Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"
Centro de Energia Nuclear na Agricultura

Fontes de carbono e nitrogênio para consumidores aquáticos nas microbacias da Mata Atlântica utilizando-se isótopos estáveis

Alexandre Leandro Pereira

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2012

Alexandre Leandro Pereira
Biólogo

Fontes de carbono e nitrogênio para consumidores aquáticos nas microbacias da Mata Atlântica utilizando-se isótopos estáveis

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010

Orientador:
Prof. Dr. **LUIZ ANTONIO MARTINELLI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP

Pereira, Alexandre Leandro
Fontes de carbono e nitrogênio para consumidores aquáticos nas microbacias da Mata Atlântica utilizando-se isótopos estáveis / Alexandre Leandro Pereira. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 5890 de 2010. - - Piracicaba, 2012.
99 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2012.

1. Ecossistemas aquáticos 2. Cadeia alimentar 3. Carbono 4. Isótopos estáveis 5. Matéria orgânica do solo 6. Nitrogênio 7. Uso do solo I. Título

CDD 574.5263
P436f

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico a todos os homens e mulheres que acreditam que floresta faz diferença e que estudam, lutam e dedicam suas vidas a proteger o pouco que resta da nossa maravilhosa Floresta Tropical Atlântica.

AGRADECIMENTOS

É difícil expressar em poucas palavras a graditão a tantas pessoas que contribuíram para que eu conseguisse executar e concluir esse trabalho. Espero não cometer injustiças e não me esquecer de ninguém, mas meus sinceros agradecimentos a todos.

Ao PROFESSOR Dr. Luiz Antonio Martinelli (Professor Zebu), pela oportunidade e por abrir as portas para eu trabalhar no Laboratório de Ecologia Isotópica e com a Mata Atlântica, pela orientação e por ser um exemplo de pesquisador;

Ao professor Dr. Plínio Barbosa de Camargo pela coorientação, pelo apoio logístico, pela ajuda nas análises isotópicas;

Ao amigo Maurício Tassoni Filho por encarar comigo os riachos na floresta e na pastagem, pela imprescindível ajuda no planejamento e execução das coletas e na discussão dos resultados e conclusão da tese;

A Neliton Ricardo Freitas de Lara, Fernanda Gáudio Augusto, Filipe Rafael Salvetti Nunes, Leonardo Martinelli, Anderson Ferreira, Eduardo Vasconcellos, Edmar Mazzi, Mariana Montagner, Vagner, Seu Salvador por toda ajuda durante as coletas nos vários dias de campo com frio, calor, chuva e muita chuva;

Aos funcionários do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia, João Paulo Vilani, Wagner e Fernanda e os guardas pela estrutura e o alojamento da nossa equipe;

Aos meus orientandos da Universidade Federal do Paraná Naira Camilo A. da Silva, Cláudia F. Staudt, Vinícius R. Ribeiro pela ajuda na biometria do todos os peixes;

Ao Prof. Osvaldo Takeshi Oyakawa do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo pela ajuda na confirmação e identificação dos peixes;

Ao Prof. Marcelo Z. Moreira e às técnicas Fabiana Cristina Fracassi e Maria Antonia Peres, e ao Geraldo Arruda (Laboratório de Ecologia Isotópica-CENA) por toda a ajuda com o preparo e análise das amostras, principalmente aquelas de última hora;

Ao Prof. Dr. Carlos A. Joly e Prof. Dr. Luiz Antonio Martinelli, coordenadores do Projeto Temático Biota Gradiente Funcional e à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, pelo apoio financeiro para realização deste trabalho e concessão da bolsa (processo n° 07/55586-9);

Ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO), pela autorização de coleta n° 16436-1;

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP Simoni Grilo, Fabiana Fracassi, Eráclito Sousa Neto, Maíra Bezerra, Silvia Cristina, José Mauro Moura, Adelaine Michela, Luciana Coleta, Tatiana Morgan, Fernando Godoy, Susian Martins, Thiago Hermengildo, Luis Felipe, Edmar Mazzi, Maria Antônia ("Tonica"), Geraldo Arruda, Elizabethe Ravagnani, Eduardo Vasconcellos e Sandra Navarro, Sandra Furlan, Alessandra Monteiro, Luiz F. Salemi, Juliano D. Groppo, Jadson Dezincourt Dias, agradeço o convívio, a amizade e os bons momentos em Piracicaba;

Ao Programa de Pós-Graduação Interunidades em Ecologia Aplicada (ESALQ/CENA–USP) e a Secretária Mara Cassarin, por sempre me dar total apoio no cumprimento dos prazos;

Aos meus amigos da Universidade Federal do Paraná, Prof. Almir Cunico, Prof. Carlos Zacarkim, pela ajuda no laboratório e por me substituir nas aulas durante minhas ausências, ao Colegiado do Curso de Ciências Biológicas – UFPR, pela redução de parte da carga horária e que me ajudou a concluir a tese;

A minha família, irmãs, cunhados, sobrinhos, tios, primos, etc, por ser meu porto-seguro; especialmente aos meus heróis e pais João Leandro Pereira e Aparecida Possidônio Pereira por simplesmente tudo;

A minha namorada Carlise Debastiane pelo apoio e compreensão durante e no final da tese; e aos pais delas (futuros sogros) por me acolherem em Palotina;

E a TODOS que por algum motivo me apoiaram ao longo dessa caminhada. MUITO OBRIGADO!

SUMÁRIO

RESUMO.....11
ABSTRACT 13
LISTA DE FIGURAS 15
LISTA DE TABELAS 17
1 INTRODUÇÃO 21
2 MATERIAL E MÉTODOS.....25
2.1 Área de Estudo.....25
2.1.1 Gradiente altitudinal 26
2.1.2 Usos do solo.....29
2.2 Coleta do material biológico 32
2.3 Análises isotópicas.....35
2.4 Contribuição das fontes alimentares basais e posição trófica.....35
2.5 Análises estatísticas.....37
3 RESULTADOS.....39
3.1 Gradiente altitudinal 39
3.1.1 Fontes basais em diferentes altitudes 41
3.1.2 Consumidores aquáticos em diferentes altitudes.....42
3.1.3 Contribuição das fontes basais no gradiente altitudinal 45
3.1.3 Estrutura vertical da teia alimentar e posição trófica.....51
3.2 Usos do solo.....55
3.2.1 Fontes basais em diferentes usos do solo 58
3.2.2 Consumidores aquáticos em diferentes usos do solo 59
3.2.3 Contribuição das fontes basais em diferentes usos do solo.....63
3.2.3 Estrutura vertical da teia alimentar e posição trófica em diferentes usos do solo ..68
4 DISCUSSÃO 73

4.1 Gradiente altitudinal 73

4.2 Uso do solo 79

5 CONCLUSÕES 87

REFERÊNCIAS 89

RESUMO

Fontes de carbono e nitrogênio para consumidores aquáticos nas microbacias da Mata Atlântica utilizando-se isótopos estáveis.

Isótopos estáveis de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ de fontes basais e consumidores foram utilizados para descrever e quantificar as fontes de matéria orgânica que sustentam as teias alimentares em riachos da Floresta Atlântica em um gradiente altitudinal (Floresta Montana, Submontana e Terras Baixas) e em riachos com diferentes usos do solo floresta, cultivo de eucalipto e pastagem). Os estudos foram realizados no Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleos Picinguaba e Santa Virgínia e no seu entorno. No gradiente altitudinal os resultados indicam que em floresta Montana os consumidores mostraram dependência das fontes autóctones (principalmente seston), em Submontana as fontes autóctones também são as que mais contribuem para os consumidores, principalmente perifíton. Em Terras Baixas as plantas C_3 entram como contribuintes nas teias alimentares, contudo os consumidores continuam assimilando mais C e N do perifíton e seston. Nos diferentes usos do solo, as fontes basais tiveram diferenças isotópicas, com valores mais negativos de $\delta^{13}C$ em floresta e menos negativos nos riachos alterados e $\delta^{15}N$ mais positivo na pastagem. A comunidade em riachos de floresta assimila C e N proveniente do seston, enquanto que em cultivo de eucalipto as fontes autóctones (perifíton e seston) contribuem com mais de 70% e gramíneas C_4 com 14%. Os riachos de pastagem são ambientes heterotróficos com grande dependência das fontes alóctones (plantas terrestres C_3 e gramíneas C_4). Destaca-se um aumento na contribuição das fontes alóctones à medida que se muda a cobertura vegetal do entorno, em floresta a contribuição alóctone é de 3%, cultivo de eucalipto 23% e pastagem 58%. Isso se deve principalmente a entrada de C_4 nas teias alimentares.

Palavras-chave: Riachos tropicais; Teias alimentares; Autóctone; Alóctone; Gradiente altitudinal; Uso do solo

ABSTRACT

Carbon and nitrogen sources to aquatic consumers in watersheds of the Atlantic forest using stable isotopes.

$\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ stable isotopes of basal sources and consumers were used to describe and quantify sources of organic matter supporting food webs in streams of the Atlantic Forest along an elevation range (montane forest, sub-montane and lowland) and in streams with different land uses (forest, eucalyptus and pasture). Studies were carried in the Parque Estadual da Serra do Mar - Picinguaba and Santa Virginia nucleous and its surroundings. Along the elevation range results indicate that consumers in Montane forest showed dependence on autochthonous sources (mainly seston). In sub-montane autochthonous sources are also those that contribute most to consumers, mainly periphyton. In lowlands C_3 plants come as contributors in food webs, however most consumers remain assimilating C and N from the seston and periphyton. The basal sources had different isotopic signatures indifferent land uses, with more negative values of $\delta^{13}C$ in forest streams and less negative in altered streams and $\delta^{15}N$ values more positive in pasture. The community forest streams assimilated C and N from seston, while in the cultivation of eucalyptus autochthonous sources (periphyton and seston) contribute more than 70% and C_4 grasses with 14%. The pasture streams are heterotrophic environments with high reliance on allochthonous sources (C_3 terrestrial plants and C_4 grasses). Increase in the contribution of allochthonous sources was observed in the following order: forest (3%), eucalyptus (23%), and pasture (58%). This is mainly due to entry of C_4 plants in food webs.

Keywords: Tropical streams; Food webs; Autochthonous; Allochthonous; Altitudinal gradient; Land use

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – A área de estudos (Indaiá-terras baixas e Fazenda-terras baixas localizados em Floresta de Terras Baixas; Indaiá-meio e Fazenda-meio localizados em Floresta Submontana; Riacho Barro Branco e Riacho Casa de Pedra localizados em Floresta Montana).....27

Figura 2 - Pontos de coleta em um gradiente altitudinal, A e B: riacho Casa de Pedra e riacho Barro Branco em floresta Montana; C e D: Indaiá-meio e Fazenda-meio em floresta Submontana; E e F: Indaiá-terras baixas e Fazenda-terras baixas em floresta de Terras Baixas, respectivamente 29

Figura 3 - Mapa da área de estudos (Riacho Casa de Pedra e Riacho Barro Branco localizados em Floresta; Riacho Fazenda Nevada e Riacho Fazenda Sertãozinho localizados em cultivos de *Eucalyptus*; Riacho Cachoeirinha e Riacho Vargem Grande localizados em pastagens) ...30

Figura 4 - Pontos de coleta em diferentes usos do solo, A e B: riacho Casa de Pedra e riacho Barro Branco em floresta, C e D: Eucalipto Fazenda Sertãozinho e Eucalipto Fazenda Nevada em cultivo de eucalipto, E e F: Pastagem riacho Cachoeirinha e Pastagem riacho Vargem Grande em pastagem, respectivamente 33

Figura 5 – Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) das fontes basais e consumidores em riachos de floresta Montana (A: Riacho Casa de Pedra e B: Riacho Barro Branco), floresta Submontana (C: Indaiá-meio e D: Fazenda-meio) e floresta de Terras Baixas (E: Indaiá-terras baixas e F: Fazenda-terras baixas). Pontos são as médias e barras os desvios-padrão. Insetos são predadores da ordem Hemiptera, Odonata e Megaloptera 47

Figura 6 - Contribuição (mediana, 5º e 95º percentil) das fontes basais na biomassa dos consumidores aquáticos em riachos com diferentes altitudes.....50

Figura 7 - Posição trófica (PT) dos peixes por classe de altitude baseado no $\delta^{15}N$ dos consumidores secundários usados como *linha de base*. Letras iguais não apresentam diferenças significativas (Tukey, p>0,05). Códigos das espécies, Neop: *Neoplecostomus* sp; ChJa: *C. japuhybense*; PhCa: P.

caudimaculatus; AwTa: *A. tajasica*; RhTr: *R. transfasciatus*; GyPa: *G. pantherinus*; HoMu: *H. multifasciatus*; MiMi: *M. microleps*; GeBr: *G. brasiliensis*; AsTa: *A. taeniatus*; Pare: *Pareiorhina* sp; AsSc: *A. scabripinnis;* Tric: *Trichomycterus* sp..... 54

Figura 8 - Valores de posição trófica (acima) e δ^{15}N (abaixo) das espécies que ocorreram em riachos em mais de uma classe de altitude. Letras iguais não são significativamente diferentes (Teste t ou Tukey, p>0,05). Códigos das espécies ver na figura 7..... 55

Figura 9 - Valores isotópicos de carbono (δ^{13}C) e nitrogênio (δ^{15}N) das fontes basais e consumidores em riachos de floresta (A: Riacho Casa de Pedra e B: Riacho Barro Branco), eucalipto (C: Riacho Fazenda Nevada e D: Riacho Fazenda Sertãozinho) e pastagem (E: Riacho Vargem Grande e F: Riacho Cachoeirinha). Pontos são as médias e barras os desvios-padrão 64

Figura 10 - Contribuição (mediana, 5º e 95º percentil) das fontes basais na biomassa dos consumidores aquáticos em riachos com diferentes usos do solo 67

Figura 11 - Posição trófica (PT) dos peixes por usos do solo baseado no δ^{15}N dos consumidores secundários usados como linha de base. Linhas nas barras representam o desvio-padrão. Letras iguais não apresentam diferenças significativas (Tukey, p>0,05). Códigos das espécies, ChJa: *C. japuhybense*; Pare: *Pareiorhina* sp; AsSc: *A. scabripinnis;* Tric: *Trichomycterus* sp; RhQu: *R. quelen*; NeMi: *N. microps*; HyAn: *H. ancistroides*; PhCa: *P. caudimaculatus*; GeBr: *G. brasiliensis;* Char: *Characidium* sp.; HoMa: *H. malabaricus*; OlHe: *O. hepsetus*..... 71

Figura 12 - Valores de posição trófica (acima) e δ^{15}N (abaixo) das espécies que ocorreram em riachos em diferentes usos do solo. Linhas nas barras representam o desvio-padrão Letras iguais não são significativamente diferentes (Teste t ou Tukey, p>0,05). Códigos das espécies ver na figura 13..... 72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Locais de coleta, altitude, coordenadas e paisagem do entorno.....28
Tabela 2 - Locais de coleta, coordenadas, altitude e paisagem do entorno dos riachos com diferentes usos do solo 31
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos dos riachos no gradiente altitudinal e características do entorno 40
Tabela 4 – Valores isotópicos de $\delta^{13}C$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais nos diferentes riachos e em diferentes altitudes. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas, P>0,05) 41
Tabela 5 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais nos diferentes riachos e em diferentes altitudes. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Tukey, P>0,05) 42
Tabela 6 – Peixes, crustáceos e anuros girinos coletados nos riachos de Terras Baixas, Submontana e Montana, comprimento padrão mínimo e máximo, peso total médio e número de amostras analisadas isotopicamente 43
Tabela 7 – Peixes, crustáceos e anuros girinos coletados nos riachos de Terras Baixas, Submontana e Montana, comprimento padrão mínimo e máximo, peso total médio e número de amostras analisadas isotopicamente 44
Tabela 8 – Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho e média por classe de altitude.....44
Tabela 9 – Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho e média por classe de altitude.....45
Tabela 10 – Medianas e 5°-95° percentil (em parêntesis) da contribuição estimada das possíveis fontes basais para a biomassa de peixes e outros consumidores aquáticos calculados do MixSIR. Valores em negrito

mostram a contribuição da fonte que teve o 5º percentil maior que 0. Espécies de peixes em negrito foram capturadas em mais de uma altitude 48

Tabela 11 – Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher. Em negrito são os grupos selecionados como indicador *linha de base*. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados) 52

Tabela 12 – Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher. Em negrito são os grupos selecionados como indicador *linha de base*. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados) 53

Tabela 13 - Parâmetros físico-químicos dos riachos com diferentes usos do solo e características no fundo e do entorno..... 57

Tabela 14 - Valores isotópicos de $\delta^{13}C$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais para riachos com diferentes usos do solo. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas, P>0,05) 58

Tabela 15 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais em riachos com diferentes usos do solo. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Tukey, P>0,05) 59

Tabela 16 - Peixes, crustáceos e anuros girinos coletados nos riachos de floresta (FLO), cultura de eucalipto (EUC) e pastagem (PAS), comprimento padrão mínimo e máximo, peso total médio e número de amostras analisadas isotopicamente 60

Tabela 17 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho em diferentes usos do solo 61

Tabela 18 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho em diferentes usos do solo.....62

Tabela 19 - Medianas e 5°-95° percentil (em parêntesis) da contribuição estimada das possíveis fontes basais para a biomassa de peixes e outros consumidores aquáticos calculados do MixSIR. Valores em negrito mostram a contribuição da fonte que teve o 5° percentil maior que 0. Espécies de peixes em negrito foram capturadas em mais de um uso do solo.....66

Tabela 20 - Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher para os macroinvertebrados escolhidos usados na escolha do linha de base. Em negrito são os grupos selecionados como indicador linha de base. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados).....69

Tabela 21 - Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher para os macroinvertebrados escolhidos usados na escolha do linha de base. Em negrito são os grupos selecionados como indicador linha de base. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados).....70

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais ricos em espécies de plantas e animais de todo o planeta, considerada um *hotspot*, a Floresta Ombrófila Densa Atlântica, segundo classificação do IBGE, atualmente se concentra principalmente na Serra do Mar, a qual constitui a borda do Planalto Atlântico e está voltada para o oceano e se estende paralelamente à costa brasileira por aproximadamente 1.000 km, desde o Rio de Janeiro até Santa Catarina (MYERS et al., 2000; OYAKAWA et al., 2006).

Porém, na época do descobrimento do Brasil, uma floresta colossal se estendia ao longo da costa brasileira, estendendo-se desde o Rio Grande do Sul, na região de Osório até o Rio Grande do Norte, na região do Cabo de São Roque, ocupando uma área estimada de 1,1 milhões de km^2. Atualmente, a Mata Atlântica preservada encontra-se reduzida, restando apenas 7,9% da cobertura original, estando esses remanescentes concentrados principalmente na região sul e sudeste (MONTEIRO; KAZ, 1991/92; OYAKAWA et al., 2006; SOS MATA ATLÂNTICA, 2009;).

A Floresta Atlântica é cortada por centenas de riachos que nascem nas serras costeiras e deságuam no Oceano Atlântico. Esse sistema complexo é denominado Bacia do Leste, tais ambientes possuem alto grau de endemismo devido ao isolamento geográfico (SABINO; CASTRO, 1990; MENEZES, 1996). A devastação da Mata Atlântica inclui a degradação de rios e riachos nativos causada pela exclusão da vegetação ripária, erosão, poluição orgânica, mineração e construção de represas, introdução de espécies exóticas, causando destruição do habitat e reduzindo o suprimento de alimento (MENEZES et al., 1990; VILLELA; BECKER; HARTZ, 2002).

Riachos florestados, usualmente, têm considerável suporte de matéria orgânica, principalmente folhas e serapilheira, provenientes da vegetação marginal (BRITO et al., 2006). O Conceito do Contínuo Fluvial (RCC) sugere que o detrito alóctone é a principal forma de energia em riachos florestados e que se torna menos importante com o aumento da produção autóctone a montante (VANOTTE et al., 1980). Em ecossistemas temperados, a noção que riachos são predominantemente heterotróficos e dependentes do detrito alóctone é bem estabelecida (WALLACE et al., 1997). Estudos sobre o hábito alimentar dos peixes em riachos reforçam a

dependência dos itens alóctones na dieta desses animais, diretamente com insetos terrestres ou indiretamente com o detrito como fonte alimentar para invertebrados aquáticos e que servirão de alimentos aos peixes (SABINO; CASTRO, 1990; ROLLA; ESTEVES; ÁVILA-DA-SILVA, 2009).

Contudo, o consumo e o processamento do alimento não implicam diretamente na assimilação de todos os nutrientes no tecido do consumidor, isso pode gerar erros na interpretação do fluxo de energia em cadeias alimentar de riachos (LAU; LEUNG; DEUDGEON, 2009a).

Estudos recentes demonstram que o RCC não reflete a importância relativa das fontes basais nos trópicos, principalmente fontes autóctones, como o perifíton e cianobactérias. Tais trabalhos mostram que a comunidade aquática possui dependência das algas em vários riachos tropicais (MARCH; PRINGLE, 2003; BRITO et al., 2006; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009a; DUDGEON; CHEUNG; MANTEL, 2010; WINEMILLER et al., 2011).

Diante desse fato, faz-se necessário o estudo dos processos ecológicos nesses ecossistemas aquáticos, sendo que dentre os principais processos destacam-se aqueles ligados à transferência de energia entre consumidores em cadeias alimentares (PIMM, 2002).

O uso de isótopos estáveis de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) tem se intensificado nos últimos anos (MICHENER; LAJTHA, 2007), com o intuito de descrever relações em cadeias alimentares e fontes de matéria orgânica (PETERSON; FRY, 1987). A razão entre isótopos estáveis de alguns elementos possibilita traçar os fluxos desses elementos na cadeia alimentar até a sua deposição no tecido animal, este método vem sendo empregado extensivamente em estudos de ecologia alimentar (BEN-DAVID et al., 1997; FRY et al., 1999; HARVERY; KITCHELL, 2000, POST, 2002).

A utilização desse método baseia-se na premissa de que a razão isotópica, a proporção entre o isótopo mais pesado e mais leve, varia de uma forma previsível, conforme o elemento cicla na natureza. A cada transformação física, química e/ou biológica por que passa a matéria orgânica, ocorre uma discriminação entre os seus isótopos, possibilitando sua utilização como traçadores naturais (BOUTTON, 1991). Dessa forma, um animal ao ingerir e assimilar um determinado alimento, reflete-o no sinal isotópico dos seus tecidos. A determinação da composição isotópica do tecido

animal e suas prováveis fontes fornecem informações quantitativas sobre as contribuições relativas de cada uma dessas fontes (DeNIRO; EPSTEIN, 1978).

A maioria dos estudos em teias alimentares utiliza análises do conteúdo estomacal para inferir sobre dieta dos consumidores, identificando quais as suas fontes alimentares. Contudo, essas análises não identificam qual é a principal fonte de energia que suporta a teia alimentar, ou seja, a base trófica. Em um ambiente como a Mata Atlântica, onde a diversidade de produtores primários terrestres é alta, e os ambientes aquáticos recebem esse aporte de matéria e nutriente, além dos produtores autóctones já existentes, torna disponível aos consumidores uma multiplicidade de fontes e tipos de matéria orgânica. Assim, os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio são capazes de traçar o fluxo desses elementos na teia alimentar e quantificar qual é a principal dessas fontes, ajudando no entendimento dos processos alimentares nos riachos da Mata Atlântica. Tal conhecimento tem grande importância nos estudos de conservação em geral, pois dá a medida da dependência das diferentes espécies em relação à floresta que os cerca, podendo ser usados para comparar áreas com diferentes graus de impacto, como por exemplo, diferentes usos do solo.

O presente estudo teve como objetivos determinar as fontes basais e a estrutura da teia alimentar utilizando-se isótopos estáveis do carbono e nitrogênio em riachos costeiros em um gradiente altitudinal, em riachos situados em áreas cobertas por Floresta Ombrófila Densa Montana (500 – 1.200 m) Floresta Ombrófila Densa Submontana (50 – 500 m), Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (5 – 50 m). Além disso, estudando riachos com diferentes usos do solo (floresta nativa, cultivo de eucalipto e pastagens) buscou-se compreender como a substituição de floresta por plantas exóticas ou a ausência total dela pode alterar a dependência das teias alimentares dos riachos sobre as fontes terrestres e ciclo dos nutrientes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

A Floresta Atlântica Costeira localiza-se na costa brasileira e é uma das mais antigas e biologicamente diversas florestas do mundo (MURRAY-SMITH et al. 2009). Na região costeira do Estado de São Paulo, a Floresta Atlântica é constituída de um mosaico de ecossistemas, onde são encontradas distintas fisionomias de acordo com a altitude, subdividida em i) Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (5 a 50 m acima do nível do mar, sobre o solo de restinga); ii) Floresta Ombrófila Densa Submontana (50 a 500 m acima do nível do mar, no sopé da Serra do Mar), iii) Floresta Ombrófila Densa Montana (500 a 1.200 m acima do nível do mar, recobrindo a encosta da Serra do Mar); e iv) Floresta Altimontana (acima da formação montana, onde a vegetação praticamente deixa de ser arbórea, predominando campos de altitude) (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991; MORELLATO; HADDAD, 2000).

O clima é predominantemente quente e úmido, com temperaturas médias mensais de 24°C no verão (dezembro a fevereiro) e entre 17°C e 20°C no inverno (junho a agosto), apresenta elevada precipitação anual (média de 2.200 mm.ano^{-1}). As chuvas são usualmente bem distribuídas ao longo do ano, com picos mais intensos no verão (dezembro a fevereiro) e menor quantidade de chuvas no inverno (julho a agosto) (Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT, 2000)

Os riachos da Mata Atlântica, no litoral norte de São Paulo, são caracterizados por leitos formados predominantemente por rochas e pedras, águas límpidas, forte correnteza, temperaturas relativamente baixas e alta concentração de oxigênio dissolvido, nos trechos com mata ciliar, a menor incidência de luz solar determina valores mais baixos de temperatura. Nas regiões de encosta das serras e no início da planície costeira, ainda dentro da floresta, os riachos são sombreados pela mata e formam corredeiras, intercaladas por remansos rasos e poções. Detrito vegetal proveniente da floresta marginal é acumulado no leito dos remansos. Troncos de árvores submersos, galhadas e vegetação marginal, composta por espécies de ciperáceas, comelináceas e pteridófitas contribuem para aumentar a complexidade estrutural dos riachos. A vegetação aquática é constituída por algas que recobrem as pedras do leito (perifíton), basicamente Bacillariophyta (algas

diatomáceas) e Cyanophyta (cianobactérias, conhecidas como algas azuis). Tais ambientes podem ser divididos em três tipos: riachos de montanha ou de cabeceira, riachos de planície e riachos litorâneos, todos com características químicas, físicas e biológicas peculiares (SABINO; SILVA, 2004; OYAKAMA et al., 2006).

Entre os principais cursos de água na região do litoral norte do Estado de São Paulo destacam-se os rios: Grande, Indaiá, Itamambuca e da Fazenda, localizados em Ubatuba (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB, 2006, 2007), para mais detalhes sobre características físico-químicas desses rios ver Andrade et al. (2011).

2.1.1 Gradiente altitudinal

Para avaliar a estrutura das teias alimentares aquáticas, no gradiente altitudinal, foram selecionados dois pontos em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, dois pontos em Floresta Ombrófila Densa Submontana e dois pontos em Floresta Ombrófila Montana. Todos os riachos estão classificados entre segunda e terceira ordem (Figura 1).

Os rios localizados na Floresta de Terras Baixas e Floresta Submontana estão dentro do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Picinguaba. O Núcleo Picinguaba está localizado no município de Ubatuba, nas coordenadas 23°31' a 23° 34' S e 45° 02' a 45° 05' W. Com uma área total de aproximadamente 47.500 ha o Núcleo Picinguaba é a única porção do Parque Estadual da Serra do Mar que atinge a orla marinha (SÃO PAULO, 1996), apesar disso, os dois pontos localizados com altitudes em torno de 50 m acima do nível do mar não sofrem influência das marés ou água salina.

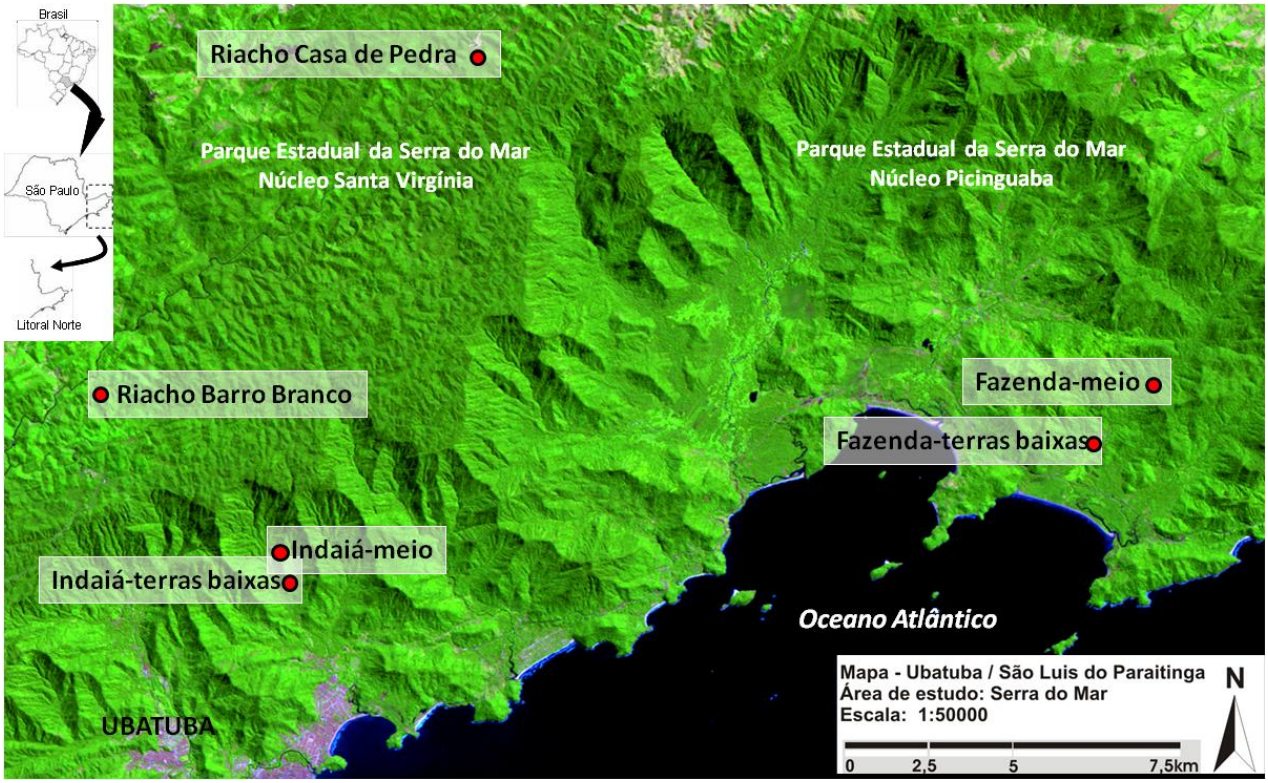

Figura 1 – A área de estudos (Indaiá-terras baixas e Fazenda-terras baixas localizados em Floresta de Terras Baixas; Indaiá-meio e Fazenda-meio localizados em Floresta Submontana; Riacho Barro Branco e Riacho Casa de Pedra localizados em Floresta Montana)

Dois pontos localizam-se na bacia do rio Indaiá, um em floresta de Terras baixas (Indaiá-terras baixas) e outro em floresta Submontana (Indaiá-meio). O rio Indaiá é margeado em seus trechos superiores por floresta primárias e inferiores por secundárias, com aproximadamente 7 km de extensão, suas nascentes situam-se na encosta oriental da Serra do Mar, em altitude aproximada de 1.000 m, e sua foz está localizada na Praia do Pequerê-Açu, enseada de Ubatuba (SABINO; CASTRO, 1990). Dois pontos localizam-se na bacia do rio da Fazenda, um em floresta de Terras Baixas (Fazenda-terras baixas) e outro em floresta Submontana (Fazenda-meio). O rio da Fazenda está localizado entre os municípios de Ubatuba e Paraty, que tem águas transparentes e fundo formado por rochas e areia, sua foz localiza-se na Praia da Fazenda (UIEDA; UIEDA, 2001), no ponto em floresta de Terras Baixas ocorre uma vegetação impactada, com a diminuição de árvores de grande porte e aumento da cobertura vegetal secundária, pois próximo localiza-se uma pequena vila quilombola. (Tabela 1; Figura 2), ambos os rios fazem parte da bacia costeira.

Dois pontos localizam-se em floresta Montana (riacho Casa de Pedra e riacho Barro Branco) e estão dentro do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa

Virgínia (NSV). O NSV tem uma área de 7.557 ha localizada na sua maior parte no município de São Luiz do Paraitinga, Vale do Paraíba. É composto por um mosaico de florestas secundárias, pastagens, plantio de *Eucalyptus* e floresta primária (TABARELLI; VILLANI; MANTOVANI, 1993). Alguns pontos do parque são constituídos de floresta secundária que está em processo de regeneração natural por, pelo menos, 25 anos (PADGURSCHI et al., 2011) (Tabela 1; Figura 2).

Em todos os locais foram tomados os parâmetros limnológicos, tais como oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, velocidade do fluxo, profundidade e largura dos trechos amostrados.

Tabela 1 – Locais de coleta, altitude, coordenadas e paisagem do entorno

Local	Bacia	Altitude (m)	Coord.	Paisagem
Riacho Barro Branco	Paraíba do Sul	861	23°19'11.2"S 45°7'44,5"O	Floresta Montana
Riacho Casa de Pedra	Paraíba do Sul	860	23°15'19,9"S 45°5'39,8"O	Floresta Montana
Indaiá-meio	Rio Indaiá (Costeira)	350	23°23’26,9”S 45°4’56,0”O	Floresta Submontana
Fazenda-meio	Rio da Fazenda (Costeira)	400	23°22’31,6”S 45°4’56,0”O	Floresta Submontana
Indaiá-terras baixas	Rio Indaiá (Costeira)	50	23°23'26,9"S 45°04'22,3"O	Floresta de Terras Baixas
Fazenda-terras baixas	Rio da Fazenda (Costeira)	50	23°20'37,7"S 44°50'57,7"O	Floresta de Terras Baixas

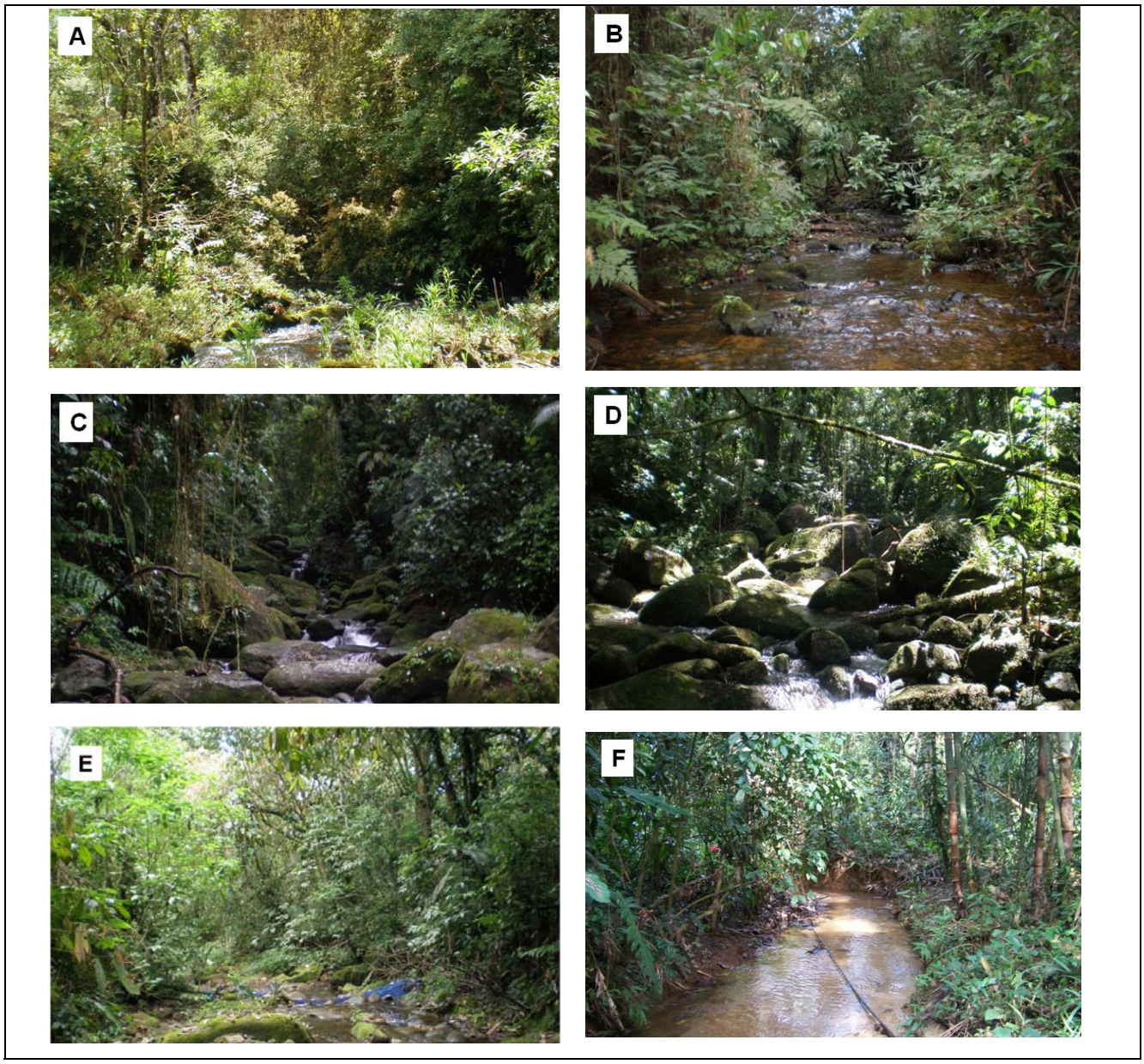

Figura 2 - Pontos de coleta em um gradiente altitudinal, A e B: riacho Casa de Pedra e riacho Barro Branco em floresta Montana; C e D: Indaiá-meio e Fazenda-meio em floresta Submontana; E e F: Indaiá-terras baixas e Fazenda-terras baixas em floresta de Terras Baixas, respectivamente

2.1.2 Usos do solo

Para avaliar as alterações na estrutura das teias alimentares aquáticas, provenientes da mudança no uso do solo foram selecionados dois riachos em Floresta Ombrófila Densa Montana, dois riachos inseridos em uma matriz de plantio de *Eucalyptus* e dois riachos em pastagens, todos eles caracterizados como corpos riachos de segunda ou terceira ordem (Figura 3).

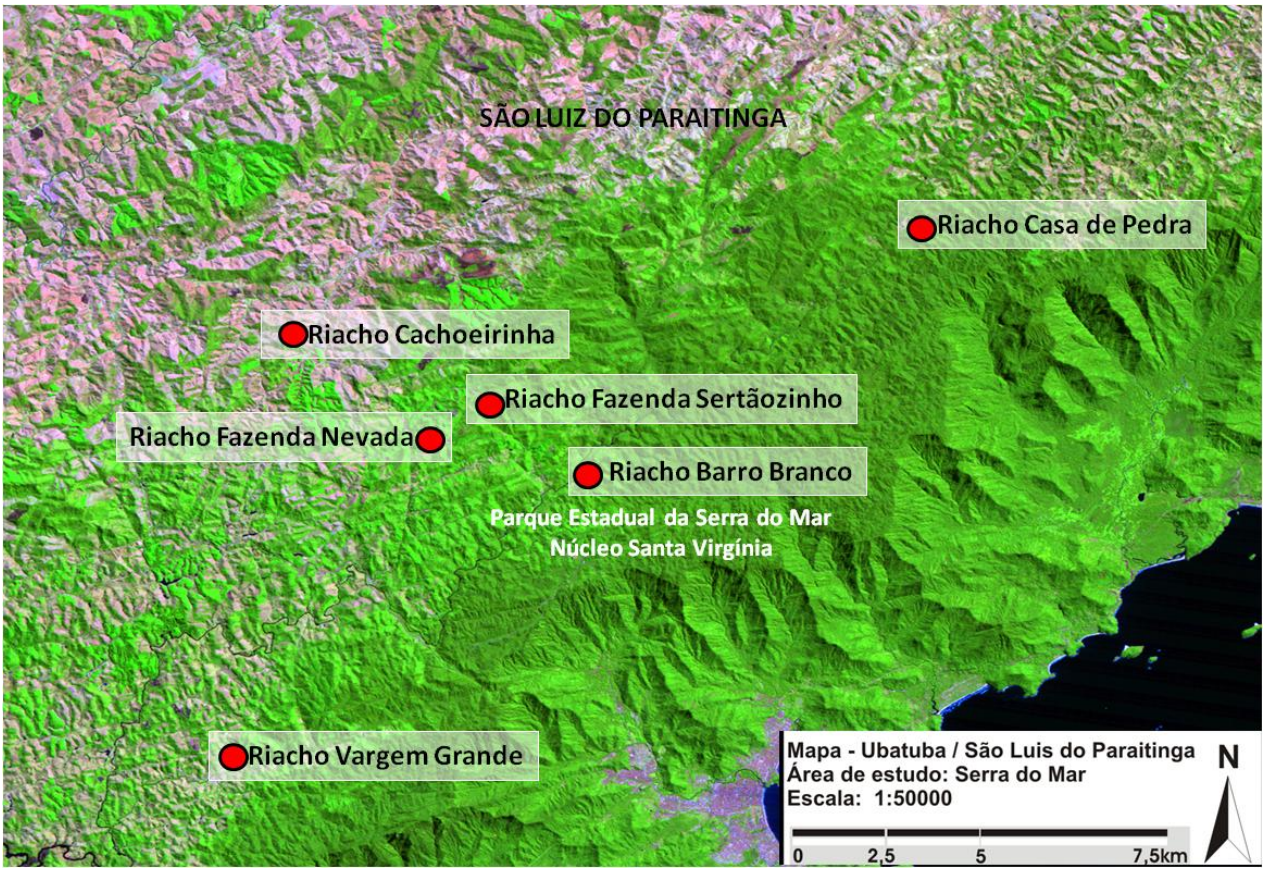

Figura 3 - Mapa da área de estudos (Riacho Casa de Pedra e Riacho Barro Branco localizados em Floresta; Riacho Fazenda Nevada e Riacho Fazenda Sertãozinho localizados em cultivos de *Eucalyptus*; Riacho Cachoeirinha e Riacho Vargem Grande localizados em pastagens)

Os riachos florestados (riacho Casa de Pedra e riacho Barro Branco) localizam-se dentro do Núcleo Santa Virgínia, sendo zonas consideradas intangíveis pelo plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Mar (INSTITUTO FLORESTAL, 2011). Os solos dessa região apresentam textura franco-argilosa-arenosa com pH baixo nos primeiros centímetros, baixa fertilidade, com elevados níveis de alumínio em todos os perfis, mesmo essas florestas de altitude apresentando menor produção de biomassa, existe acúmulo de matéria orgânica no solo devido à menor decomposição, ocorrendo acúmulo de carbono e nitrogênio no solo (MARTINS, 2010). O clima é tropical temperado, sem estação seca, mesmo nos meses menos chuvosos (junho a agosto), a precipitação média nunca é inferior a 60 mm e a precipitação média anual é superior a 2.000 mm. Os pontos dentro do NSV estão em altitudes em torno de 850 m (Figura 4; Tabela 2).

No entorno do NSV encontra-se um mosaico de áreas alteradas, com florestas secundárias, plantio de *Eucalyptus* e pastagens (TABARELLI; VILLANI; MANTOVANI, 1993). Foram selecionados dois pontos em cultivo de *Eucalyptus*

(Fazenda Sertãozinho e Fazenda Nevada). Segundo Trevisan (2009), esses pontos atualmente encontram-se numa matriz de cultivo de *Eucalyptus urograndis*, contudo, na década de 60, a área era uma coberta por pastagem e após 2004 passou a ter plantações de eucalipto (Figura 4; Tabela 2).

Tabela 2 - Locais de coleta, coordenadas, altitude e paisagem do entorno dos riachos com diferentes usos do solo

Local	Altitude (m)	Coord.	Paisagem
Riacho Barro Branco	861	23°19'11.2"S 45°7'44.5"O	Floresta
Riacho Casa de Pedra	860	23°15'19.9"S 45°5'39.8"O	Floresta
Riacho Fazenda Nevada	841	23°18'13,0"S 45°11"05,4"O	Eucalipto
Riacho Fazenda Sertãozinho	840	23°18'2.7"S 45°10'16.3"O	Eucalipto
Riacho Vargem Grande	834	23°25'20,6"S 45°15'06,0"O	Pastagem
Riacho Cachoeirinha	800	23°16'32,3"S 45°13'10,1O	Pastagem

Nas pastagens no entorno do NSV foram selecionados dois riachos (Pastagem Vargem Grande e Pastagem Riacho Cachoeirinha), estas pastagens foram formadas a mais de 40 anos, inicialmente convertendo o uso do solo de floresta para plantio de milho e árvores frutíferas e mais tarde convertido em pastagens definitivas, havendo poucas árvores frutíferas remanescente do antigo uso (SALEMI, 2009). A conversão do solo ocorreu por meio de corte e queima da floresta, seguindo o padrão proposto por Dean (1996) no seu histórico sobre a devastação da Mata Atlântica. Com altitude média em torno de 850 m acima do nível do mar, esses riachos apresentam predomínio na pastagem por *Brachiaria decumbens*, presença de plantas invasoras (herbáceas e arbóreas), e no ponto Pastagem Vargem Grande também ocorreu grande quantidade de plantas C_3 do gênero *Typha* (Figura 4; Tabela 2).

A pluviosidade anual média é de 1.800 mm (FOLHES; RENÓ; FISCH, 2007) podendo haver zonas com menor precipitação (1300 a 1500 mm). Em relação à

temperatura, esta possui mínima e máxima de 3 e 26 °C, respectivamente, com média de 17°C (SALEMI, 2009).

2.2 Coleta do material biológico

As coletas foram realizadas trimestralmente durante um ano, buscando abranger a variabilidade climática e de vazão dos córregos. Para testar diferenças no gradiente altitudinal as coletas foram realizadas em setembro/outubro de 2008 (pluviosidade intermediária), janeiro de 2009 (maior pluviosidade), abril de 2009 (pluviosidade intermediária) e agosto de 2009 (menor pluviosidade).

Para testar diferenças no uso do solo as coletas foram realizadas em maio/junho de 2008 (menor pluviosidade), setembro/outubro de 2008 (pluviosidade intermediária), janeiro de 2009 (maior pluviosidade) e abril de 2009 (pluviosidade intermediária).

Durante as coletas foram amostrados os consumidores aquáticos: peixes e invertebrados; fontes alóctones: plantas C_3 e C_4; fontes autóctones: perifíton e seston; e os dados abióticos como temperatura da água, oxigênio dissolvido (eletrodo especifico da marca YSI, modelo 5905), profundidade, largura e velocidade do fluxo (método do flutuador – PALHARES et al., 2007), estas variáveis foram tomadas em campo em cinco pontos distintos no trecho de coleta; pH (Orion pH meter – modelo EA940) e condutividade elétrica (Digital Conductivity Meter - Amber Science Inc., Model 2052) foram tomadas de amostras levadas ao laboratório logo após a coleta.

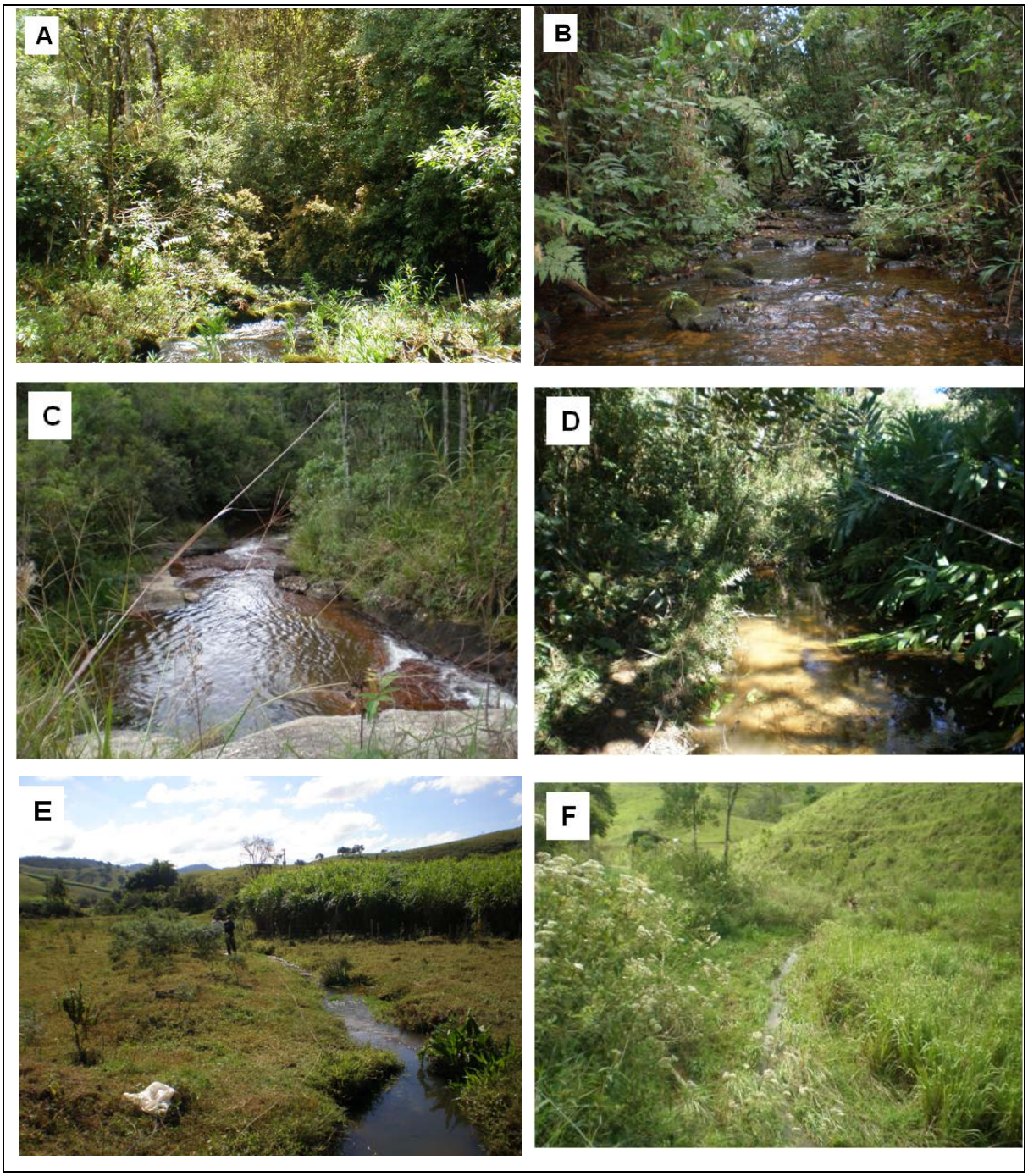

Figura 4 - Pontos de coleta em diferentes usos do solo, A e B: riacho Casa de Pedra e riacho Barro Branco em floresta, C e D: Eucalipto Fazenda Sertãozinho e Eucalipto Fazenda Nevada em cultivo de eucalipto, E e F: Pastagem riacho Cachoeirinha e Pastagem riacho Vargem Grande em pastagem, respectivamente

Foram feitas observações a respeito do tipo de substrato (rochoso ou arenoso), tipo de solo do entorno (rochoso, arenoso, ou argiloso), presença e estado de conservação da mata ciliar (ausente, degradada, conservada), , grau de sombreamento (não sombreado, parcialmente sombreado, sombreado)

Os peixes foram coletados usando pesca elétrica, que consiste de dois puçás metálicos com um cabo de material isolante ligados a um gerador (Honda, 120V,

60Hz, <2,5 Amp., AC), configuração similar a usada por Mazzoni; Fenerich-Verani; Caramashi (2000) e Rolla; Esteves; Ávila-da-Silva (2009). Esse método é eficiente em locais com correntezas e riachos com fundo rochoso. A pesca elétrica foi feita em um trecho de 50 m, com três capturas sucessivas, resultando num esforço de pesca constante em cada local. Os limites do trecho amostrado foram bloqueados com redes de 1,3 mm para prevenir escapes. Os espécimes foram identificados com base em artigos e chaves taxonômicas específicas (BRITSKI; SATO; ROSA., 1986; OYAKAWA et al., 2006), e posteriormente confirmados por um especialista do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo.

Os peixes foram conservados em gelo, levados ao laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP), onde foi tomado o comprimento padrão (cm) e peso total (g) e removido estômago e vísceras. Para análises isotópicas foram retiradas amostras de músculo próximo à base da nadadeira dorsal. Na mesma ocasião da pesca elétrica foram coletados outros consumidores, tais como invertebrados (insetos e crustáceos) e girinos de anuros que ocasionalmente apareciam nas amostragens.

As fontes alóctones foram coletadas nos trechos onde foi realizada a pesca, coletaram-se folhas da vegetação ripária, cada amostra foi constituída de no mínimo cinco folhas, provenientes de exemplares diferentes da mesma espécie e coletados na mesma altura em cada espécime; nos riachos florestados não encontramos gramíneas C_4, assim julgamos que essa fonte não seja importante nas teias alimentares desses riachos.

As fontes autóctones consideradas foram perifíton e seston. Amostras de perifíton foram removidas de rochas ou macrófitas no leito dos riachos, o substrato foi primeiro lavado com ajuda de pisseta para remover a matéria particulada fina e em seguida foi escovado com a ajuda de uma escova de dente ultramacia, o material resultante foi acondicionado em placas de Petri, com o auxílio de pinças retirou-se partículas maiores e possíveis invertebrados. A solução resultante foi filtrada em filtros de fibra de quartzo (QFF-Whatman) pré-calcinados (550^oC/4 horas), com porosidade de 0,70 μm até que os mesmos estivessem totalmente obstruídos, esse procedimento foi realizado logo após as coletas. Essa técnica, provavelmente, não produza amostras puras, já que essa fonte é composta principalmente por algas aderidas, cianobactérias, matéria orgânica fina particulada e outros microorganismos.

Amostras contendo provavelmente fitoplâncton e matéria orgânica suspensa na água, aqui chamado de seston, foram coletadas com auxílio de garrafas (aproximadamente 10 L) a 10 cm da superfície da água, e filtradas através de filtros de fibra de quartzo (QFF-Whatman) pré-calcinados (550°C/4 horas), com porosidade de 0,70 μm até que os mesmos estivessem totalmente obstruídos, esse procedimento foi realizado em campo.

Os macroinvertebrados aquáticos usados como referência para os valores de δ^{15}N da base da teia alimentar (linha de base) foram coletados com auxílio de amostrador tipo *Surber* com malha de 125 μm (TASSONI FILHO et al., dados não publicados) ou ocasionalmente durante a pesca-elétrica.

2.3 Análises isotópicas

Todas as amostras, devidamente identificadas, foram submetidas à secagem em estufa a 60°C e maceradas, com auxílio de graal e pistilo, até a obtenção de um pó fino. Posteriormente, as composições isotópicas foram tomadas a partir de aproximadamente um miligrama de amostra, as analises foram realizadas no Laboratório de Ecologia Isotópica – CENA/USP, através da combustão das amostras sob fluxo contínuo de hélio, em um analisador elementar (Carlo Erba, CHN – 1110) acoplado ao espectrômetro de massas Thermo Finnigan Delta Plus. Os gases CO_2 e N_2, resultantes da combustão das amostras, foram analisados em duplicatas, com erro analítico de 0,3‰ e 0,5‰, respectivamente.

Os resultados são expressos pela notação delta (δ), em partes por mil (‰), dos padrões internacionais de referência, calculados por meio da fórmula:

$$\delta^{13}C \text{ ou } \delta^{15}N = [(R_{amostra} / R_{padrão}) - 1] \times 10^{3}$$, onde: R = ^{13}C:^{12}C e ^{15}N:^{14}N

O padrão utilizado para o carbono foi a rocha do fóssil *Belemnitella americana* da formação PeeDee (PDB) e para o nitrogênio, o gás N_2 atmosférico. A precisão das medidas foi 0,3‰ e 0,5‰ para δ^{13}C e δ^{15}N, respectivamente.

2.4 Contribuição das fontes alimentares basais e posição trófica

Os isótopos estáveis permitem a identificação das fontes alimentares em uma teia alimentar, mesmo diante da presença de uma multiplicidade de fontes de matéria orgânica. Ainda se todas as fontes em uma teia alimentar puderem ser

amostradas e analisadas, o uso subsequente de modelos matemáticos de mistura (*mixing models*) para calcular as contribuições para as espécies é quase sempre limitado pelo número de isótopos que podem ser incluídos na análise. Dados de *n* valores isotópicos são necessários se *n+1* fontes de matéria orgânica são incluídos nos *mixing models*. Caso contrário, modelos lineares padrões (*linear mixing models*) são incapazes de calcular uma solução única de contribuição para as fontes (PHILLIPS, 2001).

Consequentemente, estudos de teias alimentares que usam dados de *n* isótopos estáveis (tipicamente dois) restringem seus estudos a *n+1* fontes de matéria orgânica, ou por incluir somente essas fontes ou por assumi-las como as mais importantes. Infelizmente, a inclusão de somente fontes que se assume serem as dominantes pode resultar, na melhor das hipóteses, a uma superestimação da sua significância energética e na pior, a exclusão de alguma fonte pode levar a uma má interpretação da base trófica e estrutura da teia alimentar (BENSTEAD et al., 2006). A contribuição relativa de poucas fontes pode ser usada em estudos específicos, porém, a complexidade dos ecossistemas quase sempre requer a inclusão de um número maior de fontes que contribuem para a teia alimentar (PHILLIPS; GREGG, 2003).

Recentemente, um modelo de mistura Bayesiano (MixSIR) foi desenvolvido para quantificar a contribuição de possíveis fontes aos seus consumidores (MOORE; SEMMENS, 2008; JACKSON et al. 2009; SEMMENS; MOORE; WARD, 2009). No modelo é possível delimitar as médias e os desvios-padrão dos valores isotópicos das fontes e os valores isotópicos de cada consumidor, além do fracionamento isotópico para cada isótopo. MixSIR considera a incerteza nos sinais isotópicos das fontes e o fator de discriminação incorporando os desvios-padrão e as médias das possíveis fontes alimentares. O fator do fracionamento isotópico utilizado foi de 0,4 ± 1.20‰ para δ^{13}C e 2,3 ± 1,61‰ para δ^{15}N (McCUTCHAN et al., 2003).

Os valores de δ^{13}C e δ^{15}N dos consumidores bem como as médias isotópicas das fontes basais e os desvios-padrão foram usados no modelo. Os resultados do MixSIR são apresentados como mediana, 5º e 95º percentil.

Para cada riacho, o(s) grupo(s) taxonômico(s) com os menores valores de δ^{15}N foi selecionado como linha de base para estimar a posição trófica (PT) dos outros consumidores (VANDER ZANDEN et al. 1999; ANDERSON; CABANA, 2007; LAU;

LEUNG; DUDGEON., 2009b), pela equação: $PT_{consumidor} = (\delta^{15}N_{consumidor} - \delta^{15}N_{linha\ de\ base})/2,3 + 2$, onde $\delta^{15}N_{consumidor}$ é o $\delta^{15}N$ do táxon a qual a PT será estimada, $\delta^{15}N_{linha\ de\ base}$ é o $\delta^{15}N$ do consumidor na base da cadeia alimentar e 2,3 é o fracionamento por nível trófico para organismos aquáticos proposto por McCutchan et al. (2003). A vantagem em usar consumidores primários no lugar de produtores primários como *linha de base* é que consumidores primários integram o sinal isotópico do seu consumo proporcional das fontes alternativas entre as várias encontradas no habitat (ANDERSON; CABANA, 2007). Ao contrário, quando a média dos produtores primários é usada como referência de fracionamento trófico, assume-se que todas as fontes são consumidas pelos herbívoros em proporções iguais.

2.5 Análises estatísticas

Os resultados foram interpretados segundo uma abordagem altitudinal, verificando-se as diferenças nas contribuições das fontes basais de matéria orgânica para os consumidores aquáticos em um gradiente altitudinal em riachos de Floresta de Terras Baixas, Submontana e Montana e as alterações na estrutura da teia trófica decorrente desse gradiente. Além dessa abordagem, foi realizada uma análise sobre as causas das alterações antrópicas sobre a dinâmica alimentar dos consumidores aquáticos, verificando possíveis diferenças nas fontes basais de C e N em ambientes com diferentes graus de impacto e uso do solo (floresta, pastagem e cultura de eucalipto). No presente trabalho realizou-se apenas avaliações espaciais, desconsiderando às possíveis alterações sazonais.

As diferenças nos valores isotópicos das fontes basais nas diferentes altitudes e em diferentes usos do solo foram testadas através de análise de variância (ANOVA unifatorial) e teste de Tukey, para os valores de $\delta^{13}C$ os pressupostos da ANOVA não foram atendidos, então se usou teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas.

Gráficos biplots de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ com os valores dos peixes e macroinvertebrados, fontes autóctones e alóctones foram usados para comparar padrões de variação isotópica entre os locais. Para avaliar a contribuição das fontes basais para os peixes nos locais e entre os locais (gradiente e uso do solo), utilizou-se análise de variância ou no caso da espécie ocorrer em dois ambientes Teste *t* de *Student*.

Na determinação do consumidor primário usado como *linha de base* realizou-se comparações dos valores isotópicos de $\delta^{15}N$ através de análise de variância (ANOVA unifatorial) e teste de Tukey quando os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram atendidos, em caso negativo foi utilizado teste não-paramétrico Kruskal-Wallis.

Para comparar os sinais isotópicos das fontes basais no gradiente e em diferentes usos do solo e nos consumidores aquáticos, bem como as diferenças na PT foi aplicada análise de variância (ANOVA unifatorial) e utilizado o teste de Tukey para a comparação das médias.

Em todos os testes os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram testados e o nível de significância estatística adotada foi $p < 0,05$. Para executar estas análises foi utilizado o pacote computacional Statistica™ (2005).

3 RESULTADOS

3.1 Gradiente altitudinal

Os resultados sobre os parâmetros físicos e químicos dos locais, bem como informações sobre os riachos e a situação do entorno estão na tabela 3. Observa-se que todos os locais apresentam alta concentração de oxigênio dissolvido, com no mínimo 7,4 mgL^{-1}, pH próximo ao neutro e a condutividade elétrica em torno de 29 $\mu S.cm^{-1}$, características comuns em riachos conservados

Nos riachos de floresta tipo Montana a temperatura foi levemente mais baixa, contudo variou muito pouco entre os locais (15^oC a 19^oC).

Outra característica importante de riachos costeiros é a presença de mata ciliar conservada e sombreamento devido a presença dessas árvores.

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos dos riachos no gradiente altitudinal e características do entorno

Parâmetros	Montana		Submontana		Terras Baixas	
	Riacho Casa de Pedra	Riacho Barro Branco	Indaiá-meio	Fazenda-meio	Indaiá-terras baixas	Fazenda-terras baixas
OD (mgL^{-1})	8,82	8,10	8,68	7,44	8,26	8,37
Sat (%)	88,46	82,83	92,30	83,00	90,57	92,31
Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	23,80	23,97	27,85	25,30	36,70	35,35
pH	6,01	6,19	6,66	6,05	6,56	6,89
Temperatura (^oC)	15,03	16,51	17,90	18,85	19,75	18,86
Profundidade (m)	0,33	0,21	0,61	0,52	0,24	0,16
Largura (m)	6,68	2,01	5,64	4,13	4,43	2,24
Vazão (m^3/s)	0,61	0,08	1,28	0,95	0,23	0,08
Substrato	Rochoso	Rochoso/arenoso	Rochoso	Rochoso/arenoso	Rochoso	Arenoso
Mata Ciliar	Conservada	Conservada	Conservada	Parcialmente conservada	Conservada	Conservada
Sombreamento	Sombreado	Sombreado	Sombreado	Sombreado	Sombreado	Sombreado

3.1.1 Fontes basais em diferentes altitudes

As fontes basais alóctones e autóctones diferiram nos valores isotópicos de $\delta^{13}C$ em cada local (Tabela 4). As plantas C_3 foram menos negativas na floresta Montana e Terras Baixas e mais negativas na floresta Submontana (Tabela 4 e 5).

O perifíton foi a fonte menos negativa na floresta de Terras Baixas e Submontana, já em floresta Montana essa fonte foi muito negativa, com valores próximos às plantas C_3. O seston apresentou valores intermediários entre o perifíton e as plantas C_3 para todos os locais.

Tabela 4 – Valores isotópicos de $\delta^{13}C$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais nos diferentes riachos e em diferentes altitudes. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas, P>0,05)

$\delta^{13}C$ (‰)	Terras Baixas		Submontana		Montana	
	Indaiá-terras baixas	Fazenda-terras baixas	Indaiá-meio	Fazenda-meio	Riacho Barro Branco	Riacho Casa de Pedra
Plantas C_3	-34,7±1,6a (39)	-34,3±1,7a (25)	-34,9±1,4ab (23)	-36,4±1,5b (22)	-33,1±2,2a (28)	-33,2±2,5a (25)
	-34,6±1,6a		-35,64±1,65b		-33,14±2,31c	
Perifíton	-23,8±5,5ab (8)	-19,3±0,7ab (2)	-17,1±2,8b (3)	-21,2±8,2ab (4)	-33,0±2,2ab (4)	-31,2±2,7b (5)
	-22,9±5,2a		-19,4±6,3a		-32,01±2,53b	
Seston	-29,5±0,4a (10)	-29,3±0,5ab (6)	-28,6±0,5ab (4)	-29,4±0,5ab (4)	-28,49±1,07b (7)	-28,8±0,3ab (6)
	-29,4±0,4a		-29,0±0,6ab		-28,7±0,7b	

Quanto à variação isotópica de $\delta^{15}N$ as plantas C_3 foram as mais positivas em floresta de Terras Baixas. O seston foi a fonte mais positiva em todas as altitudes. O perifíton também apresentou valores positivos, principalmente em riachos de Montana (Tabela 6 e 7).

Tabela 5 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais nos diferentes riachos e em diferentes altitudes. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Tukey, P>0,05)

$\delta^{15}N$ (‰)	Terras Baixas		Submontana		Montana	
	Indaiá-terras baixas	Fazenda-terras baixas	Indaiá-meio	Fazenda-meio	Riacho Barro Branco	Riacho Casa de Pedra
Plantas C_3	1,2±1,7a (39)	3,1±2,3ab (25)	-0,5±1,5ab (23)	0,4±1,5b (22)	0,6±2,1c (28)	1,7±1,7ac (24)
	1,9±2,2a		-0,05±1,55b		1,10±1,98[a]	
Perifíton	0,7±0,7a (6)	1,9±0,2ab (2)	0,8±0,8a (3)	2,6±0,8b (4)	2,7±0,4b (4)	4,9±0,6c (5)
	1,0±0,8a		1,8±1,2a		3,9±1,3b	
Seston	1,9±0,1a (4)	3,1±0,8a (3)	1,3 (1)	2,3±0,6a (2)	3,7±1,1a (4)	4,7±2,8a (4)
	2,4±0,8a		2,0±0,8a		4,2±2,0a	

3.1.2 Consumidores aquáticos em diferentes altitudes

Foram analisadas 449 amostras de peixes e 99 de outros consumidores aquáticos (crustáceos e anuros girinos) (Tabela 6 e 7). A floresta Montana foi a que apresentou menor riqueza de espécies de peixes com quatro espécies presentes nas capturas, seguido de floresta Submontana com seis espécies e Terras Baixas com 10 espécies. Foram capturadas em todos os pontos um total de 13 espécies, sendo que seis dessas ocorreram em mais de uma altitude. *Characidium japuhybense* foi capturado em todas as altitudes, *Awaous tajasica*, *Rhamdioglanis transfasciatus*, *Gymnotus pantherinus* e *Astyanax taeniatus* foram capturados em floresta de Submontana e Terras Baixas, *Trichomycterus* sp foi capturado Submontana e Montana. Outros consumidores capturados acidentalmente durante a pesca elétrica foram analisados, contudo, foram identificados apenas até o nível de família no caso dos crustáceos e somente até ordem como os anuros.

Em geral os peixes são de pequeno porte, além disso, devido à baixa captura de algumas espécies, foram analisados indivíduos jovens e adultos, nesse caso, não se levou em consideração possíveis alterações isotópicas ontogenéticas.

Tabela 6 – Peixes, crustáceos e anuros girinos coletados nos riachos de Terras Baixas, Submontana e Montana, comprimento padrão mínimo e máximo, peso total médio e número de amostras analisadas isotopicamente

(continua)

Táxon	Comp. Padrão (cm) (min-max)	Peso total (g)	N		
			Terras Baixas	Submontana	Montana
Characidae					
Astyanax scabripinnis	2,4 – 7,0	1,26			50
Astyanax taeniatus	3,5 – 9,0	1,23	63	8	
Hollandichthys multifasciatus	6,6 – 11,0	9,43	18		
Mimagoniates microlepis	3,7 – 6.9	1,05	51		
Crenuchidae					
Characidium japuhybense	3,3 – 11,0	3,14	3	31	2
Pimelodidae					
Rhamdioglanis transfasciatus	5,0 – 23,0	13,62	48	14	
Loricariidae					
Neoplecostomus sp	3,0 – 4,6	0,44	38		
Pareiorhina sp	3,7 – 12,2	1,01			34
Trichomycterinae					
Trichomycterus sp	3,8 – 16,0	4,11		37	26
Gymnotidae					
Gymnotus pantherinus	14,5 – 24,0	18,74	2	5	
Poeciliidae					
Phalloceros caudimaculatus	2,2 – 3,7	0,26	13		
Cichlidae					
Geophagus brasiliensis	8,5 – 13,2	23,71	2		
Gobiidae					
Awaous tajasica	4,9 – 9,8	3,28	2	2	
Crustacea					
Atyidae (camarão)		6,29	7	3	
Palaemonidae (camarão)		2,78	31	13	

Tabela 7 – Peixes, crustáceos e anuros girinos coletados nos riachos de Terras Baixas, Submontana e Montana, comprimento padrão mínimo e máximo, peso total médio e número de amostras analisadas isotopicamente

(conclusão)

Táxon	Comp. Padrão (min-max)	Peso total (g)	Terras Baixas	Submontana	Montana
Trichodactylidae (caranguejo)		5,49			6
Anura (girino)		1,57	16	1	22

Tabela 8 – Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho e média por classe de altitude

(continua)

Táxon	Hábito alimentar*	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$
Riacho Casa de Pedra			
C. japuhybense	Insetívoro bentônico	7,6 (0,6)	-27,9 (0,9)
Pareiorhina sp	Detritívoro	7,9 (0,6)	-24,2 (2,0)
Trichomycterus sp	Insetívoro	9,7 (0,4)	-26,5 (0,9)
Anura		6,2 (0,4)	-28,1 (1,4)
Riacho Barro Branco			
A. scabripinnis	Onívoro	8,7 (1,1)	-27,0 (2,1)
Pareiorhina sp	Insetívoro bentônico	7,3 (0,6)	-30,8 (2,6)
Trichomycterus sp	Insetívoro	8,9 (0,6)	-28,5 (1,2)
Trichodactylidae		5,1 (0,6)	-28,4 (1,1)
Anura		4,5 (0,4)	-28,5 (2,6)
Média Montana		**7,3 (0,2)**	**-27,8 (0,7)**
Indaiá-meio			
C. japuhybense	Insetívoro bentônico	6,6 (0,5)	-18,6 (1,3)
Trichomycterus sp	Insetívoro	7,2 (0,7)	-21,0 (1,1)
Anura		2,9 (0,4)	-22,5 (2,4)
Fazenda-meio			
A. taeniatus	Insetívoro	6,9 (0,5)	-24,5 (0,8)
C. japuhybense	Insetívoro bentônico	6,7 (0,4)	-25,9 (2,5)
G. pantherinus	Inset/onívoro	7,5 (0,9)	-26,5 (1,1)
R. transfasciatus	Insetívoro	6,9 (0,6)	-24,9 (2,6)
Trichomycterus sp	Insetívoro	8,0 (0,1)	-25,5 (0,3)
A. tajasica	Onívoro	7,3 (0,6)	-24,3 (1,2)
Atyidae		5,7 (0,6)	-25,7 (1,1)
Palaemonidae		6,6 (1,3)	-25,3 (0,9)
Média Submontana		**6,6 (0,3)**	**-24,1 (0,7)**
Indaiá-terras baixas			
H. multifasciatus	Insetívoro	6,9 (0,6)	-25,1 (0,5)
C. japuhybense	Insetívoro	5,8 (0,3)	-18,6 (0,9)
R. transfasciatus	Insetívoro	6,8 (0,6)	-23,1 (1,2)

Tabela 9 – Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho e média por classe de altitude

(conclusão)

Táxon	Hábito alimentar*	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$
Atyidae		4,3 (0,8)	-24,7 (1,5)
Palaemonidae		5,3 (0,8)	-23,8 (1,0)
Trichodactylidae		4,1 (0,3)	-26,1 (1,2)
Anura		4,3	-27,1
Fazenda-terras baixas			
A. taeniatus	Insetívoro	9,3 (0,7)	-26,5 (1,5)
M. microlepis	Insetívoro	9,3 (0,7)	-26,6 (1,5)
H. multifasciatus	Insetívoro	8,6 (0,2)	-27,8 (1,2)
G. brasiliensis	Onívoro	9,4 (0,4)	-32,3 (0,2)
G. pantherinus	Inset/onívoro	8,4 (1,8)	-29,8 (3,6)
Neoplecostomus SP	Onívoro	6,0 (0,8)	-29,4 (4,8)
P. caudimaculatus	Onívoro/herbívoro	7,4 (1,0)	-31,9 (1,9)
A. tajasica	Onívoro	7,8 (0,2)	-29,3 (2,0)
Palaemonidae		8,2 (0,9)	-25,7 (0,7)
Trichodactylidae		5,1 (0,4)	-25,9 (0,8)
Média Terras Baixas		**6,9 (0,4)**	**-26,7 (1,2)**

* Hábito alimentar baseado na literatura: SABINO; CASTRO, 1990; SABINO;SILVA, 2004; CASATTI, 2002; BRAGA; GOMIERO, 2009; ROLLA; ESTEVES; ÁVILA-DA-SILVA, 2009.

As tabelas 8 e 9 contêm as médias isotópicas ($\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$) dos consumidores por local e classe de altitude. Em Montana os valores de $\delta^{15}N$ variaram de 4,5 ± 0,4‰ a 9,7 ± 0,4‰ e para $\delta^{13}C$ variaram de -30,8 ± 2,6 ‰ a -24,2 ± 2,0‰. Em Submontana os valores de $\delta^{15}N$ variaram de 4,5 ± 0,4‰ a 8,9 ± 0,6‰ e para $\delta^{13}C$ de -30,8 ± 2,65 a -24,3 ± 1,17‰. Em Terras Baixas variaram de 4,1 ± 0,3‰ a 9,4 ± 0,4‰ para $\delta^{15}N$ e de -32,3 ± 0,2‰ a -18,6 ± 0,9‰. Os valores médios dos consumidores foram similares entre as altitudes em relação aos isótopos de carbono apresentando valores bem negativos, contudo. Montana teve valores isotópicos de nitrogênio mais positivos que os pontos em altitudes menores.

3.1.3 Contribuição das fontes basais no gradiente altitudinal

Em todos os riachos estudados os consumidores tiveram valores de $\delta^{15}N$ mais positivos que as fontes basais (Figura 5).

Os valores isotópicos de carbono do perifíton em floresta Montana foram muito negativos e próximos das plantas C_3, e alguns consumidores tiveram valor isotópico de carbono mais positivos em relação a essas fontes nesses riachos, nas outras altitudes as fontes basais tiveram valores isotópicos bem distintos (Tabela 4 e 5; Figura 5).

Em todos os riachos os peixes tiveram valores de $\delta^{15}N$ mais positivos que os crustáceos, anuros girinos, e até mesmo que insetos predadores. Os peixes com os valores de $\delta^{15}N$ mais positivos estão nos riachos de floresta Montana (variando de 7,3 ± 0,6‰ a 9,7 ± 0,4‰), e menores valores em floresta Submontana (variando de 6,4 ± 0,5‰ a 8,0 ± 0,1‰) (Figura 5).

Resultados do MixSIR mostram mudanças na importância das fontes ao longo do gradiente altitudinal (Tabela 10, Figura 6). Nos riachos de floresta Montana todos os consumidores mostram grande dependência das fontes autóctones. *A. scabripinnis* e *Trichomycterus* sp dependem exclusivamente do seston e *C. japuhybense* tem de 20% a 93% de contribuição para sua biomassa vinda dessa fonte. Pequenos caranguejos da família Trichodactylidae e girinos anuros também têm grande dependência dessa fonte (77% e 80% respectivamente). O cascudinho, *Pareiorhina* sp, tem 98% da sua biomassa dependente do perifíton.

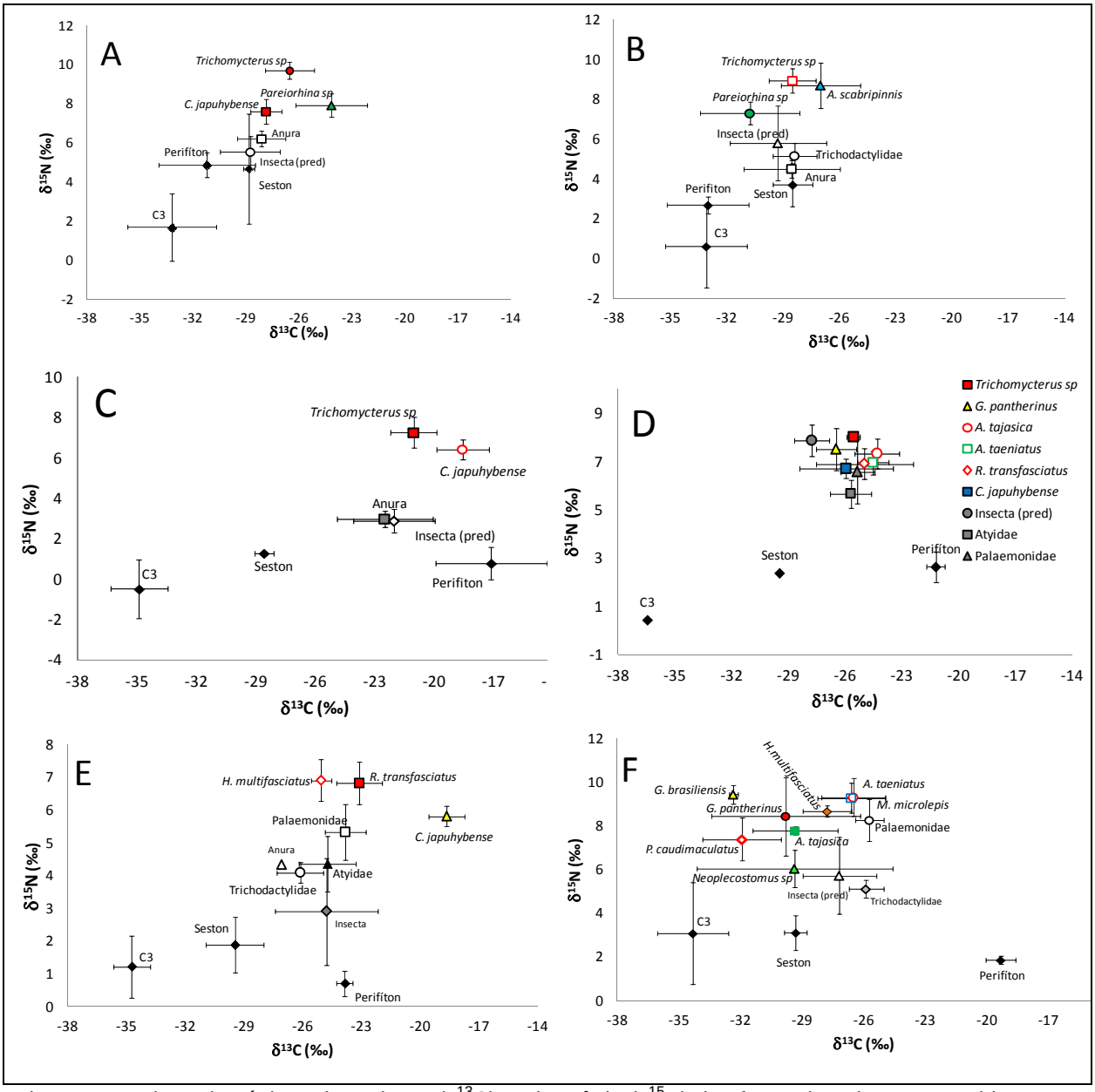

Figura 5 – Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) das fontes basais e consumidores em riachos de floresta Montana (A: Riacho Casa de Pedra e B: Riacho Barro Branco), floresta Submontana (C: Indaiá-meio e D: Fazenda-meio) e floresta de Terras Baixas (E: Indaiá-terras baixas e F: Fazenda-terras baixas). Pontos são as médias e barras os desvios-padrão. Insetos são predadores da ordem Hemiptera, Odonata e Megaloptera

Tabela 10 – Medianas e 5º-95º percentil (em parêntesis) da contribuição estimada das possíveis fontes basais para a biomassa de peixes e outros consumidores aquáticos calculados do MixSIR. Valores em negrito mostram a contribuição da fonte que teve o 5º percentil maior que 0. Espécies de peixes em negrito foram capturadas em mais de uma altitude

Táxon	Plantas C_3	Perifíton	Seston
Floresta Montana			
Astyanax scabripinnis	0,00 (0,00-0,01)	0,00 (0,00-0,01)	**0,99 (0,99-0,99)**
Characidium japuhybense	**0,07 (0,01-0,25)**	**0,15 (0,01-0,71)**	**0,75 (0,20-0,93)**
Pareiorhina SP	0,00 (0,00-0,02)	**0,98 (0,95-1,00)**	0,01 (0,00-0,05)
***Trichomycterus* SP**	0,01 (0,00-0,02)	0,01 (0,00-0,03)	**0,99 (0,96-1,00)**
Trichodactylidae (caranguejo)	**0,09 (0,01-0,25)**	**0,11 (0,01-0,43)**	**0,77 (0,49-0,92)**
Anura (girino)	0,03 (0,00-0,12)	0,14 (0,00-0,88)	**0,80 (0,08-0,97**)
Floresta Submontana			
Astyanax taeniatus	0,01 (0,00-0,06)	**0,32 (0,23-0,76)**	**0,67 (0,19-0,76)**
Characidium japuhybense	0,01 (0,00-0,06)	**0,71 (0,45-0,91)**	**0,28 (0,05-0,55)**
Rhamdioglanis transfasciatus	0,01 (0,00-0,06)	**0,36 (0,27-0,89)**	**0,63 (0,07-0,07)**
***Trichomycterus* SP**	0,03 (0,00-0,12)	**0,77 (0,58-0,93)**	**0,19 (0,02-0,40)**
Gymnotus pantherinus	0,00 (0,00-0,08)	**0,14 (0,05-0,27)**	**0,83 (0,69-0,94)**
Awaous tajasica	0,06 (0,00-0,25)	**0,65 (0,25-0,92)**	**0,24 (0,02-0,72)**
Atyidae (camarão)	**0,07 (0,01-0,28)**	**0,33 (0,18-0,66)**	**0,60 (0,14-0,80)**
Palaemonidae (camarão)	0,01 (0,00-0,03)	**0,24 (0,19-0,31)**	**0,75 (0,67-0,81)**
Anura (girino)	**0,19 (0,05-0,32)**	**0,60 (0,50-0,70)**	**0,21 (0,04-0,41)**
Floresta Terras Baixas			
Astyanax taeniatus	0,00 (0,00-0,00)	0,05 (0,00-0,12)	**0,98 (0,88-1,00)**
Hollandichthys multifasciatus	0,00 (0,00-0,02)	**0,24 (0,19-0,28)**	**0,76 (0,71-0,80)**
Mimagoniates microlepis	0,00 (0,00-0,00)	0,02 (0,00-0,10)	**0,98 (0,90-1,00)**
Characidium japuhybense	0,05 (0,00-0,18)	**0,84 (0,68-0,96)**	**0,08 (0,01-0,26)**
Geophagus brasiliensis	**0,82 (0,65-0,95)**	**0,06 (0,01-0,18)**	**0,09 (0,01-0,31)**
Gymnotus pantherinus	**0,69 (0,16-0,87)**	**0,20 (0,03-0,37)**	**0,07 (0,01-0,74)**
Neoplecostomus SP	**0,51 (0,45-0,56)**	**0,48 (0,43-0,54)**	0,01 (0,00-0,03)
Rhamdioglanis transfasciatus	0,01 (0,00-0,06)	**0,95 (0,87-0,99)**	0,02 (0,00-0,11)
Phallocerus caudimaculatus	**0,81 (0,70-0,89)**	**0,10 (0,02-0,18)**	**0,01 (0,01-0,24)**
Awaous tajasica	**0,70 (0,46-0,89)**	**0,09 (0,01-0,34)**	**0,17 (0,02-0,43)**
Atyidae (camarão)	**0,08 (0,01-0,26)**	**0,52 (0,39-0,70)**	**0,38 (0,11-0,57)**
Palaemonidae (camarão)	0,00 (0,00-0,02)	**0,37 (0,33-0,42)**	**0,63 (0,58-0,67)**
Trichodactylidae (caranguejo)	**0,08 (0,01-0,27)**	**0,39 (0,28-0,55)**	**0,52 (0,24-0,68)**
Anura (girino)	**0,19 (0,02-0,51)**	**0,38 (0,13-0,73)**	**0,38 (0,05-0,79)**

Nos riachos de floresta Submontana observa-se uma repartição na importância das fontes autóctones, com aumento da contribuição das algas perifíticas. O perifíton contribui com mais de 50% para a biomassa de *C. japuhybense*, *A. tajasica* e *Trichomycterus* sp., Contudo, o seston ainda continua tendo importância significativa

para *A. taeniatus* (67%), *R. transfasciatus* (63%) *G. pantherinus* (83%), e para as duas famílias de camarões (60-75%). As plantas C_3 parecem contribuir apenas com algum grau de importância para anuros girinos (5 – 32%) (Tabela 10).

Nos riachos de floresta de Terras Baixas encontra-se um equilíbrio maior na importância das fontes para os consumidores (Tabela 10, Figura 6). As plantas C_3 tem grande importância para *G. brasiliensis* (82%), *G. pantherinus* (69%), *Neoplecostomus* sp. (51%), *P. caudimaculatus* (81%) e *A. tajasica* (70%). *C. japuhybense* e *R. transfasciatus* tem grande dependência no perifíton, 84% e 95%, respectivamente. Os caracídeos *A. taeniatus* e *M. microleps* dependem exclusivamente do seston como fonte basal. Os crustáceos mostram grande dependência das fontes autóctones, no mínimo 28% do perifíton e no máximo 68% do seston (Tabela 10).

Analisando toda a comunidade aquática fica ainda mais evidente a grande dependência de fontes autóctones em altitudes mais elevadas. Em Montana e Submontana a contribuição do seston e perifíton somadas é igual a 95% da contribuição. As fontes alóctones têm importância inexpressiva (no máximo 14%, 95° percentil). Nos riachos de Terras Baixas as plantas C_3 aumentam sua importância para a comunidade aquática (entre 18% e 39%). Contudo, fica evidente a grande dependência das fontes autóctones como fontes mantenedoras da biomassa dos consumidores aquáticos (Figura 6).

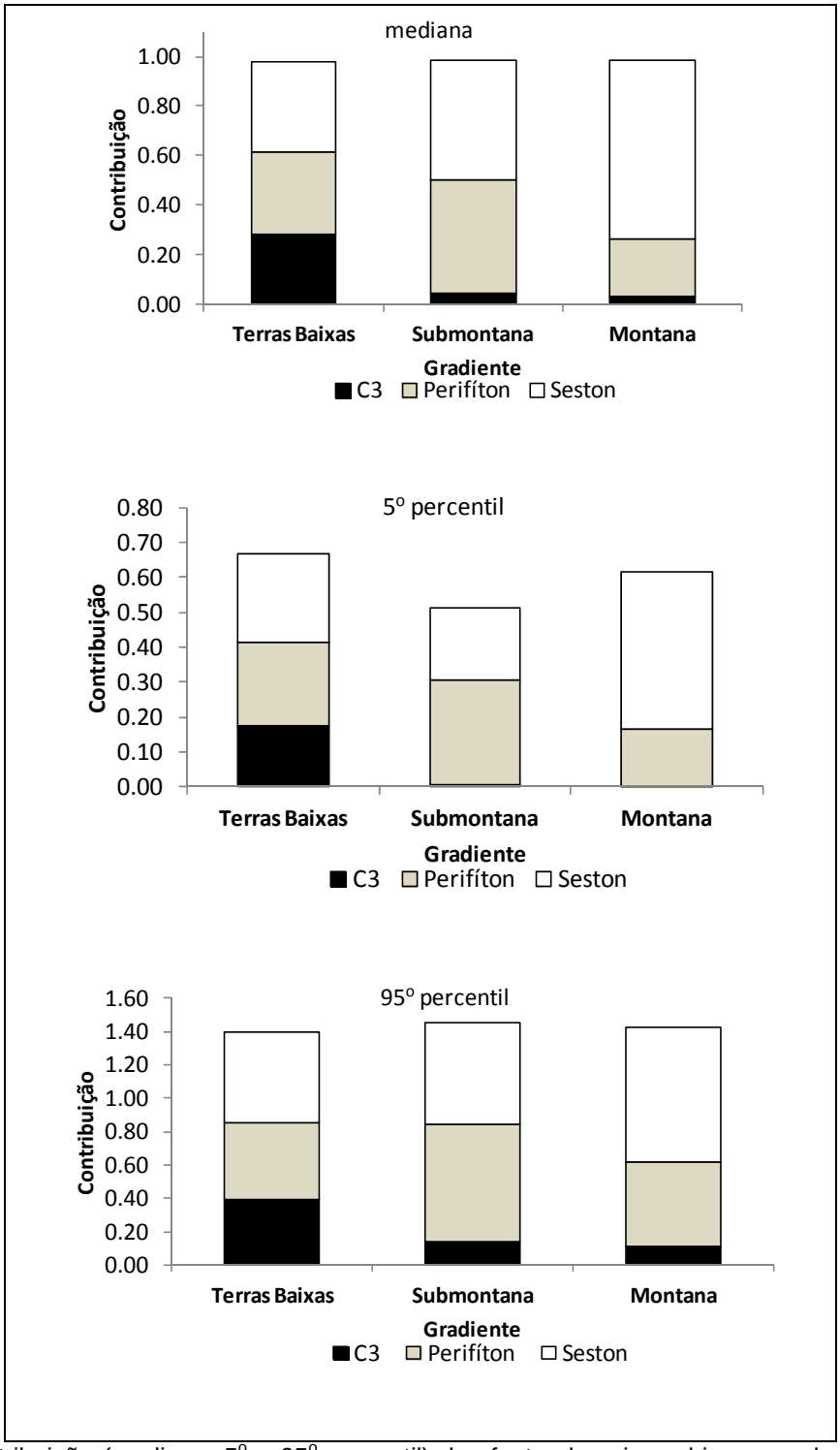

Figura 6 - Contribuição (mediana, 5º e 95º percentil) das fontes basais na biomassa dos consumidores aquáticos em riachos com diferentes altitudes

3.1.3 Estrutura vertical da teia alimentar e posição trófica

Na busca do melhor organismo indicador da base da teia alimentar, foram utilizados dados isotópicos de macroinvertebrados coletados nos mesmos riachos aqui analisados (TASSONI FILHO et al., dados não publicados). Nas tabelas 11 e 12 contam os valores de $\delta^{15}N$ dos insetos aquáticos e aqueles com as menores médias isotópicas foram os selecionados em cada riacho.

Os baixos valores de $\delta^{15}N$ sugerem pouco ou falta de onivoria na alimentação desses organismos. Nos riachos de Montana os plecópteros da família Gripopterygidae foram aqueles com os valores menos positivos de isótopos de nitrogênio (LSD-Fisher; $p<0,05$). Nos riachos de Submontana os invertebrados ainda não foram analisados isotopicamente, contudo, utilizou-se dados de insetos capturados durante a pesca-elétrica, em Indaiá-meio, as ordens Plecoptera, Ephemeroptera e Trichoptera não tiveram diferença significativa (LSD-Fisher, $p>0,005$), assim as três ordens foram escolhidas como *linha de base*. Em Terras Baixas, no riacho Indaiá-terras baixas, apenas efemerópteros da família Leptophlebidae tiveram valores de $\delta^{15}N$ significativamente diferentes ($p<0,05$). Já em Fazenda-terras baixas três ordem foram escolhidas, Ephemeroptera, Coleoptera e Trichoptera (Tabela 11 e 12).

Os valores de *linha de base* que seguem são: Riacho Casa de Pedra e Riacho Barro Branco: 1,0; 0,7 – Indaiá-meio e Fazenda-meio: 2,7; 1,8 – Indaiá-terras baixas e Fazenda-terras baixas: 1,4; 2,8; respectivamente. Os valores mais baixos de *linha de base* são os de riachos em floresta Montana.

Tabela 11 – Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher. Em negrito são os grupos selecionados como indicador *linha de base*. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados)

(continua)

Local	Ordem	Família	n	$\delta^{15}N$ (‰)	LSD-Fisher
Riacho Casa de Pedra - Montana	Diptera	Ceratopogonidae	2	7,1 ± 0,1	a
	Plecoptera	Perlidae	18	6,3 ± 0,9	a
	Diptera	Chironomidae	12	5,5 ± 1,4	b
	Diptera	Simulidae	8	4,9 ± 0,8	bc
	Diptera	Tipulidae	4	4,0 ± 1,0	cde
	Trichoptera	NI	21	3,8 ± 0,9	d
	Ephemeroptera	Leptohyphiidae	6	3,6 ± 0,8	de
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	27	3,1 ± 1,3	e
	Coleoptera	Elmidae	4	2,7 ± 0,6	de
	Plecoptera	**Gripopterygidae**	**7**	**1,0 ± 0,6**	f
	Linha de base		7	1,0 ± 0,6	
Riacho Barro Branco - Montana	Plecoptera	Perlidae	18	6,1 ± 1,2	a
	Diptera	Chironomidae	9	4,5 ± 1,1	b
	Diptera	Simulidae	4	3,6 ± 0,1	b
	Ephemeroptera	Baetidae	3	3,8 ± 0,8	b
	Ephemeroptera	Leptohyphiidae	3	4,0 ± 0,3	b
	Ephemeroptera	Leptophlebidae	4	3,9 ± 0,3	b
	Hemiptera	Vaelidae	6	5,6 ± 0,9	b
	Trichoptera	NI	10	4,1 ± 0,5	b
	Coleoptera	Elmidae	22	2,2 ± 0,9	c
	Plecoptera	**Gripopterygidae**	**7**	**0,7 ± 0,6**	d
	Linha de base		7	0,7 ± 0,6	
Indaiá-meio* Submontana	**Trichoptera**	**NI**	**3**	**1,7 ± 1,2**	a
	Ephemeroptera	**NI**	**4**	**2,6 ± 0,9**	a
	Plecoptera	**NI**	**3**	**3,6 ± 0,9**	a
	Linha de base		10	2,7 ± 1,1	
Fazenda-meio Submontana**	*Linha de base*			1,8 ± 1,4	
Indaiá-terras Baixas Terras Baixas	Diptera	Chironomidae	7	3,1 ± 1,00	a
	Trichoptera	NI	33	2,8 ± 0,5	a
	Ephemeroptera	**Leptophlebidae**	**10**	**1,4 ± 0,5**	b
	Linha de base		10	1,4 ± 0,5	

Tabela 12 – Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher. Em negrito são os grupos selecionados como indicador *linha de base*. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados)

(conclusão)

Local	Ordem	Família	N	$\delta^{15}N$ (‰)	LSD-Fisher
Fazenda-	Diptera	Ceratopogonidae	3	6,64 ± 0,4	a
terras Baixas	Diptera	Simulidae	2	5,87 ± 0,3	ab
Terras Baixas	Diptera	Chironomidae	6	4,31 ± 1,5	b
	Ephemeroptera	**Baetidae**	**3**	**3,99 ± 0,4**	bc
	Ephemeroptera	**Leptophlebidae**	**4**	**2,86 ± 0,9**	bc
	Coleoptera	**Elmidae**	**2**	**2,43 ± 1,3**	bc
	Trichoptera	**NI**	**5**	**2,23 ± 1,5**	c
	Linha de base		14	2,81 ± 1,26	

* insetos coletados durante a pesca-elétrica
** calculado a partir do *Linha de base* de Terras Altas e Fazenda-meio.

Baseando-se nos consumidores primários como referência, a posição trófica dos peixes foi estimada em cada classe de altitude nos riachos (Figura 7).

Em riachos de baixa altitude, a posição trófica dos peixes variou de 3,4 ± 0,4 a 4,9 ± 0,2, as espécies mais próximas a base da teia alimentar foram *Neoplecostomus* sp (3,4), *C. japuhybense* (3,9) e *P. caudimaculatus* (4,0), predadores de topo foram *G. brasiliensis* (4,9), *A. taeniatus* (4,8) e *M. microleps* (4,8). A diferença entre a PT mais baixa e a mais alta é de apenas 1,5 nível trófico.

Nos riachos de floresta Submontana, a posição trófica dos peixes variou de 4,0 ± 0,3 a 4,5 ± 0,4, sendo a menor foi registrada para *C. japuhybense* (4,0) e *Trichomycterus* sp (4,0) e a maior para *G. pantherinus* (4,5), não houve diferença significativa entre a maioria das espécies e a diferença entre a PT mais baixa e a mais alta foi de apenas 0,5 nível trófico.

Nos riachos de floresta Montana, apesar da baixa riqueza de peixes, apenas quatro espécies apareceram nas capturas, a posição trófica dos peixes foi mais elevada, sendo a menor 4,9 e a maior 5,7, nesses riachos *Trichomycterus* sp foi a espécie no topo da teia alimentar, diferindo significativamente das outras ($p<0,05$).

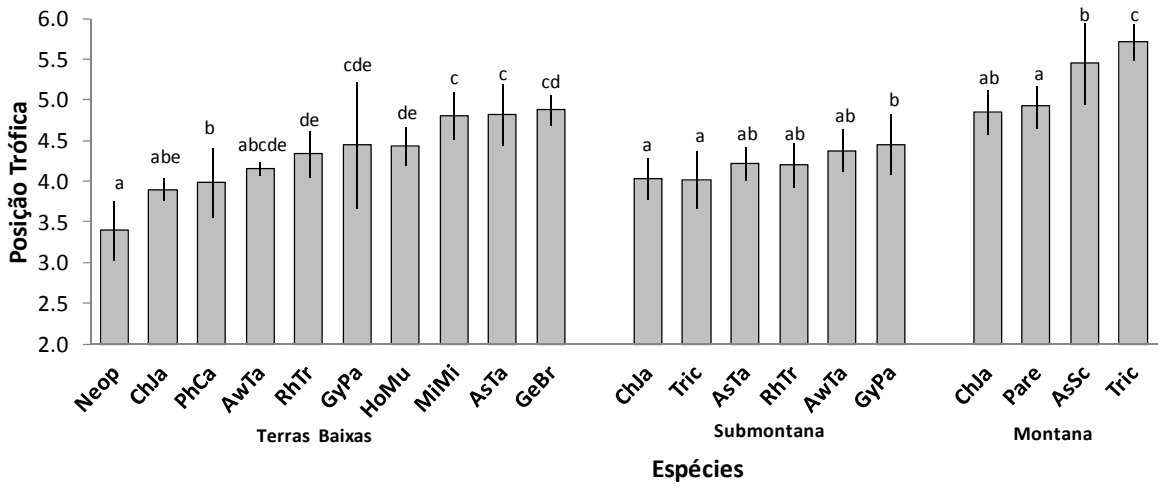

Figura 7 - Posição trófica (PT) dos peixes por classe de altitude baseado no $\delta^{15}N$ dos consumidores secundários usados como *linha de base*. Letras iguais não apresentam diferenças significativas (Tukey, p>0,05). Códigos das espécies, Neop: *Neoplecostomus* sp; ChJa: *C. japuhybense*; PhCa: P. caudimaculatus; AwTa: *A. tajasica*; RhTr: *R. transfasciatus*; GyPa: *G. pantherinus*; HoMu: *H. multifasciatus*; MiMi: *M. microleps*; GeBr: *G. brasiliensis*; AsTa: *A. taeniatus*; Pare: *Pareiorhina* sp; AsSc: *A. scabripinnis;* Tric: *Trichomycterus* sp

Analisando a PT das espécies que ocorreram em riachos com mais de uma classe de altitude é possível notar que muitas não apresentaram diferenças significativas na PT, *A. tajasica*, *R. transfasciatus*, *G. pantherinus* e *A. taeniatus* não diferiram significativamente em riachos de Terras Baixas e Submontana (Teste t, p>0,05); *Trichomycterus* sp teve a PT maior em riachos de Montana (Teste t, p<0,05), e a única espécie que foi capturada em riachos com as três classes de altitude foi *C. japuhybense*, essa espécie só foi significativamente diferente em riachos de altitude, com PT igual a 4,9, um nível trófico acima que em riachos de Submontana ou Terras Baixas (Tukey, p<0,05) (Figura 8).

Os valores de $\delta^{15}N$ dessas espécies seguiram o mesmo padrão apresentado pela PT (Figura 8).

Fica evidente que ao usar consumidores primários como *linha de base* a PT dos peixes foi sempre elevada, independente do modo alimentar (ex.: herbívoros ou insetívoros). A máxima posição trófica em todas as classes de altitude foi *Trichomycterus* sp (5,7).

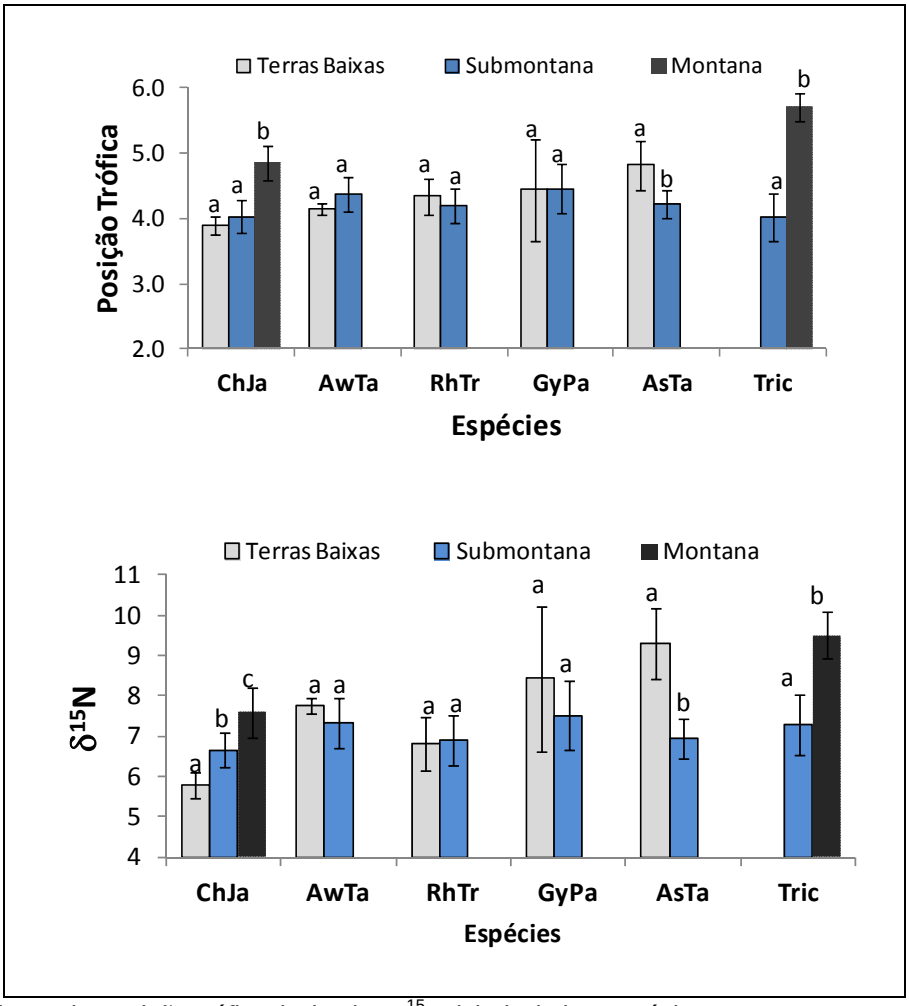

Figura 8 - Valores de posição trófica (acima) e $\delta^{15}N$ (abaixo) das espécies que ocorreram em riachos em mais de uma classe de altitude. Letras iguais não são significativamente diferentes (Teste t ou Tukey, p>0,05). Códigos das espécies ver na figura 7

3.2 Usos do solo

As variáveis ambientais dos riachos com diferentes usos do solo estão na tabela 13. Considerou-se os riachos em florestas aqueles mais conservados e o comparativo será feito em relação a eles. Em relação ao oxigênio dissolvido e condutividade elétrica os riachos em matriz de eucalipto são aqueles que mais se assemelham aos riachos de florestas, ambos com alta concentração de oxigênio e baixa condutividade da água. Os riachos em pastagem apresentam os menores valores de O.D. e maior condutividade. O pH não mostrou diferenças e os riachos em pastagem têm a temperatura da água

maior. Apesar dos riachos apresentarem largura e profundidade variável, os riachos de pastagem foram aqueles que mais tiveram alteração na forma do leito durante o período de coleta. Entre uma coleta e outra foi possível observar pontos de assoreamento ou excesso de gramíneas crescendo as margens dos riachos (obs. pessoal).

Os riachos também diferiram quanto ao tipo do substrato do fundo, em matriz eucalipto e pastagem houve predomínio de areia no fundo dos córregos; a mata ciliar, que é preservada e abundante nos riachos em floresta, é escassa e degradada em riachos de eucalipto e inexistente nas pastagens, em matriz eucalipto alguns pontos são sombreados, já em pastagem a exposição ao sol é constante.

Tabela 13 - Parâmetros físico-químicos dos riachos com diferentes usos do solo e características no fundo e do entorno

Parâmetros	FLORESTA		EUCALIPTO		PASTAGEM	
	Riacho Casa de Pedra	Riacho Barro Branco	Riacho Fazenda Nevada	Riacho Fazenda Sertãozinho	Riacho Cachoeirinha	Riacho Vargem Grande
OD (mgL^{-1})	8,82	8,10	7,64	8,20	6,46	5,47
Sat (%)	88,46	82,83	77,50	84,60	69,18	57,40
Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)	23,80	23,97	22,10	17,76	35,63	32,90
Ph	6,01	6,19	6,24	6,32	6,23	5,97
Temperatura (^oC)	15,03	16,51	16,12	16,91	18,18	17,67
Profundidade (m)	0,33	0,21	0,26	0,26	0,53	0,34
Largura (m)	6,68	2,01	1,55	3,77	2,18	2,31
Vazão (m^3/s)	0,61	0,08	0,04	0,22	0,39	0,09
Substrato	Rochoso	Rochoso/arenoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso	Arenoso
Mata Ciliar	Conservada	Conservada	Degradada	Degradada	Ausente	Ausente
Sombreamento	Sombreado	Sombreado	Parcial	Parcial	Sem	Sem

3.2.1 Fontes basais em diferentes usos do solo

As fontes basais mostraram diferenças entre os riachos com diferentes usos do solo (Tabela 14). As plantas C_3 e o perifíton foram as fontes mais negativas em todos os usos do solo, a proximidade entre os valores dessas duas fontes pode dificultar análises em modelos de mistura que levam apenas o isótopo de carbono como marcador da fonte primária.

Todas as fontes basais, exceto gramíneas não amostradas em floresta, tiveram valores de $\delta^{13}C$ mais negativos em floresta que em outros riachos. As gramíneas, apesar de terem diferenças significativas entre eucalipto e pastagem, estão dentro dos valores esperados para plantas C_4, que variam entre -11 e -15‰ (MARTINELLI et. al., 2009). O perifíton não teve diferenças significativas entre os riachos (Kruskal-Wallis, p>0,05) e apresentou grande variabilidade isotópica (Figura 9), já o seston diferiu significativamente entre os usos do solo, sendo que em pastagem os valores isotópicos foram mais enriquecidos (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores isotópicos de $\delta^{13}C$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais para riachos com diferentes usos do solo. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas, P>0,05)

$\delta^{13}C$	Floresta	Eucalipto	Pastagem
Plantas C_3	-33,1±2,3a (53)	-31,2±1,1b (46)	-28,8±1,4c (35)
Gramíneas C_4*		-13,2±0,2a (4)	-12,1±0,4b (7)
Perifíton	-32,0±2,5a (9)	-31,2±5,6a (9)	-29,9±2,7a (8)
Seston	-28,7±0,7a (13)	-27,4±0,7b (9)	-25,1±1,7c (9)

*Teste não paramétrico de Mann-Whitney

As fontes também variaram quanto aos valores isotópicos de nitrogênio ($\delta^{15}N$) (Tabela 15). Todas as fontes basais foram menores em floresta, eucalipto e pastagem apresentaram fontes basais mais positivas.

As plantas C_3 foram mais positivas em pastagem, diferindo aproximadamente 5‰ entre floresta e pastagem. As gramíneas, apesar de não serem estatisticamente

diferentes (Teste t, p>0,05), tiveram valores mais positivos em pastagem, já o perifíton e o seston tiveram valores mais positivos em eucalipto, mas não se diferenciaram significativamente dos valores da pastagem.

Tabela 15 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ (média e desvio-padrão) para as fontes basais em riachos com diferentes usos do solo. Número de amostras analisadas entre parêntesis. Valores com a mesma letra na linha não são significativamente diferentes (Teste de Tukey, P>0,05)

$\delta^{15}N$	Floresta	Eucalipto	Pastagem
Plantas C_3	1,1±1,9a (52)	3,6±1,9b (44)	6,1±1,9c (34)
Gramíneas C_4*		4,9±1,3a (4)	6,9±2,2a (7)
Perifíton	3,9±1,3a (9)	6,9±0,8b (7)	5,8±0,8b (6)
Seston	4,2±2,0a (8)	6,±0,9ab (7)	5,4±0,6b (6)

* Teste t de *student*

3.2.2 Consumidores aquáticos em diferentes usos do solo

Foram analisadas 410 amostras de peixes e 103 de outros consumidores aquáticos (crustáceos e anuros girinos) (Tabela 16). Riachos de floresta foram o que apresentaram menor riqueza de peixes com quatro espécies presentes nas capturas, seguido de eucalipto com sete espécies e pastagem com 11 espécies. Foram capturadas em todos os pontos um total de 12 espécies, sendo que sete dessas ocorreram em mais de um uso do solo. *Astyanax scabripinnis* e *Trichomycterus* sp. foram capturadas em todas as paisagens, *Characidium japuhybense* e *Pareiorhina* sp. foram capturadas em floresta e eucalipto, *Rhamdia quelen*, *Neoplecostomus microps* e *Phalloceros caudimaculatus* foram capturadas em eucalipto e pastagem.

Outros consumidores capturados acidentalmente durante a pesca elétrica foram analisados, contudo, foram identificados apenas até o nível de família no caso dos crustáceos e somente até ordem como os anuros.

Tabela 16 - Peixes, crustáceos e anuros girinos coletados nos riachos de floresta (FLO), cultura de eucalipto (EUC) e pastagem (PAS), comprimento padrão mínimo e máximo, peso total médio e número de amostras analisadas isotopicamente

Táxon	Cp (min-max)	Pt (g)	N		
			FLO	EUC	PAS
Characidae					
Astyanax scabripinnis	2,4-12,5	6,96	50	13	26
Oligosarcus hepsetus	4,5-18,0	13,88			8
Crenuchidae					
Characidium japuhybense	8,40-	5,61		1	
Characidium sp	6,2-8,0	4,65			19
Erythrinidae					
Hoplias cf. malabaricus	11,5-14,2	18,83			3
Heptapteridae					
Rhamdia quelen	4,4-22,4	19,91		4	44
Loricariidae					
Hypostomus ancistroides	5,0-20,6	26,12			20
Neoplecostomus microps	5,0-11,6	6,93		40	3
Pareiorhina sp	3,7-12,2	3,24		34	6
Trichomycterinae					
Trichomycterus sp	5,0-16,0	4,38	26	21	7
Poeciliidae					
Phalloceros caudimaculatus	2,1-4,5	4,43		50	34
Cichlidae					
Geophagus brasiliensis	3,7-16,0				27
Crustacea					
Palaemonidae (camarão)		0,97	31	6	14
Trichodactylidae (caranguejo)		4,54		3	13
Anura (girino)		0,76	16	10	10

Em geral os peixes são de pequeno porte, além disso, devido à baixa captura de algumas espécies, foram analisados indivíduos jovens e adultos, nesse caso, não se levou em consideração possíveis alterações isotópicas ontogenéticas.

Tabela 17 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho em diferentes usos do solo

(continua)

Táxon	Hábito alimentar*	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$
Riacho Casa de Pedra			
C. japuhybense	Insetívoro bentônico	7,6 (0,6)	-27,9 (0,9)
Pareiorhina sp	Detritívoro	7,9 (0,6)	-24,2 (2,0)
Trichomycterus sp	Insetívoro	9,7 (0,4)	-26,5 (0,9)
Anura		6,2 (0,4)	-28,1 (1,4)
Riacho Barro Branco			
A. scabripinnis	Onívoro	8,7 (1,1)	-27,0 (2,1)
Pareiorhina sp	Insetívoro bentônico	7,3 (0,6)	-30,8 (2,6)
Trichomycterus sp	Insetívoro	8,9 (0,6)	-28,5 (1,2)
Trichodactylidae		5,1 (0,6)	-28,4 (1,1)
Anura		4,5 (0,4)	-28,5 (2,6)
Média Floresta		**7,3 (0,2)**	**-27,7 (0,7)**
Riacho Fazenda Nevada			
C. japuhybense	Insetívoro bentônico	9,3	-25,3
Pareiorhina sp	Detritívoro	8,4 (0,6)	-24,1 (2,6
P. caudimaculatus	Onívoro	10,6 (0,5)	-29,1 (1,3
R. quelen	Onívoro/carnívoro	10,1 (1,0)	-28,2 (0,5
Trichomycterus sp	Insetívoro	9,6	-27,6
Palaemonidae		9,9 (0,5)	-25,9 (1,1)
Trichodactylidae		8,6 (0,4)	-26,7 (0,6)
Anura		6,1 (1,2)	-34,1 (1,8)
Riacho Fazenda Sertãozinho			
A. scabripinnis	Onívoro	10,5 (0,6)	-23,0 (0,9)
R. quelen	Onívoro/carnívoro	9,2	-23,26
Trichomycterus sp	Insetívoro	11,9 (0,6)	-23,8 (0,9)
N. microps	Insetívoro bentônico	12,5 (0,7)	-23,2 (1,8)
P. caudimaculatus	Onívoro	11,0 (0,5)	-23,4 (1,9)
Anura		6,6 (0,1)	-23,0 (0,1)
Média Eucalipto		**9,6 (0,3)**	**-25,8 (0,7)**
Riacho Vargem Grande			
O. hepsetus	Carnívoro	13,0 (0,4)	-27,3 (0,8)
R. quelen	Onívoro/carnívoro	11,2 (0,7)	-24,3 (1,9)
P. caudimaculatus	Onívoro	10,0 (0,6)	-31,3 (1,5)
Palaemonidae		11,1 (0,5)	-28,1 (1,1)
Trichodactylidae		9,1 (1,1)	-24,2 (1,4)
Anura		7,8 (0,3)	-30,3 (1,4)
Riacho Cachoeirinha			
A. scabripinnis	Onívoro	12,1 (0,8)	-21,7 (0,9)
H. malabaricus	Piscívoro	11,9 (0,3)	-19,0 (2,9)

Tabela 18 - Valores isotópicos de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ (média e desvio padrão) das espécies de peixes e outros consumidores por riacho em diferentes usos do solo

(conclusão)

Táxon	Hábito alimentar*	$\delta^{15}N$	$\delta^{13}C$
O. hepsetus	Carnívoro	11,5 (1,5)	-21,5 (2,3)
R. quelen	Onívoro/carnívoro	12,2 (0,6)	-19,5 (2,1)
Trichomycterus sp	Insetívoro	12,7 (0,3)	-22,5 (0,6)
H. ancistroides	Algívoro	9,5 (0,9)	-24,9 (3,2)
N. microps	Insetívoro bentônico	8,1 (0,5)	-27,7 (0,7)
G. brasiliensis	Onívoro	11,4 (0,7)	-21,1 (1,2)
Characidium sp	Insetívoro	11,7 (0,9)	-22,7 (1,5)
P. caudimaculatus	Onívoro	11,5 (0,3)	-20,1 (1,7)
Palaemonidae		11,6 (0,4)	-22,4 (1,3)
Trichodactylidae		9,1 (0,6)	-19,6 (4,5)
Anura		8,8 (0,4)	-26,5 (1,0)
Média Pastagem		**10,8 (0,3)**	**-23,9 (0,9)**

* Hábito alimentar baseado na literatura: SABINO; CASTRO, 1990; SABINO; SILVA, 2004; CASATTI, 2002; BRAGA; GOMIERO, 2009; ROLLA et al., 2009.

Nos riachos de floresta o valor de $\delta^{15}N$ dos consumidores variou de 4,5 a 9,7‰, os peixes foram os consumidores de topo, pois tiveram os valores mais elevados de $\delta^{15}N$. Nesses riachos *Trichomycterus* sp e *A. scabripinnis* foram os mais distantes da base da cadeia alimentar, com valores de 9,7‰ e 8,7‰, respectivamente, os valores de $\delta^{13}C$ variaram de -30 a -24‰. A média total dessa comunidade para $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ foi 7,3‰ e -27,7‰, respectivamente.

Nos riachos em eucalipto os valores de $\delta^{15}N$ variaram de 6,6 a 12,5‰, a espécie no topo da cadeia foi *N. microps*, com valores de $\delta^{15}N$ mais enriquecido (12,5‰), *R. quelen*, uma espécie considerada onívora com tendência a carnivoria (CASATTI, 2002), teve valores isotópicos de $\delta^{15}N$ abaixo de *P. caudimaculatus*, que é onívoro com tendência a herbivoria. Os valores isotópicos de $\delta^{13}C$ variaram de -34,1‰ a -23,2‰. Valores menos negativos de $\delta^{13}C$ nos consumidores indicam incorporação de fontes C_4 na sua biomassa. A média da comunidade para $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ foi 9,6‰ e -25,8‰, respectivamente. Esses valores foram mais positivos que os de riachos de floresta.

Em riachos de pastagem é maior o número de espécies consideradas carnívoras ou piscívoras pela literatura, tais como *O. hepsetus*, *R. quelen* e *H. malabaricus*. Os valores isotópicos de $\delta^{15}N$ foram elevados para essas espécies, sendo de 13,0‰, 12,2‰ e 11,9‰, respectivamente. O peixe com valor mais elevado

de $\delta^{15}N$ foi *Oligosarcus hepsetus*. Contudo, várias espécies apresentaram valores elevados para esse isótopo. Para $\delta^{13}C$ os valores variaram de -19‰ a -30‰, a comunidade teve média de 10,8‰ para $\delta^{15}N$ e -23,9‰ para $\delta^{13}C$. Os valores mais enriquecidos de todos os usos do solo foram registrados na pastagem.

3.2.3 Contribuição das fontes basais em diferentes usos do solo

Em todos os riachos estudados os consumidores tiveram valores de $\delta^{15}N$ mais positivos que as fontes basais (Figura 9). Anuros e crustáceos estão mais próximos da base da teia alimentar.

O valor isotópico de carbono do perifíton em floresta foi muito negativo e próximo das plantas C_3 (Figura 9A e B), a semelhança isotópica dificulta cálculos de contribuição no modelo de mistura, contudo, como o modelo foi calculado usando dois isótopos, os problemas de resolução são minimizados (PHILLIPS, 2001), nos outros usos do solo as fontes basais tiveram valores isotópicos bem distintos (Tabela 14 e 15; Figura 9).

Resultados do MixSIR mostram mudanças na importância das fontes em ambientes alterados (Tabela 19, Figura 10). Nos riachos de floresta todos os consumidores mostram grande dependência das fontes autóctones, principalmente o seston. *A. scabripinnis* e *Trichomycterus* sp recebem contribuição exclusivamente do seston e *Pareiorhina* sp exclusivamente do perifíton. Apenas o caranguejo Trichodactylídeo mostra alguma dependência das plantas C_3.

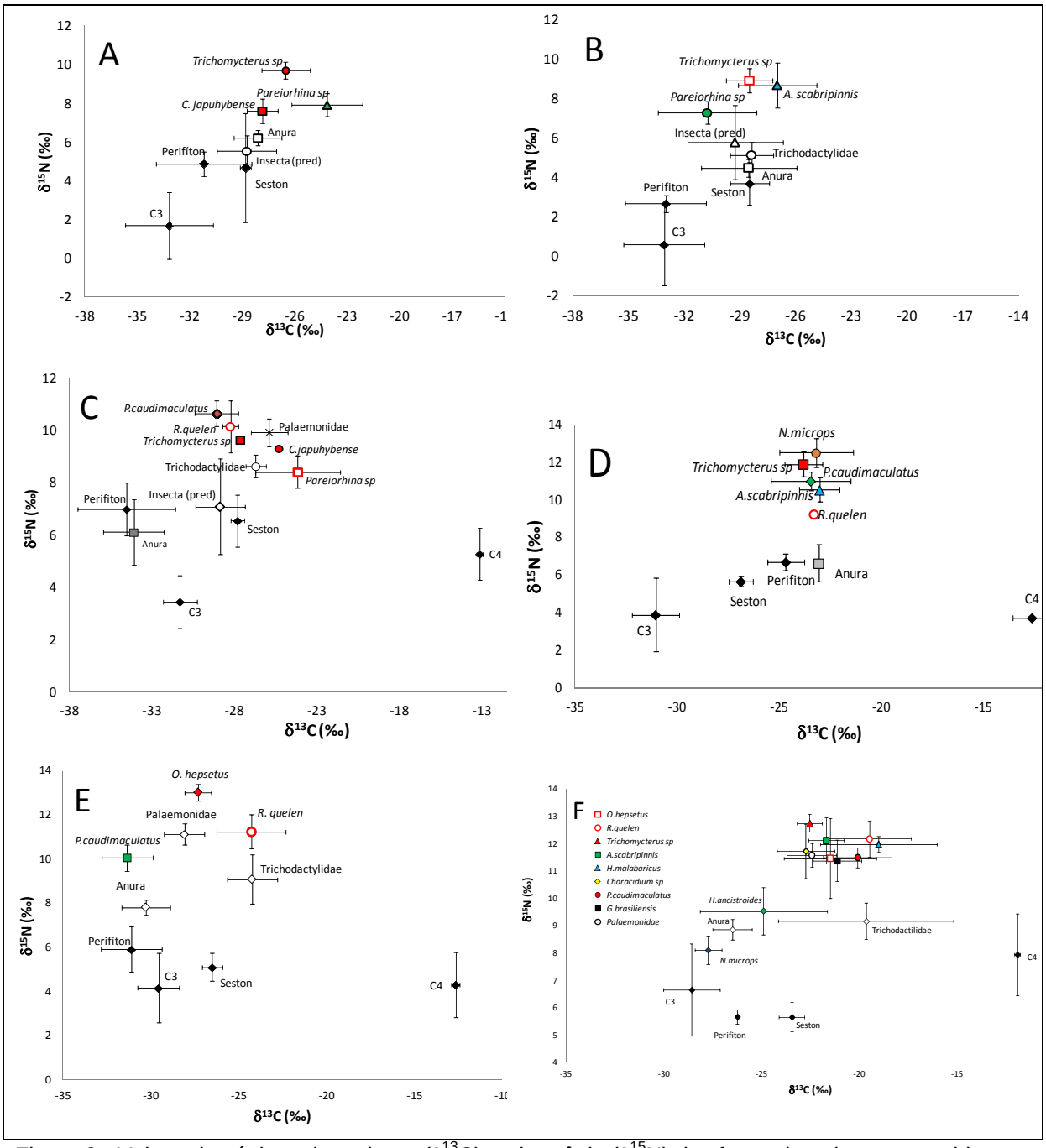

Figura 9 - Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}C$) e nitrogênio ($\delta^{15}N$) das fontes basais e consumidores em riachos de floresta (A: Riacho Casa de Pedra e B: Riacho Barro Branco), eucalipto (C: Riacho Fazenda Nevada e D: Riacho Fazenda Sertãozinho) e pastagem (E: Riacho Vargem Grande e F: Riacho Cachoeirinha). Pontos são as médias e barras os desvios-padrão

Nos riachos alterados as gramíneas C_4 são uma importante fonte mantenedora da comunidade, contudo as fontes autóctones ainda prevalecem. Em eucalipto, algum grau de gramíneas C_4 contribui para os consumidores, *Pareiorhina* recebe 30% de contribuição de C_4, 41% e 19% de perifíton e seston, respectivamente. Apenas *Neoplecostomus* sp. é totalmente dependente do perifíton, os outros consumidores exploram todas as fontes. Analisando toda a comunidade

nos riachos de eucalipto, perifíton e seston contribuem com 39% e 35%, respectivamente, e C_4 com 14%.

Na pastagem o seston contribui apenas com *N. microps* (21%), nesses ambientes as gramíneas C_4 e as plantas C_3 aumentam sua importância, a pastagem é um ambiente heterotrófico e a biomassa da comunidade é mais dependente de fontes alóctones. *A. scabripinnis*, *Characidium* sp., *Trichomycterus* sp. e *G. brasiliensis* são os peixes que mais recebem contribuição das fontes alóctones. Outras espécies como *R. quelen*, *O. hepsetus*, *H. malabaricus*; *H. ancistroides*, *N. microps* e os crustáceos recebem contribuição de uma mistura de fontes autóctones e alóctones (Tabela 19).

Tabela 19 - Medianas e 5º-95º percentil (em parêntesis) da contribuição estimada das possíveis fontes basais para a biomassa de peixes e outros consumidores aquáticos calculados do MixSIR. Valores em negrito mostram a contribuição da fonte que teve o 5º percentil maior que 0. Espécies de peixes em negrito foram capturadas em mais de um uso do solo

Táxon	Gramíneas C_4	Plantas C_3	Perifíton	Seston
Floresta				
Astyanax scabripinnis		0,00 (0,00-0,01)	0,00 (0,00-0,01)	**0,99 (0,99-0,99)**
Characidium japuhybense		**0,07 (0,01-0,25)**	**0,15 (0,01-0,71)**	**0,75 (0,20-0,93)**
***Pareiorhina* sp**		0,00 (0,00-0,02)	**0,98 (0,95-1,00)**	0,01 (0,00-0,05)
***Trichomycterus* sp**		0,01 (0,00-0,02)	0,01 (0,00-0,03)	**0,99 (0,96-1,00)**
Trichodactylidae		**0,09 (0,01-0,25)**	**0,11 (0,01-0,43)**	**0,77 (0,49-0,92)**
Anura (girino)		0,03 (0,00-0,12)	0,14 (0,00-0,88)	**0,80 (0,08-0,97)**
Eucalipto				
Astyanax scabripinnis	**0,27 (0,23-0,31)**	0,01 (0,00-0,03)	0,03 (0,00-0,09)	**0,69 (0,60-0,75)**
Characidium japuhybense	**0,19 (0,04-0,37)**	**0,15 (0,01-0,49)**	**0,26 (0,02-0,64)**	**0,31 (0,03-0,72)**
Rhamdia quelen	**0,09 (0,01-0,24)**	0,05 (0,00-0,18)	**0,54 (0,22-0,79)**	**0,27 (0,02-0,69)**
***Trichomycterus* sp**	**0,17 (0,15-0,20)**	0,00 (0,00-0,02)	0,00 (0,00-0,03	**0,81 (0,79-0,85)**
***Neoplecostomus* microps**	0,02 (0,00-0,05)	0,00 (0,00-0,01)	**0,97 (0,95-0,99)**	0,01 (0,00-0,02)
***Pareiorhina* sp**	**0,30 (0,20-0,40)**	**0,08 (0,01-0,22)**	**0,41 (0,28-0,57)**	**0,19 (0,02-0,40)**
Phallocerus caudimaculatus	**0,13 (0,09-0,20)**	0,00 (0,00-0,02)	**0,84 (0,77-0,89)**	0,02 (0,00-0,06)
Palaemonidae (camarão)	**0,11 (0,05-0,21)**	0,04 (0,00-0,13)	**0,13 (0,01-0,52)**	**0,70 (0,24-0,88)**
Trichodactylidae (caranguejo)	**0,12 (0,03-0,25)**	**0,17 (0,02-0,46)**	**0,20 (0,02-0,53)**	**0,46 (0,08-0,78)**
Anura (girino)	0,01 (0,00-0,05)	**0,41 (0,28-0,51)**	**0,55 (0,45-0,68)**	0,02 (0,00-0,07)
Pastagem				
Astyanax scabripinnis	**0,40 (0,38-0,43)**	**0,57 (0,53-0,61)**	0,01 (0,00-0,04)	0,01 (0,00-0,03)
Oligosarcus hepsetus	**0,35 (0,25-0,42)**	0,02 (0,00-0,71)	0,59 (0,00-0,68)	0,01 (0,00-0,04)
Hoplias malabaricus	**0,57 (0,49-0,63)**	0,05 (0,00-0,36)	**0,32 (0,02-0,43)**	0,03 (0,00-0,21)
Characidium sp	**0,34 (0,31-0,37)**	**0,63 (0,59-0,67)**	0,01 (0,00-0,05)	0,01 (0,00-0,05)
Rhamdia quelen	**0,51 (0,48-0,53)**	0,01 (0,00-0,02)	**0,48 (0,46-0,51)**	0,00 (0,00-0,01)
***Trichomycterus* sp**	**0,35 (0,30-0,39)**	**0,60 (0,52-0,67)**	0,02 (0,00-0,08)	0,02 (0,00-0,08)
Hypostomus ancistroides	**0,23 (0,19-0,28)**	**0,02 (0,00-0,07)**	**0,71 (0,65-0,77)**	0,02 (0,00-0,08)
Neoplecostomus microps	0,04 (0,00-0,13)	**0,31 (0,05-0,68)**	**0,39 (0,09-0,69)**	**0,21 (0,02-0,49)**
Geophagus brasiliensis	**0,44 (0,41-0,46)**	**0,53 (0,48-0,57)**	0,01 (0,00-0,07)	0,01 (0,00-0,04)
Phallocerus caudimaculatus*	**0,52 (0,47-0,56)**	0,07 (0,00-0,50)	0,37 (0,00-0,45)	0,02 (0,00-0,07)
Phallocerus caudimaculatus+	0,01 (0,00-0,02)	0,05 (0,00-0,18)	**0,92 (0,80-0,97)**	0,01 (0,00-0,05)
Palaemonidae (camarão)	**0,19 (0,14-0,27)**	0,77 (0,00-0,84)	0,02 (0,00-0,77)	0,01 (0,00-0,05)
Trichodactylidae (caranguejo)	**0,32 (0,27-0,37)**	0,02 (0,00-0,10)	**0,61 (0,53-0,67)**	0,03 (0,00-0,11)
Anura (girino)	0,02 (0,00-0,07)	**0,19 (0,03-0,40)**	**0,68 (0,51-0,85)**	**0,09 (0,01-0,25)**

* Riacho Cachoeirinha; +Riacho Vargem Grande

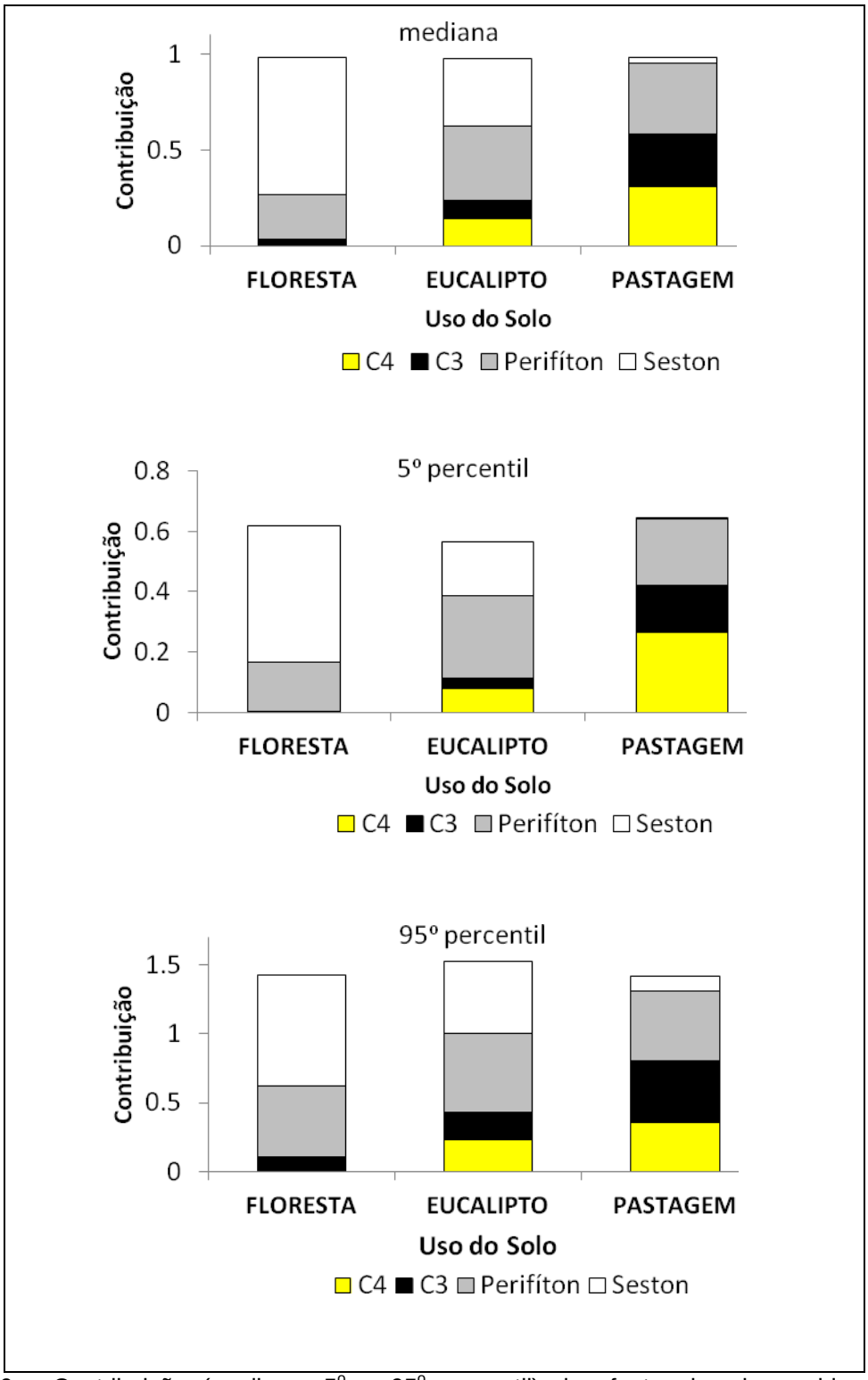

Figura 10 - Contribuição (mediana, 5º e 95º percentil) das fontes basais na biomassa dos consumidores aquáticos em riachos com diferentes usos do solo

3.2.3 Estrutura vertical da teia alimentar e posição trófica em diferentes usos do solo

Como o $\delta^{15}N$ das fontes basais (perifíton, C_4, detrito, etc) pode estar sujeito a variações temporais, um consumidor primário é mais indicado ao se calcular o fator de correção da base da cadeia alimentar (CABANA; RASMUSSEN, 1996). Na busca de melhor organismo indicador foram usados os sinais isotópicos ($\delta^{15}N$) dos macroinvertebrados coletados nos mesmos riachos aqui analisados (TASSONI FILHO et al., dados não-publicados) (Tabela 20 e 21). Os insetos aquáticos com os menores sinais isotópicos foram selecionados com *linha de base* para cada riacho (Tabela 16). Os baixos valores de $\delta^{15}N$ sugerem pouco ou falta de onivoria na alimentação desses organismos e sugerem a ocupação dos níveis tróficos inferiores (ANDERSON; CABANA, 2007).

Nos riachos de floresta os plecópteros da família Gripopterygidae foram aqueles com os valores mais negativos de isótopos de nitrogênio (LSD-Fisher; $p<0,05$). Em matriz eucalipto, além dos plecópteros, chironomídeos e tricópteros foram os que tiveram menor sinal isotópico ($p<0,05$). Em pastagem as ordens com os menores valores isotópicos pertencem a uma única ordem, que foram agrupados conforme seu morfotipo, nesses riachos, sendo selecionadas as famílias Simulidae e Chironomidae.

Desta forma, os valores de correção do *linha de base* por local seguem: Riacho Casa de Pedra: 1,0 e Riacho Barro Branco: 0,8 (Floresta); Riacho Fazenda Nevada: 4,2 e Riacho Fazenda Sertãozinho: 4,4 (Eucalipto); Riacho Cachoeirinha: 6,3 e Riacho Vargem Grande: 4,8 (Pastagem). Os valores mais elevados para *linha de base* são Pastagem > Eucalipto > Floresta (Tabela 20 e 21).

Tabela 20 - Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher para os macroinvertebrados escolhidos usados na escolha do linha de base. Em negrito são os grupos selecionados como indicador linha de base. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados)

(continua)

Local	Ordem	Família	n	$\delta^{15}N$ (‰)	LSD-Fisher
Riacho Casa	Diptera	Ceratopogonidae	2	7,1 ± 0,1	a
de Pedra	Plecoptera	Perlidae	18	6,3 ± 0,9	a
Floresta	Diptera	Chironomidae	12	5,5 ± 1,4	b
	Diptera	Simulidae	8	4,9 ± 0,8	BC
	Diptera	Tipulidae	4	4,0 ± 1,0	cde
	Trichoptera	NI	21	3,8 ± 0,9	d
	Ephemeroptera	Leptohyphidae	6	3,7 ± 0,8	de
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	27	3,1 ± 1,3	e
	Coleoptera	Elmidae	4	2,7 ± 0,6	de
	Plecoptera	**Gripopterygidae**	**7**	**1,0 ± 0,6**	f
	Linha de base		7	1,0	
Riacho Barro	Plecoptera	Perlidae	18	6,1 ± 1,2	a
Branco	Diptera	Chironomidae	9	4,5 ± 1,1	b
Floresta	Diptera	Simulidae	4	3,6 ± 0,1	b
	Ephemeroptera	Baetidae	3	3,8 ± 0,8	b
	Ephemeroptera	Leptohyphiidae	3	4,0 ± 0,3	b
	Ephemeroptera	Leptophlebidae	4	3,9 ± 0,3	b
	Hemiptera	Vaelidae	6	5,6 ± 0,9	b
	Trichoptera	NI	10	4,1 ± 0,5	b
	Coleoptera	Elmidae	22	2,2 ± 0,9	c
	Plecoptera	**Gripopterygidae**	**7**	**0,8 ± 0,6**	d
	Linha de base		7	0,8	
Riacho Fazenda	Plecoptera	Perlidae	10	8,0 ± 0,5	a
Nevada	Odonata	Gomphidae	14	5,9 ± 0,6	b
Eucalipto	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	9	5,6 ± 0,8	bc
	Diptera	**Chironomidae**	**2**	**4,9 ± 0,7**	c
	Trichoptera		**6**	**4,0 ± 0,7**	cd
	Linha de base		8	4,25	
Riacho Fazenda	Diptera	Chironomidae	10	7,9 ± 0,3	a
Sertãozinho	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	7	5,2 ± 0,4	b
Eucalipto	**Plecoptera**	**Gripopterygidae**	**3**	**4,4 ± 0,7**	c
	Linha de base			4,42	

Tabela 21 - Local, ordem e família, número de amostras, valor isotópico de nitrogênio e agrupamento resultante do teste à posteriori LSD-Fisher para os macroinvertebrados escolhidos usados na escolha do linha de base. Em negrito são os grupos selecionados como indicador linha de base. NI: não-identificado (Fonte: TASSONI FILHO et al., dados não-publicados)

(conclusão)

Local	Ordem	Família	n	$\delta^{15}N$ (‰)	LSD-Fisher
Riacho	Diptera	Chironomidae	10	7,2 ± 0,3	a
Cachoeirinha	**Diptera**	**Simulidae**	**7**	**6,2 ±0,1**	b
Pastagem				6,2	
Riacho Vargem	**Diptera**	**Chironomidae 1**	**11**	**4,8 ± 0,4**	a
Grande		Chironomidae 2	9	9,1 ± 0,3	b
Pastagem		Chironomidae 3	3	4,5 ± 0,9	c
	Linha de base		11	4,8	

Com base nas diferenças entre os valores de $\delta^{15}N$ dos consumidores primários (*linha de base*) e dos peixes, a posição trófica foi calculada para diferentes usos do solo (Figura 11).

Nos riachos de floresta, apesar da baixa riqueza de peixes, apenas quatro espécies apareceram nas capturas, a posição trófica dos peixes foi mais elevada, sendo a menor 4,9 e a maior 5,7, nesses riachos *Trichomycterus* sp foi a espécie no topo da teia alimentar, diferindo significativamente das outras ($p<0,05$).

Em riachos de eucalipto, *Pareiorhina* sp. foi a espécie mais próxima da base da teia alimentar (PT 3,8), quase dois níveis tróficos acima está *N. microps*, que em eucalipto foi a espécie que teve a maior PT (5,5), acima até mesmo que *R. quelen* (4,4) e *Trichomycterus* sp. (5,2), que são espécies conhecidas pelo hábito alimentar carnívoro e insetívoro.

Em pastagens, apesar dos valores mais positivos de $\delta^{15}N$ dos peixes (Tabela 17 e 18; Figura 12), a PT dos peixes para a maioria das espécies foi menor que em floresta e eucalipto. Isso se dá pelo enriquecimento em $\delta^{15}N$ dos consumidores usados como *linha de base*. Em pastagens ocorreram espécies reconhecidamente piscívoras (*H. malabaricus* e *O. hepsetus*), essas espécies estão entre as espécies do topo de cadeia nesse ambiente. Contudo, outras espécies insetívoras e onívoras não tiveram diferenças significativas dos piscívoros. *Characidium* sp., *H. malabaricus*, *A. scabripinnis*, *O. hepsetus*, *R. quelen* e *Trichomycterus* sp. estão entre o 4º e 5º nível trófico e não diferiram significativamente (Tukey, $p>0,05$).

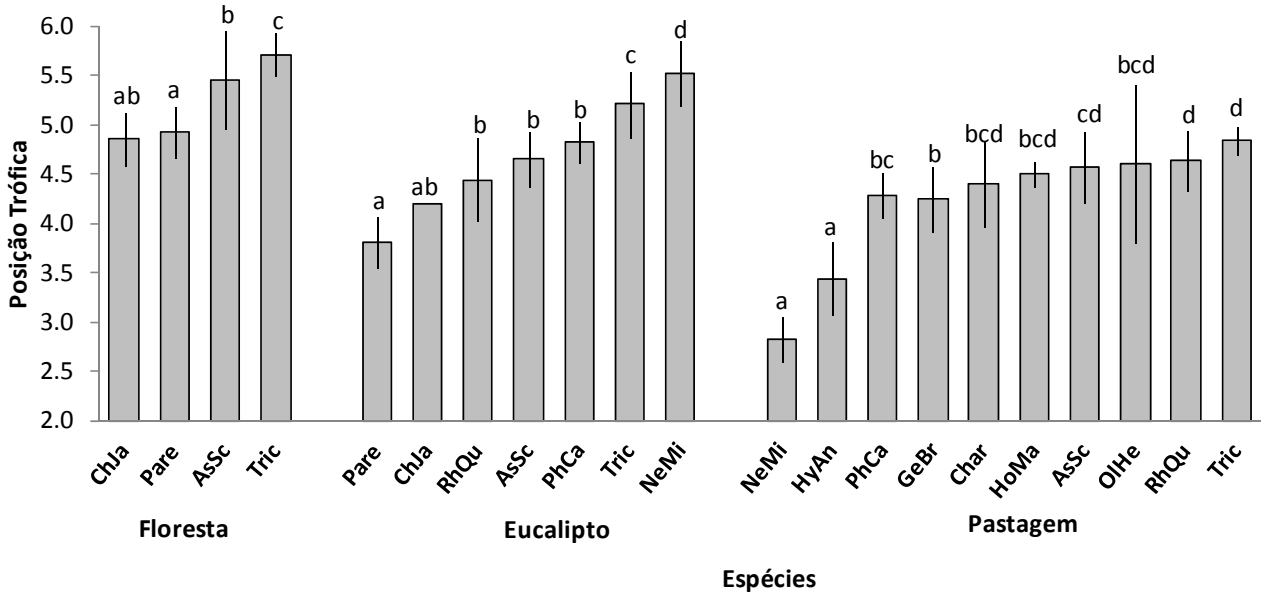

Figura 11 - Posição trófica (PT) dos peixes por usos do solo baseado no $\delta^{15}N$ dos consumidores secundários usados como linha de base. Linhas nas barras representam o desvio-padrão. Letras iguais não apresentam diferenças significativas (Tukey, p>0,05). Códigos das espécies, ChJa: *C. japuhybense*; Pare: *Pareiorhina* sp; AsSc: *A. scabripinnis;* Tric: *Trichomycterus* sp; RhQu: *R. quelen*; NeMi: *N. microps*; HyAn: *H. ancistroides*; PhCa: *P. caudimaculatus*; GeBr: *G. brasiliensis;* Char: *Characidium* sp.; HoMa: *H. malabaricus*; OlHe: *O. hepsetus*

Com a comparação da posição trófica e $\delta^{15}N$ das espécies que ocorreram em mais de um uso do solo é possível identificar alterações decorrentes das mudanças ambientais e a plasticidade alimentar apresentada por essas espécies.

As quatro espécies presentes em floresta ocorreram em eucalipto e/ou pastagem. Em floresta *C. japuhybense*, *Pareiorhina*, *A scabripinnis* e *Trichomycterus* sp. tiveram PT mais elevada e diferiram significativamente (p<0,05) que em outros usos do solo. Entretanto, os sinais isotópicos dessas espécies foram menos positivos em floresta (Figura 12). *N. microps* foi a espécies que apresentou maior variação na PT entre usos do solo, em eucalipto ela foi a que teve maior PT (5,5), já em pastagem foi a com menor (2,8), mais de 2,5 níveis tróficos abaixo em pastagem.

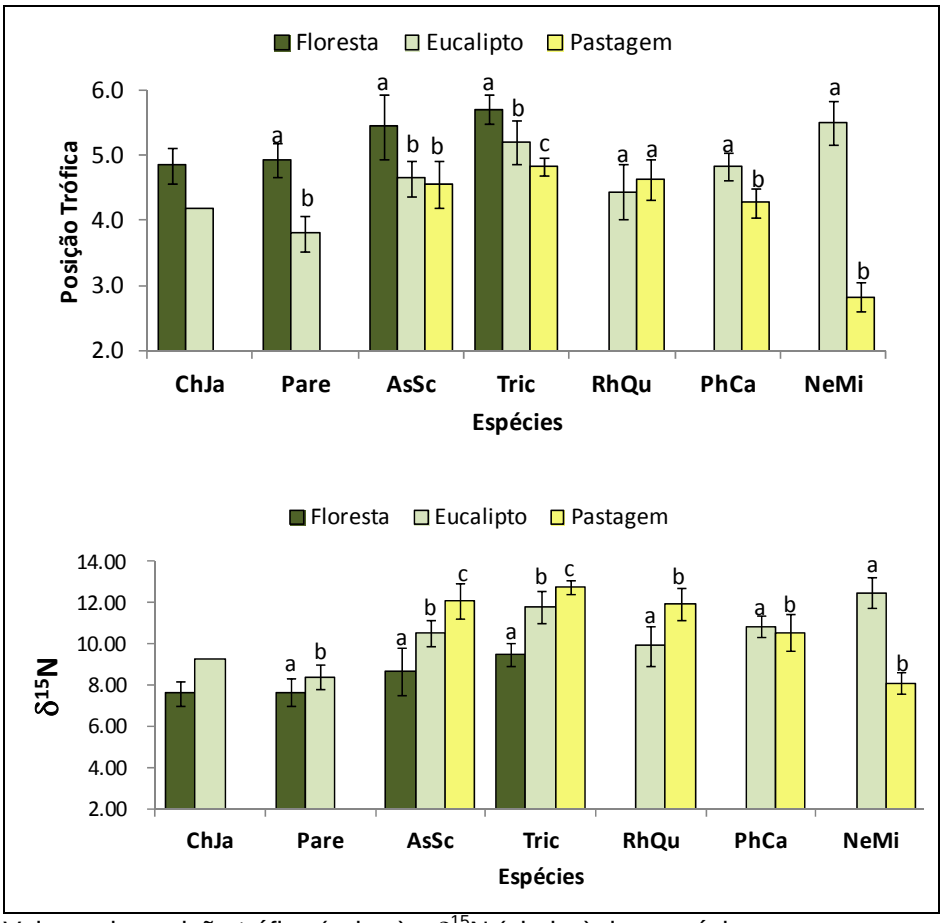

Figura 12 - Valores de posição trófica (acima) e $\delta^{15}N$ (abaixo) das espécies que ocorreram em riachos em diferentes usos do solo. Linhas nas barras representam o desvio-padrão Letras iguais não são significativamente diferentes (Teste t ou Tukey, p>0,05). Códigos das espécies ver na figura 13

4 DISCUSSÃO

4.1 Gradiente altitudinal

As comunidades de peixes neotropicais de água doce são consideradas ricas em espécies e com inter-relações complexas entre os componentes (LOWE-McCONNELL, 1987). Contudo, os resultados mostram uma baixa riqueza de espécies nesses riachos, outros trabalhos realizados na mesma bacia já mostravam essa tendência (SABINO; CASTRO, 1990; UIEDA; UIEDA, 2001). Sabino e Castro (1990) estudando a distribuição espacial dos peixes do rio Indaiá em floresta de Terras Baixas registraram oito espécies, pertencendo a cinco famílias, em nossas coletas registrou-se quatro espécies. Uieda e Uieda (2001) avaliaram a composição e distribuição espacial de espécies de peixes do rio da Fazenda, em trechos de floresta de Terras Baixas até mangues, considerando apenas os trechos mais superiores, esses autores encontram 12 espécies, em nossas coletas foram registradas 11 espécies. Algumas dessas espécies são endêmicas da floresta Atlântica, como *M. microleps*, *H. multifasciatus*, *Characidium*, *R. transfasciatus*, *G. pantherinus* e *A. tajasica*. Nos trechos em floresta Montana a riqueza foi ainda menor, com apenas três gêneros registrados.

Apesar do grande endemismo desses ambientes, causado pelo isolamento geográfico desses riachos costeiros (SABINO; CASTRO, 1990; OYAKAWA et al., 2006; MENEZES et al., 2007) são raras as bacias com muitas espécies, em riachos costeiros isolados da floresta Atlântica na estação ecológica Juréia-Itatins, localizada no litoral sul do Estado de São Paulo foram encontradas 29 espécies, considerando a região estuarina e de mangue do rio, por isso é considerada um região que apresenta uma das maiores riquezas da mata Atlântica (SABINO; SILVA, 2004).

Muitos dos trabalhos que enfocam aspectos da alimentação natural em riachos enfatizam a dependência de toda a comunidade, e não apenas peixes, das fontes de alimentação alóctones, através da ingestão de insetos terrestres que caem na água ou a chuva de detrito proveniente da floresta (SABINO; CASTRO, 1990; UIEDA; BARRETO, 1999; VILELLA; BECKER; HARTZ, 2002). Vanotte et al. (1980) sugerem que a produção alóctone, através do detrito, é a principal fonte de energia em riachos de cabeceira sombreados, contudo o consumo de um alimento não

implica assimilação do componente no tecido do consumidor (LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009a).

Os valores isotópicos das fontes basais (perifíton e plantas C_3) estão dentro da variação encontrada em outros estudos em ambientes tropicais (MARCH; PRINGLE, 2003; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009b; WINEMILLER et al., 2011). O $\delta^{13}C$ das plantas C_3 e perifíton em riachos em Porto Rico foi de -30 a -29‰ e -24 a -20‰ (MARCH; PRINGLE, 2003); para $\delta^{15}N$ variaram de 0,1 a 1,5‰ e 3,4 a 6,4‰, respectivamente. Médias de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ do perifíton em riachos costeiros no litoral do Estado do Rio de Janeiro foram de -25 a -19‰ e 1,4 a 2,5‰ (BRITO et al., 2006), em riachos na Austrália, o valor de $\delta^{13}C$ das fontes alóctones foram -30‰ e fontes autóctones variaram de -35 a -18‰ (DOUGLAS; BUNN; DAVIES, 2005).

Para os consumidores, apesar da baixa riqueza de espécies, em Montana os peixes tiveram os valores mais enriquecidos de $\delta^{15}N$, indicando PT mais elevada na teia alimentar ou uma teia baseada em fontes muito enriquecidas em ^{15}N. Nenhum consumidor em nenhuma altitude teve valores de $\delta^{13}C$ mais pesados e próximos aos valores das plantas com metabolismo C_4, (aproximadamente -12‰, CLAPCOOT; BUNN, 2003, JEPSEN; WINEMILLER, 2007). Além disso, não foram encontradas nesses riachos, assim consideramos que essas fontes não contribuam para as teias alimentares de riachos costeiros. Os resultados indicam dependência dos consumidores das fontes autóctones nos riachos em floresta Montana, Submontana e de Terras Baixas, sendo que em Terras Baixas as plantas C_3 contribuem um pouco mais, com no mínimo 39%.

Nos riachos de floresta Montana todos os consumidores estão isotopicamente mais próximos do seston, sendo essa fonte a mais importante. O seston pode conter algas fitoplanctônicas e matéria orgânica suspensa e é considerado como fonte autóctone para riachos em alguns trabalhos (ENGLAND; ROSEMOND, 2004; WINEMILLER et al., 2011), sendo uma fonte importante em outros ambientes tropicais, como em planícies de inundação e rios (FORSBERG et al., 1993; LEWIS et al., 2001; ROACH et al., 2009). Contudo, para riachos costeiros essa fonte ainda não havia sido avaliada.

Classificar o seston como fonte autóctone pode ser dificultoso, principalmente diante da grande contribuição da floresta para o material particulado e a menor produção algal em riachos sombreados. Contudo, outras fontes autóctones, como o

perifíton, também estão sujeitas a contaminação por detrito da floresta. Outros trabalhos tentam purificar as amostras de algas por centrifugação (BRITO et al., 2006) ou consideram algas como biofilme que cresce sobre a rocha que não fica diretamente exposta à água (MARCH; PRINGLE, 2003; COAT et al., 2009), mesmo nesses trabalhos, os autores consideram que amostras de algas puras são difíceis de obter.

Dentre os consumidores desses riachos, o lambari *A. scabripinnis* e o cambeva *Trichomycterus* sp dependem exclusivamente do seston para a manutenção da biomassa. *A. scabripinnis* é considerado onívoro em riachos de encosta da Serra da Mantiqueira/SP e que se alimenta preferencialmente de insetos terrestres e ocasionalmente ninfas de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Megaloptera) (BRAGA; GOMIERO, 2009). Nossos resultados sugerem que a espécie assimila C e N de invertebrados aquáticos que fazem parte da sua dieta ocasional. Já *Trichomycterus* sp se alimenta basicamente de insetos aquáticos (Diptera e Trichoptera) (CASATTI, 2002), os isótopos confirmam esses dados. *C. japuhybense* é descrito como insetívoro, que ingere 100% insetos aquáticos (SABINO; CASTRO, 1990), os resultados confirmam esse hábito alimentar e além do seston, o perifíton é outra fonte importante. *Pareiorhina* sp. descrito como detritívoro (ROLLA et al.,2009) é mantido pelo perifíton, assimilando detrito rico nesse material ou larvas de insetos que pastejam sobre ele.

Apenas o caranguejo (Trichodactylidae), apesar de também assimilar C e N do seston, tem contribuição de fontes alóctones nessa altitude, March e Pringle (2003) demonstraram a dependência de detrito de origem terrestre para caranguejos em riachos tropicais, além disso, esses animais possuem um hábito semiterrestre, o que justifica essa contribuição, em Montana este grupo, juntamente com anuros, está nos primeiros níveis tróficos da teia alimentar.

Riachos de floresta Submontana e de Terras Baixas têm uma ictiofauna diferente dos riachos em Montana, eles pertencem à bacia leste, e seguem no sentido oeste-leste. Nos riachos de Submontana o perifíton divide importância como fonte basal mantenedora da biomassa de consumidores juntamente com o seston.

Não foi possível encontrar literatura específica para *A. taeniatus*, mas assim como outros caracídeos, provavelmente tenha sua alimentação baseada no consumo de insetos, nossos dados mostram dependência por fontes autóctones. O mandi-pintado, *R. transfasciatus*, é uma espécie que vive no fundo do rio,

alimentando-se de insetos aquáticos, crustáceos e pequenos peixes (OYAKAWA et al., 2006), nossos dados demonstram essa dependência de fontes autóctones. *Trichomycterus* sp e *G. pantherinus* também demonstram dependência das fontes autóctones (77% perifíton e 83% seston, respectivamente), essas espécies alimentam-se preferencialmente de insetos aquáticos (*Trichomycterus*: CASATTI, 2002) e peixes (*G. pantherinus*, OYAKAWA et al., 2006). *A. tajasica*, frequentemente encontrada nas desembocaduras dos rios costeiros e que se alimenta de algas e insetos aquáticos (SABINO; CASTRO, 1990) também é dependente do C e N proveniente em grande parte do perifíton (65%).

Os camarões (Família Atyidae e Palaemonidae) são dependentes do perifíton e seston. Este grupo é bem diverso e estudado em riachos tropicais, os camarões desempenham um papel trófico importante na teia alimentar de riachos. Eles exercem predação sobre os níveis tróficos inferiores e adjacentes e são um importante processador da matéria orgânica (MARCH et al., 2002; MOULTON et al., 2010). Demais trabalhos demonstram a importância das microalgas e matéria orgânica fina particulada (FPOM) para os crustáceos, além de relativo enriquecimento no sinal isotópico de $\delta^{15}N$, indicando sua posição como consumidor secundário (MARCH; PRINGLE, 2003; BRITO et al., 2006). Camarões Palaemonidae possuem valor isotópico $\delta^{15}N$ mais enriquecido que Atyidae, em Submontana e Terras Baixas, até mesmo mais elevado que alguns peixes. *Macrobrachium hainanense* (Palaemonidae) foi observado predando efemerópteras e chironomídeos (MANTEL; SALAS; DUDGEON, 2004), nossos resultados sugerem hábito alimentar semelhante nesses riachos.

Assim como nos riachos de altitudes mais elevadas, em Terras Baixas as fontes autóctones foram as que mais contribuíram. Contudo, aumenta a importância das plantas C_3 na biomassa dos consumidores.

Nesses riachos de Terras Baixas, *A. taeniatus* também mostra dependência do seston. Outros dois caracídeos, *H. multifasciatus* e *M. microleps*, também são considerados insetívoros, consumindo preferencialmente insetos terrestres, e eventualmente se alimentam de insetos aquáticos e crustáceos (SABINO; CASTRO, 1990), essas duas espécies tiveram grande dependência do seston e perifíton, os resultados mostram que apesar de ingerir menor proporção de fontes autóctones, são essas fontes fornecedoras da energia para essas espécies. *R. transfasciatus* mantém o mesmo padrão visto para riachos de floresta Submontana, mas *G.*

pantherinus e *A. tajasica* passam a ter grande dependência das fontes alóctones, *G. pantherinus* se alimenta de insetos (OYAKAWA et al., 2006) mas também já registrou a espécie ingerindo grande proporção de vegetal superior (BRAGA; GOMIERO, 2009), nossos resultados não refutam nenhuma das observações, mas demonstram o caráter onívoro da espécie. *A. tajasica* é um gobiídeo, outras espécies de gobiídeos são considerados pastadores de perifíton em riachos tropicais (BARBEE, 2005), mas também podem se alimentar de insetos e detritos (SABINO; CASTRO, 1990), em Terras Baixas essa espécie assimila C e N de origem terrestre.

Outras espécies têm grande dependência dessa fonte terrestre, como *G. brasiliensis* que por ser onívoro demonstra grande plasticidade alimentar (SABINO; CASTRO, 1990); Espécies pertencentes ao gênero *Neoplecostomus* são caracterizadas como comedoras de algas (OYAKAWA et al., 2006), ou alimentando-se de insetos aquáticos (BRAGA; GOMIERO, 2009) e algas, insetos terrestres e detritos (ROLLA et al., 2009), os resultados indicam que a espécie *Neoplecostomus* sp. depende de fontes de ambas as origens, autóctone e alóctones; *P. caudimaculatus* é considerada onívora e também tem grande dependência das fontes alóctones. Os camarões seguem dependendo das fontes autóctones e os caranguejos recebem uma pequena contribuição das fontes C_3 assim como em altitudes superiores.

Outros estudos analisando isótopos estáveis identificaram algas como a principal fonte de matéria orgânica suportando as cadeias alimentares em riachos tropicais (DOUGLAS; BUNN; DAVIES, 2005; BRITO et al., 2006; LAU; KENNETH; DUDGEON, 2009a, 2009b; WINEMILLER et al., 2011) os resultados suportam essa idéia. Mesmo se excluirmos o seston, por considerar essa fonte contaminada isotopicamente por detrito de origem alóctone, o perifíton seria o principal contribuinte dessas cadeias alimentares, ele está mais alinhado com os consumidores (Figura 5), demonstrando a importância dessa fonte.

O seston e o perifíton são mais positivos para C e N nos riachos nas três altitudes, Lau, Leung e Dudgeon (2009a) encontraram valores mais positivos dessas fontes em riachos com maior entrada de luz, apesar de não mensurarmos a entrada de luz, os riachos aqui avaliados têm a mesma característica e todos são sombreados. Outra hipótese para a maior contribuição das fontes autóctones se dá por sua alta qualidade alimentar, como baixa relação C:N e a presença de ácidos graxos essenciais (LAU; LEUNG; DUDGEON, 2008).

Apesar da idéia difundida do Conceito de Contínuo Fluvial (RCC) que teoriza que em riachos de cabeceira a floresta primária possui grande influência na regulação do fluxo de energia e ciclagem de nutrientes (VANNOTE et al., 1980) poucos estudos em ambientes tropicais apontam para essa dependência das fontes alóctones. Coat et al. (2009) em riachos das Guianas encontraram para invertebrados e Tassoni Filho (2010) estudando macroinvertebrados nos mesmos locais de Montana e Terras Baixas apresentados aqui, demonstrou contribuição de 28% do folhiço em Terras Baixas, mas a principal fonte foi o perifíton.

Os riachos também mostraram diferenças na estrutura vertical das teias alimentares, usando os isótopos de nitrogênio ($\delta^{15}N$) para estimar a PT dos consumidores é possível buscar padrões. Análises de dietas a partir da observação do conteúdo estomacal fornecem dados acerca do histórico alimentar relativamente curto de um organismo (minutos ou horas), sendo dependente do estado do item identificado no estomago, já os isótopos fornecem uma estimativa de tempo maior no histórico alimentar (semanas a meses) e mostra a origem dos elementos realmente assimilados pelo organismo (POST, 2002).

O primeiro passo para mensurar a PT de consumidores é estimar qual é o valor do $\delta^{15}N$ dos organismos mais próximos da base da teia alimentar (*linha de base*). Tassoni Filho et al., (dados não-publicados) encontraram valores isotópicos de macroinvertebrados com valores mais empobrecidos em Montana (0,8 a 1,0‰). Contudo, a principal fonte para o consumidores nesses riachos é o seston e essa fonte tem valores isotópicos de $\delta^{15}N$ em torno de 4,2‰, dessa forma é possível que algum fracionamento negativo tenha ocorrido. Porém, o melhor organismo indicador *linha de base* é aquele que apresenta os menores valores de $\delta^{15}N$ (ANDERSON; CABANA, 2007).

Peixes e invertebrados tiveram valores enriquecidos de $\delta^{15}N$ em todos os riachos, diversas espécies têm hábito alimentar onívoro ou insetívoro (Tabela 7), e valores isotópicos ($\delta^{15}N$) variando de: Montana: 7,3 a 9,7‰; Submontana: 6,6 a 8,0‰; Terras Baixas: 5,8 a 9,4‰, esses valores são similares a reportados para peixes predadores em Porto Rico (6,5 a 8,7‰) (MARCH; PRIGLE, 2003), onívoros na Venezuela (7,7 a 9,6‰) (JEPSEN; WINEMILLER, 2002), onívoros no Brasil (7,5 a 8,1‰) (BRITO et al., 2006), e algívoros em Hong Kong (5,9 a 12,1‰) (LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009b).

A máxima posição trófica (PT do predador de topo) pode ser um indicativo do comprimento da cadeia alimentar (POST, 2002; HOEINGHAUS; WINEMILLER; AGOSTINHO, 2008), ao comparar os riachos no gradiente vemos: Terras Baixas 4,9 *G. brasiliensis*; Submontana: 4,5 *G. pantherinus*; Montana: 5,7 *Trichomycterus* sp. Em riachos de Montana são encontrados os maiores comprimentos da cadeia alimentar, com +1,2 PT de riachos de submontana. Post et al. (2002) sugere que o tamanho do ecossistema, riqueza de espécies e produtividade podem influenciar no comprimento da cadeia alimentar, contudo, descartamos as hipóteses de tamanho e produtividade, já que esses riachos são de tamanho e produtividade semelhantes, contudo, apesar da menor riqueza de peixes, Tassoni Filho (2010) encontrou nesses riachos de floresta Montana os maiores valores de riqueza e diversidade de macroinvertebrados bentônicos.

Provavelmente, a escolha do organismo *linha de base* e os valores isotópicos dos consumidores tenham mais influência, quanto menor o valor isotópico ($\delta^{15}N$) do *linha de base* maior será a posição trófica do consumidor e os menores valores isotópicos de *linha de base* são os de riachos de Montana, além disso, valores elevados de $\delta^{15}N$ do consumidor também indicam posição trófica elevada, e a média isotópica dos consumidores analisados em Montana também é a mais alta.

A PT baseada em uma *linha de base* pode superestimar a PT de algumas espécies consideradas algívoras ou herbívoras, como *A. tajasica* (PT>4,0), principalmente se a as fontes autóctones são mais enriquecidas ($\delta^{15}N$) que as fontes alóctones (LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009), contudo, a abordagem tradicional que agrupa animais em níveis tróficos discretos pode simplificar e subestimar o grau de complexidade e prevalência da onivoria em riachos tropicais.

4.2 Uso do solo

Mudanças na cobertura do solo, além de alterar a composição e abundância de espécies nos riachos (STAUFFER; GOLDSTEIN; NEWMAN, 2000; GERHARD, 2005) tem diversas implicações na dieta (ROWE et al., 1999; FERREIRA, 2004, 2008) e consequentemente nas vias energéticas dos nutrientes. Características do habitat como a estrutura do canal, profundidade e velocidade da água, fluxo e

composição do substrato são importantes para a fauna local (ROLLA et al., 2009). Além disso, a zona ripária tem uma importante função, ligando o riacho a sua bacia, já que essas zonas influenciam na incidência de radiação solar, temperatura da água, carga de nutrientes e fontes de energia (SCHIEMER; ZALEWSKI, 1992).

No entorno do Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia, podemos encontrar diversos riachos em condições variadas de alteração e com diferentes graus de impacto, como riachos em matriz de floresta exótica (*Eucalyptus* sp), com mata ciliar degradada, e riachos em matriz de pastagem, com ausência total da vegetação marginal, o que possibilita avaliar essas mudanças e suas consequências.

O valor de $\delta^{13}C$ das plantas C_3 é mais negativo em floresta (-33‰) e menos negativo na pastagem (-28‰). Ambientes onde a quantidade de luz é menor e não há restrição à água as plantas C_3 tem menores valores de $\delta^{13}C$ (MARTINELLI et al., 2009). Ometto et al. (2006) comparando plantas C_3 no Cerrado e na Amazônia, verificaram que as plantas do cerrado apresentaram sinal isotópico de $\delta^{13}C$ menos negativos (-31 a -24‰) que plantas da floresta (-37 a -32‰).

A ausência de gramíneas C_4 em floresta já era esperada, já que essas plantas não toleram ambientes sombreados, e por conta disso não foram consideradas como uma possível fonte alimentar basal neste ambiente. Essas plantas toleram intensas taxas luminosas e durante a fixação do CO_2 há uma menor discriminação dos átomos de ^{13}C em relação às C_3, com isso o valor isotópico se torna mais positivo, valores típicos observados para essas plantas estão entre -11‰ a -15‰ (MARTINELLI et al., 2009).

Não foi encontrada diferença significativa entre os valores isotópicos de $\delta^{13}C$ medidos para o perifíton nos diferentes usos do solo, já para o seston os valores foram mais negativos na floresta. Contudo, ambas as fontes, em cada uso do solo, tiveram valores de $\delta^{13}C$ próximos às respectivas plantas C_3 no mesmo uso do solo. A sobreposição no sinal isotópico ($\delta^{13}C$) entre algas e plantas terrestres é mais observada em corredeiras de pequenos rios, onde as algas acabam fixando o CO_2 atmosférico (MICHENER; LAJTHA, 2007). Entretanto, nos riachos de pastagem não foram observadas corredeiras nos trechos amostrados.

Diferentemente das plantas terrestres, os produtores aquáticos assimilam C derivado do carbono inorgânico (CID), que é influenciado pelos processos físico-

químicos e biológicos que ocorrem na água (FINLAY, 2004). Em riachos temperados de cabeceira, o CO_2 está em altas concentrações devido às entradas do solo e da água subterrânea, nessas condições o $\delta^{13}C$ das algas fica mais negativo que do detrito terrestre (FINLAY, 2004). Isso não foi observado nos riachos inseridos em nenhum dos usos do solo. Contudo, estimar o valor das algas que compõem o perifíton ou o seston é extremamente difícil devido à dificuldade de isolar amostras puras de microalgas dos organismos heterótrofos, dessa maneira, isso pode ser um obstáculo para determinar o papel desses organismos como fontes de energia para as cadeias alimentares aquáticas (FINLAY, 2001; HESSEN et al., 2003).

Por outro lado, o valor de $\delta^{13}C$ encontrado para o seston em pastagens (-25‰) reforça a hipótese de classificá-lo como fonte autóctone, já que ele não reflete o valor isotópico da vegetação do entorno, como verificado em pastagens, onde a vegetação dominante são gramíneas (C_4, $\delta^{13}C$: -12‰). Outra possível origem do seston seria a matéria orgânica do solo, refletindo uma antiga origem C_3 da floresta, mas esta hipótese foi descartada por se tratar de uma pastagem com mais de 40 anos.

Os sinais isotópicos de $\delta^{13}C$ para as fontes basais C_3, perifíton e seston, foram muito próximos ou se sobrepuseram, e a sobreposição ou grande variabilidade nos valores das fontes pode tornar a aplicação dos isótopos ineficaz, para uso como traçadores de nutrientes ou fontes de energia (PHILLIPS; GREGG, 2003), já que uma das premissas pra o uso é que as fontes tenham sinais isotópicos distintos. Contudo, modelos de mistura que usam dois ou mais isótopos de diferentes fontes, ajudam a minimizar esse problema incorporando as variabilidades dos valores no modelo (MOORE; SEMMENS, 2008). Logo, o uso do $\delta^{15}N$ no modelo é vantajoso sobre os modelos de mistura simples.

As fontes basais tiveram valores de $\delta^{15}N$ mais positivos nos ambientes alterados (Tabela 12). Variação natural ou alterações antrópicas no ciclo do nitrogênio pode criar diferenças no $\delta^{15}N$ das fontes alimentares. Das potenciais causas de variação espacial no $\delta^{15}N$ em riachos, a perturbação humana é a principal causa de mudanças nos produtores e na biota de ambientes aquáticos (MICHENER; LAJTHA, 2007).

Alterações na concentração do nitrato resultam em mudanças no $\delta^{15}N$ de produtores, principalmente autóctones, dentre as principais causas de entrada de

nitrato nos riachos estão: fertilizantes, dejetos animais, esgoto humano, alimentação de animais confinados e lavagem de solos agrícolas (MICHENER; LAJTHA, 2007).

Neill et al. (2001) examinaram a influência do gado nas concentrações de N e P na região amazônica e encontraram focos de assoreamento e enriquecimento desses nutrientes com maior intensidade em riachos de pastagem. Além disso, em áreas agrícolas onde dejetos animais são usados como fertilizantes, o $\delta^{15}N$ de organismos aquáticos mostra correlação positiva com a cobertura de área agrícola nas bacias (UDY; BUNN, 2001; ANDERSON; CABANA, 2005). Em riachos canadenses, analises longitudinais no $\delta^{15}N$ de consumidores primários mostrou que o $\delta^{15}N$ está correlacionado ao uso da terra, a porcentagem de uso com agricultura explica 69% da variação total do $\delta^{15}N$ (CABANA; ANDERSON, 2005). Ferreira (2008) encontrou a mesma relação para peixes na bacia do rio Corumbataí/SP, em riachos com menor cobertura florestal no entorno, os consumidores tiveram maior valor de $\delta^{15}N$. Isso pode ser causado pelo aumento do processo de denitrificação no solo e na água que vai ao rio.

Em eucalipto o aumento no $\delta^{15}N$ dos produtores provavelmente se deva e entrada de nutrientes provenientes do cultivo do eucalipto, já nas pastagens é bem comum a presença do gado, criação de outros animais como porcos e até mesmo dejetos humanos em alguns trechos do rio.

Outra fonte de variação no $\delta^{15}N$ dos produtores foi descrito por Lau, Leung, Dudgeon (2009b) que encontraram fontes autóctones mais positivas em riachos menos sombreados em Hong Kong, isso se dá com a diminuição da cobertura vegetal e aumento da entrada de luz, aumentando a produção primária (MARCH; PRINGLE, 2003), esse fato pode ocorrer nos riachos de Eucalipto, que possuem vegetação marginal, mas muito degradada.

Os consumidores desses riachos também apresentam a tendência nos valores isotópicos das fontes basais nos diferentes usos do solo. Os valores de $\delta^{15}N$ foram menores em floresta e mais positivos em eucalipto e pastagem, analisando toda a comunidade, pastagem foi 3,4‰ mais positiva que floresta. O $\delta^{13}C$ segue o mesmo padrão das fontes basais, os consumidores em floresta tiveram os valores mais negativos e em pastagem os mais positivos, isso demonstra a capacidade do uso dos isótopos na determinação de padrões quanto ao uso da energia e dos nutrientes.

Analise da contribuição fornecidas pelo MixSIR mostra as mudanças marcantes na dependência das fontes basais pelos consumidores, há um crescente na contribuição das fontes alóctones a medida que muda a cobertura vegetal do entorno. Em floresta a contribuição alóctone é de 3%, em eucalipto é de 23% e em pastagem é de 58%, o aumento se dá principalmente pela entrada de C_4 nas teias alimentares.

Dentre os consumidores riachos de floresta, o lambari *A. scabripinnis* e o cambeva *Trichomycterus* sp dependem exclusivamente do seston para a manutenção da biomassa. *A. scabripinnis* é considerado onívoro em riachos de encosta da Serra da Mantiqueira/SP e que se alimenta preferencialmente de insetos terrestres e ocasionalmente ninfas de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Odonata e Megaloptera) (BRAGA; GOMIERO, 2009), nossos resultados sugerem que a espécie assimila C e N de invertebrados aquáticos que fazem parte da sua dieta ocasional. Já *Trichomycterus* sp se alimenta basicamente de insetos aquáticos (Diptera e Trichoptera) (CASATTI, 2002), os isótopos confirmam esses dados. *C. japuhybense* é descrito como insetívoro, que ingere 100% insetos aquáticos (SABINO; CASTRO, 1990), os resultados confirmam esse hábito alimentar e além do seston o perifíton é outra fonte importante. *Pareiorhina* sp. descrito como detritívoro (ROLLA et al.,2009) é mantido pelo perifíton, assimilando detrito rico nesse material ou larvas de insetos que se pastejam sobre ele.

Apenas o caranguejo (Trichodactylidae), apesar de também assimilar C e N do seston, tem contribuição de fontes alóctones, March e Pringle (2003) demonstraram a dependência de detrito de origem terrestre para caranguejos em riachos tropicais, além disso, esses animais possuem um hábito semiterrestre, o que justifica essa contribuição, este grupo, juntamente com anuros, está nos primeiros níveis tróficos da teia alimentar (Figura 9).

Em eucalipto, os consumidores assimilam uma mistura de fontes autóctones e alóctones, apenas *N. microps* depende exclusivamente de perifíton. O perifíton também é a principal fonte para a maioria das espécies, alto valor do 5° percentil dessa fonte (Figura 10) indica essa contribuição expressiva. Poucos trabalhos comparam comunidades de florestas exóticas a florestas naturais. Hicks (1997) estudou as fontes de carbono para a comunidade de invertebrados e alguns peixes em florestas exóticas de *Pinus radiata* na Nova Zelândia e verificou que a principal fonte são detritos C_3. Tassoni Filho (2010) encontrou para os riachos aqui estudados

um consumo de folhiço e seston para os macroinvertebrados, nesse trabalho o autor exclui as C_4 das análises. Nossos resultados indicam uma contribuição muito pequena de C_3 (9%). Como demonstrado na discussão anterior sobre o gradiente altitudinal, o perifíton é uma das principais fontes de C e N para consumidores aquáticos em riachos tropicais, em eucalipto ele contribui com 39% da biomassa de toda a comunidade, o seston é outra fonte importante com 35%.

Em pastagem, as espécies *R. quelen*, *H. ancistroides*, *N. microps*, *P. caudimaculatus*, o caranguejo e anuros têm contribuição mínima (5º percentil) significativa do perifíton, essa fonte contribui com 37% para toda a comunidade, seguido de gramíneas C_4 (31%) e plantas C_3 (27%). Pouca importância tem sido dada às plantas C_4 em ambientes tropicais. Em rios pouco carbono das macrófitas C_4 é assimilado por consumidores secundários (LEWIS et al., 2001). Bunn, Davies e Kellaway. (1997) estudando cadeias alimentares em matriz de gramíneas C_4 concluíram que a ausência significativa de material de origem C_3 e o aumento da produção primária interna nesses riachos, fez a comunidade consumir material autóctone. Porém nos riachos estudados encontramos grande contribuição das plantas C_4 na dieta os consumidores.

Ferreira (2008) avaliando a alimentação de duas espécies do gênero *Astyanax* encontrou uma contribuição de até 39% de plantas C_4 para essas espécies em riachos de pastagem, enquanto que em floresta secundária a contribuição foi de 20%, contudo o autor conclui que as algas são as responsáveis pela manutenção das espécies Para o mesmo gênero, Vieira (2005) encontrou contribuição entre 32 e 63% das plantas C_4 em microbacias com cobertura de pastagem, o autor também encontrou contribuição do fitoplâncton e uma mistura entre fontes C_3 e C_4. Nossos resultados mostram que *Astyanax scabripinnis* na pastagem tem contribuição exclusiva de fontes alóctones (C_3: 57% e C_4: 40%).

Clapcott e Bunn (2003) demonstram através de experimentos em florestas nativas de *Eucalyptus* na Austrália que invertebrados preferem alimentar-se de eucalipto (C_3) e consomem gramíneas C_4 apenas na falta do alimento preferencial, esses autores sugerem outras fontes de carbono mais favoráveis ou características anatômicas das C_4 dificultem seu consumo e assimilação.

Os crustáceos na pastagem assimilam uma parte do seu alimento das plantas C_4 e outros invertebrados nessas pastagens também assimilam grande quantidade de C_4 (31%) (Tassoni Filho, 2010). Sugere-se que a onivoria, típica de muitas

espécies de peixes, é a principal responsável pela inclusão de C e N provenientes das fontes C_4 nas teias alimentares desses locais.

Estudos que avaliam o hábito alimentar de peixes através de conteúdo estomacal em rios neotropicais concluem que alimentos alóctones, contribuem de maneira indireta, servindo como fonte de energia para organismos heterotróficos, como larvas de insetos e ninfas, que servirão de alimentos para os peixes (GREGORY et al., 1991; SABINO; SILVA, 2009; BRAGA; GOMIERO, 2009). Porém nossos dados indicam que nem sempre essa afirmativa é valida, invertebrados aquáticos podem ser até considerados itens autóctones, mas em riachos menos impactados, grande parte da energia vem de fontes autóctones e em riachos impactados as fontes alóctones contribuem para as teias alimentares.

Peixes e invertebrados tiveram valores mais positivos de $\delta^{15}N$ que as fontes basais em todos os riachos com diferentes usos do solo, diversas espécies têm hábito alimentar onívoro ou insetívoro, mas espécies reconhecidamente piscívoras ocorrem nas pastagens. Rolla, Esteves e Ávila-da-Silva (2009) associaram a maior biomassa de piscívoros a ambientes mais impactados, pois nesses locais existe maior disponibilidade de alimentos, carga adicional de nutrientes estimula a produção de peixes (PAUL; MEYER, 2001).

Para mensurar a PT de consumidores estimou-se qual é o valor do $\delta^{15}N$ dos organismos mais próximos da base da teia alimentar (*linha de base*). Tassoni Filho et al., (dados não-publicados) encontraram valores isotópicos de macroinvertebrados menores em Floresta (0,8 e 1,0‰) e mais positivos em eucalipto (4,2 e 4,4‰) e pastagem (4,8 e 6,2‰). Contudo, o melhor organismo indicador *linha de base* é aquele que apresenta os menores valores de $\delta^{15}N$ (ANDERSON; CABANA, 2007).

A máxima posição trófica (PT do predador de topo) pode ser um indicativo do comprimento da cadeia alimentar (POST, 2002; HOEINGHAUS; WINEMILLER; AGOSTINHO, 2008), ao comparar os riachos com diferentes usos do solo tem-se: Floresta: 5,7 *Trichomycterus* sp.; Eucalipto: 5,5 *N. microps*; Pastagem: 4,8 *Trichomycterus* sp. Em riachos de pastagem os consumidores têm valores de $\delta^{15}N$ mais elevados, contudo o organismo *linha de base* também é o mais elevado. Assim, vemos um encurtamento da cadeia alimentar nas pastagens.

Provavelmente a escolha do organismo *linha de base* e os valores isotópicos dos consumidores tenham mais influência, quanto menor o valor isotópico ($\delta^{15}N$) do

linha de base maior será a posição trófica do consumidor e os menores valores isotópicos de *linha de base* são os de riachos de Floresta, além disso, valores elevados de $\delta^{15}N$ dos consumidores também indicam posição trófica elevada, e a média isotópica dos consumidores analisados em floresta também é a mais alta.

5 CONCLUSÕES

Ao longo do gradiente altitudinal foi observada a dependência da comunidade das fontes autóctones, principalmente seston e perifíton. Em floresta Montana e Submontana todos os consumidores amostrados assimilaram C e N do seston e/ou perifíton predominantemente. Em riachos de Terras Baixas, apesar de maior entrada de fontes de origem C_3, as fontes basais autóctones mais importantes para sustentar as teias alimentares. Nossos dados confirmam outros estudos em de que a aplicação do Conceito do Contínuo Fluvial não é amplamente aceita na ecologia de riachos tropicais.

Mesmo sendo as algas desproporcionalmente representadas como fontes de matéria orgânica comparada a biomassa das fontes alóctones em riachos tropicais florestados (BRITO et al., 2006), esse estudo mostrou que essas fontes sustentam as teias alimentares nesses locais. Os isótopos estáveis mostram que as teias alimentares nos riachos florestados são complexas, com quatro níveis tróficos ou mais nesses ambientes, além de destacar o alto grau de onivoria, já que várias espécies podem ocupar o mesmo nível trófico.

Nosso estudo mostra a importância do uso dos isótopos estáveis na determinação de padrões alimentares em riachos da Floresta Atlântica e que existem diferenças no funcionamento desse ecossistema provenientes das mudanças altitudinais, como aumento da contribuição das plantas da floresta em riachos de Terras Baixas e mudanças ao na estrutura vertical da cadeia alimentar, sendo assim, medidas de conservação devam respeitar esses padrões.

Nossos resultados também reforçam a conservação da floresta ripária e controle da entrada de nutrientes provenientes da agricultura ou produção animal para a manutenção da integridade das cadeias alimentares aquáticas. Como observado, a conversão da zona ripária em cultivo de eucalipto ou em pastagens altera o fluxo de C e N nesses riachos, sendo que as cadeias alimentares se tornam mais heterotróficas, aumentando sua dependência de fontes alóctones, como plantas C_3 e gramíneas C_4. A perda das fontes preferenciais altera o funcionamento e estrutura da comunidade de peixes e leva a uma mudança no funcionamento do ecossistema.

Essas informações podem levar a uma melhor compreensão de como mudanças no uso do solo, mudanças climáticas, alterações nas propriedades hidrológicas influenciam a estrutura das comunidades aquáticas e como os nutrientes ciclam nesses ecossistemas.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, C.; CABANA, G. Delta N-15 in riverine food webs: effects of N inputs from agricultural watersheds. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 62, p. 333–340, 2005.

_____. Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 26, n. 2, p. 273-285, 2007.

ANDRADE, T.M.B.; CAMARGO, P.B.; SILVA, D.M.L.; PICCOLO, M.C.; VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; JOLY, C.A.; MARTINELLI, L.A. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the coastal atlantic forest in Southeast Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 214, p. 393–408, 2011.

BARBEE, N.C. Grazing insects reduce algal biomass in a neotropical stream. **Hydrobiologia**, Haugue, v. 532, p. 53–65, 2005

BEN-DAVID, M.; HANLEY, T.A.; KLEIN, D.R. SCHELL, D.M. Seasonal changes in diets of coastal and riverine mink: the role of spawning Pacific salmon. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 75, p. 803-811, 1997.

BENSTEAD, J.P.; MARCH, J.M.; FRY, B.; EWEL, K.C.; PRINGLE, C.M. Testing isosource: stable isotope analysis of a tropical fishery with diverse organic matter sources. **Ecology**, New York, v. 87, n. 2, p. 326-333, Feb. 2006.

BOUTTON, T.W. Stable carbon isotope ratios of natural materials: II. Atmospheric, terrestrial, marine, and freshwater environments. In: COLEMAN, D.C.; FRY, B. (Ed.). **Carbon Isotope Techniques**. New York: Academic Press, 1991. chap. 11 p. 173-185.

BRAGA, F.M.S.; GOMIERO, L.M. Alimentação de peixes na microbacia do Rio Grande, Serra da Mantiqueira oriental, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 207-212, set. 2009.

BRITO, E.F.; MOULTON, T.P.; SOUZA, M.L de; BUNN, S.E. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. **Austral Ecology**, Carlton, v. 31, p. 623-633, 2006.

BRITSKI, H.A.; SATO, S.; ROSA, A.B.S. **Manual de identificação de peixes da região de Três Marias** (com chaves de identificação para peixes da Bacia do Rio São Francisco). 2.ed. Brasília: CODEVASF, 1986. 115 p.

BUNN, S.E.; DAVIES, P.M.; KELLAWAY, D.M. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 48, p. 173-179, 1997.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J.B. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington v. 93, n. 20, p. 10844-10847, Oct. 1996.

CASATTI, L. Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 2, n. 2, p. 1-14, nov. 2002.

CLAPCOTT, J.E.; BUNN, S.E. Can C_4 plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? **Freshwater Biology**, Oxford, v. 48, p. 1105-1116, 2003.

COAT, S.; MONTI, D.; BOUCHON, C.; LEPOINT, G. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 54, p. 1028–1041, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidades das águas litorâneas no Estado de São Paulo**: balneabilidade das praias. 2005. São Paulo, 2006. 254 p.

_____. **Relatório de qualidades das águas litorâneas no Estado de São Paulo**, 2006. São Paulo, 2007. 327 p.

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

DeNIRO, M.J.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Washington, v. 42, p. 495-506, 1978.

DOUGLAS, M.M.; BUNN, S.E.; DAVIES, P.M. River and wetland food webs in Australia's wet-dry tropics: general principles and implications for management. **Marine and Freshwater Research,** East Melbourne, v. 56, p. 329-342, 2005.

DUDGEON, D.; CHEUNG, F.K.W.; MANTEL, S.K. Foodweb structure in small streams: do we need different models for the tropics? **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 29, n. 2, p. 395-412, Feb. 2010.

ENGLAND, L.E.; ROSEMOND, A.D. Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 49, p. 721-734.

FERREIRA, A. **Ecologia trófica de Astyanax paranae (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do Rio Passa-cinco, Estado de São Paulo**. 2004. 56 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

_____. **Ecologia trófica de duas espécies de caracídeos e suas relações com a cobertura do solo em córregos da bacia do rio Corumbataí (SP), utilizando-se a metodologia isotópica**. 2008. 112 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

FINLAY, J.C. Stable-carbon-isotope ratios of river biota: Implications for energy flow in lotic food webs. **Ecology**, Tempe, v.82, p.1052–1064, 2001.

FINLAY, J.C. Patterns and controls of lotic algal stable carbon isotope ratios. **Limnology and Oceanography**, Ottawa, v. 49, p. 850–861, 2004.

FOLHES, M.T.; RENNÓ, C.D.; FISCH, G. Caracterização espaço-temporal do regime pluviométrico na parte paulista da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO,1., 2007, Taubaté. **Anais**... Taubaté: IPABHi, 2007. p.359-361.

FORSBERG, B.R.; ARAUJO-LIMA, C.A.R.M.; MARTINELLI, L.A.; VICTORIA, R.L.; BONASSI, J.A. Autotrophic carbon sources for fish of the Central Amazon. **Ecology**, Tempe, v. 74, n. 3, p. 643-652, 1993.

FRY, B.; MUNFORD, P.L.; FOX, D.D.; WARREN, G.L.; HAVENS, K.E.; STEINMAN, A.D. Trophic position and individual feeding histories of fish from lake Okeechobee, Florida. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 56, p. 590-600, 1999.

GERHARD, P. **Comunidade de peixes de riachos em função da paisagem da Bacia do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo**. 2005. 241 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W. A.; CUMMINGS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. Bioscience, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

HARVERY, C.J.; KITCHELL, J.F. A stable isotope evaluation of the structure and spatial heterogeneity of a Lake Superior food web. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 1395-1403, 2000.

HESSEN, D.O.; ANDERSEN, T.; BRETTUM, P.; FAAFENG, B.A. Phytoplankton contribution to sestonic mass and Elemental ratios in lakes: implications for zooplankton nutrition. **Limnology and Oceanography**, Ottawa, v. 48, n. 3, p. 1289-1296, 2003.

HICKS, B.J. Food webs in forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: a study based on analyses of stable isotopes of carbon and nitrogen, and fish gut contents. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 31, p. 651-664, 1997.

HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O.; AGOSTINHO, A.A. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. **Oikos**, Copenhagen, v. 117, p. 984-995, 2008.

INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICA – IPT. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos da Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Litoral Norte – UGRHI-3**. 2000. 30 p. (Relatório 46.172).

INSTITUTO FLORESTAL - IF. **Unidades de Conservação do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/PE_SERRA_MAR/index.asp>. Acesso em 01 out. 2011.

JACKSON, A.L.; INGER, R.; BEARHOP, S.; PARNELL, A. Erroneous behavior of MixSIR, a recently published Bayesian mixing model: a discussion of Moore & Semmens, Ecology Letters, 2008. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. E1-E5, 2009.

JEPSEN, D.B.; WINEMILLER, K.O. Basin geochemistry and isotopic ratios of fishes and basal production sources in four neotropical Rivers. **Ecology of Freshwater Fish**, Copenhagen, v. 16, p. 267-281, 2007.

LAU, D.C.P.; LEUNG, K.M.Y.; DUDGEON, D. Experimental dietary manipulations for determining the relative importance of allochthonous and autochthonous food resources in tropical streams. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 139-147, 2008.

LAU, D.C.P.; LEUNG, K.M.Y.; DUDGEON, D. Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams? **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 28, n. 2, p. 426-439, Apr. 2009.

_____. What does stable isotope analysis reveal about trophic relationships and the relative importance of allochthonous and autochthonous resources in tropical streams? A synthetic study from Hong Kong. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 54, p. 127-141, 2009.

LEWIS, W.M.Jr.; HAMILTON, S.K.; RODRÍGUEZ, M.A.; III, J.F.S.; LASI, M.A. Foodweb analysis of the Orinoco floodplain based on production estimates and stable isotope data. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 20, n. 2, p. 241-254, 2001.

LOWE-McCONNEL, R.H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 382 p.

MANTEL, S.K.; SALAS, M.; DUDGEON, D. Foodweb structure in a tropical Asian forest stream. **Journal of the North American Benthological Society**, Lawrence, v. 23, p. 728–755, 2004.

MARCH, J.G.; PRINGLE, C.M. Food web structure and basal resource utilization along a tropical island continuum, Porto Rico. **Biotropica**, Washington, v. 35, n. 1, p. 84-93, Mar. 2003.

MARCH, J.G.; PRINGLE, C.M.; TOWNSEND, M.J.; WILSON, A.I. Effects of freshwater shrimp assemblages on benthic communities along na altitudinal gradient of a tropical island stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, p. 377-390, 2002.

MARTINELLI, L.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERRAZ, E.S.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.de; MOREIRA, M.Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 144 p.

MARTINS, S.C. **Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo**. 2010. 175 p. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.;CARAMASCHI, E.P. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish population and communities in the Southeast of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, p. 205-216, 2000.

McCUTCHAN, J.H.JR.; LEWIS, W.M., KENDALL, C.;McGRATH, C.C. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. **Oikos**, Copenhagen, v. 102, p. 378–390, 2003.

MENEZES, N.A. Methods for assessing freshwater fish diversity. In: BICUDO, C.E.M.; MENEZES, N.A. (Ed.). **Biodiversity in Brazil**: a first approach. São Paulo: CNPq, 1996. p. 289 – 295.

MENEZES, N.A.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, S.H.; WEITZMAN, M.J. Peixes de riacho da Floresta Costeira Atlântica Brasileira: um conjunto pouco conhecido e ameaçado de vertebrados. **Academia de Ciências do Estado de São Paulo**, São Paulo, v. 1, p. 290-295, 1990.

MENEZES, N.A.; WEITZMAN, S.H.; OYAKAWA, O.T.; LIMA, F.C.T. de.; CASTRO, R.M.C.; WEITZMAN, M.J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica**: listra preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo, 2007. 408 p.

MICHENER, R.; LAJTHA, K. **Stable isotopes in ecology and environmental science**. 2.nd ed. Malden: Blackwell Publishing, 2007. 566 p.

MONTEIRO, S.; KAZ, L (Ed.). **Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Edições Alumbramento/Livroarte, 1991/92. 185p.

MOORE, J.W.; SEMMENS, B.X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. **Ecology Letters**, Oxford, v. 11, p. 470–480, 2008.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v 32, n. 4b, 786–792, Dec. 2000.

MOULTON, T.P.; SOUZA, M.L.; SILVEIRA, R.M.L.; KRSULOVIC, F.A.M.; SILVEIRA, M.P.; ASSIS, J.C.F.de; FRANCISCHETTI, C.N. Patterns of periphyton are determined by cascading trophic relationships in two neotropical streams. **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 61, p. 57-64, 2010.

MURRAY-SMITH, C.; BRUMMITT, N.A.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; BACHMAN, S.; MOAT, J.; LUGHADHA, E.M.N.; LUCAS, E.J. Plant diversity hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 1, p. 151–163, Feb. 2009.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 852-858, 2000.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 6, p. 1817-1828, 2001.

OMETTO, J.P.H.B. ; EHLERINGER, J.R.; DOMINGUES, T.F.; BERRY, J.A.; ISHIDA, F.Y.; MAZZI, E.; HIGUCHI, N.; FLANAGAN, L.B.; NARDOTO, G.B.; MARTINELLI, L.A. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, p. 251-274, 2006.

OYAKAWA, O.T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K.C.; NOLASCO, J.C. **Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo**. São Paulo: Editora Neotrópica, 2006. 201 p.

PADGURSCHI, M.C.G.; PEREIRA, L.P.; TAMASHIRO, J.Y.; JOLY, C.A. Floristic composition and similaritie between areas of Montane Atlantic Rainforest, São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 139-152, Jun. 2011.

PALHARES, J.C.P.; RAMOS, C.; KLEIN, J.B.; LIMA, J.M.M. de; MULLER, S.; CESTONARO, T. **Medida de vazão em rios pelo método do flutuador**. Concordia: EMBRAPA, 2007. 4 p.

PAUL, M.J.; MEYER, J.L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 32, p. 333-365, 2001.

PETERSON, B.J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 293-320, 1987.

PHILLIPS, D.L. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique. **Oecologia**, Berlin, v. 127, p. 166-170, 2001.

PHILLIPS, D.L.; GREGG, J.W. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. **Oecologia**, Berlin, v.136, p. 261-269, 2003.

PIMM, S.L. **Food Webs**. Chicago: University of Chicago Press, 2002. 219 p.

POST, D.M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods and assumptions. **Ecology**, New York, v. 83, n. 3, p. 703-718, Mar. 2002.

ROACH, K.A.; WINEMILLER, K.O.; LAYMAN, C.A.; ZEUG, S.C. Consistent trophic patterns among fishes in lagoon and channel habitats of a tropical floodplain river: evidence from stable isotopes. **Acta Oecologica**, Paris, v. 35, p. 513-522, 2009.

ROLLA, A.P.P.R.; ESTEVES, K.E.; ÁVILA-DA-SILVA, A.O. Feeding ecology of a stream fish assemblage in a Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 65-76, Mar. 2009.

ROWE, D.K.; CHISNALL, B.L.; DEAN, T.L.; RICHARDSON, J. Effects of land use on native fish communities in east coast streams of the North Island of New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, Wellington, v. 33, p. 141-151, 1999.

SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia,** Rio de Janeiro, v. 50, n. 1, p. 23-36, fev. 1990.

SABINO, J.; SILVA, C.P.D. e. História natural de peixes da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In: MARQUES, O.A.V.; DULEBA, W. (Ed.). **Estação Ecológica Juréia-Itatins Ambiente Físico, Flora e Fauna**. 1 ed. Ribeirão Preto: Holos, 2004. chap. 20, p. 230-242.

SALEMI, L.F. **Balanço de água e de nitrogênio em uma microbacia coberta por pastagem no litoral norte do Estado de São Paulo**. 2009. 86 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Atlas das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo.** pt: 1. Litoral. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; CESP, 1996. 47 p.

SCHIEMER, F.; ZALEWSKI, M. The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. **Netherlands Journal of Zoology**, Leiden, v. 42, p. 323-335, 1992.

SEMMENS, B.X.; MOORE, J.W.; WARD, E.J. Improving Bayesian isotope mixing models: a response to Jackson et al. (2009). **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. E6-E8, 2009.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período 2005-2008**. São Paulo. Fundação SOS Mata Atlântica; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. 1v.

STATSOFT, INC. (2005). **STATISTICA** (data analysis software system), version 7.1. Disponível em: <http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 01 janeiro 2011.

STAUFFER, J.C; GOLDSTEIN; R.M.; NEWMAN, R.M. Relation of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in the agricultural streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 57, p. 307-316, 2000.

TABARELLI, M.; VILLANI, J.P.; MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundária em trecho da floresta atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 5, n. 1, p. 99-112, 1993.

TASSONI FILHO, M. **Estudo da assembleia de macroinvertebrados em riachos da Mata Atlântica, utilizando a técnica isotópica de δ^{13}C e δ^{15}N**. 2010. 79 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2010.

TREVISAN, R. **Estudo do balanço hídrico e da dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com plantação florestal de eucalipto no litoral norte do estado de São Paulo**. 2009. 110 p. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Meio Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

UDY, J.W.; BUNN, S.E. Elevated δ^{15}N values in aquatic plants from cleared catchments: why? **Marine and Freshwater Research**, East Melbourne, v. 52, p. 347–351, 2001.

UIEDA, V.S.; BARRETO, M.G. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do Rio Capivara, Bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 1, n. 1, p. 55-67, 1999.

UIEDA, V.S.; UIEDA, W. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two Field study methodologies. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 6, n. 3, p. 377-388, Aug. 2001.

VANDER ZANDEN, J.M.; SHUTER, B.J.; LESTER, N.; RASMUSSEN, J.B. Patterns of food chain length in lakes: a stable isotope study. **The American Naturalist**, Chicago, v. 154, n. 4, p. 406-416, Oct. 1999.

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

VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Brasília: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 123 p.

VIEIRA, I. **Alterações nas fontes alimentares disponíveis a ictiofauna, utilizando isótopos estáveis de carbono**. 2005. 76 p. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VILELLA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S.M. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in na Atlantic forest river in southern Brazil. **Brazilian Archieves of Biology and Technology**, Curitiba, v. 42, n. 2, p. 223-232, jun. 2002.

WALLACE, J.B.; EGGERT, S.L.; MEYER, J.L.; WEBSTER, J.R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, Washington, v. 277, p. 102–104, 1997.

WINEMILLER, K.O.; ZEUG, S.C.; ROBERTSON, C.R.; WINEMILLER, B.K.; HONEYCUTT, R.L. Food-web structure of coastal streams in Costa Rica revealed by dietary and stable isotope analyses. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 27, p. 463-476, 2011.