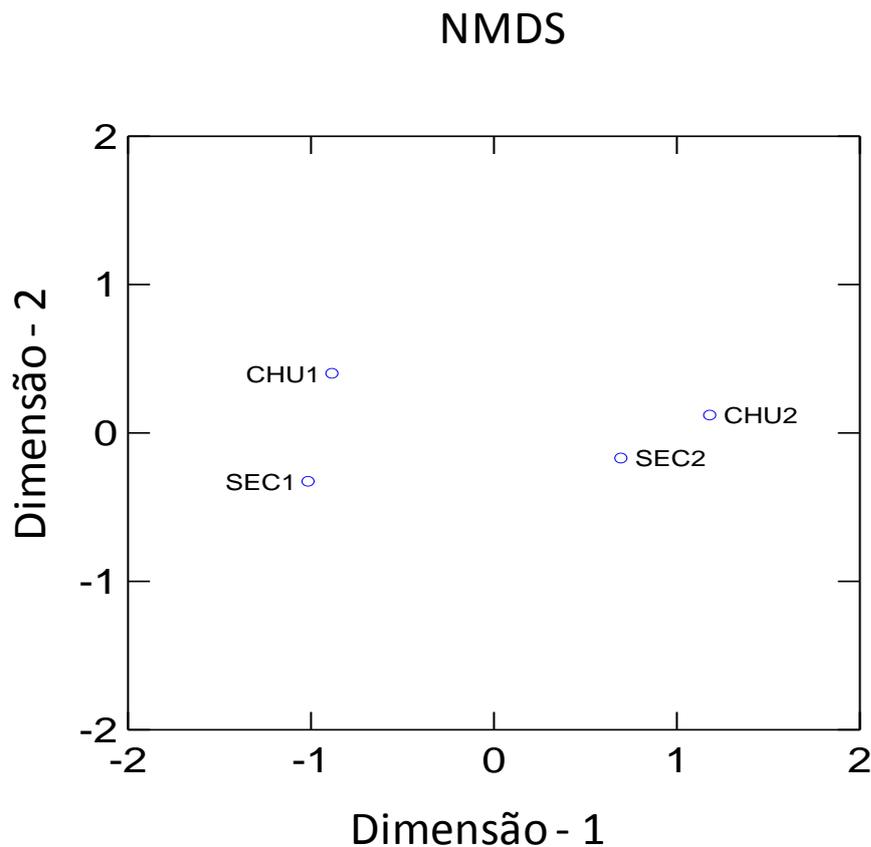


Figura 15 - Teste de agrupamento NMDS considerando o volume dos itens, entre as estações e localidades amostradas.

Legenda: CHU1= localidade fechada durante a estação chuvosa; SEC1= localidade fechada na estação seca; CHU2= localidade aberta durante a estação chuvosa; SEC2= localidade aberta na estação seca.

A dimensão que melhor respondeu pela ordenação dos dados (dimensão 1), foi submetida ao teste *t* para verificar diferenças estatísticas entre os grupos. Esta análise sugere a existência de diferenças significativas entre as localidades amostradas ($p=0,017$), porém, não foram encontradas diferenças entre estações chuvosa e seca ($p=0,839$).

De forma complementar, foi verificada a contribuição de itens de origem autóctone e alóctone para a dieta, através do teste Qui quadrado (X_2). Nesta análise, o valor de IAi de cada categoria de presas (alóctone e autóctone) foi estimado para localidades e estações. O teste indicou que existem diferenças na contribuição autóctone x alóctone para a dieta entre as localidades fechada ($X_2=14,72$; $df=1$; $p<0,001$) e aberta ($X_2=62,06$; $df=1$; $p<0,001$) (Figura 16).

Quando considerada a variação sazonal (chuva x seca) na localidade fechada, a análise aponta diferença na contribuição dos itens autóctones ($\chi^2=16,74$; $df=1$; $p<0,001$) e alóctones ($\chi^2=11,82$; $df=1$; $p<0,001$) (Figura 17). Já na localidade aberta, não foram encontradas diferenças sazonais significativas na contribuição dos itens de origem autóctone ($\chi^2=0,289$; $df=1$; $p=0,590$) ou alóctone ($\chi^2=0,401$; $df=1$; $p=0,526$) (Figura 18).

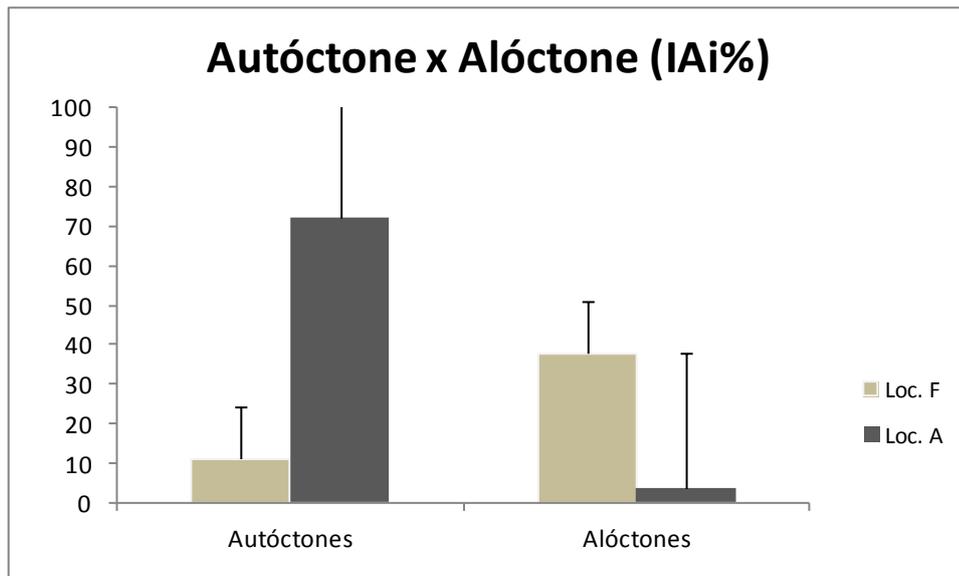


Figura 16 - Índice de importância alimentar (IAi) dos itens agrupados em autóctone x alóctone, entre as localidades de estudo.

Legenda: Loc F= localidade fechada; Loc A= localidade aberta

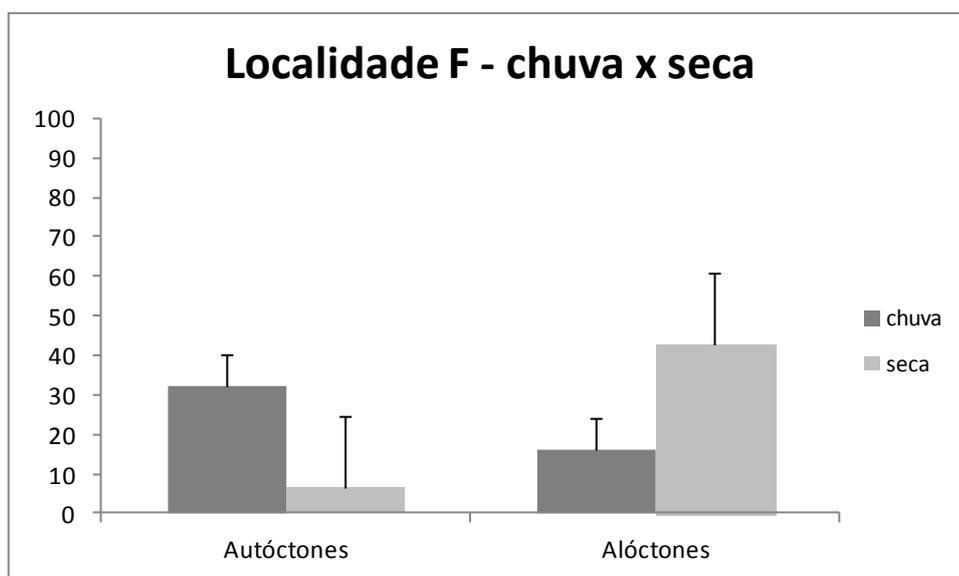


Figura 17 - Índice de importância alimentar (IAi) sazonal dos itens agrupados em autóctone x alóctone, na localidade fechada.

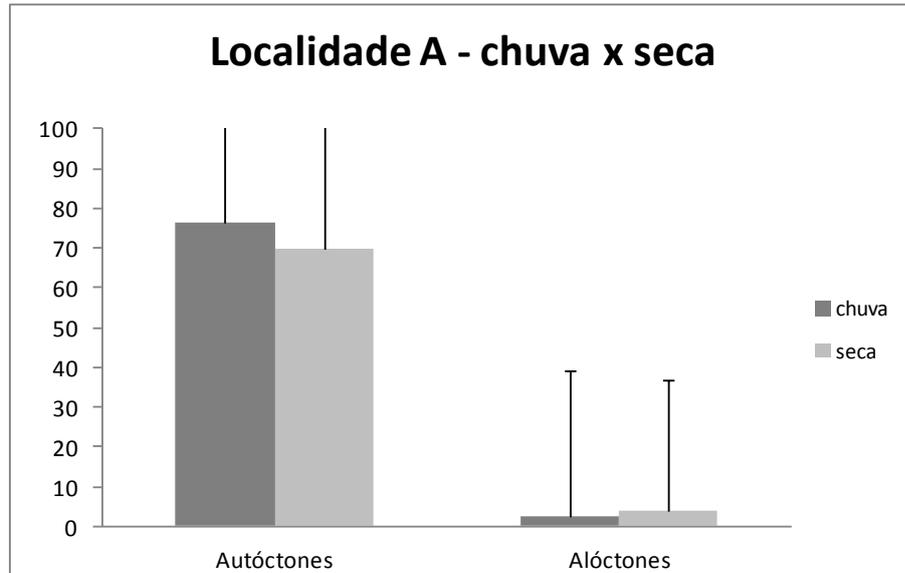


Figura18 - Índice de importância alimentar (IAi) sazonal dos itens agrupados em autóctone x alóctone, na localidade aberta.

Os quociente intestinal foi testado entre localidades. O teste t indicou maiores valores médios de QI na localidade aberta ($p < 0,000$; $df = 219$) (Figura 19)

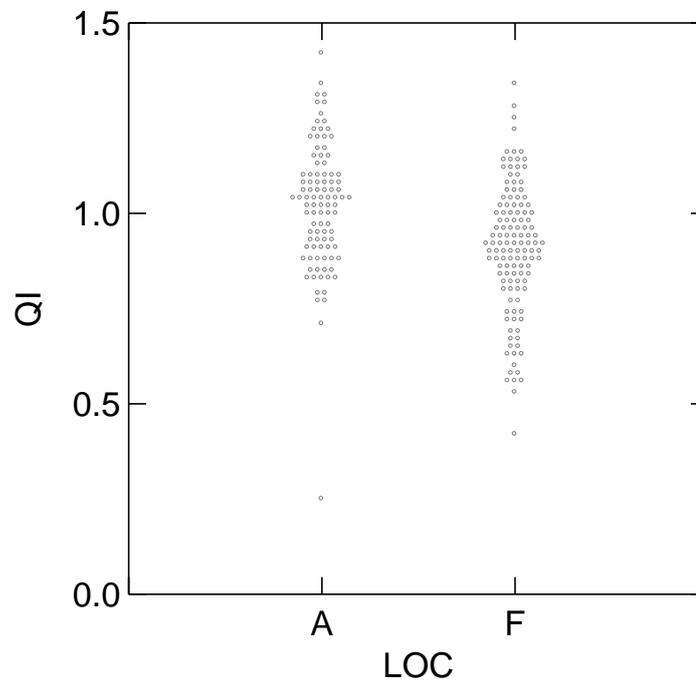


Figura 19 - Distribuição dos valores de QI entre as localidades de estudo.

2.4- Discussão

Observando a diversidade de itens consumidos e sua relativa importância para a dieta, pode-se propor que *Bryconamericus microcephalus* é uma espécie que utiliza de diferentes formas uma grande variedade de itens alimentares.

Os resultados indicam haver marcada diferença no uso alimento entre as localidades. Variações espaciais da dieta são comumente relacionadas à grande plasticidade alimentar apresentada pelos peixes, o que assegura a permanência/sobrevivência em ambientes instáveis (ABELHA *et al.*, 2001; ABELHA & GOULART, 2004; LUZ-AGOSTINHO *et al.*, 2006). De modo geral, esta plasticidade é caracterizada principalmente pelo maior consumo de itens alóctones na localidade fechada e grande consumo de itens autóctones na localidade aberta (Figura 16). Nakano e colaboradores (1999a) sugerem que uma cobertura de dossel mais densa geralmente implica em maior contribuição de invertebrados alóctones para o sistema aquático. Nesta situação, o *input* de insetos terrestres é alto, o que geralmente resulta em aumento da contribuição destes para a dieta dos peixes (NAKANO *et al.*, 1999b).

Um fato que deve ser ressaltado na relação de consumo autóctone x alóctone é a grande importância do perifíton (*i.e.* algas aderidas ao substrato). Este item responde por mais da metade da dieta na localidade aberta ($IA_i=64,3\%$), mas tem contribuição ínfima na localidade fechada ($IA_i=1\%$). Estudos de Brito *et al.* (2006) com a mesma espécie na mesma localidade sugerem ainda que *B. microcephalus* não só consome grandes quantidades de perifíton, como também apresenta assinatura isotópica baseada na assimilação de algas perifíticas. De fato, o consumo de perifíton por peixes onívoros já foi proposto por TÓFOLI *et al.*, (2010), incluindo o Gênero *Bryconamericus* (ORICOLLI & BENNEMANN, 2006), contudo estes registros comumente indicam uma contribuição tímida e pouco representativa deste item, o que não corrobora os resultados encontrados.

A variação no uso do perifíton é tão acentuada que pode influenciar no reconhecimento do hábito alimentar da espécie. Se considerarmos a proposta de Angel e Ojeda (2001), os peixes podem ser classificados em: (i) herbívoros quando o consumo de algas é superior a 80% da biomassa total de presas; (ii) onívoros, quando o consumo de algas varia entre 20 e 80% ; (iii) carnívoros, quando o consumo de algas representa menos do que 20% da biomassa. Seguindo esta

classificação, a espécie de estudo apresenta hábito alimentar carnívoro (invertívoro) na localidade fechada (biomassa de algas = 0,5%), enquanto é onívora na localidade aberta (biomassa de algas = 58%). Apesar de controversa e de não considerar a ingestão de vegetais superiores, que no presente estudo apresenta volume similar entre as localidades F e A (biomassa= 6,5% e 5,4% respectivamente), a presente classificação permite destacar a importância da contribuição do perifíton para a dieta de *B. microcephalus*.

Frequentemente, a alimentação de uma espécie pode ser relacionada à características morfológicas do aparato digestório (e.g. comprimento intestinal) (MOYLE & CECH, 1996). Um claro exemplo, são os estudos de Kramer e Bryant (1995) em uma comunidade de peixes tropicais onde foi observado que o tamanho relativo do intestino de herbívoros comedores de perifíton era, em geral, maior do que o tamanho do intestino dos onívoros, que por sua vez era maior que o comprimento intestinal dos carnívoros. Curiosamente, os dados do presente estudo sugerem o mesmo padrão. Os valores do Quociente Intestinal intestinal entre as localidades, parecem responder à plasticidade na dieta e principalmente ao maior consumo de perifíton. Na localidade aberta, onde ocorre maior consumo de perifíton, o QI médio dos intestinos de *B. microcephalus* é significativamente maior que na localidade fechada onde a espécie é predominantemente invertívora. Esta plasticidade morfológica é uma importante característica, considerando que os peixes precisam de adaptações especiais para se alimentar de algas (SIBBING & WITTE, 2005). Ademais, a plasticidade permite aos organismos lidar com um ambiente em constante mudança e ajustar seu fenótipo às diferentes condições ambientais (NUSSEY *et al.*, 2007). De fato, a habilidade de alterar as características morfológicas representa um importante aspecto adaptativo, uma vez que os riachos neotropicais sofrem mudanças constantes (MAZZONI *et al.* 2010a; MAZZONI *et al.* 2010b). Deve-se ressaltar que experimentos recentes (dados não publicados) tem indicado que os indivíduos capturados em ambas as localidades pertencem a mesma população e portanto a variação morfológica encontrada não está relacionada à adaptação local de duas populações distintas, como proposto por Kawecki e Ebert (2004).

Não obstante as marcadas variações espaciais, a alimentação da espécie parece variar pouco em razão da sazonalidade. Diferente do que é sugerido para os

peixes de riachos neotropicais (REZENDE & MAZZONI, 2005; MAZZONI & REZENDE 2009; MAZZONI *et al.* 2010a; MAZZONI *et al.* 2010b), a espécie mantém uma dieta muito semelhante entre as estações seca e chuvosa em ambas localidades (Figuras 12-16). A reduzida influência da sazonalidade na dieta de peixes já foi sugerida para ambientes neotropicais (ESTEVEZ & LOBÓN-CERVIÁ, 2001; NOVAKOWSKI *et al.*, 2008), sendo relacionada à regularidade na disponibilidade de recursos tróficos (ROCHA, F *et al.*, 2009). Possivelmente, no âmbito deste estudo, tal fato pode ser atribuído ao regime particular de chuvas na região.

O clima na região de Dois Rios é marcado por chuvas orográficas, que provocam grande pluviosidade local (SALGADO & VASQUEZ, 2009). Este fenômeno confere certa instabilidade climática que pode ser percebida na análise dos dados ombrotérmicos da estação automática localizada na Vila Dois Rios (Figura 20). A série histórica obtida junto ao Sistema de Meteorologia do Estado do Rio de Janeiro-SIMERJ (em <http://www.simerj.com/>), apresenta inúmeras falhas no registro mensal, no entanto é a única fonte de informação climática a nível local. Os dados sugerem a falta de um padrão sazonal anual claramente identificável, o que pode ter influência direta na dinâmica de alimentação dos peixes (LOBÓN-CERVIÁ & BENNEMANN, 2000).

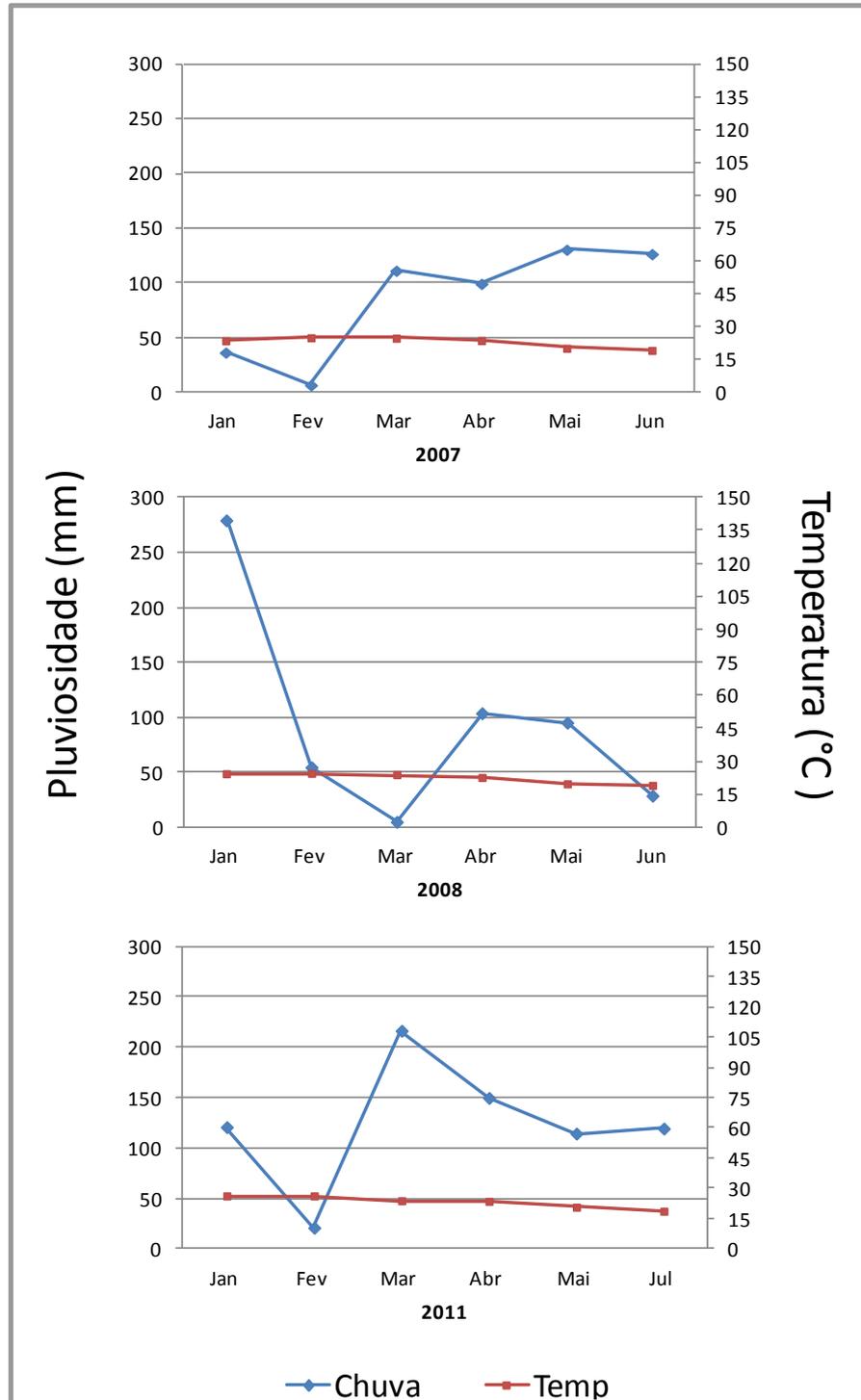


Figura 20 - Sequência histórica da temperatura e pluviosidade na região de Vila Dois Rios, Ilha Grande – RJ.

A falta de um padrão climático marcado parece afetar também a dinâmica de consumo dos itens autóctones x alóctones. Frequentemente, o *input* de invertebrados terrestres (itens alóctones) para os riachos varia sazonalmente (BAXTER *et al.*, 2005) sendo o consumo de itens alóctones pelos peixes maior

durante a estação chuvosa (REZENDE & MAZZONI, 2006), quando esses itens estão disponíveis em maiores quantidades no ambiente (REZENDE & MAZZONI, 2005). Apesar deste padrão generalizado, a alimentação da espécie em estudo indica um maior consumo de itens alóctones durante a estação seca na localidade F (Figura 17), enquanto não ocorrem diferenças sazonais no consumo de itens autóctones x alóctones na localidade A (Figura 18).

Os dados aqui apresentados sugerem que a alimentação de *B. microcephalus* é fortemente influenciada pelo fator espacial. Considerando a alta similaridade da biota entre localidades (Tabela 2), sugere-se que a possibilidade das variações espaciais na dieta resultarem de interações tróficas (e.g. predação, competição) seja reduzida. Possivelmente as características particulares dos descritores ambientais (e.g. cobertura de dossel, tipo de substrato) em cada localidade influenciam na disponibilidade de alimento (e.g. macroinvertebrados e perifíton) (PINTO & UIEDA, 2007, MAZZONI *et al.* 2010b), sendo estes os maiores responsáveis pela variação espacial observada na dieta.

De toda forma, para o perfeito entendimento da dinâmica trófica, a disponibilidade ambiental das presas deve ser avaliada (REZENDE *et al.*, 2011), pois sua falta pode restringir o nível de precisão dos estudos tróficos (DEUS & PETRERE-JUNIOR 2003). Com este objetivo, o segundo capítulo do presente estudo se propõem a lidar com as questões que integram a disponibilidade de alimentos, eletividade de presas e largura de nicho de *B. microcephalus*.

3- RECURSOS ALIMENTARES E SELETIVIDADE DE PRESAS

3.1- Introdução

A maioria dos organismos consome uma parcela mais restrita de recursos do que a gama de alimentos potencialmente disponíveis (BEGON *et al.*, 2007). Para se compreender o funcionamento desta dinâmica, é preciso entendimento sobre os fatores que regem a seletividade de presas. A seleção do alimento pode ser dependente de preferências inatas do organismo ou estar relacionada à abundância das diferentes presas no ambiente (WOOTTON 1998; MARTIN *et al.*, 2012). Em teoria, as espécies deveriam restringir o consumo à presas preferenciais quando os recursos são abundantes e explorar uma maior variedade de presas quando os recursos são reduzidos (CHARNOV, 1976).

O uso alimento pode ser entendido como uma das dimensões envolvidas no conceito de nicho multidimensional, proposto por Evelyn Hutchinson em 1957. Segundo Hutchinson o nicho ecológico se refere às “maneiras pelas quais a tolerância e a necessidade interagem na definição de condições e recursos para que um indivíduo ou uma espécie cumpra seu modo de vida” (BEGON *et al.*, 2007). Neste sentido, conhecer o intervalo de condições toleradas e a variedade de recursos usados (largura de nicho) por uma espécie ou população é fundamental (RICKLEFS, 2003).

A amplitude de nicho (*i.e.* largura de nicho) é entendida como uma medida essencialmente inversa ao conceito de especialização (COLWELL & FUTUYMA, 1971). Em se considerando o nicho trófico, uma maior largura de nicho representa uma espécie que pouco seleciona os recursos alimentares, ao passo que um organismo com reduzida amplitude de nicho possui maior seleção e portanto maior especialização alimentar. Porém, a amplitude de nicho *per se* não é suficiente para se determinar o grau de especialização de uma espécie.

A preferência por um tipo particular de alimento é inferida a partir de uma análise conjunta entre os recursos consumidos e a disponibilidade ambiental destes recursos. Logo, uma espécie é dita especializada quando a proporção de um determinado item alimentar é maior na dieta do que no ambiente (BEGON *et al.*, 2007).

Recentemente, a especialização trófica em peixes tem sido explorada em investigações acerca da sua influência no sucesso reprodutivo (BROOKER *et al.*,

2012), seus efeitos na especiação simpátrica (KNUDSEN *et al.*, 2010) e seu papel na competição intraespecífica (RICK, 2011). Contudo, tem-se proposto que grande parte dos estudos acerca da especialização tratam todos os indivíduos numa população como equivalentes ecológicos, ignorando possíveis variações a nível individual (BOLNIK *et al.*, 2003). Estes autores definem um especialista individual, quando, a despeito de sexo, idade ou morfologia, o indivíduo apresenta uma amplitude de nicho substancialmente mais restrita do que a amplitude de nicho de toda a população. Desta maneira, a população pode apresentar uma dieta generalizada, enquanto cada indivíduo tem o potencial para funcionar como um especialista com dieta restrita (BOLNICK *et al.* 2003). Nesta relação são identificados dois componentes que contribuem para o nicho total de uma população. O primeiro, trata da variação individual no uso dos recursos (componente intra-fenotípico) e o segundo refere-se a variação no uso dos recursos entre indivíduos (componente inter-fenotípico) (WOOTTON, 1998; AMUNDSEN *et al.*, 1996)

Mais do que facilitar o entendimento da dinâmica trófica populacional, os dados sobre a seletividade de presas também são fundamentais para predizer efeitos da invasão / extinção de espécies na estrutura trófica da comunidade (WOODWARD & HILDREW, 2001; RUDOLF & LAFFERTY, 2011).

Considerando o exposto, o presente capítulo lida com a dinâmica de disponibilidade de presas e sua influência na alimentação do lambari *Bryconamericus microcephalus*.

3.2- Materiais e métodos

Nesta etapa foram selecionados dois períodos, sendo um representante da estação seca (Maio, Junho, Julho de 2010) e um chuvoso (Setembro, Novembro 2010 e Fevereiro 2011). Nos referidos meses, além da amostragem dos peixes (apenas adultos), também foram realizadas coletas para avaliar a disponibilidade ambiental dos diferentes itens alimentares nas localidades aberta (A) e fechada (F). Para a caracterização da alimentação, foram utilizados 70 indivíduos da localidade F e 45 da localidade A. O processamento dos peixes e a análise dos dados da dieta seguiram metodologia já detalhada (*ver* capítulo 1). A amostragem da disponibilidade ambiental dos itens alimentares foi realizada da seguinte forma:

Macroinvertebrados autóctones

A disponibilidade dos macroinvertebrados aquáticos foi aferida com o uso de um amostrador *suber* (10x10cm, malha 250 μ m) nos diferentes substratos (areia, pedra e folhiço) em cada uma das localidades. A cada campanha, cinco amostras foram obtidas em de cada tipo de substrato, somando um total de 150 amostras ao longo de todo o período do estudo. O material coletado foi fixado (álcool 70%) e levado ao laboratório para processamento, contagem e identificação dos organismos bentônicos, através de guias especializados (eg. MUGNAI *et al.*, 2010).

A densidade de organismos por estação e localidade foi estimada (ind/m²), sendo expressa pelo número total de indivíduos capturados dividido pela área total amostrada com *suber*.

Os valores de densidade foram testados (Mann-Whitney) para verificar diferenças estatísticas entre localidades e estações. Adicionalmente, o índice de diversidade (D) (SIMPSON, 1949), foi aplicado para estações e localidades, com o objetivo de se verificar diferenças na composição da comunidade bentônica. Este índice representa uma medida de heterogeneidade da comunidade (KREBS, 1989) e varia de 0 (baixa diversidade) a 1 (alta diversidade).

Macroinvertebrados alóctones

A determinação da disponibilidade de itens alóctones foi realizada com o uso de bandejas flutuantes (40 x 26 cm) dispostas aleatoriamente em três pontos do riacho (margem-centro-margem) somando um total de três coletores por localidade em cada evento de amostragem. As bandejas foram preenchidas até a metade com uma solução de água e sabão para evitar o escape dos organismos e deixadas fixas por um período de 24h. Passado o período de exposição das bandejas, todo o conteúdo foi filtrado (malha 250 μ m), fixado (álcool 70%) e transportado ao laboratório para processamento e identificação.

A densidade de organismos por localidade e estação foi estimada (ind/m²), sendo expressa pelo número total de indivíduos capturados dividido pela área total amostrada.

Os valores absolutos de densidade também foram testados (Mann-Whitney) entre localidades e estações e o índice de diversidade (D) (SIMPSON, 1949) aplicado segundo Krebs (1989).

Comunidade perifítica

A disponibilidade do perifíton foi aferida com o uso de um amostrador adaptado com um desentupidor de pia (8 cm diâmetro) e uma escova presa em seu interior (MOULTON *et al.*, 2009). Este dispositivo foi utilizado para raspar apenas o substrato de pedra, em cada uma das localidades. A cada campanha cinco amostras foram coletadas, acondicionadas em sacos plásticos e fixadas em solução de *Transeau* para transporte. No laboratório, as amostras foram filtradas a vácuo em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F) previamente calcinados. Em sequência, as amostras foram secas em estufa (50°C) para obtenção do peso seco (Ps) (POMPÊO & MOSCHINI-CARLOS, 2003).

A densidade de perifíton para cada localidade e estação foi estimada (g/m²), sendo expressa pela biomassa total (Ps) dividido pela área total amostrada. A distribuição dos valores de Ps em cada amostra foram plotados em Box Plot e seus valores testados (Mann-Whitney) entre localidades e estações.

De forma complementar, foi calculado o valor da biomassa do perifíton corrigido entre as localidades (g/cm²). Esta correção foi realizada inserindo-se a porcentagem do substrato de pedra em cada localidade (*ver* tabela 1) no cálculo da densidade perifítica em cada mês. Os valores corrigidos foram testados entre as localidades (Mann-Whitney).

Ainda, os dados da alimentação foram utilizados para o cálculo da frequência de ocorrência de presas (F_i) e abundância presa-específica (P_i):

$$F_i = \frac{N_i}{N}$$

Onde: N_i= número de predadores que consumiram a presa i ; N= número de predadores com conteúdo no estômago.

$$P_i = \left(\frac{\sum S_i}{\sum S_{ii}} \right) \times 100$$

Onde: S_i= volume da presa i ; S_{ii}= volume total do conteúdo estomacal do predador que consumiu a presa i .

Os valores de (F_i) e (P_i) obtidos foram analisados graficamente seguindo a proposta de Costello (1990), modificada por Amundsen *et al.* (1996). Esta análise permite não só a avaliação do nível de especialização individual / populacional,

como também facilita a observação da importância de cada presa para a dieta e estratégia alimentar da espécie (Figura 21).

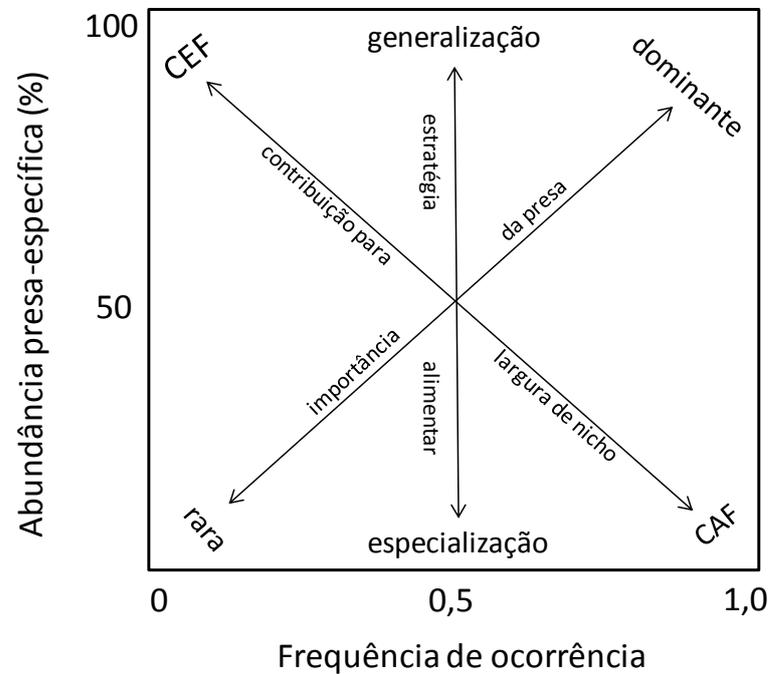


Figura 21 - Análise gráfica proposta por Amundsen (modificado de Amundsen et al., 1996).

Legenda: CEF=componente inter-fenotípico; CAF= componente intra-fenotípico.

Em seguida, foi estabelecido o índice de amplitude de nicho proposto por Colwell e Futuyama (1971), segundo Krebs (1989):

$$H' = -\sum p_j \log p_j$$

Onde: H' =medida de largura de nicho de Shannon-Wiener; p_j = proporção de indivíduos que utilizam a presa j .

O índice de Shannon-Wiener foi aplicado entre localidades e estações, utilizando-se os valores de abundância de cada recurso na dieta. Seus valores foram corrigidos e variam de 0 a 1(amplitude de nicho máxima) (KREBS, 1989).

3.3- Resultados

Macroinvertebrados autóctones

A densidade (d) de macroinvertebrados autóctones entre as localidades e estações é apresentada na tabela 4. Os maiores valores de densidade são encontrados na localidade fechada (d=4791 indivíduos), enquanto que a localidade aberta registra menor densidade (d=1863 indivíduos). Diante da análise dos valores encontrados (Figuras 22, 23) e seu teste, pôde-se verificar a existência de diferenças significativas na densidade de macroinvertebrados entre as localidades ($p=0,01$, $U=323,5$).

Tabela 4 - Densidade de macroinvertebrados autóctones no ambiente distribuídos entre localidades e estações.

	Disponibilidade ambiental de macroinvertebrados autóctones							
	localidade fechada				localidade aberta			
	chuva		seca		chuva		seca	
	densidade	ind/m ² (%)	densidade	ind/m ² (%)	densidade	ind/m ² (%)	densidade	ind/m ² (%)
Acari	6	0,18	27	1,89	—	—	16	3,82
Amelidae	1	0,03	—	—	—	—	—	—
Baetidae	71	2,11	4	0,28	55	3,81	7	1,67
Calamoceratidae	3	0,09	3	0,21	—	—	—	—
Ceratopongonidae	2	0,06	11	0,77	22	1,52	7	1,67
Chironomidae	2766	82,32	765	53,46	1283	88,85	380	90,69
Coleoptera	—	—	1	0,07	—	—	—	—
Dytiscidae	3	0,09	—	—	—	—	—	—
Elmidae	36	1,07	32	2,24	12	0,83	2	0,48
Emphididae	2	0,06	—	—	—	—	—	—
Girinidae	—	—	2	0,14	—	—	—	—
Gomphidae	1	0,03	—	—	—	—	—	—
Helicopsychidae	69	2,05	10	0,70	35	2,42	—	—
Hydracharino	25	0,74	—	—	11	0,76	—	—
Hydropsychidae	9	0,27	28	1,96	1	0,07	—	—
Hydroptilidae	4	0,12	1	0,07	6	0,42	—	—
Leptoceridae	58	1,73	74	5,17	1	0,07	—	—
Leptohyphidae	8	0,24	—	—	1	0,07	—	—
Leptophlebiidae	275	8,18	468	32,70	10	0,69	—	—
Libellulidae	—	—	—	—	—	—	1	0,24
Limnephilidae	3	0,09	0	0,00	6	0,42	—	—
Megapodagrionidae	4	0,12	3	0,21	—	—	—	—
Miriapoda	—	—	—	—	—	—	—	—
Muscidae	—	—	1	0,07	—	—	—	—
Odonata	2	0,06	—	—	—	—	—	—
Pyralidae	0	0,00	—	—	—	—	—	—
Sericostomatidae	1	0,03	—	—	—	—	—	—
Simuliidae	2	0,06	1	0,07	—	—	—	—
Tipulidae	2	0,06	—	—	1	0,07	1	0,24
Trichodactyliidae	1	0,03	—	—	—	—	—	—
Trichoptera	6	0,18	—	—	—	—	—	—
Ueliidae	—	—	—	—	—	—	5	1,19
total	3360	100	1431	100	1444	100	419	100

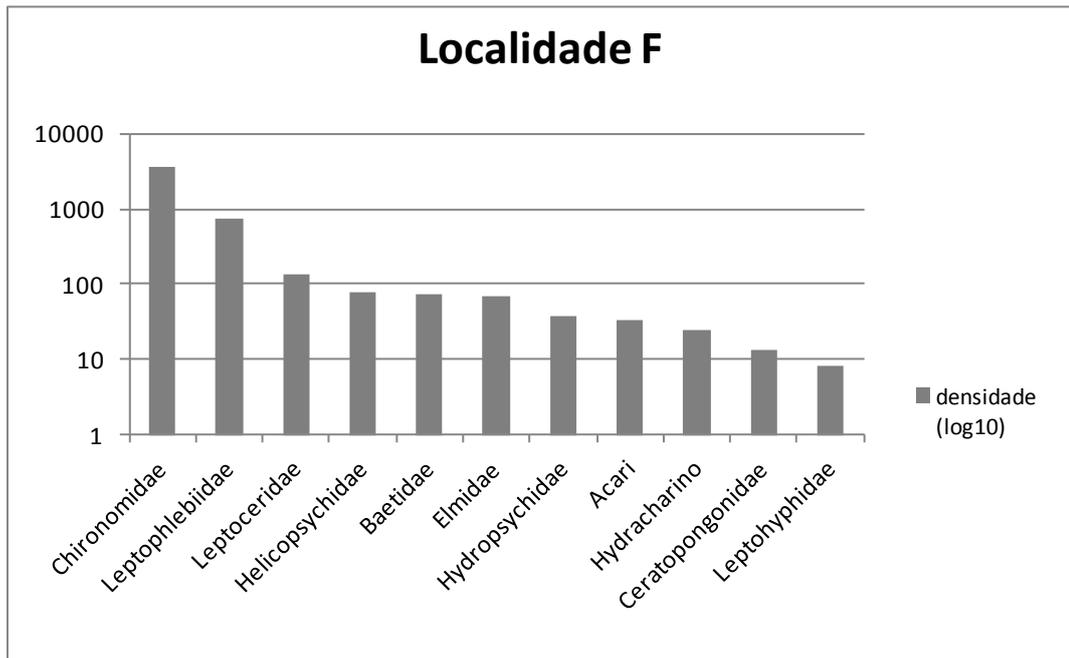


Figura 22 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones encontrados na localidade fechada.

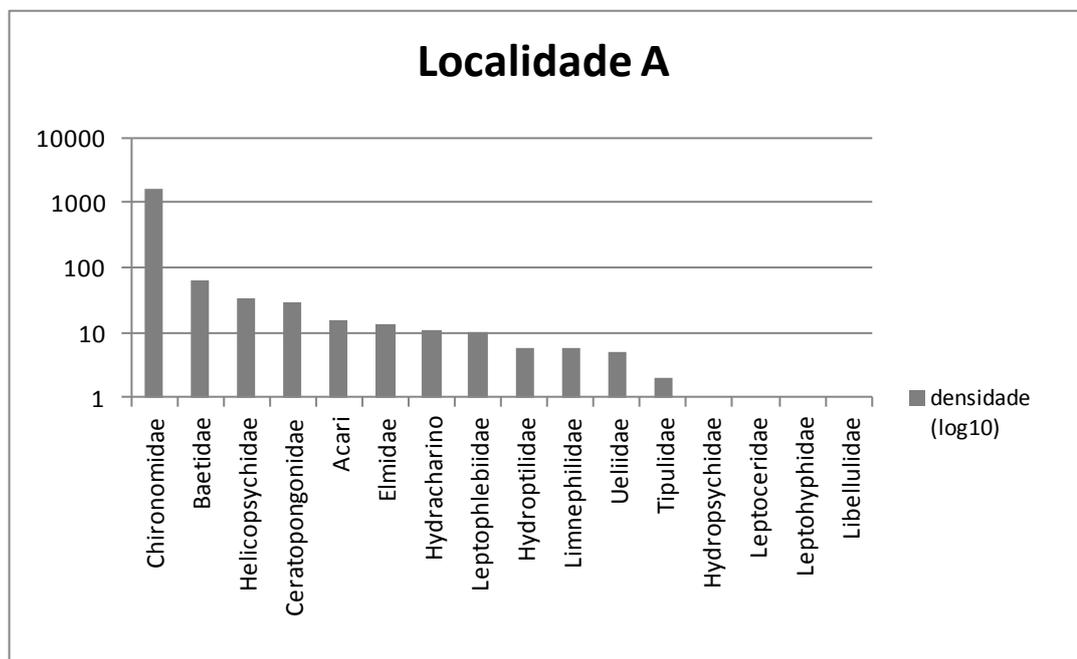


Figura 23 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones encontrados na localidade aberta.

Ainda, o índice de diversidade aponta diferenças entre as localidades fechada e aberta (Tabela 5).

Tabela 5 - Índices de diversidade de Simpson estimado para os macroinvertebrados autóctones, entre as localidades e estações.

	Índice de diversidade (D)	
	localidade fechada	localidade aberta
chuva	0,31	0,21
seca	0,60	0,18
geral	0,43	0,20

Quando inserida num contexto sazonal, a densidade de macroinvertebrados autóctones se mantém maior na localidade fechada, em ambas estações (Figura 24, 25) (Tabela 4), quando comparada à localidade aberta (Figuras 26, 27) (Tabela 4). O teste de Mann-Whitney não apontou diferenças estatísticas entre as estações chuvosa e seca na localidade fechada ($p=0,07$; $U=643,5$) ou aberta ($p=0,16$; $U=599$).

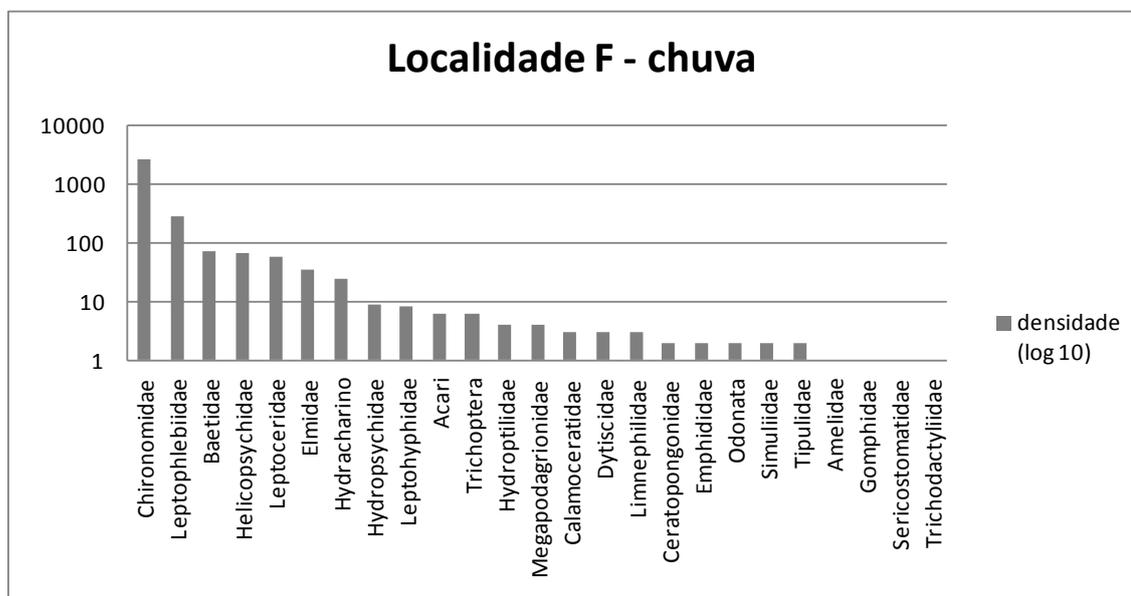


Figura 24 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade fechada durante a estação chuvosa.

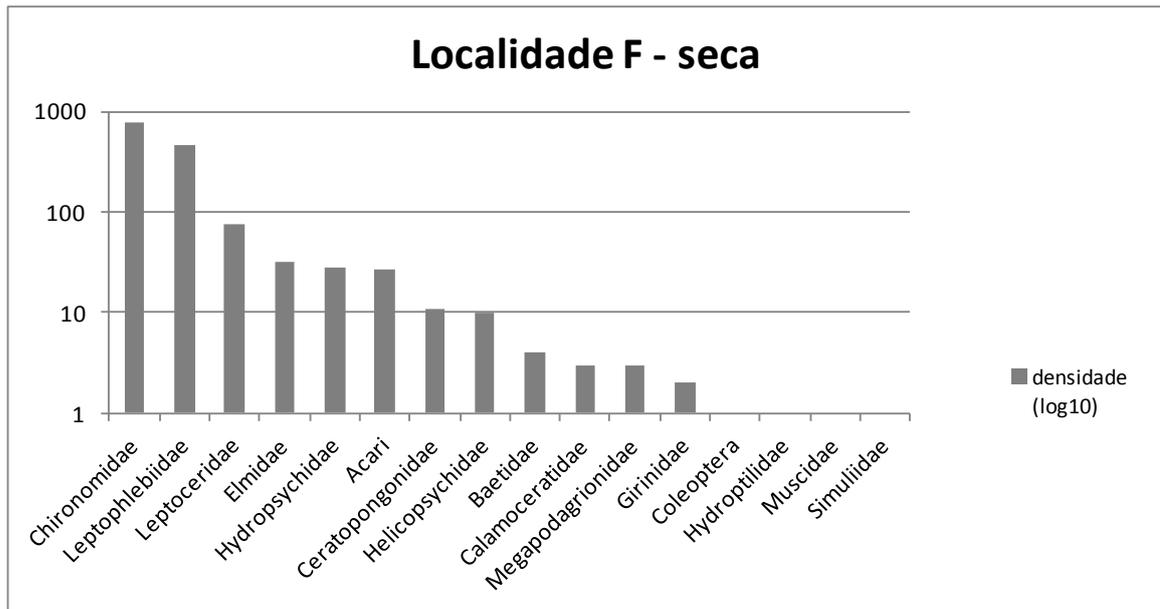


Figura 25 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade fechada durante a estação seca.

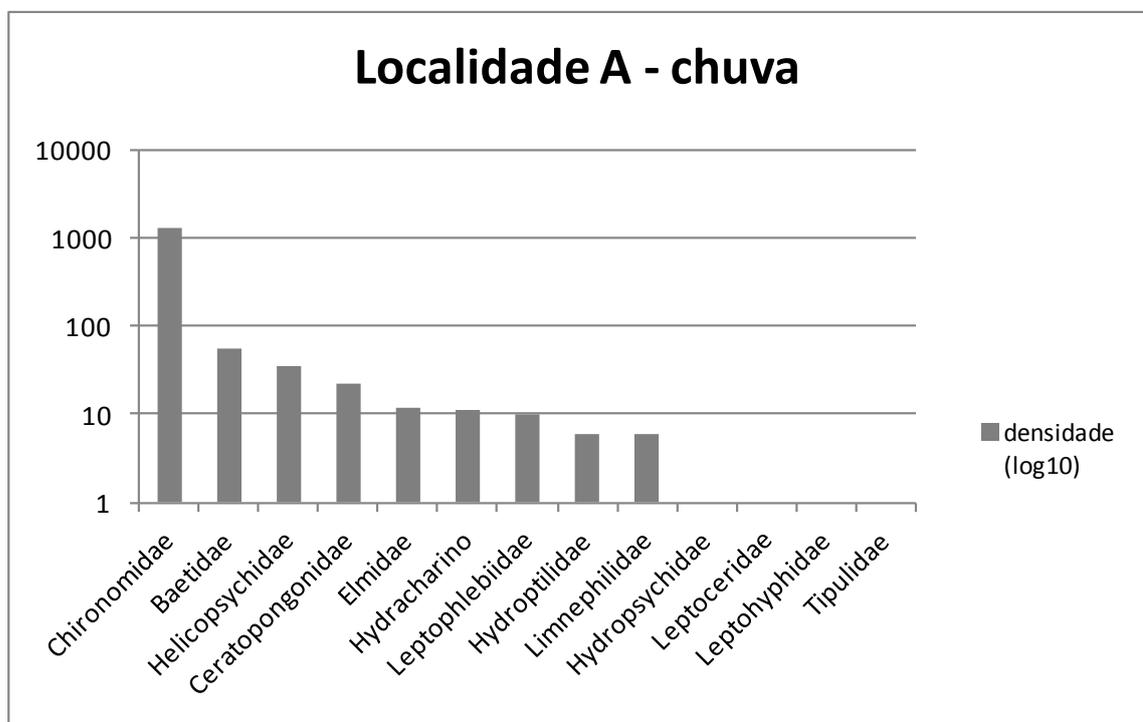


Figura 26 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade aberta durante a estação chuvosa.

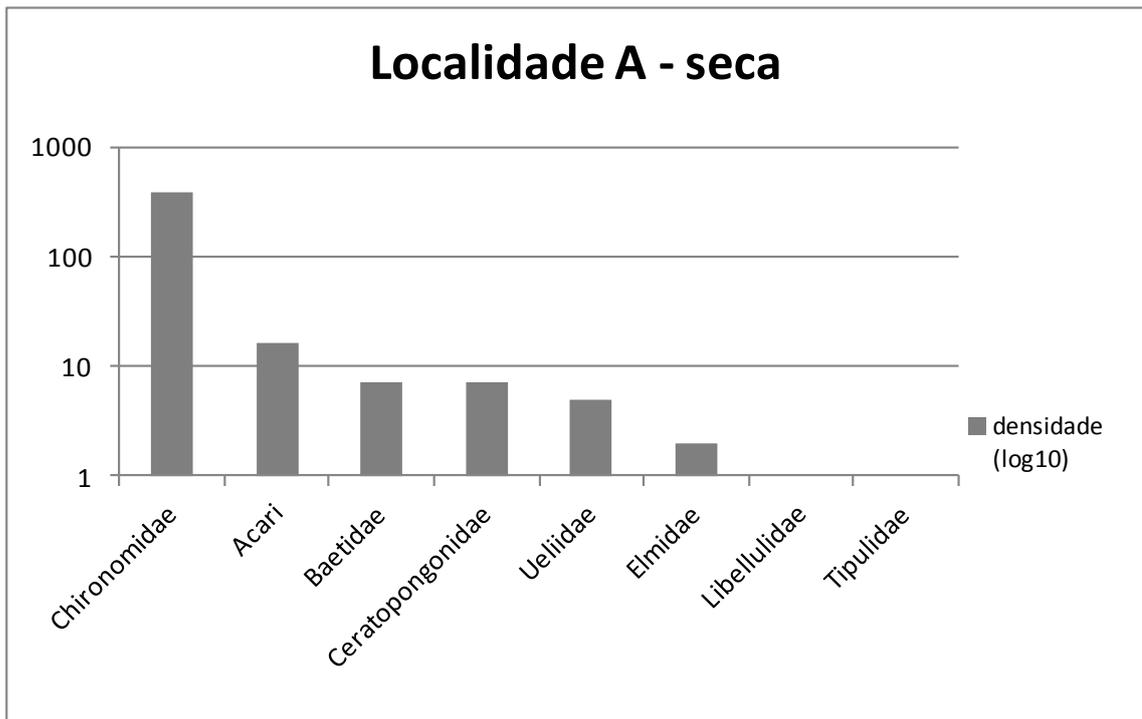


Figura 27 - Densidade (log10) de macroinvertebrados autóctones na localidade aberta durante a estação seca.

O índice de diversidade utilizado também manteve a tendência de maiores valores para a localidade fechada e menores para a localidade aberta, independente da estação (Tabela 5).

Macroinvertebrados alóctones

A densidade ambiental de macroinvertebrados alóctones por localidade e estação é apresentada na tabela 6. A análise dos valores de densidade (Figuras 28, 29) sugere que não existem diferenças entre as localidades aberta x fechada ($p=0,96$; $U=1064$).

Tabela 6 - Densidade de macroinvertebrados alóctones no ambiente distribuídos entre localidades e estações.

Disponibilidade ambiental de macroinvertebrados alóctones									
	localidade fechada				localidade aberta				
	chuva		seca		chuva		seca		
	densidade	ind/m ² (%)	densidade	ind/m ² (%)	densidade	ind/m ² (%)	densidade	ind/m ² (%)	
Acari	1	0,33	1	0,53	1	0,35	–	–	
Aphididae	2	0,66	–	–	1	0,35	–	–	
Araneae	12	3,97	10	5,32	20	7,07	21	13,38	
Baetidae	–	–	–	–	1	0,35	1	0,64	
Brachycera	23	7,62	–	–	7	2,47	3	1,91	
Cecidomyiidae	7	2,32	9	4,79	16	5,65	9	5,73	
Ceratopongonida	3	0,99	31	16,49	22	7,77	17	10,83	
Cercopidae	1	0,33	–	–	–	–	–	–	
Chalcidoidea	–	–	2	1,06	18	6,36	5	3,18	
Chironomidae	91	30,13	59	31,38	92	32,51	40	25,48	
Cicadellidae	2	0,66	–	–	–	–	–	–	
Coleoptera	5	1,66	7	3,72	2	0,71	5	3,18	
Coreidae	–	–	–	–	1	0,35	–	–	
Corethrelidae	–	–	–	–	1	0,35	–	–	
Collembola	16	5,30	2	1,06	15	5,30	10	6,37	
Culicidae	1	0,33	–	–	–	–	–	–	
Curculionidae	1	0,33	–	–	–	–	–	–	
Diptera	13	4,30	5	2,66	4	1,41	7	4,46	
Embioptera	1	0,33	–	–	1	0,35	–	–	
Emphididae	–	–	–	–	–	–	1	0,64	
Ephemeroptera	1	0,33	–	–	–	–	1	0,64	
Formicidae	15	4,97	16	8,51	4	1,41	3	1,91	
Gastropoda	1	0,33	–	–	–	–	–	–	
Gerridae	2	0,66	5	2,66	–	–	–	–	
Glossomatidae	–	–	–	–	–	–	1	0,64	
Hemiptera	8	2,65	8	4,26	4	1,41	4	2,55	
Helicopsychidae	–	–	–	–	–	–	1	0,64	
Hydropsychidae	–	–	–	–	–	–	1	0,64	
Hydroptilidae	–	–	1	0,53	11	3,89	3	1,91	
Hymenoptera	13	4,30	9	4,79	–	–	–	–	
Lepidoptera	30	9,93	3	1,60	–	–	2	1,27	
Leptoceridae	–	–	–	–	3	1,06	–	–	
Leptophlebiidae	–	–	1	0,53	1	0,35	7	4,46	
Mesovelidae	–	–	–	–	1	0,35	–	–	
Mycetophilidae	–	–	–	–	–	–	1	0,64	
Odontoceridae	–	–	1	0,53	–	–	–	–	
Orthoptera	1	0,33	–	–	2	0,71	3	1,91	
Philopotamidae	–	–	–	–	2	0,71	–	–	
Phoridae	13	4,30	1	0,53	–	–	–	–	
Psocoptera	–	–	4	2,13	2	0,71	–	–	
Psychodidae	13	4,30	5	2,66	12	4,24	5	3,18	
Sciariidae	1	0,33	6	3,19	10	3,53	4	2,55	
Staphylinidae	12	3,97	–	–	21	7,42	–	–	
Tipulidae	1	0,33	1	0,53	2	0,71	2	1,27	
Thysanoptera	12	3,97	1	0,53	5	1,77	–	–	
Veliidae	–	–	–	–	1	0,35	–	–	
total	302	100	188	100	283	100	157	100	

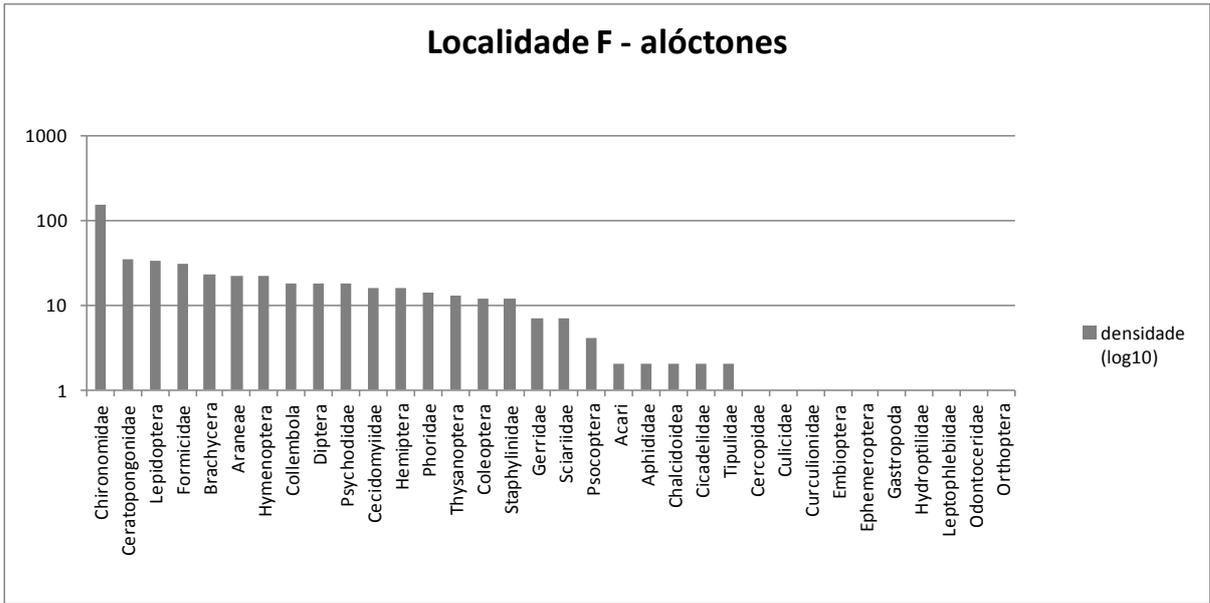


Figura 28 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade fechada.

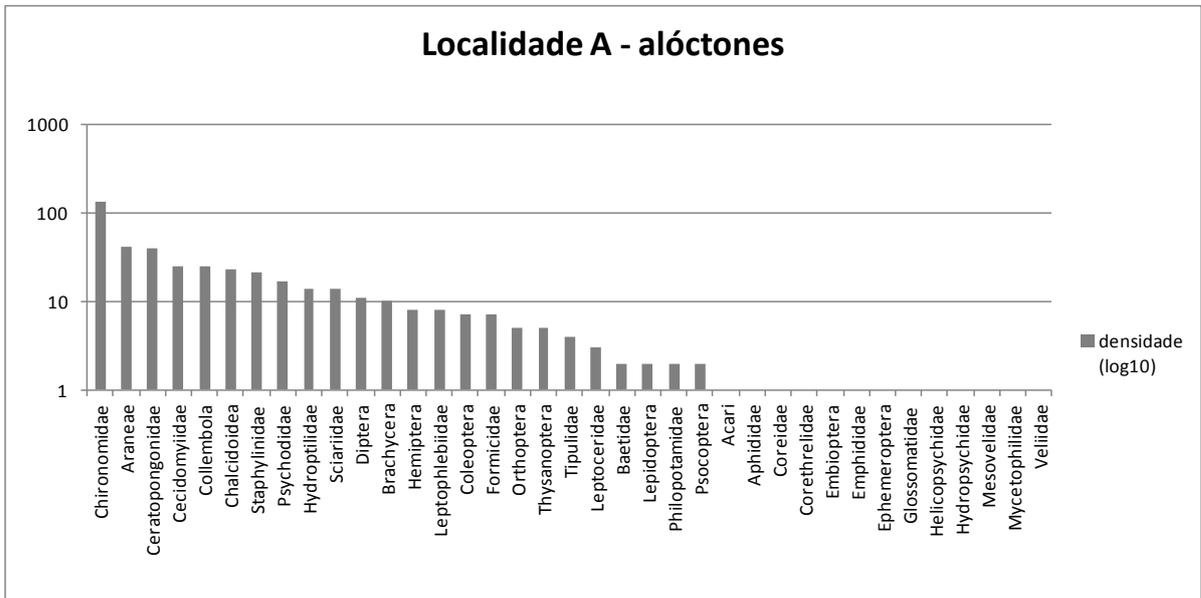


Figura 29 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade aberta.

O índice de diversidade (D) aplicado em ambas localidades não sugere nenhuma diferença na diversidade (Tabela 7).

Tabela 7 - Índices de diversidade de Simpson estimado para os itens alóctones, entre localidades e estações.

	Índice de diversidade (D)	
	localidade fechada	localidade aberta
chuva	0,88	0,86
seca	0,86	0,89
geral	0,88	0,88

Considerando as estações seca x chuvosa, a densidade de macroinvertebrados alóctones manteve-se um pouco maior na localidade fechada (chuva=302, seca=188) (Figuras 30, 31) enquanto que a localidade aberta apresentou menores densidades (chuva=283, seca=157) (Figuras 32, 33) (Tabela 6). Contudo, não foram observadas diferenças sazonais estatisticamente significativas para a densidade de itens alóctones na localidade fechada ($p=0,18$; $U=1221$) ou aberta ($p=0,3$; $U=1186$).

O índice (D) sugere a inexistência de um padrão sazonal na diversidade de macroinvertebrados alóctones. A localidade fechada apresenta maior valor do índice durante a estação chuvosa, enquanto que na localidade aberta a situação se inverte (Tabela 7).

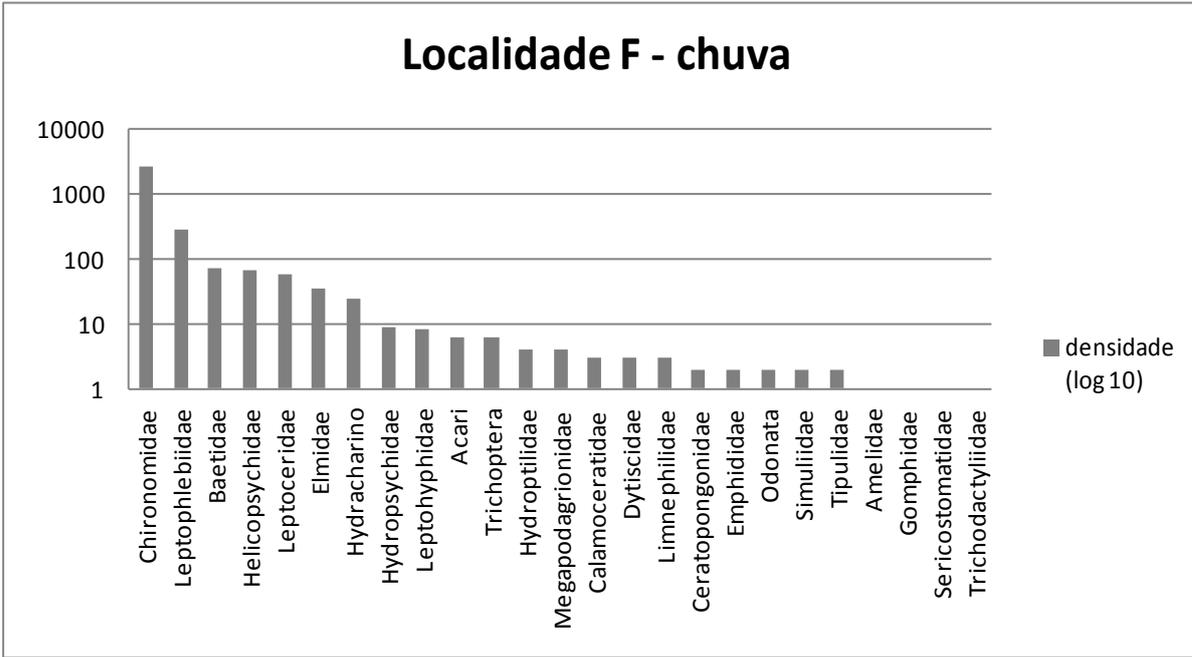


Figura 30 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade fechada durante a estação chuvosa.

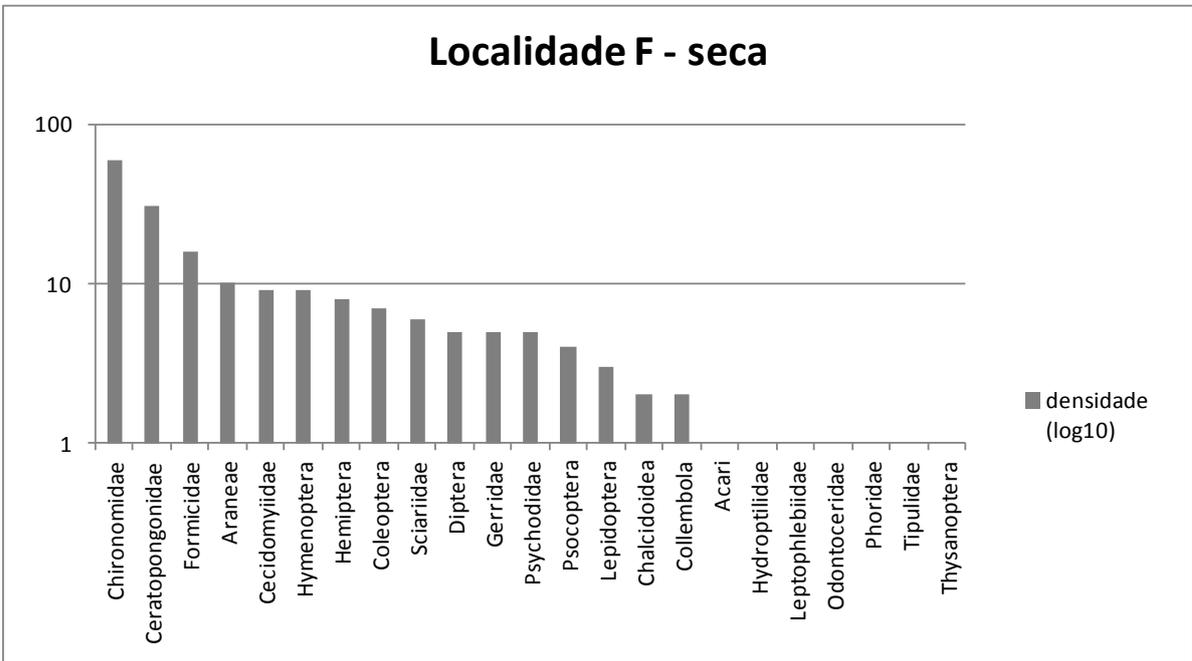


Figura 31 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade fechada durante a estação seca.

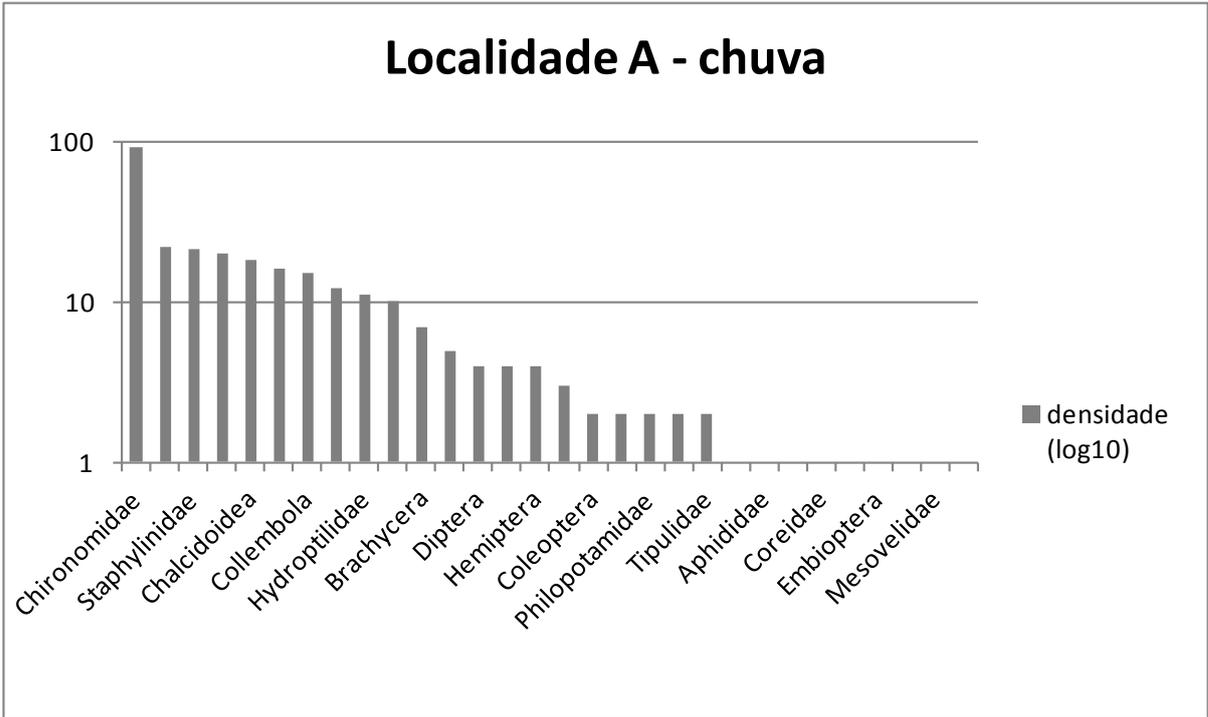


Figura 32 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade aberta durante a estação chuvosa.

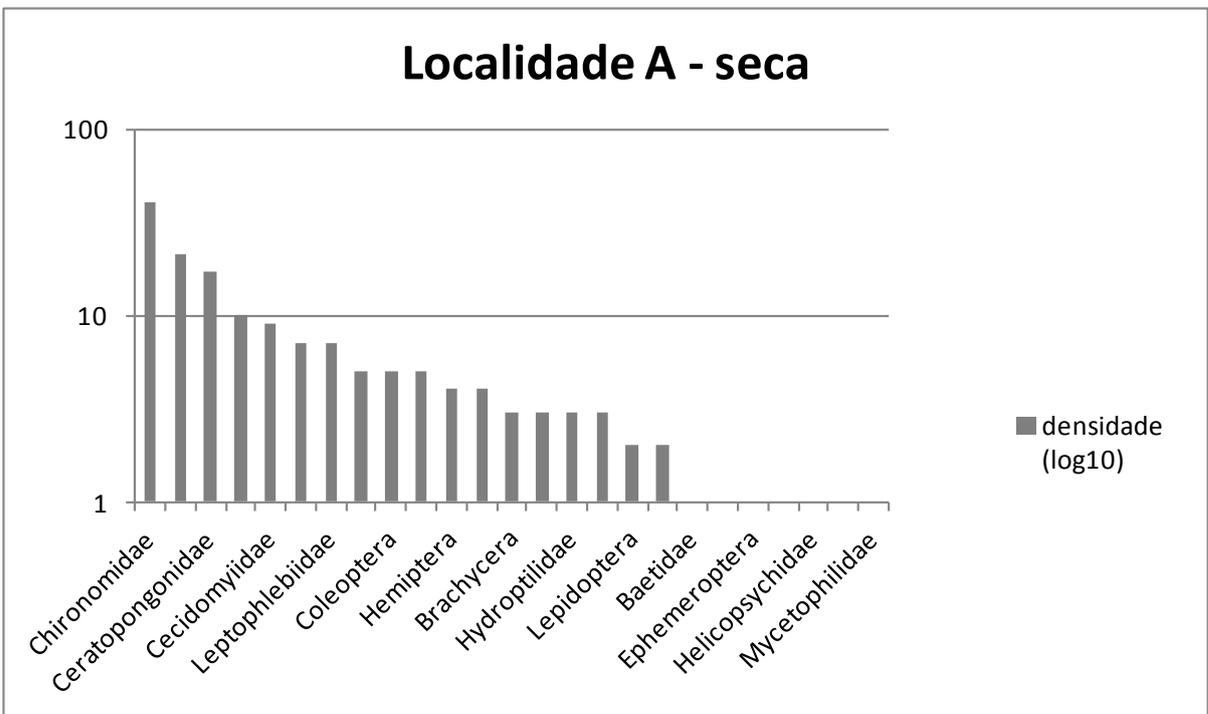


Figura 33 - Densidade (log10) de macroinvertebrados alóctones na localidade aberta durante a estação chuvosa.

Comunidade perifítica

A densidade ambiental do perifíton é apresentada na tabela 8. A análise dos valores em cada uma das localidades sugere que não existem diferenças significativas entre elas ($p=0,104$; $U=560$) (Figura 34).

Tabela 8 - Densidade ambiental (g) de perifíton entre as localidades e estações.

Disponibilidade ambiental de Perifíton		
	densidade (g)	
	localidade fechada	localidade aberta
Maio	0,16	0,28
Junho	0,12	0,13
Julho	0,09	0,10
Setembro	0,52	1,58
Novembro	0,18	0,78
Fevereiro	2,12	1,46
total	3,20	4,34
area total amostrada (m ²)	0,15	0,15
gramas/m ²	21,24	28,77

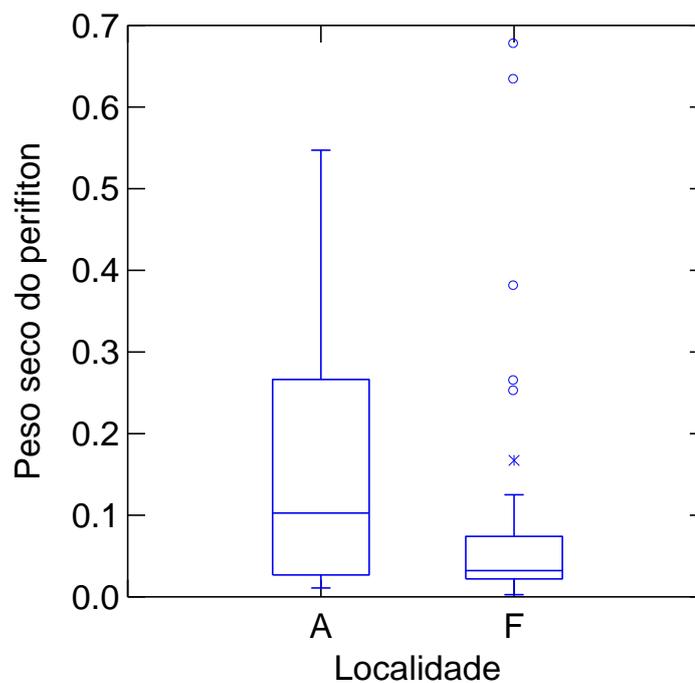


Figura 34 - Box Plot com os valores de densidade do perifíton entre as localidades fechada (F) e aberta (A).

Quando considerada a influencia sazonal, os maiores valores da densidade perifítica são encontrados na localidade aberta em ambas estações (Tabela 7). O fator sazonal parece exercer forte influência sobre o perifíton, sendo sua densidade durante a estação chuvosa significativamente maior do que na estação seca tanto na localidade fechada ($p=0,003$; $U=183$) (Figura 35) quanto na aberta ($p<0,001$; $U=225$) (Figura 36).

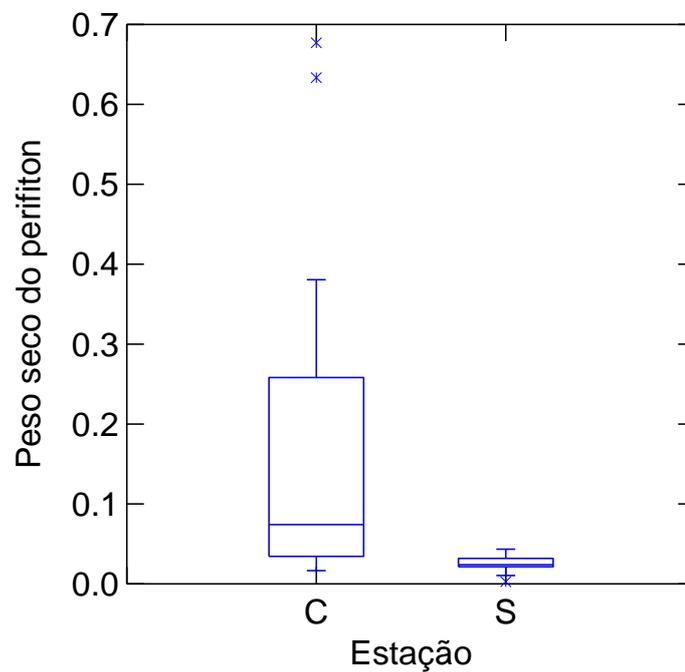


Figura 35 - Box Plot com os valores de densidade do perifíton entre as estações chuvosa (C) e seca(S) na localidade fechada.

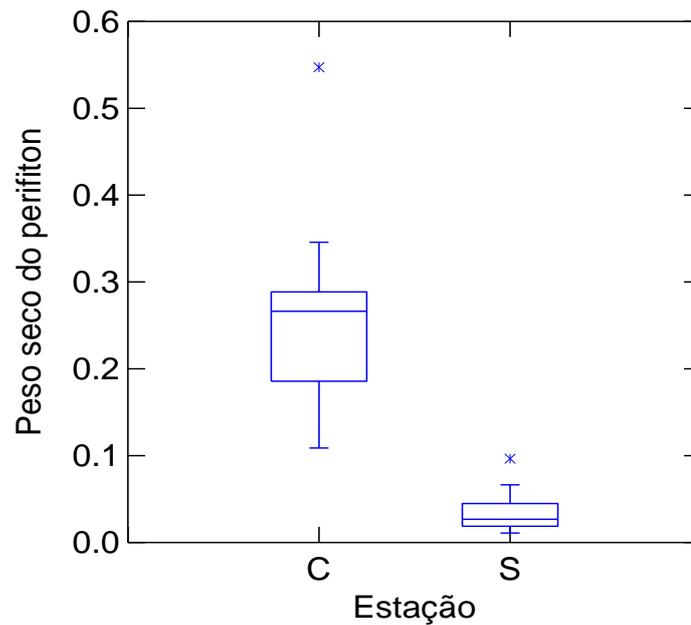


Figura 36 - Box Plot dos valores de densidade do perifiton entre as estações chuvosa (C) e seca (S) na localidade aberta.

De forma complementar, a densidade do perifiton corrigida pela porcentagem do substrato de pedra, sugere que não existem diferenças significativas entre as localidades ($p=0,337$; $U=12$) (Tabela 9).

Tabela 9. Densidade de perifiton corrigida pela porcentagem de substrato de pedra.

	Disponibilidade ambiental de Perifíton	
	densidade (g/cm^2)	
	localidade fechada	localidade aberta
Maio	0,82	0,36
Junho	0,60	0,16
Julho	0,47	0,12
Setembro	2,62	1,97
Novembro	0,88	0,98
Fevereiro	10,61	1,82

Dieta, eletividade de presas e amplitude de nicho

A dieta de *Bryconamericus microcephalus* já foi explorada em detalhe (ver capítulo 1). Parte destes dados foram utilizados para o estudo da eletividade de presas e demais dinâmicas tróficas apresentadas a seguir.

A estratégia alimentar e preferência de presas foi investigada a nível individual e populacional através da análise gráfica de Costello. A observação dos gráficos sugere novamente marcada diferença espacial na estratégia alimentar. Na localidade fechada, não há especialização a nível populacional e a maioria dos itens é consumidos em frequências reduzidas e grande abundância presa-específica (*i.e.* especialização individual). A especialização individual em Gomphidae, Pyralidae, Araneae, Orthoptera, Coleoptera alóctone e Emphididae, é acompanhada pelo consumo individual ocasional de pequenas porções de outras presas como Formicidae, Chironomidae, material vegetal (Figura 37). O item matéria animal é consumido ocasionalmente pela maioria dos indivíduos. Na localidade aberta, *B. microcephalus* apresenta especialização a nível populacional no item Perifíton, havendo consumo ocasional de matéria animal, matéria vegetal, Chironomidae, Baetidae, Simulidae e Psychidae. Ainda, alguns indivíduos tendem à especialização em Hymenoptera e Lepidoptera (Figura 38).

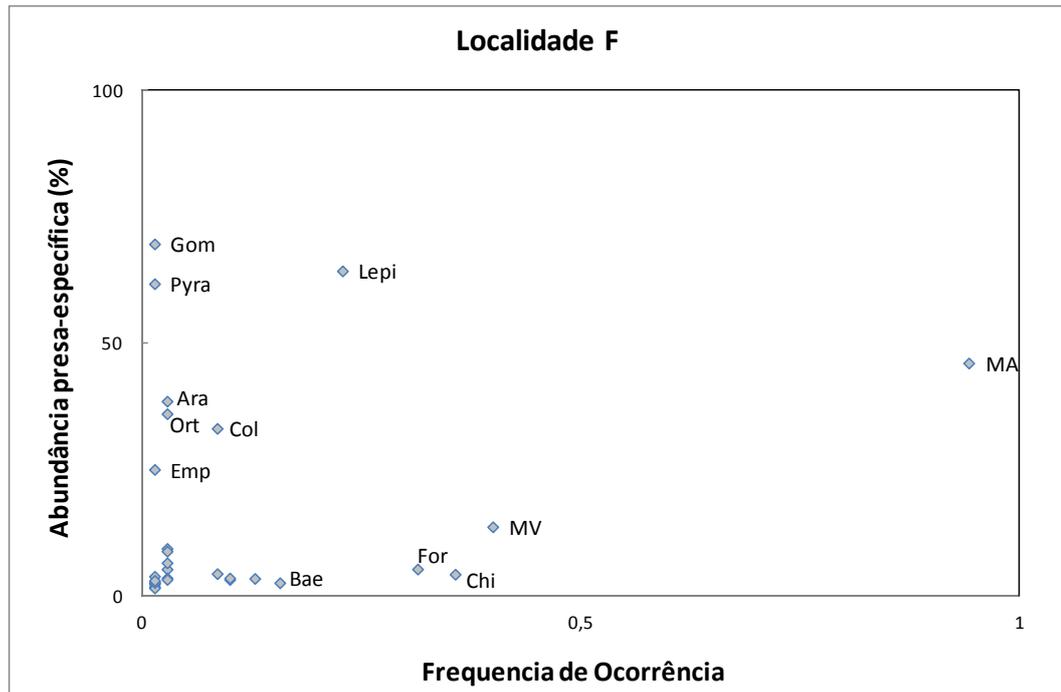


Figura 37 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade fechada.

Legenda: Ara=Araneae, Bae=Baetidae, Chi=Chironomidae, Col=Coleoptera, Emp=Emphididae, For=Formicidae, Gom=Gomphidae, Lepi=Lepidóptera alóctone, MV= matéria vegetal, MA=matéria animal, Ort=Orthoptera, Pyra=Pyralidae.

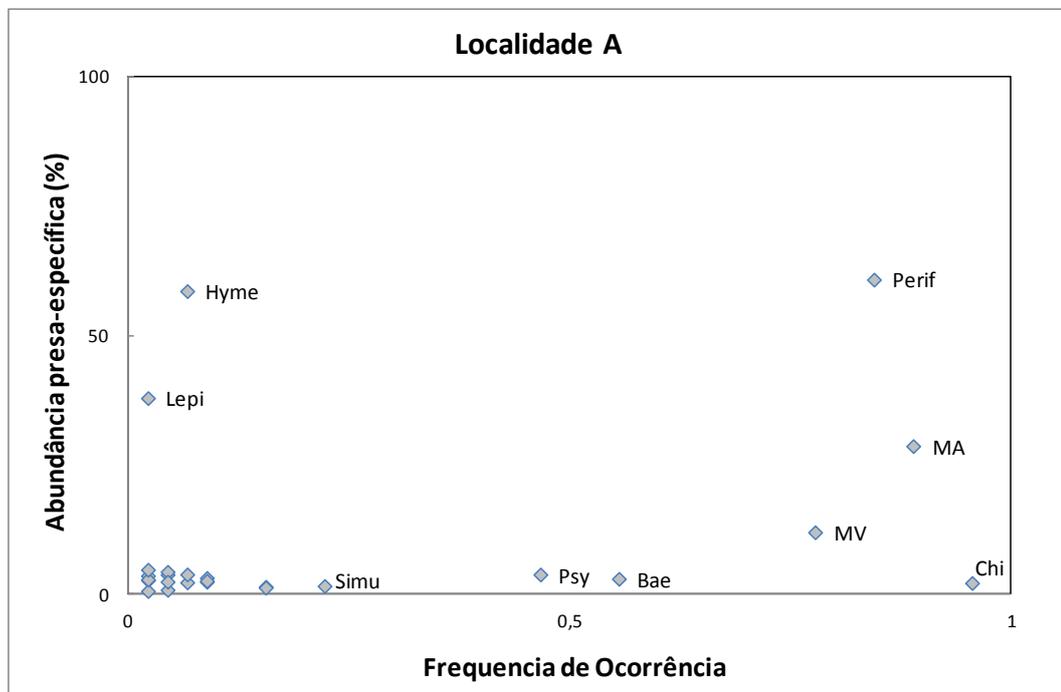


Figura 38 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade aberta.

Legenda: Bae=Baetidae, Chi=Chironomidae, Hyme=Hymenóptera, Lepi=Lepidóptera, MV= matéria vegetal, MA=matéria animal, Perif=Perifíton, Psy=Hydropsychidae, Simu= Simuliidae.

Quando considerado o período de chuvas na localidade fechada, *B. microcephalus* apresenta uma estratégia alimentar muito similar ao padrão geral que foi observado anteriormente para esta localidade (Figura 37). Neste caso, com excessão do item Araneae, as presas tem a mesma contribuição para a dieta (Figura 39). Já a estação seca nesta localidade, é marcada pela especialização da população em matéria animal, sendo o restante das presas consumidas ocasionalmente por alguns indivíduos (Figura 40).

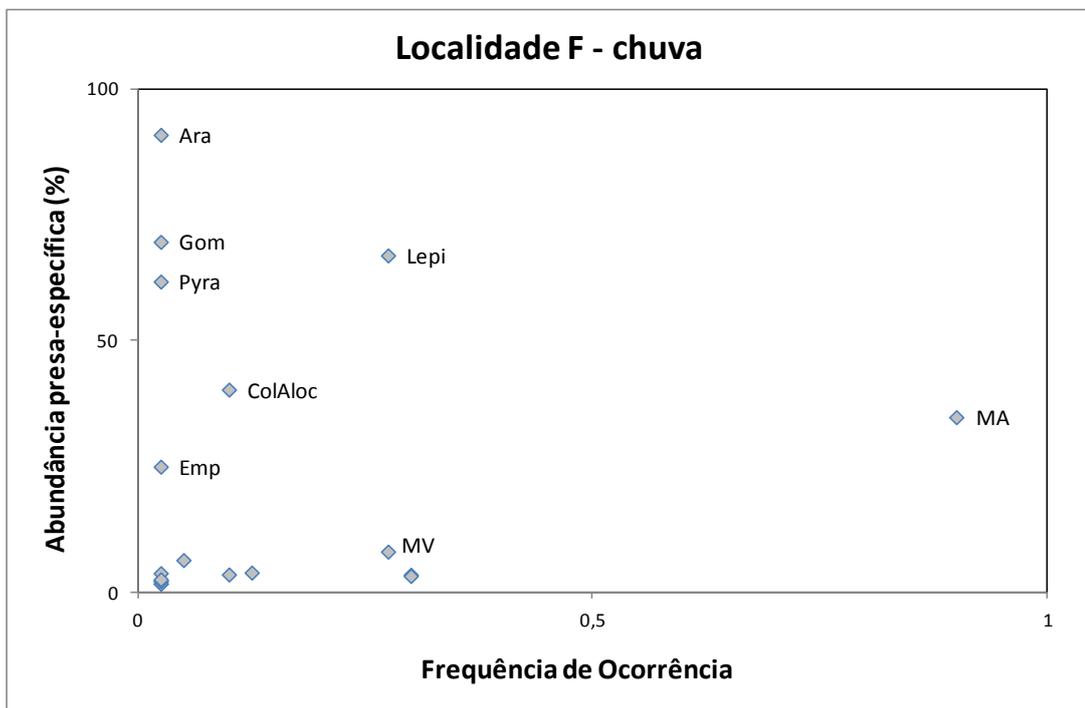


Figura 39 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade fechada durante a estação chuvosa.

Legenda: Ara=Araneae, Col=Coleóptera alóctone, Emp=Emphididae, Gom=Gomphidae, Lepi=Lepidóptera alóctone, MV=matéria vegetal, MA=matéria animal, Pyra=Pyralidae.

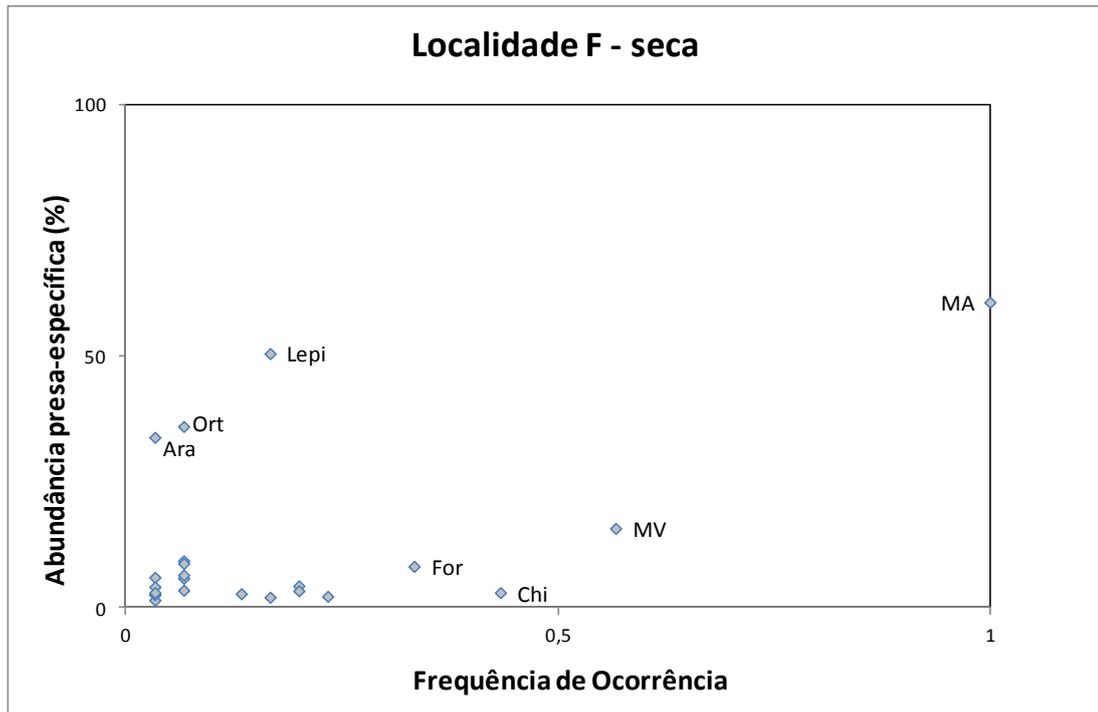


Figura 40 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade fechada durante a seca.

Legenda: Ara=Araneae, Chi=Chironomidae, For=Formicidae, Lepi=Lepidóptera alóctone, MV=material vegetal, MA=materia animal, Ort=Orthoptera.

Na localidade aberta durante a chuva, a análise gráfica de Costello aponta uma estratégia alimentar muito similar à que foi generalizada para toda a localidade (Figura 38), sugerindo a manutenção do padrão mesmo com influência da estação (Figura 41). Durante a seca, percebe-se uma forte tendência de especialização da população em Perifiton e matéria animal, enquanto o restante dos itens é consumido ocasionalmente (Figura 42).

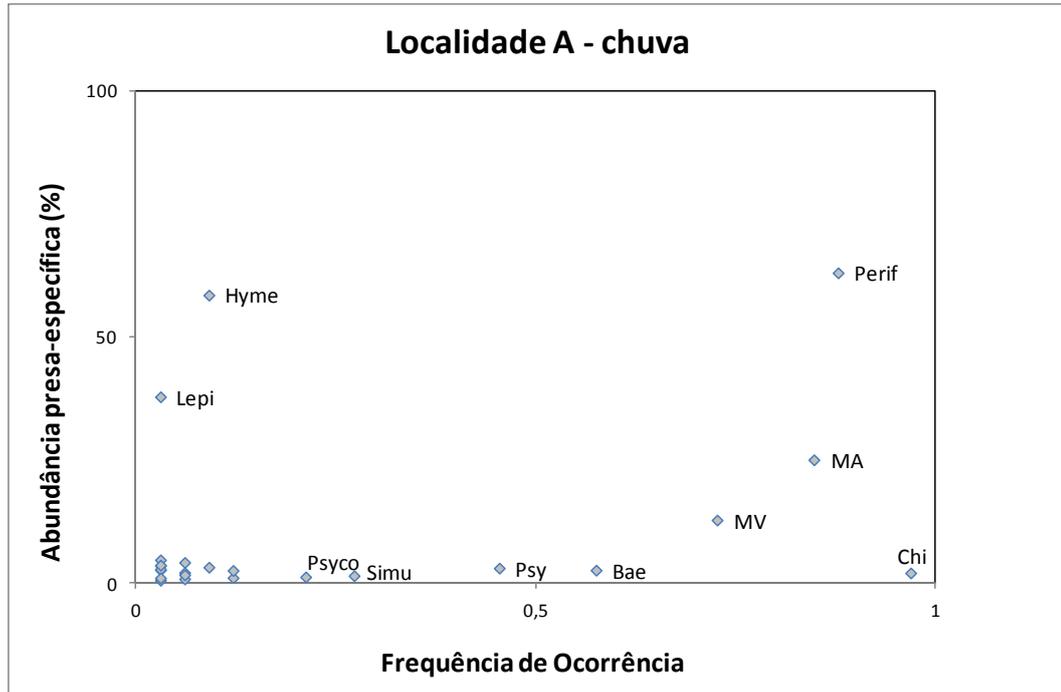


Figura 41 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade aberta durante a chuva.

Legenda: Bae=Baetidae, Chi=Chironomidae, Psy=Hydropsychidae, Hyme=Himenóptera, Lepi=Lepidóptera alóctone, MV=material vegetal, MA=materia animal, Perif=Perifíton, Psycho=Psychodidae, Simu=Simulidae,

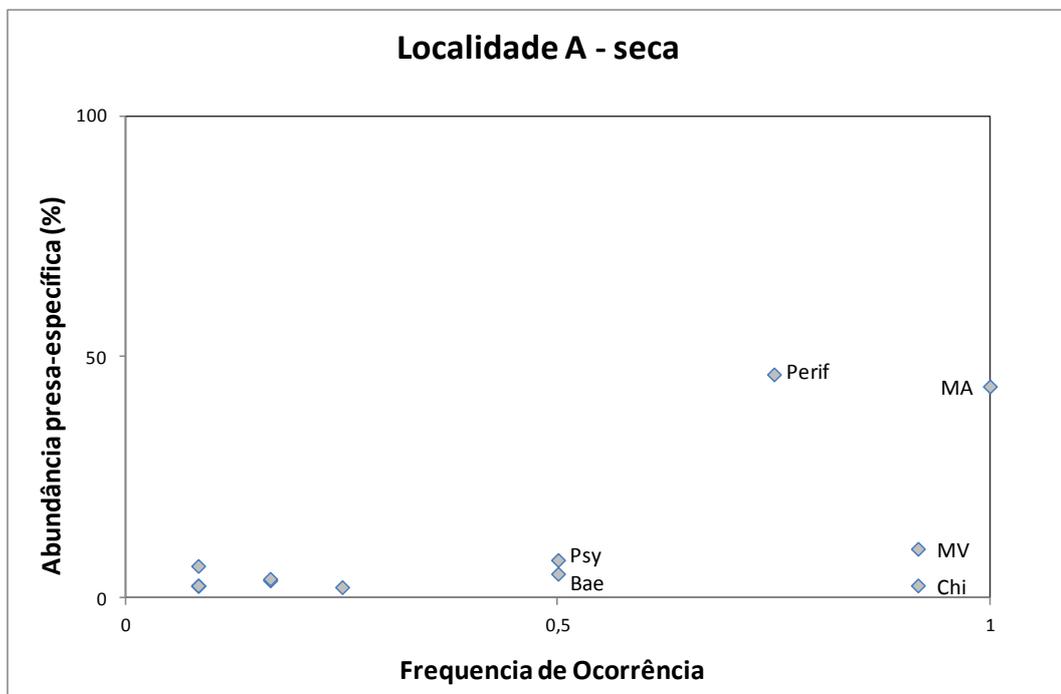


Figura 42 - Gráfico de Costello, modificado por Amundsen et al (1996) para a dieta da espécie na localidade aberta durante a seca.

Legenda: Bae=Baetidae, Chi=Chironomidae, Psy=Hydropsychidae, Hyme=Himenóptera, Lepi=Lepidóptera alóctone, MV=material vegetal, MA=materia animal, Perif=Perifíton, Psycho=Psychodidae, Simu=Simulidae.

Amplitude de nicho

O índice H' indica que a espécie possui amplitudes de nicho muito próximas. Quando considerado o aspecto espacial, a amplitude de nicho observada é igual entre as localidades aberta e fechada. Os valores observados entre as estações em ambas as localidades também variam muito pouco (Tabela 10). Nota-se que na localidade fechada a maior amplitude de nicho é encontrada durante a estação seca, enquanto que na localidade aberta o maior valor de amplitude foi obtido na estação chuvosa.

Tabela 10 - Valores da medida de amplitude de nicho para *B. microcephalus* entre localidades e estações.

Localidade	Índice de Shannon-Wiener
fechada	0,66
aberta	0,66
fechada chuva	0,58
fechada seca	0,68
aberta chuva	0,66
aberta seca	0,60

3.4- Discussão

Os dados obtidos sugerem que *Bryconamericus microcephalus* está submetido a pequenas flutuações espaciais e sazonais na densidade dos itens alimentares. Tais variações parecem ter reflexo na seleção de presas e estratégia alimentar da espécie.

A avaliação da densidade de presas indica que não existem diferenças na contribuição de macroinvertebrados alóctones entre localidades ($p=0,96$, $U=1064$). Contudo, Cloe e Garman (1996), sugerem que tal contribuição varia significativamente da cabeceira (maior densidade de dossel) para a foz (menor densidade de dossel). Possivelmente, no presente estudo, a mata ripária alta e bem desenvolvida em ambas localidades foi suficiente para manter o aporte de macroinvertebrados alóctones mesmo em condição de canópia reduzida. O fornecimento de invertebrados terrestres também foi constante ao longo do ano entre as localidades, sem apresentar variações sazonais. Esta tendência, contraria o esperado para a região tropical (ANGERMEIER & KARR, 1984; UIEDA & KIKUCHI,

1995; AFONSO *et al.*, 2000) mas foi registrada recentemente em rios neotropicais por Small e colaboradores (2013), apesar de suas possíveis causas não terem sido devidamente exploradas. No presente estudo, a falta de um padrão sazonal marcado (*ver* capítulo 1) pode ter influenciado detecção de variações entre as estações seca e chuvosa.

De forma interessante, a densidade de perifíton não apresenta diferenças significativas entre as localidades. Por se tratar de uma comunidade onde a maioria dos indivíduos são fotoautótrofos, o sombreamento causado pela cobertura de dossel ripário é um importante fator que influencia sua produtividade (HILL *et al.*, 1995). Neste caso, seria esperado que sob condições de maior sombreamento, (*i.e.* maior densidade de dossel) a biomassa perifítica fosse reduzida. Todavia, a proposta de Vermaat (2005) pode facilitar o entendimento do padrão encontrado. De acordo com este autor, a comunidade perifítica é dominada por organismos fotoautótrofos apenas quando há luz suficiente disponível, em condições onde a penetração da luz no ambiente é reduzida, a comunidade perifítica será heterotrófica, dominada por bactérias anaeróbias facultativas. Tal modificação na composição da comunidade pode ter permitido a manutenção constante da biomassa perifítica entre as localidades estudadas. Outro fator a se considerar é o possível dano causado pela radiação ultravioleta à estrutura do DNA e das proteínas nos fotoautótrofos, que resultaria na redução das taxas de crescimento do perifíton em condições extremas de luminosidade (*e.g.* dossel ripário reduzido) (LARNED, 2010).

Apenas a densidade de macroinvertebrados autóctones apresentou diferenças espaciais significativas, sendo maior na localidade fechada ($p=0,01$, $U=323,5$). Tal fato pode ser relacionado ao *input* de materiais grosseiros como folhas e galhos fornecidos pela vegetação ripária, que favorece a colonização local por macroinvertebrados (SHELDON & WALKER, 1998; INOUE *et al.*, 2012). De fato, este tipo de material é muito importante para a produtividade bentônica, principalmente em locais onde não existe presença de macrófitas (CROOK & ROBERTSON, 1999), como no córrego Andorinha.

O contexto de densidade ambiental de presas descrito anteriormente, parece influenciar a dinâmica alimentar de *Bryconamericus microcephalus*. De modo geral, a espécie apresenta uma preferência alimentar reduzida por diversas presas e

grande consumo aleatório de itens em ambas localidades e estações, indicando alto generalismo e oportunismo. Este padrão intrincado no uso do alimento pelo Gênero *Bryconamericus*, parece ser recorrente. Oricolli e Bennemann (2006), estudando diferentes riachos no estado do Paraná, propõem que a dieta de *Bryconamericus iheringii* varia entre generalismo e especialização/detritivoria. Apesar desta complexidade na dinâmica alimentar, pode-se notar que *B. microcephalus* exibe menor preferência alimentar na localidade fechada. Tal tendência pode estar relacionada à maior densidade de presas (macroinvertebrados autóctones) nesta localidade que varia em resposta à densidade na cobertura de dossel (INOUE *et al.*, 2012), fazendo com que a espécie se comporte de maneira a apresentar reduzida seleção dos itens alimentares (DEUS & PETRERE JR., 2003), contrariando a proposta de CHARNOV (1976). A seletividade também parece ser maior durante a estação seca em ambas localidades. Entretanto, os fatores envolvidos na variação sazonal não são claros, uma vez que não houve diferenças significativas na disponibilidade de presas entre as estações e o padrão sazonal é dificilmente identificado (*ver* capítulo 1). Ressalta-se que, Ferreira e colaboradores (2012) também encontraram uma relação positiva entre a densidade de dossel ripário e alterações espaciais/sazonais na dinâmica alimentar de uma espécie de *Bryconamericus*.

Dentre os itens alimentares preferenciais, destaca-se a participação do Perifíton (*i.e.* algas bentônicas), como o único item consumido preferencialmente a nível populacional (Figura 38). A alta eletividade por algas bentônicas poderia ser esperada apenas para peixes herbívoros, que possuem uma gama de adaptações ecomorfológicas para explorar este recurso (SIBBING & WITTE, 2005). Contudo, o perifíton também pode ser utilizado de forma eficiente por peixes onívoros como *Oreochromis niloticus* (tilápia do nilo) (DEMPSTER *et al.*, 1993).

Ao modificar a alimentação em resposta à cobertura de dossel, a espécie exibe uma alta plasticidade alimentar, que pode ser definida como a habilidade de uma espécie em explorar a fonte de alimento mais vantajosa em um dado momento (GERKING, 1994). Notadamente, a plasticidade trófica é uma característica bem reconhecida em peixes neotropicais e representa um importante aspecto adaptativo que permite lidar com a constante variação da disponibilidade ambiental do alimento (LOBÓN-CERVIÁ & BENNEMANN, 2000; REZENDE & MAZZONI, 2005; MANNA *et*

al., 2012; FERREIRA *et al.*, 2012). De fato, espécies generalistas e oportunistas, como *B. microcephalus*, reconhecidamente possuem alta plasticidade trófica e modificam sua dieta de acordo com a disponibilidade ambiental de recursos e interações bióticas (ORICOLLI E BENNEMANN, 2006).

Devido à sua alta plasticidade alimentar, espécies generalistas e oportunistas frequentemente possuem maior largura de nicho (COLWELL & FUTUYMA, 1971) pois exploram uma maior variedade de recursos disponíveis. Logo, seria esperado que a espécie em estudo apresentasse maior amplitude de nicho trófico em condições de maior densidade de presas (localidade fechada). Curiosamente, não foi registrada diferença na amplitude de nicho entre as localidades e o padrão sazonal se mostrou pouco informativo (Tabela 10). Todavia, esta abordagem pode não ter sido capaz de identificar diferenças sutis no uso dos recursos. Ao estimar a amplitude de nicho de forma generalizada para toda a população se assume que a dieta de cada indivíduos é perfeitamente idêntica entre si, quando na verdade, desde os estudos de Van Valen (1965) propõem-se que existam diferenças individuais no uso dos recursos. No presente estudo, estas diferenças individuais são marcantes e facilitam a compreensão da dinâmica alimentar descrita até o momento. A análise dos gráficos de Costello (modificado por AMUNDSEN *et al.*, 1996) entre as localidades permite inferir que existe uma estratégia alimentar complexa, com diferentes graus de especialização e generalização em diferentes tipos presas. Interessante notar que as únicas presas que apresentam especialização a nível populacional são matéria animal e perifiton. A especialização em matéria animal pode ser vista como o ruído do grande consumo de insetos por *B. microcephalos*, conforme sugerido em Rezende e Mazzoni (2003) para a mesma espécie. Já a especialização em Perifiton é realmente intrigante e tamanha importância deste item na dieta não foi registrada em nenhum trabalho recente com o Gênero *Bryconamericus* (ORICOLLI & BENNEMANN, 2006; REZENDE & MAZZONI, 2003; REZENDE & MAZZONI 2006; BRANDÃO-GONÇALVES *et al.*, 2009; UIEDA & PINTO, 2011; FERREIRA *et al.*, 2012). A análise gráfica de Costello evidenciou que a preferência indicada para a maioria dos itens alimentares (índice de Strauss), é verdadeira apenas a nível individual. Neste caso a população apresenta uma alimentação generalista, mas cada indivíduo potencialmente age como um especialista, com uma dieta restrita (BOLNICK *et al.* 2003).

Considerando o exposto, sugere-se que a estratégia alimentar de *Bryconamericus microcephalus* é altamente plástica, sendo mais influenciada por variações espaciais do que sazonais. A espécie apresenta estratégia alimentar generalista/oportunista, com diferentes níveis de especialização individual e notada especialização populacional em Perifíton na localidade aberta. De maneira oposta, Rezende e Mazzoni (2003) sugeriram uma estratégia alimentar insetívora para *B. microcephalus* no correjo Andorinha. Entretanto, estes autores ressaltam a limitação do resultado encontrado e indicam que a espécie apresenta características fenotípicas que sugerem a onivoria, como já foi observado (ver capítulo 1).

Quando combinados, os dados de estratégia alimentar, disponibilidade de presas e dieta podem fornecer pistas acerca do comportamento de forrageio da espécie (ISAAC *et al.*, 2012). Entretanto, para um entendimento aprofundado da dinâmica que envolve a o comportamento alimentar, faz se necessário uma análise direta do comportamento. Com este objetivo, o capítulo a seguir investiga o comportamento envolvido na aquisição do alimento por *B. microcephalus*.

4- ASPECTOS COMPORTAMENTAIS DA ALIMENTAÇÃO

4.1- Introdução

O comportamento alimentar de um organismo envolve um conjunto de decisões hierárquicas englobando a busca do alimento, captura da presa e tempo de alimentação (HART, 1993). Inclui ainda respostas associadas à estratégia alimentar e seleção de presas (VOLKOFF & PETER, 2006). O hábito alimentar de uma espécie também se reflete na complexidade do seu comportamento alimentar. Peixes carnívoros consomem presas que geralmente possuem algum mecanismo de defesa, portanto a aquisição alimento se torna mais complexa do que quando comparado a peixes fitófagos pastadores (KEENLEYSIDE, 1979, apud SABINO, 1999).

Em geral, o ato do forrageio é estimulado pela fome, que aumenta o tempo de procura por alimento e reduz o tempo de manipulação das presas (COLGAN, 1993). Desta forma, o comportamento alimentar está diretamente relacionado à taxa de consumo de presas (food intake) que é impulsionada pelo balanço entre a fome e a saciedade (VOLKOFF *et al.*, 2005).

Diante da oscilação permanente entre fome e saciedade, um dos grandes problemas enfrentados pelos peixes é a alta heterogeneidade espacial e temporal dos seus recursos alimentares, que faz com que a decisão comportamental mais apropriada a uma circunstância não seja necessariamente a melhor escolha no tempo seguinte (DILL, 1983). Nestes casos, seria razoável esperar que os peixes apresentem uma certa plasticidade (*i.e.* flexibilidade) em seu comportamento de forrageio, que facilite o ajuste às diferentes condições de seu ambiente (DILL, 1983). De fato, estudos tem indicado a alteração da estratégia de forrageio do predador, em resposta a modificações na densidade de presas (KILLEN *et al.*, 2007; DAVIS & OTTMAR, 2009). Esta plasticidade no comportamento de forrageio é um importante componente envolvido na alimentação de peixes (DILL, 1983) que permite o aumento do sucesso de captura de presas e pode ser fundamental para o entendimento dos mecanismos funcionais responsáveis pela ecologia alimentar de uma espécie (WILGA *et al.*, 2011). Contudo, apesar de sua importância, o aspecto comportamental ainda é negligenciado nos estudos de ecologia trófica (*e.g.* WOLFF *et al.*, 2009; MANNA *et al.*, 2012).

Os peixes de riacho apresentam numerosas táticas alimentares e um grande conjunto comportamental (SABINO, 1999) o que dificulta, mas não impede o estudo etológico. A multitude dos padrões de comportamento pode ser analisada a partir da construção de uma descrição detalhada do repertório comportamental completo de uma espécie (*i.e.* um etograma) (HUNTINGFORD, 1993). Neste sentido, Sabino (1999) destaca o uso do mergulho como um ferramenta eficiente e de baixo custo para a observação *in situ* do comportamento de peixes.

Considerando as colocações acima, o presente capítulo tem por finalidade analisar o comportamento de forrageio de *Bryconamericus microcephalus* no córrego Andorinha, sob diferentes condições ambientais, nas duas localidades estudadas.

4.2- Materiais e Metodos

Os padrões de comportamento alimentar dos peixes em cada localidade, foram estudados através de observação subaquática (snorkeling) entre os meses de Junho Agosto, Setembro e Novembro (2011) e Março Maio e Junho (2012). A caracterização comportamental seguiu o método de animal-focal (ALTMANN, 1974).

Durante os eventos de observação, o mergulhador se manteve a pelo menos um metro de distância do cardume, para reduzir o stress dos peixes. Ainda, para evitar qualquer interferência, o registro do comportamento só foi iniciado após a aclimação dos peixes à presença do mergulhador. Um total de 21h 30 min de observação foram registrados exclusivamente durante o dia, visto que a espécie tem reduzida atividade alimentar durante a noite (MAZZONI & REZENDE, 2009). O tempo total de observação é resultado de 43 seções de observação subaquática (22 na localidade fechada e 21 na localidade aberta). Cada seção teve duração de 30 minutos, intercalados por 20 minutos de intervalo. Durante as seções, a atividade alimentar de cada indivíduo do cardume foi registrada por no máximo 5 min ou até que o indivíduo fosse perdido. Esta operação foi repetida continuamente até que os 30 minutos da seção fossem completados.

No escopo do presente estudo, a atividade alimentar foi caracterizada de acordo com dois critérios: posição e substrato. O primeiro se refere à localização do peixe durante o forrageio (fundo, coluna d'água ou superfície). O segundo, quando aplicável, caracteriza o tipo substrato sobre o qual havia forrageio (areia, pedra ou

folhiço). Quando associados, esses dois critérios compõem cada uma das categorias alimentares apresentadas a seguir. A duração de cada categoria de comportamento alimentar foi obtida com o auxílio de um cronômetro subaquático digital. O período de tempo dedicado a cada categoria foi estimado por localidade, sendo apresentado como a porcentagem do tempo (min) total de alimentação por localidade.

Quando possível, o teste U de Mann-Whitney foi aplicado para detectar possíveis diferenças no tempo dedicado à cada categoria comportamental entre as localidades. De forma complementar, a similaridade no comportamento foi testada através de uma análise multidimensional (NMDS) baseada no tempo (%) dedicado a cada categoria, por localidade de estudo. Posteriormente, a dimensão do NMDS foi utilizada para testar (ANOVA) a existência de diferenças estatísticas no comportamento entre as localidades. Todas as análises estatísticas foram efetuadas no programa SYSTAT 11.

4.3- Resultados

As categorias alimentares foram caracterizadas e são apresentadas na tabela 11 e nas figuras 43- 49.

Tabela 11 - Etograma do comportamento alimentar de *Bryconamericus microcephalus*.

Etograma		
categoria comportamental	sigla	descrição
Forageio na superfície	FS	Indivíduos buscando alimento na superfície, capturando rapidamente o alimento por sucção e retornando ao ponto de partida (Figura 43).
Forageio na massa d'água	FM	Indivíduos buscando alimento na deriva (drift feeding). Captura do alimento por sucção (Figura 44).
Forageio no substrato de areia	FFA	Indivíduos buscando alimento no substrato de areia. Captura do alimento por sucção (Figura 45).
Forageio no substrato de pedra	FFP	Indivíduos buscando alimento no substrato de pedra. Sucessivos e vigorosos golpes no substrato rochoso, com a finalidade de arrancar o material aderido. Inclui movimento de rotação lateral de 90° (Figura 46 e 49)
Forageio no substrato de folhoso	FFF	Indivíduos buscando alimento no substrato de areia. Captura do alimento por sucção (Figura 47).
Forageio com Investimento no fundo	FIF	Indivíduos forrageando na massa d'água, investindo, eventualmente, no substrato (Figura 48)

Dentre as categorias descritas, o forrageio no fundo de pedra (FFP) se destaca por envolver uma complexa sequência de movimentos corporais. Durante este comportamento, o peixe raspa o alimento com os dentes, desferindo sucessivos e vigorosos golpes contra o substrato rochoso, acompanhados de um movimento de rotação lateral do corpo de 90° (Figura 49).

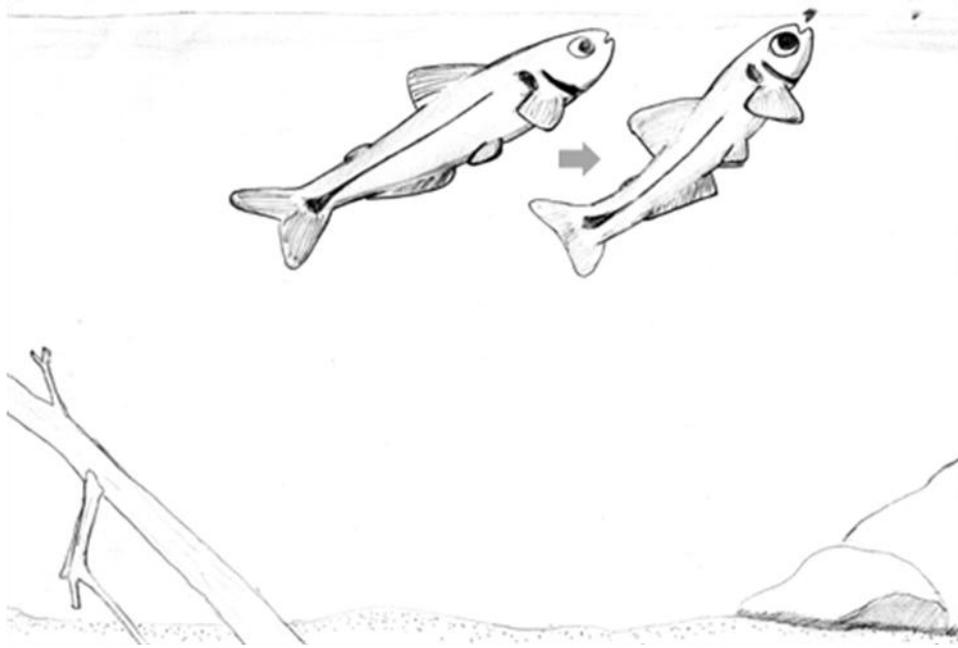


Figura 43 - Esquema do comportamento de forrageio na superfície (FS), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.



Figura 44 - Esquema do comportamento de forrageio no drift (FM), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.

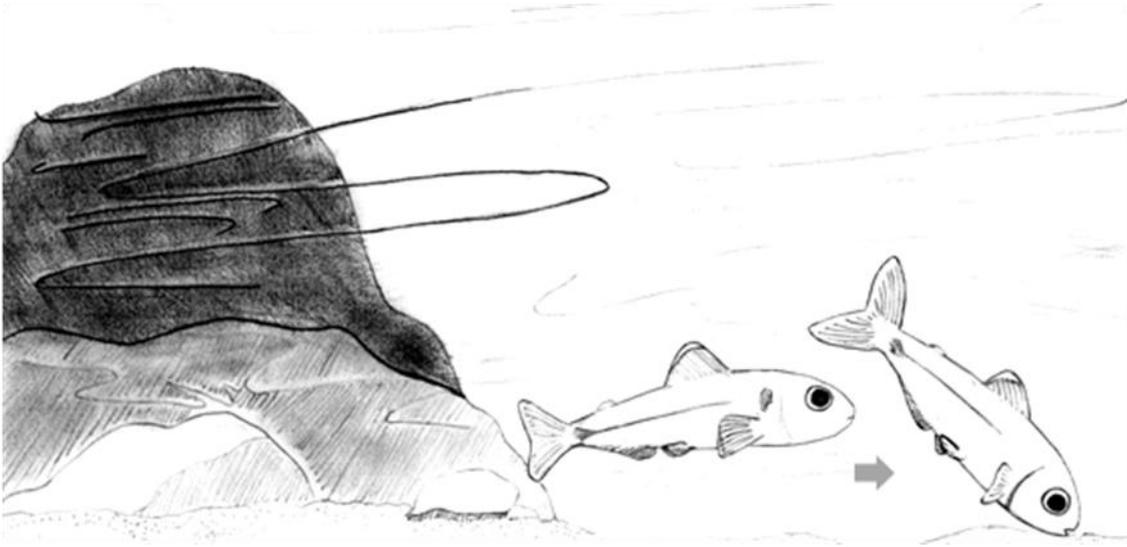


Figura 45 - Esquema do comportamento de forrageio no fundo de areia (FFA), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.

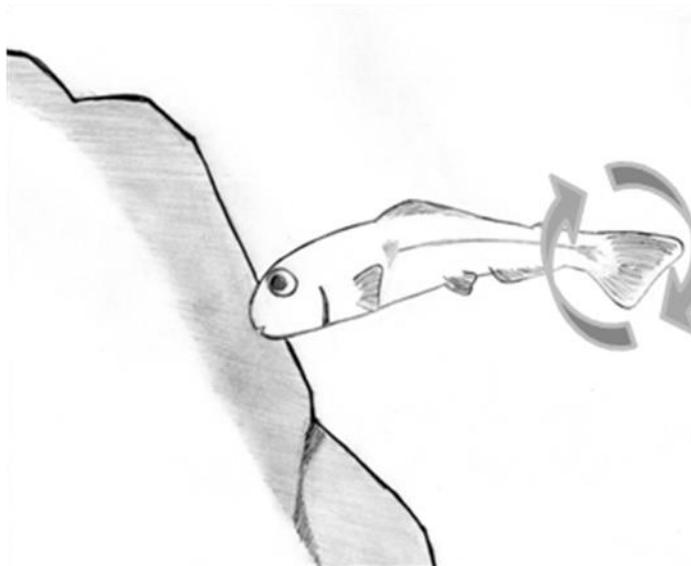


Figura 46 - Esquema do comportamento de forrageio no fundo de pedra (FFP), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.

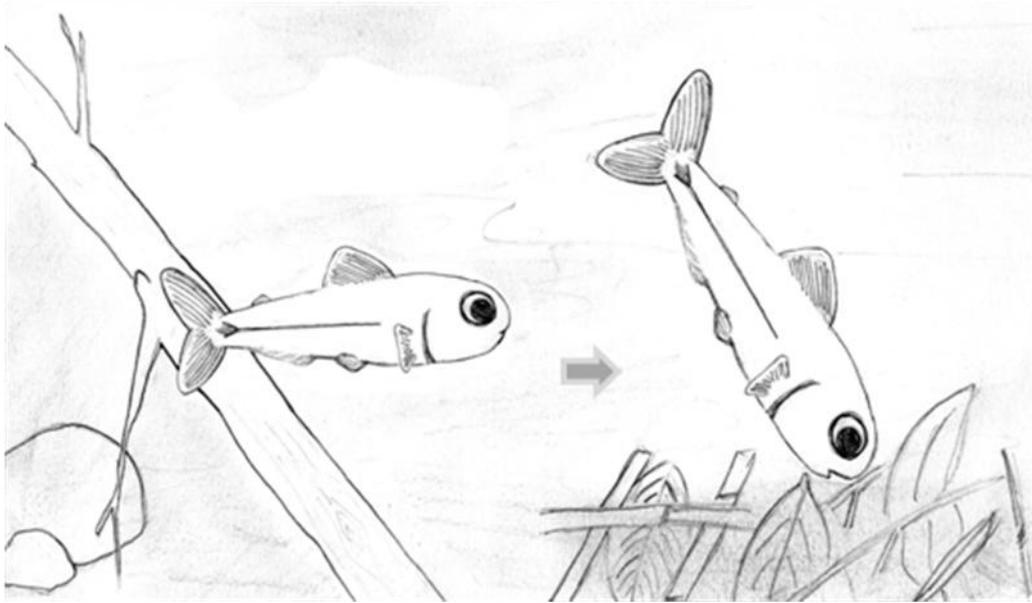


Figura 47 - Esquema do comportamento de forrageio no fundo de folhagem (FFF), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.

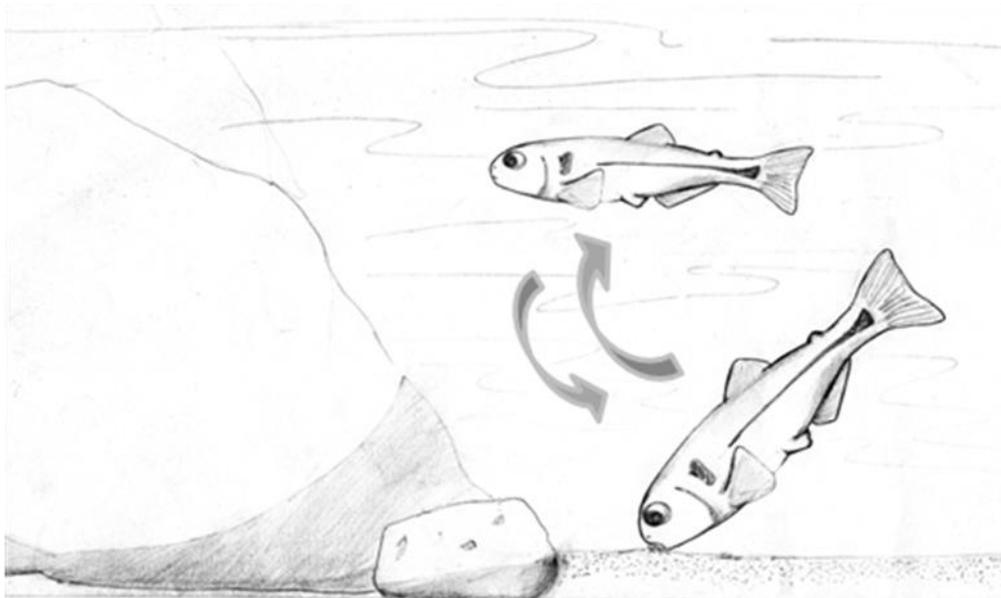


Figura 48 - Esquema do comportamento de forrageio no drift com investimento no fundo (FIF), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.

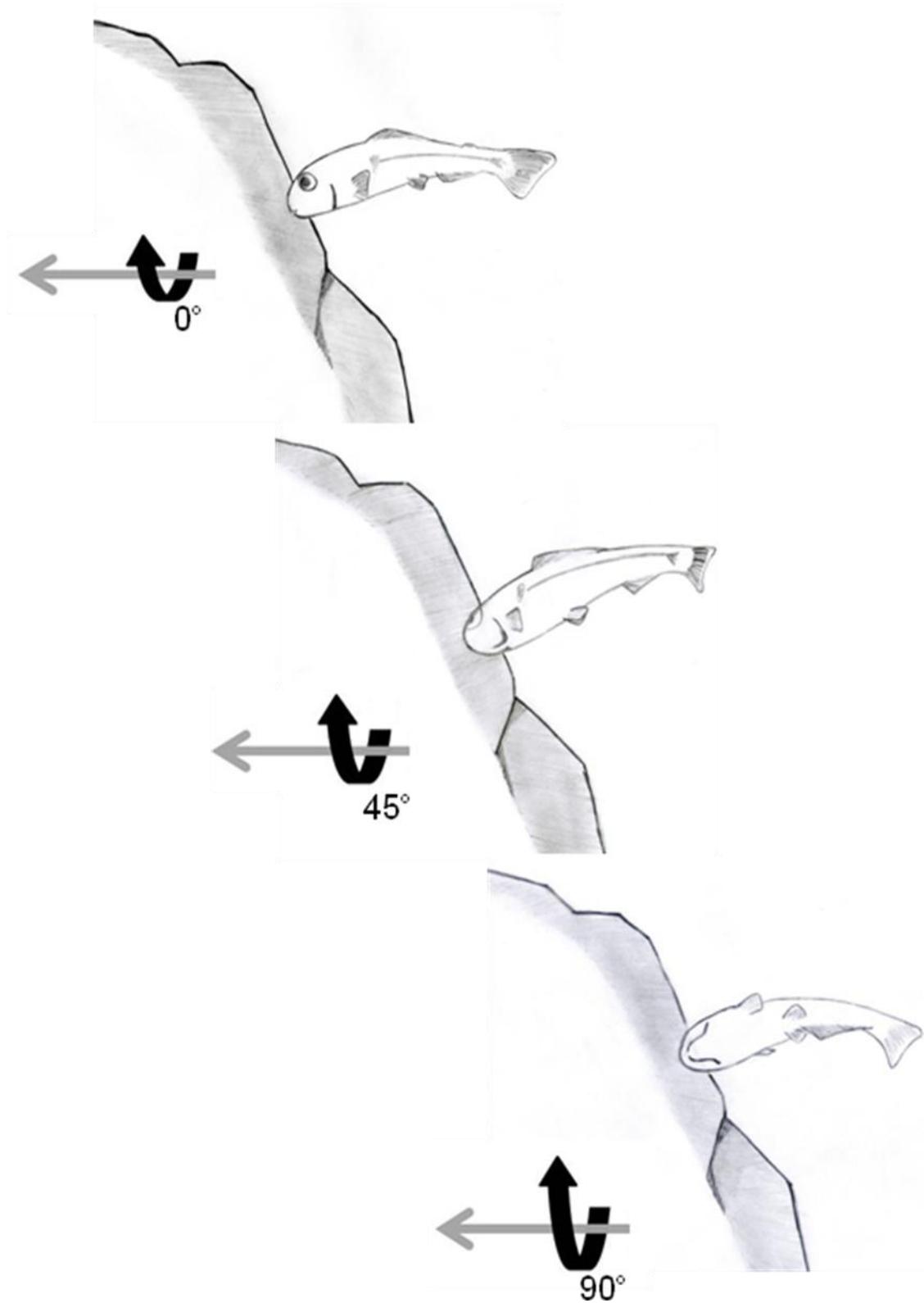


Figura 49 - Detalhe do comportamento de forrageio no fundo de pedra (FFP), realizado por *Bryconamericus microcephalus*. Ilustração: Michel Francis.

A alocação de tempo (min%) para cada categoria entre as localidades é apresentada na figura 50. Ressalta-se que as categorias FS e FFF foram excluídas do gráfico pois sua contribuição para o tempo total de forrageio foi negligenciável (< 1% do tempo total).

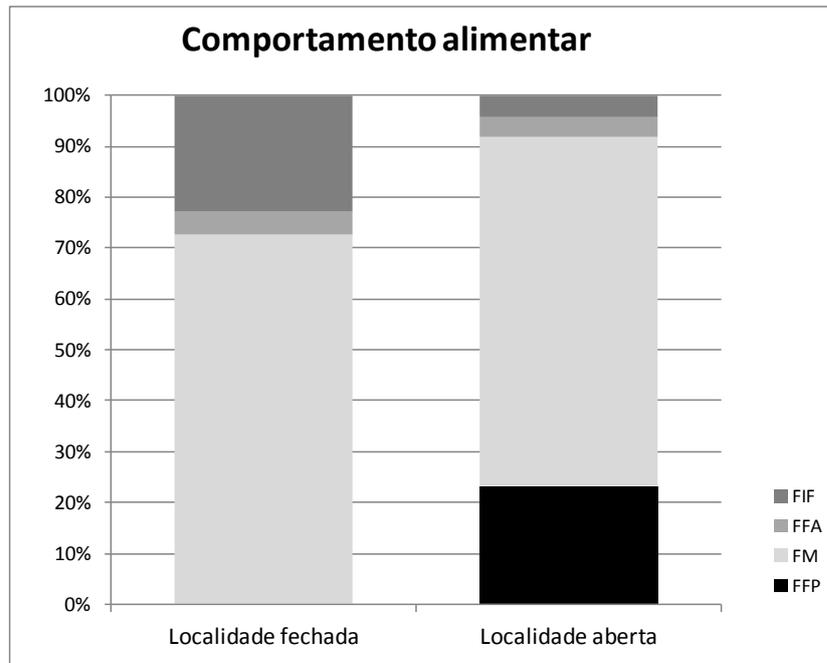


Figura 50 - Tempo (min%) dedicado a cada categoria de comportamento em cada localidade.

Legenda: FIF= forrageio no drift com investimento no fundo; FFA= forrageio no fundo de areia; FM= forrageio na massa d'água (drift feeding); FFP= forrageio no fundo de pedra. Ressalta-se que o comportamento de forrageio na superfície (FS) e forrageio no fundo de folhço (FFF) foram excluídos por participarem com menos de 1% do comportamento alimentar.

A análise dos dados indica que três categorias (FM, FFA e FIF) ocorrem de forma simultânea em ambas localidades. Por outro lado, o forrageio no fundo de folhço (FFF) é registrado exclusivamente na localidade fechada, enquanto que forrageio no fundo de pedra (FFP) e forrageio na superfície (FS) são encontrados apenas na localidade aberta.

A categoria comportamental com maior alocação de tempo (FM), responde por cerca de 70% do comportamento alimentar nas duas localidades. Possivelmente, este comportamento é reforçado pela categoria de forrageio com investimento no fundo (FIF) (20% do tempo total), pois engloba o forrageio na massa d'água (*drift feeding*), associado a rápidos e eventuais investimentos de procura no fundo. Somadas, FM e FIF respondem por grande parte do tempo total de forrageio (90%

na localidade fechada e 70% na localidade aberta). Outra categoria com relevante participação no comportamento alimentar da espécie é FFP (> 20% do tempo total), que ocorre somente na localidade aberta. Demais comportamentos, como forrageio no fundo de areia (FFA) apresentam reduzida participação no tempo total em cada localidade.

A diferença no tempo dedicado às categorias comportamentais ocorrendo simultaneamente em ambas localidades (A e F), foi avaliada. O teste de Mann-Whitney (U) indica que não existem diferenças significativas no tempo dedicado à categoria FM entre as localidades ($p=0,081$; $U=119$). De modo contrário, diferenças estatísticas foram encontradas para as categorias FFA ($p=0,005$, $U=98$) e FIF ($p<0,001$, $U=38,5$) entre as localidades.

A análise de escalonamento multidimensional (NMDS) sugere um padrão de agrupamento das categorias comportamentais entre localidades no segundo eixo (NMDS 2) (Figura 51), enquanto o teste ANOVA revela a existência de diferenças significativas nas categorias entre as localidades ($p=0,013$, $df=36$).

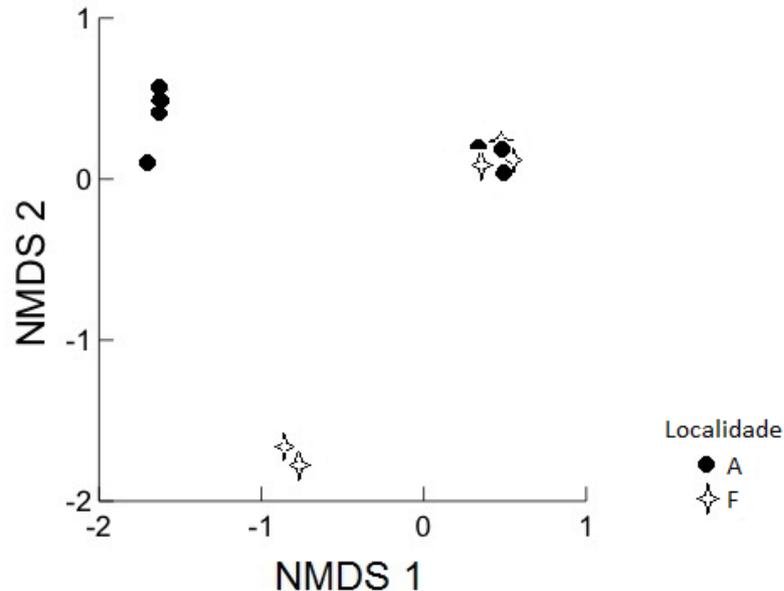


Figura 51 - Análise de escalonamento multidimensional (NMDS) das categorias comportamentais entre as localidades.

4.4- Discussão

Os dados aqui apresentados sugerem que *Bryconamericus microcephalus* exhibe uma multiplicidade de estratégias comportamentais para obter seu alimento. Tais estratégias variam entre as localidades, evidenciando certa plasticidade comportamental, como sugerido por Dill (1983).

Dentre as categorias que caracterizam o comportamento de forrageio da espécie, duas (FS e FFF) são raras e inconsistentes, podendo ser consideradas práticas aleatórias. O forrageio na deriva (FM) é a estratégia mais empregada, respondendo por grande parte do tempo total de alimentação nas duas localidades. Aparentemente, este comportamento é recorrente nas espécies do Gênero *Bryconamericus* (GRANT & NOAKES, 1987; REZENDE & MAZZONI, 2003). Outra importante estratégia é o forrageio com investimento no fundo (FIF) exibido em ambas localidades. Esta categoria parece ressaltar o caráter oportunista da espécie (ver capítulo 2), uma vez que o indivíduo abandona seu comportamento predominante (FM) para realizar um investimento rápido e pontual no substrato. De maneira oposta, se dá o comportamento de forrageio no fundo de pedra (FFP) que ocorre apenas na localidade aberta. Esta estratégia inclui um conjunto complexo e coordenado de movimentos corporais, geralmente relacionado ao consumo de algas bentônicas (SIBBING & WITTE, 2005). Curiosamente, a alimentação da espécie (ver capítulos 1 e 2) reafirma a eficiência deste comportamento, posto que a categoria FFP ocorre apenas na localidade aberta, onde existe maior consumo e preferência pelo item perifíton. Estes dados deixam claro que o perifíton é consumido ativamente pela espécie e sua participação na dieta não se trata de um caso de consumo acidental. Ainda, a modificação do comportamento entre localidades com reconhecida diferença na densidade de presas (ver capítulo 2) evidencia a tendência dos predadores de modificar seu comportamento (*i.e.* plasticidade comportamental) diante da alteração de fatores ambientais (LIMA, 2002) como densidade de presas (KILLEN *et al.*, 2007; DAVIS & OTTMAR, 2009).

As mudanças ocorridas no comportamento dos peixes são frequentemente relacionadas à pressão de predação (LIMA & DILL, 1990; STROBBE *et al.*, 2011). Contudo, as modificações comportamentais encontradas no presente estudo, não parecem ser resultado de interação com outras espécies de peixes. A diversidade destes organismos no riacho estudado é muito reduzida e todas as espécies são

encontradas em densidades similares nas duas localidades, com exceção de *Phalloceros anisophallos* (dados não publicados). Este pequeno poecilídeo onívoro (MAZZONI *et al.*, 2010c) ocorre apenas na localidade fechada, em baixas densidades, sendo pouco provável de exercer uma pressão competitiva capaz de alterar o comportamento de *B. microcephalus*.

Frequentemente flexibilidade comportamental registrada em predadores está relacionada à alternância entre três modos de forrageio classificados por Killen *et al.* (2007) e Tunney & Steingrímsson (2012) como: (i) ativo, onde o predador se movimenta ativamente para buscar e capturar a presa; (ii) senta-busca (*sit-and-pursue*), quando o predador espera a presa se aproximar para persegui-la; (iii) senta-espera (*sit-and-wait*), onde o predador se mantém por longo período parado em um mesmo local aguardando a presa. Todavia, a espécie estudada não se enquadra nesta premissa.

A plasticidade do comportamento alimentar em *B. microcephalus* envolve uma estratégia que geralmente está relacionada à peixes herbívoros. A habilidade de consumir algas pode depender do movimento e formato da mandíbula, ou mesmo resultar do esforço integrado de todo corpo do peixe (SIBBING & WITTE, 2005). De acordo com o modo de obtenção do alimento, Hiatt e Strasburg (1960) classificam os peixes herbívoros em mordiscadores (*browsers*) ou pastadores (*grazers*), sendo os últimos caracterizados por colher o alimento perto do substrato e consumir grandes porções de forma não seletiva. Considerando o comportamento FFP de *B. microcephalus*, percebe-se que a espécie pode ser facilmente incluída no grupo dos peixes pastadores. Mais especificamente, a espécie estudada se comporta como um pastador-raspador (*scraper grazer*), raspando as algas com os dentes, através de vigorosos e sucessivos golpes no substrato de pedra (SIBBING & WITTE, 2005).

Os aspectos comportamentais apresentados revelam que a espécie exibe uma grande variedade de estratégias na busca do alimento e grande plasticidade no comportamento de forrageio. As observações *in situ* permitiram estabelecer as bases comportamentais que interagem na dinâmica de alimentação de *B. microcephalus*, fornecendo importantes dados para a compreensão dos mecanismos funcionais envolvidos na ecologia trófica e história natural da espécie, conforme proposto em Sabino (1999) e Wilga *et al.* (2011).

5- CONCLUSÕES

Diante das análises efetuadas e dos dados obtidos, propõem-se a existência de variações espaciais na dinâmica alimentar da espécie. Estas mudanças são percebidas de forma clara ao se observar a importância dos diferentes itens alimentares, eletividade de presas e comportamento de forrageio. Tal tendência parece ser o resultado da diferença na disponibilidade de recursos alimentares (*i.e.* macroinvertebrados) entre as localidades que é direta e indiretamente influenciada pela densidade de dossel ripário. Possivelmente, a principal maneira da espécie lidar com uma baixa disponibilidade de macroinvertebrados é introduzindo grandes volumes de perifíton na dieta. Esta proposta é ainda mais suportada quando considerado que a participação incomum do perifíton envolve particularidades relacionadas ao ajuste morfológico, eletividade e comportamento, o que acaba por excluir a possibilidade de consumo acidental deste item.

A capacidade de ajuste às diferentes condições ambientais é outra notável característica desta espécie. A alta flexibilidade na dinâmica trófica de *B. microcephalus* pode ser percebida sob o aspecto da alta plasticidade alimentar, acompanhada de plasticidade morfológica e grande plasticidade comportamental. Somadas, estas características evidenciam a extraordinária flexibilidade, que assegura a sobrevivência da espécie em um ambiente altamente dinâmico, como os riachos de Mata Atlântica.

Apesar dos dados apresentados não indicarem um padrão sazonal definido, eventualmente, o regime de chuvas na região exerce alguma influência na ecologia trófica da espécie. Possivelmente, a amostragem realizada não foi capaz de detectar variações sazonais locais devido a sua grande dinâmica e particularidade. Desta forma, um estudo aprofundado acerca dos padrões climáticos locais poderia contribuir com o entendimento da ecologia trófica de *B. microcephalus*.

Apesar do reduzido número de réplicas, o estudo aqui apresentado contribuiu com informações importantes para o entendimento da ecologia trófica de *Bryconamericus microcephalus*. Partindo do conhecimento aqui estruturado, sugere-se que futuras investigações sejam capazes de inserir a espécie no contexto funcional das interações tróficas no córrego Andorinha, uma vez que a notada variação no uso dos recursos pode ter implicações para o papel funcional da espécie

no sistema. De forma mais abrangente, estudos acerca da dinâmica trófica de *B. microcephalus* realizadas em outras localidades, com maior número de réplicas poderiam fornecer informações mais conclusivas para o entendimento da ecologia trófica da espécie.

“The beauty of life is maintained by plasticity”. (Ulrich Lüttge, 2010, p.120)

REFERÊNCIAS

- Abelha MCF, Goulart E. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum, Biological Sciences*. 2004; 26(1):37-45.
- Abelha MCF, Agostinho AA, Goulart E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum, Maringá*. 2001; 23 (2): 425-434.
- Abilhoa V, Bornatowski H, Otto G. Temporal and ontogenetic variations in feeding habits of *Hollandichthys multifasciatus* (Teleostei: Characidae) in coastal Atlantic rainforest streams, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2009; 7(3):415-420.
- Afonso AA, Henry R, Rodella RCSM. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 2000; 43:335-343.
- Altmann, J. Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior*. 1974 49: 227-267.
- Amundsen PA, Gabler HM, Staldvik FJ. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology*. 1996; 48:607–614.
- Angel A, Ojeda FP. Structure and trophic organization of subtidal fish assemblages on the northern Chilean coast: The effect of habitat complexity. *Marine Ecology Progress Series*. 2001; 217: 81-91.
- Angermeier PL, Karr JR. Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society*. 1984; 113:716-726.
- Arimoro FO, Obi-lyeke GE, Obukeni PJO. Spatiotemporal variation of macroinvertebrates in relation to canopy cover and other environmental factors in Eriora River, Niger Delta, Nigeria. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2012; 184:6449–6461.
- Arnaiz OL, Wilson AL, Watts RJ, Stevens MM. Influence of riparian condition on aquatic macroinvertebrate communities in an agricultural catchment in south-eastern Australia. *Ecological Research*. 2011; 26: 123–131.
- Azim ME, Beveridge MCM, VanDam AA, Verdegem MCJ. Perifiton and aquatic production: an introduction. In: Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM editors. *Periphyton: ecology, exploitation and management*. CABI publishing; 2005. p. 1-11.
- Barbieri G, Peret AC, Verani JR. Notas sobre a alimentação do trato digestivo ao regime alimentar em peixes da região de São Carlos (SP) I. Quociente Intestinal. *Brazilian Journal of Biology*. 1994; 54:63-69.

Barletta M, Jaureguizar AJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida-Val VMF, Val AL, Torres RA, Jimenes-Segura LF, Giarrizzo T, Fabr e NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Corra MFM. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*. 2010; 76:2118–2176.

Baxter CV, Fausch KD, Saunders CW. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*. 2005; 50:201–220.

Begon M, Townsend CR, Harper JL. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed, 2007.

Bolnick DI, Svanback R., Fordyce JA, Yang LH, Davis JM, Hulseley CD, Forister ML. The ecology of individuals: incidence and implications of individual specialization. *The American Naturalist*. 2003; 161(1): 1-28.

Braga RR, Bornatowski H, Vitule JRS. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 2012; 22:915–929.

Brandão-Gonçalves L, Lima-Junior SE, Suarez YR. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guira , Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*. 2009; 9(1):135-143.

Brito EF, Moulton TP, Souza ML, Bunn SE. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. *Austral Ecology*. 2006; 31:623–633.

Brooker RM, Jones GP, Munday PL. Prey selectivity affects reproductive success of a corallivorous reef fish. *Oecologia*. 2012.

Bunn SE, Davies PM, Mosisch, TD. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment clearing. *Freshwater Biology*. 1999; 41: 333-46.

Callado CH, Barros AAM, Ribas LA, Albarello N, Gagliardi R, Jascone CE. In: Bastos M, Callado CH, editores. *O Ambiente da Ilha Grande*. Rio de Janeiro: UERJ / CEADS, 2009.

Charnov EL. Optimal foraging: attack strategy of a mantid. *American Naturalist*. 1976; 110:141–151.

Cloe WWI, Garman GC. The energetic importance of terrestrial arthropod inputs to three warmwater streams. *Freshwater Biology*. 1996; 36:105–114.

Colgan P. The motivational basis of fish behaviour. In: Pitcher TJ. *Behaviour of Teleost Fishes*, editor. Chapman and Hall, New York, NY, 31-55, 1993.

Collar DC, O'Meara BC, Wainwright PC, Near TJ. Piscivory limits diversification of feeding morphology in centrarchid fishes. *Evolution*. 2009; 63(6): 1557–1573

- Colwell RK, Futuyma DJ. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*. 1971; 52:567-576.
- Costello MJ. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*. 1990; 36:261–263.
- Crook DA, Robertson AI. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research*. 1999; 50:941-953.
- Dempster PW, Beveridge MCM, Baird DJ. Herbivory in the tilapia *Oreochromis niloticus*: a comparison of feeding rates on phytoplankton and periphyton. *Journal of Fish Biology*. 1993; 43 (3): 385-392.
- Deus CP, Petrere-Junior, M. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2003; 63(4):579- 588.
- Dill LM. Adaptive flexibility in the foraging behavior of fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 1983; 40:398-408.
- Doi H. Spatial patterns of autochthonous and allochthonous resources in aquatic food webs. *Population Ecology*. 2009; 51:57–64.
- Doi H, Takemon Y, Ohta T, Ishida Y, Kikuchi E. Effects of reach-scale canopy cover on trophic pathways of caddisfly larvae in a Japanese mountain stream. *Marine and Freshwater Research*. 2007; 58:811–817.
- Esteves KE, Lobón-Cerviá J. Composition and trophic structure of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fish*. 2001; 62:429-440.
- Esteves KE. & Aranha JMR. Ecologia trófica de peixes de riachos. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR, editores. *Ecologia de peixes de riachos. Oecologia Brasiliensis*. 1999; 6:157-182.
- Esteves KE. Feeding ecology of three *Astyanax* species (Characidae, Tetragonopterinae) from a floodplain lake of Mogi-Guaçu River, Parana River Basin, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. 1996; 46:83-101.
- Ferreira A, Paula FR, Ferraz SFB, Gerhard P, Kashiwaqui EAL, Cyrino JEP, Martinelli LA. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*. 2012; 21:12–22.
- Froese R, D. Pauly. Editors. FishBase. [acessado em Maio 2013]. Disponível em www.fishbase.org.
- Gerking, SD. Feeding ecology of fishes. San Diego, Academic Press. 1994.

Gery J. Characoids of the world. TFH Publications. 1977.

German DP, Nagle BC, Villeda JM, Ruiz AM, Thomson AW, Balderas SC, Evans DH. Evolution of Herbivory in a Carnivorous Clade of Minnows (Teleostei: Cyprinidae): Effects on Gut Size and Digestive Physiology. *Physiological and Biochemical Zoology*. 2009; 83.

Grant JWA, Noakes DLG. A simple model of optimal territory size for drift-feeding fishes. *Canadian Journal of Zoology*. 1987; 65:270-276.

Guoyuan Li C, Jackson R, Krasieski KA. Modeled riparian stream shading: Agreement with field measurements and sensitivity to riparian conditions. *Journal of Hydrology*. 2012; 429: 142–151.

Hahn NS, Almeida VLL, Luz KDG. Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum littorale* (Hancock) (Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da Planície do Alto Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 1997; 14:57-64.

Hart PJB. Teleost foraging: facts and theories. In: Pitcher TJ, editor. *Behavior of Teleost fishes*. Chapman & Hall, 254-284, 1993.

Hiatt RW, Strasburg DW. Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecological Monographs*. 1960; 30:65-127.

Hill WR, Ryon MG, Schilling EM. Light limitation in a stream ecosystem: responses by primary producers and consumers. *Ecology*. 1995; 76:1297–1309.

Huntingford FA. Development of behavior in fish. In: Pitcher TJ, editor. *Behavior of teleost fishes*. Chapman & Hall, 57-80, 1993.

Hynes HBN. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food fishes. *Journal of Animal Ecology*. 1950; 19:36-57.

Hyslop EJ. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*. 1980; 17: 411-429.

Inoue M, Shinotou S, Maruo Y, Miyake Y. Input, retention, and invertebrate colonization of allochthonous litter in streams bordered by deciduous broadleaved forest, a conifer plantation, and a clear-cut site in southwestern Japan. *Limnology*. 2012; 13:207–219.

Isaac EJ, Hrabik TR, Stockwell JD, Gamble AE. Prey selection by the Lake Superior fish community. *Journal of Great Lakes Research*. 2012; 38:326–335.

Kawakami E, Vazzoler G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo da alimentação de peixes. *Boletim do Instituto Oceanográfico*. 1980; 29:205-207.

Kawecki TJ, Ebert D. Conceptual issues in local adaptation. *Ecology Letters*. 2004; 7:1225–1241.

Keenleyside MHA. Diversity and adaptations in fish behaviour. Springer-Verlag, Berlin, 208, 1979 apud Sabino J. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR, editores. *Ecologia de peixes de riacho*. Série Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, 183-208. 1999.

Killen SS, Brown JA, Gamperl AK. The effect of prey density on foraging mode selection in juvenile lumpfish: balancing food intake with the metabolic cost of foraging *Journal of Animal Ecology*. 2007; 76:814–825.

Knudsen R, Primicerio R, Amundsen PA, Klemetsen A. Temporal stability of individual feeding specialization may promote speciation. *Journal of Animal Ecology*. 2010; 79:161–168.

Kramer DL, Bryant MJ. Intestine length in the fishes of a tropical stream: 2. Relationships to diet - the long and short of a convoluted issue. *Environmental Biology of Fishes*. 1995; 42:129-141.

Krebs, CJ. *Ecological Methodology*. California, Addison Wesley Longman, p. 654, 1999.

Lagler KF, Bardach JE, Miller RR, Passino DRM. *Ichthyology*. John Wiley & Sons, Inc. 1977.

Lamberti GA, Steinman AD. A comparison of primary production in stream ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. 1997; 16:95–103.
Lagler KF, Bardach JE, Miller RR, Passino DRM. *Ichthyology*. John Wiley & Sons, Inc. 1977.

Larned ST. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society*. 2010; 29(1):182–206.

Lima FCT, Malabarba LR, Buckup PA, Silva JFP, Vari RP, Harold A, Benine R, Oyakawa OT, Pavanelli CS, Menezes NA, Lucena CAS, Malabarba MCSL, Lucena ZMS, Reis RE, Langeani F, Cassati L, Bertaco VA, Moreira C, Lucinda, PHF. Genera Incertae Sedis in Characidae. In: Reis RE, Kullander SO, Ferraris Jr, CJ, editores. *Check list of the freshwater fishes of South and Central America*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003, pp. 106-169.

Lima SL. Putting predator back into behavioral predator-prey interactions. *Trends in Ecology & Evolution*. 2002; 17:70–75.

Lima SL, Dill LM. Behavioral decisions made under the risk of predation—a review and prospectus. *Canadian Journal Zoology*. 1990; 68:619–640.

Lobón-Cerviá J, Bennemann S. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). *Archives fur Hydrobiologie*. 2000; 149:205-306.

Luz-Agostinho KDG, Bini LM, Fugi R, Agostinho AA, Julio-Junior, HF. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2006; 4(1): 61-68.

MacNally R, Thomson JR, Kimmerer WJ, Feyrer F, Newman KB, Sih A, Bennett WA, Brown L, Fleishman E, Culberson SD, Castillo G. Analysis of pelagic species decline in the upper San Francisco Estuary using multivariate autoregressive modeling (MAR). *Ecological Applications*. 2010; 20(5):1417–1430.

Manna LR, Rezende CF, Mazzoni R. Plasticity in the diet of *Astyanax taeniatus* in a coastal stream from south-east Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2012; 72, (4):919-928.

Martin BT, Wahl DH, Czesny SJ. Effect of light intensity, prey density, and ontogeny on foraging success and prey selection of larval yellow perch (*Perca flavescens*). *Ecology of Freshwater Fish*. 2012; 1-9.

Mazzoni R, Marques PS, Rezende CF, Iglesias-Rios R. Niche enlargement as a consequence of co-existence: a case study. *Brazilian Journal of Biology*. 2012; 72 (2): 267-274.

Mazzoni, R.; Rezende, C. F. & Manna, L. R.. Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2010a; 70 (3):569-574.

Mazzoni R, Moraes M, Rezende CF, Iglesias-Rios, R. Diet and feeding daily rhythm of *Pimelodella lateristriga* (Osteichthyes, Siluriformes) in a coastal stream from Serra do Mar - RJ. *Brazilian Journal of Biology*. 2010b; 70 (4):1123-1129.

Mazzoni R, Araújo RRS, Santos GCT, Iglesias-Rios R. Feeding ecology of *Phalloceros anisophallos* (Osteichthyes: Cyprinodontiformes) from Andorinha Stream, Ilha Grande, Brazil. *Neotropical ichthyology*. 2010c; 8:179-182.

Mazzoni R, Rezende CF. Daily feeding activity of *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Characidae) from Córrego Andorinha, Ilha Grande – RJ. *Brazilian Journal of Biology*. 2009; 69(2):381-384.

- Mazzoni R, Silva APF. Aspectos da história de vida de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda Ribeiro) (Characiformes, Characidae) de um riacho costeiro de Mata Atlântica, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2006; 23(1):228-233.
- Moulton TP, Souza ML, Walter TL, Krsulovic FAM. Patterns of periphyton chlorophyll and dry mass in a neotropical stream: a cheap and rapid analysis using a hand-held fluorometer. *Marine and Freshwater Research*. 2009; 60:224–233.
- Moyle PB, Cech JJ. *Fishes*. Prentice-Hall, 1996.
- Mugnai R, Nessimian JL, Baptista DF. *Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Technical Books, 2010.
- Naiman RJ, Décamps H. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology*. 1997; 28:621–58.
- Naiman RJ, Bilby RE, Bisson PA. Riparian Ecology and Management in the Pacific Coastal Rain Forest. *BioScience*. 2000; 50(11): 996-1011.
- Nakano S, Kawaguchi Y, Taniguchi Y, Miyasaka H, Shibata Y, Urabe H, Kuhara N. Selective foraging on terrestrial invertebrates by rainbow trout in a forested headwater stream in northern Japan. *Ecological Research*. 1999a; 14:351–360.
- Nakano S, Miyasaka H, Kuhara N. Terrestrial aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. *Ecology*. 1999b; 80:2435–2441.
- Nelson JS. *Fishes of the World*. Wiley, New Jersey, 2006.
- Novakowski GC, Hahn NS, Fugii R. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*. 2008; 6(4): 567-576.
- Nussey DH, Wilson AJ, Brommer JE. The evolutionary ecology of individual phenotypic plasticity in wild populations. *Journal of Evolutionary Biology*. 2007; 20:831–844.
- Oricelli MCG, Bennemann ST. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. *Maringá. Acta Scientiarum - Biological Sciences*. 2006; 28(1): 59-63.
- Pérez, G. R. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Editorial Presencia, 1988.
- Pinto TLF, Uieda VS. Aquatic insects selected as food for fishes of a tropical stream: are there spatial and seasonal differences in their selectivity? *Acta Limnologica Brasiliensis*. 2007; 19(1):67-78, 2007.

Pompeo MLM, Moschini-Carlos V. Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos. RiMa, 2003.

Prosser IP, Rutherford ID, Olley JM, Young WJ, Wallbrink PJ, Moran CJ. Large-scale patterns of erosion and sediment transport in river networks, with examples from Australia. *Marine & Freshwater Research*. 2001; 52:81–99.

Pusey BJ, Arthington AH. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 2003; 54: 1-16.

Reis RE, Kullander SO, Ferraris-Jr C. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs, 2003.

Rezende CF, Mazzoni R, Caramaschi EP, Rodrigues D, Moraes M. Prey selection by two benthic fish species in a Mato Grosso stream, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista de Biología Tropical*. 2011; 59(4): 1697-1706.

Rezende CF, Caramaschi EMP, Mazzoni R. Fluxo de energia em comunidades aquáticas, com ênfase em ecossistemas lóticos. *Oecologia Brasiliensis*. 2008; 12:626–639.

Rezende CF, Mazzoni R. Contribution of autochthonous and allochthonous matter for the diet of *Bryconamericus microcephalus* (Miranda-Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), in two stretches of a Mata Atlântica stream, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 2006; 23(1): 58-63.

Rezende, C. F. & R, Mazzoni. Seasonal variation in the input of allochthonous matter in an Atlantic Rain Forest stream, Ilha Grande-RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 2005; 17:167-175.

Rezende CF, Mazzoni R. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no Córrego Andorinha, Ilha Grande – RJ. *Biota Neotropica*. 2003; 3:1-6.

Richardson JS, Taylor E, Schluter D, Pearson M, Hatfield T. Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2010; 67: 1197–1204.

Richardson JS, Naiman RJ, Swanson FJ, Hibbs DE. Riparian communities associated with pacific northwest headwater streams: assemblages, processes, and uniqueness. *Journal of the American Water Resources Association*. 2005; 935-947.

Rick AR, Hodgson JR, David A. Foraging specialization by the opportunistic largemouth bass (*Micropterus salmoides*) Seekell. *Journal of Freshwater Ecology*. 2011; 26 (3):435–439.

Ricklefs, REA. *Economia da Natureza*. 5 Ed. Guanabara Koogan, 2003.

Rocha CFD, Bergallo HG, Alves MAS, Sluys MV, Mazzoni R, Santos SB. Fauna de ambientes interiores. In: Bastos M, Callado CH, editores. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: UERJ / CEADS, 2009.

Rocha FC, Casatti L, Pereira, DC. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. Acta Limnologica Brasiliensia. 2009; 21(1): 123-134.

Rudolf VHW, Lafferty KD. Stage structure alters how complexity affects stability of ecological networks. Ecology Letters. 2011; 14: 75–79.

Sabino J. Comportamento de peixes em riachos: métodos de estudo para uma abordagem naturalística. In: Caramaschi EP, Mazzoni R, Peres-Neto PR, editores. Ecologia de Peixes de riacho. Oecologia Brasiliensis, PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, 4:183-208, 1999.

Salgado CM, Vásquez ND. Clima. In: Bastos M, Callado CH, editores. O Ambiente da Ilha Grande. Rio de Janeiro: UERJ / CEADS, 2009.

Sedell JR, Reeves GH, Hauer FR, Stanford JA, Hawkins CP. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. Environmental Management. 1990; 14:711–724.

Shandas V, Alberti M. Exploring the role of vegetation fragmentation on aquatic conditions: Linking upland with riparian areas in Puget Sound lowland streams. Landscape and Urban Planning. 2009; 90: 66–75.

Sheldon F, Walker KF. Spatial distribution of littoral invertebrates in the lower Murray-Darling River system, Australia. Marine and Freshwater Research. 1998; 49: 171–182.

Sibbing FA, Witte F. Adaptations to feeding in herbivorous fish (Cyprinida and Cichlidae). In: Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM, editores. Periphyton: Ecology, exploitation and management, CABI publishing, Wallingford, UK. 113-135, 2005

Silva JFP. Two new species of *Bryconamericus* Eigenmann (Characiformes: Characidae) from southern Brazil. Neotropical Ichthyology. 2004; 2(2):55-60.

Small GE, Torres PJ, Schweizer LM, Duff JH, Pringle CM. Importance of terrestrial arthropods as subsidies in lowland Neotropical Rain Forest stream ecosystems. Biotropica. 2013; 45(1): 80–87.

Small GE, Pringle CM, Pyron M, Duff JH. 2011. Role of the fish *Astyanax aeneus* (Characidae) as a keystone nutrient recycler in low-nutrient Neotropical streams. Ecology. 2011; 92:386–397.

Small GE, Torres PJ, Schweizer LM, Duff JH, Pringle CM. Importance of Terrestrial Arthropods as Subsidies in Lowland Neotropical Rain Forest Stream Ecosystems. *Biotropica*. 2003; 45(1): 80–87.

Simpson EH. Measurement of diversity. *Nature*. 1949; 163:688.

Strauss RE. Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Transactions of the American Fisheries Society*. 1979; 108:344-352.

Strobbe F, McPeck MA, Block MD, Stoks R. Fish predation selects for reduced foraging activity *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 2011; 65:241–247.

Tófoli RM, Hahn NS, Alves GHZ, Novakowski GC. Uso do alimento por duas espécies simpátricas de *Moenkhausia* (Characiformes, Characidae) em um riacho da Região Centro-Oeste do Brasil. *Iheringia*. 2010; 100(3):201-206.

Tundisi JG, Tundisi TM. *Limnologia. Oficina de Textos*, 2008.

Tunney TD, Steingrímsson SO. Foraging mode variation in three stream-dwelling salmonid fishes. *Ecology of Freshwater Fish*. 2012; 1-11.

Uieda VS, Pinto TLF. Feeding selectivity of ichthyofauna in a tropical stream: space-time variations in trophic plasticity. *Community Ecology*. 2011; 12(1): 31-39.

Uieda VS, Kikuchi RM. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na coasta de Botucatu, São Paulo. *Acta Limnol. Brasil*. 1995; 7:105-114.

Vanni, M. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 2002; 33:341–70.

Vannote RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 1980; 37: 130-137.

Van-Valen L. Morphological variation and width of ecological niche. 1965; 99: 377-390.

Vari RP, Weitzman SH. A review of the phylogenetic biogeography of the freshwater fishes of the South America. In: Peters G, Hutterer R, editors. *Vertebrates in the Tropics. Proceedings of the International Symposium on Vertebrate Biogeography and Systematics in the Tropics*. 1990; 381-393.

Vermaat, J. E. Periphyton dynamics and influencing factors. In: Azim ME, Verdegem MCJ, van Dam AA, Beveridge MCM. editores. *Periphyton: ecology, exploitation and management*; 2005. p. 35-49.

Volkoff H, Peter RE. Feeding Behavior of Fish and Its Control. *Zebrafish*. 2006; 3(2): 131-140.

Volkoff H, Canosa LF, Unniappan S, Cerda-Reverter JM, Bernier NJ, Kelly SP, *et al.* Neuropeptides and the control of food intake in fish. *General and Comparative Endocrinology*. 2005; 142:3–19.

Zandonà E, Auer SK, Kilham SS, Howard, JL López-Sepulcre A, O'Connor MP, Bassar RD, Osorio A, Pringle CM, Reznick DN. Diet quality and prey selectivity correlate with life histories and predation regime in Trinidadian guppies. *Functional Ecology*. 2011; 25:964–973.

Zavala–Camin LA. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. EDUEM/Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá (Paraná), Brasil, 1996.

Weigelhofer G, Fuchsberger J, Teufel B, Welti N, Hein T. Effects of Riparian Forest Buff ers on In-Stream Nutrient Retention in Agricultural Catchments. *Journal of Environmental Quality*. 2012; 41:373-379.

Wilga CAD, Stoehr AA, Duquette DC, Allen RM. Functional ecology of feeding in elasmobranchs. *Environmental Biology of Fish*. 2011; 95:155-167.

Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP. Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon D, editor. *Tropical stream ecology*. Elsevier/Academic Press. 2008; 107-146.

Wipfli MS, Baxter CV. Linking ecosystems, food webs and fish production: subsidies in salmonid watersheds. *Fisheries*. 2010; 35(8).

Wolff LL, Abilhoa V, Rios FS, Donatti L,. Spatial, seasonal and ontogenetic variation in the diet of *Astyanax aff. fasciatus* (Ostariophysi: Characidae) in an Atlantic Forest river, Southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2009; 7(2):257-266.

Woodward G, Hildrew AG. Invasion of a stream food web by a new top predator. *Journal of Animal Ecology*. 2001; 70: 273–288.

Wootton, RJ. *Ecology of Teleost Fishes*. Kluwer Academic Publishers. 1998.