

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**Andressa da Silva Reis**

**Estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas em riachos de Mata Atlântica:  
influência do gradiente de impactos em escala local e de microbacia**

**Juiz de Fora  
2016**

**Andressa da Silva Reis**

**Estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas em riachos de Mata Atlântica:  
influência do gradiente de impactos em escala local e de microbacia**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial a obtenção do grau de Doutorado em Ecologia. Área de concentração: Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Míriam Pilz Albrecht

Coorientador: Prof. Dr. Stuart E. Bunn (Griffith University, Austrália)

**Juiz de Fora  
2016**

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

da Silva Reis, Andressa.

Estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas em riachos de Mata Atlântica: influência do gradiente de impactos em escala local e de microbacia / Andressa da Silva Reis. -- 2016.

159 p.

Orientadora: Míriam Pilz Albrecht

Coorientadora: Stuart E. Bunn

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2016.

1. Atividades antrópicas. 2. Isótopos estáveis. 3. Dieta. 4. Teias tróficas. 5. Riachos tropicais. I. Pilz Albrecht, Míriam, orient. II. Bunn, Stuart E., coorient. III. Título.

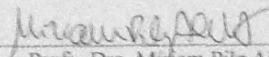
**"ESTRUTURA E DINÂMICA TRÓFICA DAS COMUNIDADES AQUÁTICAS EM  
RIACHOS E MATA ATLÂNTICA: INFLUÊNCIA DO GRADIENTE DE IMPACTOS EM  
ESCALA LOCAL E DE MICROBACIA."**

**Andressa da Silva Reis**

Orientadora: Profa. Dra. Miriam Pilz Albrecht

Tese apresentada ao Instituto de  
Ciências Biológicas, da  
Universidade Federal de Juiz de  
Fora, como parte dos requisitos  
para obtenção do Título de  
Doutor em Ecologia Aplicada ao  
Manejo e Conservação de  
Recursos Naturais.

Aprovado em 24 de novembro de 2016.



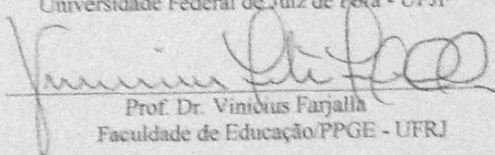
Profa. Dra. Miriam Pilz Albrecht  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



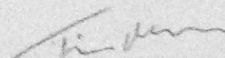
Profa. Dra. Ana Cristina Petry  
Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Ambiental de Macaé/ NUPEM - UFRJ



Prof. Dr. André Megali Amado  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



Prof. Dr. Vinícius Farjalla  
Faculdade de Educação/PPGE - UFRJ



Prof. Dr. Timothy Moulton  
Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução/PPGEE - UERJ

Dedico este trabalho à minha Mãe Iraídes, pela força, pelo amor e pela dança!  
Você é minha inspiração de persistência! Amo você!

Dedico também às outras mulheres de minha vida, que me inspiram força, determinação, perdão e amor, minhas queridas irmãs: Sandra, Selma, Simone e Sheila. Amo vocês! Vocês fazem parte do que sou hoje! Espero um dia retribuir em dobro! Muito obrigada por tudo!

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Míriam Pilz, pela amizade e confiança. Que de maneira sincera e acolhedora me recebeu, nos meus primeiros meses na crazy Rio (que a princípio eram para só dois dias, rs) em sua casa amada. Com sua peculiar sinceridade e singularidade, sempre me encorajou e instigou a novos caminhos, gostos e pensamentos. Tens um coração que não cabe no peito! Porém, seletivo é claro, sorte a minha ;) (Mentira, teu coração é mole, rs, era só uma maneira de dizer que sou e sempre serei a preferida, rs). Obrigada por ter me escutado milhares de vezes, pelos preciosos conselhos e ajuda. Sinto-me especial e agraciada pelas coincidências da vida, que não só me deu uma maravilhosa orientadora, mas também uma amiga para vida. Aproveito para agradecer à sua Família querida, que sempre me acolheram muito bem: João, Super Matias, Daniel, Graça e Maria.

Ao meu querido orientador estrangeiro, Stuart Bunn, que não hesitou em me aceitar como aluna, recebendo-me com carinho e amizade no Instituto. Obrigada pela paciência e grande carisma. Obrigada também pelos Milhares de insights! Sem você, o trabalho certamente não seria o mesmo! A você, minha admiração!

À Prof Erica Caramaschi, pelo grande afeto e atenção de sempre. Obrigada por abrir as portas à família Labequiana, me recebendo não só no Labeco, mas também em sua casa nos dias da seleção, e por também ter me dado a oportunidade de seguir com a Míriam. Obrigada também pelos milhares ensinamentos, não só de valores para vida pessoal mas também profissional. Sua ética, amor e dedicação ao trabalho brilham e me inspiram. Obrigada!

Ao Brian Fry, que com seu jeito especial e genialidade, abriu os meus horizontes no mundo da ciência, mostrando-me caminhos inabitáveis de minha mente, em uma viagem transcendental que espero nunca mais deixar! Obrigada por me ensinar outra maneira de ver a vida e a ciência, este maravilhoso mundo, com seus milhares desafios e grandeza lindamente natural.

À Universidade Federal de Juiz Fora (UFJF) pela bolsa monitoria concedida durante o todo doutorado (4 anos). À FAPERJ pelo financiamento de grande parte do projeto de tese (trabalho de campo, análises de isótopos e compra de equipamentos) através do APQ1 2013/01, processo E-26/111.521/2013.

A Capes e ao CNPq pelo apoio financeiro do doutorado sanduíche (10 meses) através do Programa Ciências Sem Fronteira, o qual não só possibilitou as análises de outra parte das amostras de isótopos como também proporcionou a oportunidade de estabelecer e consolidar a colaboração com profissionais renomados da Australian River Institute (ARI).

À coordenação do Programa de Pós-Graduação de Ecologia – UFJF (PGEcol) por todo auxílio e compreensão. Aos nossos querid@s secretári@s: Zé Carlos, por ter me recebido muito bem e pela ajuda. À Rose por achar meus preciosos documentos, rs. Muito obrigada! Ao querido Julio, pela atenção, educação, competência e queridez! Desculpem-me pelo trabalho (certo) que dei a vocês estes anos todos!!! Muito obrigada por tudo!!!

À família do Laboratório de Ecologia de Peixes – UFRJ (Labecopeixes), por todo suporte técnico e emocional nos dias de pouco, médio e muito trabalho. Ao Sérgio, nosso querido técnico, pela paciência e solicitude. À Fernanda Estrela, pela sempre boa disposição e queridez! Ao Rafa Marques, pela valiosíssima ajuda em campo, com você, era certo de que ia dar certo ;). Ao Bruno Eleres pelas valiosas ideias e amizade. À Natália Carina, pela inspiração de dedicação ao trabalho. Andrézinho pelas engraçadas e queridas conversas no lab, e claro, pela ajuda em campo. À querida Ellen, por todo ensinamento, pelo qual, talvez, nunca agradei o suficiente, e nem, talvez, demonstrei o tamanho do afeto que sinto ti: Sim Ellen, eu amo você, rs! Muito, muito obrigada por todas as vezes que me suportou, conversou e me ensinou! À Dani Rosa que fez os dias das análises no laboratório mais agradáveis, de muitas discussões sobre a vida, ou melhor, sobre as loucuras dela. Ao Bruno Althoff pelo especial carinho carioca, e só hoje entendo que em qualquer lugar que você estiver no Rio e para qualquer lugar que vá, vai só levar 20 min. Ao Gabriel Ennes, pelos melhores comentários de sempre e também aos seus queridos Pais (Gelzie e Pedro) por nos salvar, abrigando-nos em seu lar em um dia de terror no campo. Ao Matheus, pela deliciosa companhia e conversa. A Clarissa, pela imensa ajuda, pela inspiração e, pelo, outro lado, especial carinho carioca, mostrando um afeto que transborda de outras formas, saiba que, mesmo não gostando de abraçar, nos sentimos amados. À Dani Sequella, pela amizade e disposição em entrar em siladas comigo. À minha querida xara, Andreza pela empatia paulista instantânea e muito querida. Gisa pela sua ajuda imensa nos trabalhos de campo frenéticos, você sempre será coroada como a rainha da pesca elétrica. À Juba querida, como ela diz: é fofa demais! Sim Juba, é inegável sua fofurez! Obrigada por compartilhar este bondoso e grande coração que só merece amor, amor e amor. Sempre sinto dor no coração toda vez que nos despedimos, rs! Muito obrigada pelas múltiplas tarefas que desempenhou nesta caminhada: campo, Australia, amizade e conselhos pra vida! Aos meus queridos estagiários, que mesmo sem receber nada, me aguentaram e me ajudaram até altas horas de trabalho escravo. À Natália, mulher guerreira, que sempre admirei e sempre me ajudou, imensas gratidões tenho por ti, imensasss! À querida Carol que simplesmente é super fofa, inteligente e amável, me ajudou muito mesmo não tendo tempo para ir ao banheiro, rs, sempre tive

vontade de te carregar no bolso, sabia?rs. Ao Pedro, pela notória boa presença e comentários, você vai longe! À Ju Moraes, pelo carinho e amizade, você é muito querida, mas muito mesmo! À Silvia Terra, pela valiosa ajuda em campo e afeto! Aos querid@s: Helo e Aluizio pela ajuda em campo. Ao Renato pela companhia agradável ao lab. À Marie querida, a qual a empatia foi grande, nos entendíamos e nos dávamos muito bem nas altas horas de trabalho, a troca de conversa sobre cultura, pensamentos e crenças, que me fizeram amá-la ainda mais. Ao Fábio maluco, pessoa ousada e disposta em entrar em doidices comigo, desde os códigos crazys do Arcgis ao campo frenético. Agradeço demais, também, aos outros estagiários que tive pouco contato, mas que me ajudaram bastante: Lidiane, Christian, Ana Carolina, Vanessa, a vocês minha eterna gratidão. Agradeço também à Rafaela pela parceria. Ao Thiago pela valiosa ajuda em campo, obrigada por aquele fatídico dia de campo em que deixou de comer para me levar de volta para casa.

Ao Mário (técnico do Laboratório de Limnologia - UFRJ), pessoa muito, mas muito querida e admirável. Obrigada por toda ajuda nas análises limnológicas, sem ela certamente, nada disso aqui ia ocorrer. Obrigada por compartilhar seu amor ao samba, pelas tardes agradáveis de trabalho e de conversa.

À Camila e Andréia que me receberam ao laboratório do Prof. Alex, no qual estende meu agradecimento, que sem aquela balança TÃO acurada e as muitas cápsulas doadas, o começo seria difícil. Muito obrigada!

Ao Australian Rivers Institute (ARI), pela monstruosa estrutura, que me proporcionou momentos Super agradáveis de trabalhos. Aos membros do Intituto por abriram as portas e quebraram meus preconceitos sobre o trabalho acadêmico, e mostraram outro aspecto de pensar a ciência com conversas SEMPRE construtivas! Ao Rene Diocares e Vanessa Fry pela essencial ajuda no Lab, e por todo esforço, dedicação, compreensão e recepção. A Fernanda querida, pela incrível empatia e pela parceria. Ao Harry por ser o Ozzy mais Ozzy que conheço. Ao Chris, o qual a genialidade nunca foi desculpas para arrogância, pelo contrário, nunca vi tamanha gentileza em muitas conversas construtivas sobre meu trabalho. Aos meus coleg@ do ARI: Fen Guo, pela sua bondade e inspiração, Harmony Patricio pelo seu jeito mais latino de ser e por me compreender sempre, que fizeram dos meus dias no escritório mais agradáveis. Ao Joe a Mittcha pela imensa ajuda de programação no ArcGis, sem vocês, não seria possível utilizar. Ao Clement, pela companhia curta mas representativa. Ao querido Jack, pelo seu amor ao café, por me escutar, pelo suporte emocional, por cada gesto de bondade, pela ajuda sem precisar e pelas boas memórias. Ao querido e sensacional grupo de discussão de isótopos: Juan Tao, Mao Tao, Pascal, que



explodiram de cores com tantos conhecimentos, minha mente, que na época ainda era preto e branco, hoje é nude, rs. Um agradecimento especial a mate Vanessa Reis que me acolheu com muito amor e carinho na terra Aussie. Preciso eu viajar para outro lado do mundo para descobri esta pessoa maravilhosa que é, uma amiga pra vida!

Àqueles que fizeram de minha vida na Austrália muito mais leve e divertida: Steve, pessoa mais que querida, aquele pessoa que o coração é tão grande que nem se mede. Ao querido Lucho por me sentir em casa com seu jeito latino amado. À Dilleta Luna pela supreendente conexão e companhia, ainda sinto pena por não termos conhecido desde o começo. À Marci, Francisco e querida Isis pelo carinho brasileiro de sempre e ajuda na mudança. Aos housemates Jenny, Josh and Fabian you guys made my time in Australia much easier.

Aos meus queridos amados de Sampa: Van (meu amor eterno), Fa (Cid), Fe (gênio), Ro (amada), Wá (querido), Cistão (parceiro), Aninha (querida), Ri (autêntico) e Naty (nossa caçula) e nosso querido caçulo Caetano. Obrigada por oferecer sempre um lar e um porto para voltar.

À minha família de São CaRlos, terra da ternura, mesmo que muitos já não estejam lá, foi lá onde tudo nasceu: Déia, Gisa, Van, Linão, Fe e Gahta, e claro, meus brodes amados Lali e Dé, sempre presentes aqui ou no espaço do pensamento.

À minha família menor, Mãe Iraídes e irmãs: Sandra, Selma, Simone, Sheila, sobrinhos talentosos e amados, a vocês meu amor e minha dedicação eterna, mesmo a distância ;).

À minha vó Maria querida, mulher de força imensurável, tão amada que nem imagina.

Às minhas queridas companhias do Rio: Aninha (amora), Patricia (biski) e Camila (prima querida), que fizeram do meu tempo no Castelo muito em especial e adorável!

Ao meu querido Steve Walborn pelo tanto que me fez feliz nesta caminhada. O apoio foi tamanho, que a gratidão não só será eterna como não pode ser medida. Uma pessoa maravilhosa, incrível e extraordinária que me ensinou tantas coisas e me inspirou em tantas outras, que não tenho dúvidas que ao seu lado sou uma pessoa melhor. Obrigada por compartilhar a sua alegria e partilhar o meu sofrimento com tanta disposição e gratidão. Você é incrível!!! Te admiro tanto como profissional e como pessoa!!! Tive muita, mas muita mesmo, sorte de tê-lo sempre ao meu lado nesta caminhada, do Brasil a NZidi, everywhere. Minha imensa gratidão e meu amor. Muito, muito obrigada e Te amo.

“It takes some time and practice to learn how to use isotopes, just as it takes time and practice to learn how to use a taxonomic key or how to use statistics. Learning to work with isotopes is usually time well spent, for it provides a different way to view ecological connections, a distinct tracer-based perspective that often leads to new discoveries.”

(FRY, 2006, p. 2)

## RESUMO

Inúmeros impactos antrópicos vêm afetando os ecossistemas aquáticos e identificar respostas da biota aquática a esses impactos persiste em um grande desafio aos ecólogos. Com o objetivo de determinar essas respostas sobre diferentes níveis de organização biológica e suas interfaces, são abordadas a ecologia trófica dos peixes e a estrutura e dinâmica das teias tróficas em 20 riachos de 3ª ordem de quatro bacias da região de Mata Atlântica (RJ), em gradiente de impactos relacionados ao uso de solo da microbacia e às medidas estruturais e limnológicas locais. Foram realizadas análises do conteúdo estomacal e de isótopos estáveis de carbono (C) e nitrogênio (N) dos peixes e seus recursos alimentares (macroinvertebrados e recursos basais). O gradiente de alguns impactos tanto em escala local (% de cobertura de dossel) quanto de microbacia (uso de solo e *input* de nutrientes) afetaram a integridade estrutural e funcional das comunidades aquáticas (Capítulos 1, 3 e 4). Foram identificadas variações da proporção de guildas tróficas de peixes e conexões com seus recursos (Capítulo 1), com o aumento das guildas dos Detritívoros e Detritívoros-insetívoros em riachos com alta concentração de nitrogênio total, alta turbidez e baixa temperatura. A métrica H2 (Especialização da teia) foi relacionada a riachos com maior porcentagem de dossel, indicando maior partilha de recursos entre as espécies de peixes (Capítulo 1). Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifíton foram maiores em riachos com menor cobertura vegetal, ao passo que os de  $\delta^{15}\text{N}$  se relacionaram ao conjunto de impactos em escala local e regional (Capítulo 2). Já as alterações isotópicas na biota foram reflexo, em parte, da mudança dos valores do perifíton (Capítulo 2), principal fonte de carbono basal para os consumidores aquáticos (Capítulo 3), e, em parte, da variação da dieta dentro das guildas (Capítulos 3 e 4), influenciando a posição trófica de algumas espécies e guildas de peixes na teia alimentar (Capítulo 4), como os Insetívoros e Detritívoros, e as espécies *Gymnotus pantherinus* e *Astyanax* spp. As influências dos gradientes de impactos sobre os vários compartimentos foram sintetizadas em diagramas conceituais (Capítulo 3), demonstrando as variações dos valores isotópicos de todos os consumidores (insetos e peixes), e as mudanças da proporção de insetos consumidos por todas as guildas tróficas de peixes frente aos impactos. Os resultados demonstram que o gradiente de impactos, tanto em escala local quanto regional, atuam em conjunto na determinação da estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas, nem sempre sendo possível isolar seus efeitos sobre os diversos parâmetros analisados. Ao mesmo tempo em que demonstrou alguns efeitos idiossincráticos, o presente trabalho permitiu identificar padrões de resposta das comunidades aquáticas em relação a alguns dos principais impactos sofridos por sistemas lóticos em ambientes tropicais.

Palavras-chave: Atividades antrópicas. Carbono. Dieta. Isótopos estáveis. Nitrogênio. Peixes. Riachos tropicais. Teias tróficas.

## ABSTRACT

Numerous anthropic impacts have been affecting aquatic ecosystems. Identifying responses of aquatic biota to these impacts remains a major challenge for ecologists. In order to determine these responses on different levels of biological organization and their interfaces, the trophic ecology of the fish and the food web structure and dynamics were analyzed in 20 streams (3<sup>rd</sup> order) of four watersheds in the Mata Atlântica (RJ). These streams are arranged in a gradient of impacts related to the watershed land use and the local structural and limnological features. Stomach contents and stable isotopes of carbon (C) and nitrogen (N) of fish and their food resources (macroinvertebrates and basal resources) were analyzed. The gradients of some impacts on the local scale (% canopy cover) and the microbasin (land use and nutrient input) affected the structural and functional integrity of aquatic communities (Chapters 1, 3 and 4). Variations in the proportion of fish trophic guilds and connections with their resources were identified (Chapter 1), with the increase of the guilds of Detritivores and Detritivorous-insectivores in high concentration of total nitrogen, high turbidity and low temperature. The metric H2 (Food web specialization) was related to streams with higher canopy cover, indicating a high resource partitioning among the fish species (Chapter 1). Values of periphyton  $\delta^{13}\text{C}$  were higher in streams with lower canopy cover, while  $\delta^{15}\text{N}$  values were related to the set of impacts at the local and the regional scale (Chapter 2). Isotopic variation in the biota were in part a reflection of the variation of the periphyton (Chapter 2), which is the main source of basal carbon for aquatic consumers (Chapter 3), and in part of the variation of diet within the guilds (Chapters 3 and 4), influencing the trophic position of some fish species and guilds (Chapter 4), such as Insectivores and Detritivores, and the species *Gymnotus pantherinus* and *Astyanax* spp.. Influences of the impact gradients upon the biota compartments were summarized in conceptual diagrams (Chapter 3), showing the variations of the isotopic values of all the consumers (insects and fish), and the changes in the proportion of insects consumed by all the fish trophic guilds. The results show that the impact gradients, both local and regional, determine the structure and trophic dynamics of aquatic communities, and it is not always possible to isolate their effects. At the same time that it demonstrated some idiosyncratic effects, the present work allowed to identify patterns of response of aquatic communities related of the main impacts suffered by lotic systems in tropical environments.

Keywords: Anthropogenic activities. Carbon. Diet. Fishes. Food webs. Nitrogen. Stable Isotopes. Tropical streams.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1: Mapa da localização dos pontos de coletas, totalizando 20 riachos distribuídos em quatro bacias hidrográficas no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. ....28
- Figura 2: Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais mensurados em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. O número se refere à ordem crescente de cobertura vegetal dos riachos.....43
- Figura 3: Escalonamento multidimensional não métrico (em inglês NMDS) demonstrando as dissimilaridades (*Bray-Curtis*) no uso de recursos alimentares entre as espécies das cinco guildas tróficas (Detritívoros-insetívoros, Detritívoros, Insetívoros, Onívoros e Piscívoros) de peixes encontrados nas comunidades de 20 riachos de Mata Atlântica. ....45
- Figura 4: Análise de correspondência (CA) da abundância dos indivíduos de peixes em cada guilda trófica (Onívoros, Insetívoros, Detritívoros-insetívoros, Detritívoros e Piscívoros) de 20 riachos de Mata Atlântica. Os riachos foram enumerados em ordem crescente de porcentagem de cobertura de dossel.....49
- Figura 5: Análise de Componentes Principais (PCA) das métricas de teia tróficas de 20 comunidades de peixes des de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. O número de cada ponto se refere à ordem crescente de cobertura vegetal dos riachos .....52
- Figura 6: Relação entre cobertura vegetal (dossel) e a especialização da Teia trófica (H2) da comunidade de peixes 20 riachos de Mata Atlântica ( $R^2=0,42$   $p=0,0011$ , Tabela 10) .....54
- Figura 7. Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio Macaé, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (*high*) influência do uso de solo por pasto estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (*low*) no gradiente esverdeado. ....64
- Figura 8: Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio São João, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (*high*) influência do uso de solo estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (*low*) no gradiente esverdeado. ....65
- Figura 9: Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio Macacu, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (*high*) influência do uso de solo estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (*low*) no gradiente esverdeado. ....66
- Figura 10: Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio Preto, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de

Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (high) influência do uso de solo estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (low) no gradiente esverdeado. ....67

Figura 11: Relação entre cobertura vegetal e os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de perifiton de riachos de Mata Atlântica. (Tabela 12:  $R^2= 0.46$ ,  $p<0,001$ ). Cada número representa um riacho, conforme o Apêndice A..... 70

Figura 12: Relação entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton e os escores da PCA, os quais sumarizam as variáveis ambientais que ordenam 20 riachos de Mata Atlântica (Tabela 2).  $R^2= 0.78$ ,  $p<0,001$  (Tabela 12). ..... 71

Figura 13: Relação entre os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton e as guildas tróficas de peixes e insetos de 20 riachos de Mata Atlântica. Para  $\delta^{13}\text{C}$ : Detritívoros  $R^2$  ajustado ( $R^2_{aj}$ ) = 0,68\*, Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}=0,64*$ , Insetívoros  $R^2_{aj}= 0,70*$ , Onívoros  $R^2_{aj}=0,56*$ , Insetos primários  $R^2_{aj}=0,70*$ , Insetos secundários  $R^2_{aj}=0,76*$ . Para  $\delta^{15}\text{N}$ : Detritívoros  $R^2_{aj}= 0,63*$ , Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}=0,25$   $p<0,01$ , Insetívoros  $R^2_{aj}=0,56*$ , Onívoros  $R^2_{aj}=0,63*$ , Insetos primários  $R^2_{aj}=0,83*$ , Insetos secundários  $R^2_{aj}=0,51*$ . \* $p<0,00001$  ..... 84

Figura 14: Relação entre os gradientes de impactos ambientais (Dossel %, PCA1 e PCA2) e os valores  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos insetos e guildas tróficas de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica. PCA1 = eixo relacionado com a % dossel ( $r=-0,73$ ), uso de solo de Floresta ( $r=-0,84$ ) e uso de solo de Pasto ( $r=0,84$ ). PCA2 = eixo relacionado o [NT] ( $r=0,56$ ), Turbidez ( $r=0,82$ ) e Temperatura ( $r=-0,79$ ). **Para  $\delta^{13}\text{C}$  (% Dossel)**: Detritívoros  $R^2$  ajustado ( $R^2_{aj}$ ) = 0,40\*, Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}=0,41*$ , Insetívoros  $R^2_{aj}= 0,40*$ , Onívoros  $R^2_{aj}=0,57*$ , Insetos primários  $R^2_{aj}=0,47*$ , Insetos secundários  $R^2_{aj}=0,38*$ . **Para  $\delta^{15}\text{N}$  (PCA1)**: Detritívoros  $R^2_{aj}= 0,31*$ , Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}=-0,1$ , Insetívoros  $R^2_{aj}=0,28*$ , Onívoros  $R^2_{aj}=0,42*$ , Insetos primários  $R^2_{aj}=0,33*$ , Insetos secundários  $R^2_{aj}=0,21*$ . **Para  $\delta^{15}\text{N}$  (PCA2)**: Detritívoros  $R^2_{aj}= 0,23*$ , Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}=0,23*$ , Insetívoros  $R^2_{aj}=0,05$ , Onívoros  $R^2_{aj}=0,41*$ , Insetos primários  $R^2_{aj}=0,29*$ , Insetos secundários  $R^2_{aj}=0,15*$ . \* $p<0,05$ ..... 87

Figura 15: Diagrama conceitual sumarizando somente as correlações significativas: (i) Em preto: as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Insetívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) Em vermelho: Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). Em azul: as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Insetívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao

valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras..... 88

Figura 16: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) Em preto: as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Detritívoros-insetívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) **Em vermelho:** Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). **Em azul:** as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Detritívoros-insetívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras..... 90

Figura 17: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) Em preto: as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Onívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) Em vermelho: Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). Em azul: as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Onívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras..... 91

Figura 18: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) Em preto: as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Detritívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) Em vermelho: Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). Em azul: as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Detritívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras..... 92

Figura 19: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes insetívoros, coletadas em 18 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro.  $R^2=0,19$   $p=0,01$ ..... 106

Figura 20: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes Detritívoras-insetívoras coletadas em 16 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro. $R^2=0,2378$ $p=0,0156$ .....	108
Figura 21: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes onívoras coletadas em 18 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro. Guilda trófica: $R^2=0,0295$ $p=0,3553$ . <i>Rhamdioglanis transfasciatus</i> : $R^2=0,0163$ $p=0,68$ . <i>Gymnotus pantherinus</i> : $R^2=0,0305$ $p=0,7082$ . <i>Astyanax</i> spp: $R^2= 0,3221$ $p=0,11$ .....	109
Figura 22: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes insetívoras, coletadas em 18 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro. *Outlier. Guilda trófica: $R^2=0,02$ $p=0,53$ . <i>Pareiorharphis garbei</i> : $R^2= 0,75$ $p=0,87$ ). <i>Schizolecis guntheri</i> : $R^2=0,12$ $p=0,32$ .....	111



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Bacias hidrográficas, altitudes e coordenadas geográficas em UTM e códigos dos riachos coletados no Estado do Rio de Janeiro, RJ, Brasil.....	27
Tabela 2: Coeficientes de correlação das variáveis ambientais em cada eixo (PCA1 e PCA2) da PCA (Figura 2) feita com os valores das variáveis ambientais mensuradas em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Em negrito foram os escores retidos para interpretação da ordenação dos riachos amostrados.....	44
Tabela 3: Similaridades entre as espécies dentro de cada guilda trófica das comunidades de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica.....	46
Tabela 4: Análise de similaridade (ANOSIM) par a par entre as guildas tróficas de peixes das comunidades de 20 riachos de Mata Atlântica.....	47
Tabela 5: Abundância de peixes por guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica. Os dados em negritos são as guildas mais abundantes em cada riacho. Os riachos estão enumerados de acordo com a classificação crescente de porcentagem de dossel (Apêndice A). .....	48
Tabela 6: Valores da proporção da inércia de cada guilda trófica nos eixos da Análise de Correspondência (CA) de 20 riachos de Mata Atlântica. Valores retidos como explicação ecológica estão em negrito em cada eixo.....	50
Tabela 7: Correlação de Spearman (R) entre os dois primeiros eixos da Análise de Componentes principais, com as variáveis ambientais, e Análise de Correspondência com as abundâncias de peixes por guildas tróficas.....	50
Tabela 8: Métricas qualitativas e quantitativas da teia trófica da comunidade de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica. Siglas: C- Conectância; LT ( <i>link thresholds</i> ); LE: Ligações por espécies; DL: Densidade de ligações; H: Diversidade de Shannon; H2: Especialização da teia; SN: Sobreposição de nicho; R: Robustez, CF: Complementaridade funcional; G: Generalidade; V: Vulnerabilidade. Em negrito são os valores significativos de Aninhamento .....	51
Tabela 9: Coeficientes de correlação das 11 métricas de teia trófica em cada eixo (PCA1 e PCA2) da PCA (Figura 5) de 20 comunidades de peixes de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Em negrito foram os escores retidos para posterior correlação com as variáveis ambientais (>0,70).....	53
Tabela 10: Influência da porcentagem de cobertura vegetal (dossel) e do nitrogênio total do riacho sobre as métricas da teia trófica de 20 riachos de Mata Atlântica.....	53

Tabela 11: Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de perifiton de corredeira e de remanso de 20 riachos de Mata Atlântica. Em negrito são os valores isotópicos do perifiton de corredeira e remanso que se diferenciam significativamente entre si dentro do riacho. Os riachos estão enumerados de acordo com a classificação crescente de porcentagem de dossel (Apêndice A). DP= desvio padrão. ....	69
Tabela 12: Modelo de regressão linear que melhor explica a variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do perifiton, o qual as variáveis ambientais de 20 riachos de Mata Atlântica. GL = 18. $R^2_{aj}$ = correlação ajustada do modelo. $r$ parcial= correlação parcial das variáveis dentro do modelo. PCA1 e PCA2 = eixos da PCA (Tabela 2, Figura 2 – Capítulo 1).....	69
Tabela 13: Similaridade média, contribuição média e índice alimentar dos principais itens consumidos pelos quatro guildas tróficas de peixes coletados em 20 riachos de Mata Atlântica .....	82
Tabela 14: Regressão linear entre o valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos recursos (Perifiton, IP e IS) e os insetos consumidores primários e secundários. $R^2$ = ajuste/força. $p$ = significância. N = número de amostra. $\beta_1$ = <i>slope</i> , inclinação da reta. 95% CI = intervalo de confiança. IP= insetos primários. IS= insetos secundários .....	85
Tabela 15: Correlação significativas entre os gradientes de impactos ambientais com a proporção dos itens alimentares consumidos pelas guildas tróficas de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica. IP= insetos consumidores primários. IS= insetos consumidores secundários. PCA1 e PCA2 são eixos da PCA os quais sumarizam as variáveis ambientais que ordenam 20 riachos de Mata Atlântica (Tabela 2 – Capítulo 1).....	91
Tabela 16: Similaridade média, contribuição média e índice alimentar dos principais itens consumidos pelos quatro grupos tróficos de peixes e as espécies mais representadas de dois grupos. Os peixes foram coletados em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil .....	102
Tabela 17: Regressão linear entre o valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos recursos (Perifiton, IP e IS) e as guildas tróficas de peixes. $R^2$ = ajuste/força. $p$ = significância. N = número de amostra. $\beta_1$ = <i>slope</i> , inclinação da reta. 95% CI = intervalo de confiança. IP= insetos primários. IS= insetos secundários .....	104
Tabela 18: Fator de discriminação estimado, posição trófica alimentar e isotópica das guildas tróficas e algumas espécies de peixes coletados em 20 riachos de Mata Atlântico, no Estado do Rio de Janeiro (RJ) .....	105
Tabela 19: Valores dos ajustes ( $R^2$ ) da relação das posições tróficas alimentar (PT IA) e isotópica (PT IE) com os gradientes de impactos ambientais e com as proporções de inseto	

consumidor primário (IP), inseto consumidor secundário (IS) e Folhiço. Em negrito são os valores de  $R^2$  significativos. Entre parêntese está a indicação se a correlação é positiva (+) ou negativa (-).....107

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	21
OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	25
<b>METODOLOGIA GERAL</b> .....	26
Área de estudo .....	26
Amostragem .....	29
Procedimentos no laboratório .....	30
<i>Características ambientais dos riachos</i> .....	30
<i>Triagem de peixes e análise de conteúdo estomacal</i> .....	30
<i>Isótopos estáveis de <math>\delta^{13}C</math> e <math>\delta^{15}N</math></i> .....	31
Análise dos dados .....	33
<i>Características ambientais dos riachos</i> .....	33
<i>Análise da paisagem da microbacia</i> .....	33
<i>Análise de conteúdo estomacal</i> .....	33
Análises específicas .....	34
Considerações metodológicas .....	34
<i>Sobre os modelos de mistura</i> .....	34
<i>Sobre os recursos incluídos nas análises</i> .....	36
<b>CAPITULO 1</b> .....	37
<b>Estrutura trófico-funcional das comunidades de peixes de riachos de Mata Atlântica ao longo do gradiente de impactos ambientais</b> .....	37
INTRODUÇÃO .....	38
MATERIAS E MÉTODOS .....	40
RESULTADOS .....	43
Variáveis ambientais .....	43
Caracterização das guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica .....	44
Variação da proporção de guildas tróficas no gradiente ambiental .....	47
Teias tróficas .....	50
DISCUSSÃO .....	54
<b>CAPITULO 2</b> .....	59
<b>Caracterização do gradiente de impactos em quatro microbacias de Mata Atlântica e variação do perifíton em resposta ao gradiente</b> .....	59
INTRODUÇÃO .....	60

MATERIAIS E MÉTODOS.....	62
RESULTADOS .....	63
Variáveis ambientais.....	63
DISCUSSÃO .....	71
<b>CAPITULO 3</b> .....	76
<b>Estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas ao longo do gradiente de impactos ambientais de riachos tropicais</b> .....	76
INTRODUÇÃO.....	77
MATERIAS E MÉTODOS .....	79
RESULTADOS .....	81
DISCUSSÃO .....	92
<b>CAPITULO 4</b> .....	97
<b>Mudanças na posição trófica de peixes de riachos de Mata Atlântica sob gradiente de impactos ambientais</b> .....	97
INTRODUÇÃO.....	98
MATERIAL E MÉTODOS.....	100
RESULTADOS .....	101
DISCUSSÃO .....	111
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	117
<b>CONCLUSÕES</b> .....	119
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	122
<b>APÊNDICE A:</b> Médias das variáveis ambientais mensuradas em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Temp (Temperatura), OD (Oxigênio Dissolvido), Cond (Condutividade), L(Largura), FT (Fósforo Total), NT (Nitrogênio Total), ST (Sólidos Totais e, Prof (Profundidade).Os riachos foram enumerados de acordo com a classificação crescente de porcentagem de dossel. As duas últimas letras da sigla de cada riacho se refere ao seu código nominal e as duas primeiras letras à sua respectiva bacia hidrográfica .....	141
<b>APÊNDICE B:</b> Lista de espécies em 20 riachos de 3 ordem Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro (RJ).....	142
<b>APÊNDICE C:</b> Classificação de 29 espécies em guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica, na análise do Capítulo 1 .....	144
<b>APÊNDICE D:</b> Classificação de 29 espécies em guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica, na análise do Capítulo 3 .....	145

**APÊNDICE E:** Proporção dos itens consumidos em cada riacho por quatro guildas tróficas de peixes, coletadas em 20 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro (RJ).  
Classificação utilizada pelas análises do Capítulo 3 e Capítulo 4..... 146

## INTRODUÇÃO GERAL

A tese investiga a influência do uso da terra em escala local e regional (microbacia), através de seus efeitos em ecossistemas aquáticos (variações na entrada de luz, entrada de nutrientes e características químicas, físicas e estruturais do corpo d'água), sobre a organização funcional da ictiofauna e seus recursos alimentares. Com o objetivo de obter respostas nos níveis de organização de populações e comunidades, bem como suas interfaces nos ecossistemas, são abordados os seguintes temas: ecologia trófica das espécies de peixes, e estrutura e dinâmica das teias tróficas aquáticas, utilizando duas ferramentas complementares: análises de conteúdo estomacal dos peixes e análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio nos peixes e seus recursos (macroinvertebrados e recursos basais). O desenho amostral inclui 20 riachos de 3ª ordem em quatro bacias em região de Mata Atlântica, em um gradiente de impactos ambientais.

Em ecossistemas lóticos, a paisagem do entorno influencia diretamente a sua produção e funcionamento, pois ambos estão vinculados por fluxos de nutrientes e matéria orgânica. Os riachos e suas zonas ripárias formam ecossistemas interligados por subsídios energéticos, como nutrientes, folhas e detritos (LIKENS; BORMANN, 1974; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; WANTZEN et al., 2008), além de insetos associados à vegetação terrestre que caem no riacho, e também aqueles que emergem de formas imaturas aquáticas (BAXTER; FAUSCH; SAUNDERS, 2005), influenciando reciprocamente o sistema terrestre (MUEHLBAUER et al., 2014). Os recursos de origem terrestre são importantes para a manutenção da comunidade de peixes (HENRY; UIEDA; AFONSO, 1994), pois beneficiam tanto aqueles que se alimentam diretamente de itens alóctones, como frutos, sementes e insetos terrestres (WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, 2008), quanto os que se alimentam indiretamente, seja através da matéria orgânica terrestre que entra na cadeia de detritívoria (WANTZEN et al., 2008) ou é particulada, sendo incorporada pelo perifíton (RASMUSSEN, 2010) ou invertebrados (por exemplo, filtradores e coletores).

Além de promover o influxo de recursos alóctones para o meio aquático, a presença de vegetação nas margens dos riachos influencia diretamente a regulação da produção primária, pelo efeito do sombreamento (VANNOTE et al., 1980). A vegetação marginal também tem a propriedade de conter processos erosivos, evitando o assoreamento e consequente homogeneização dos habitats aquáticos (BUNN et al., 1997; WALLING, 1999; ZENI; CASATTI, 2014). A influência do ambiente terrestre varia no gradiente longitudinal característico dos ambientes lóticos devido às próprias variações hidrológicas (VANNOTE et

al., 1980), como também de acordo com o uso do solo adjacente (ALLAN, 2004; STRAYER et al., 2003). Deste modo, o desmatamento da vegetação marginal possui alguns efeitos relativamente previsíveis sobre o sistema aquático, levando, em geral, a uma simplificação das comunidades, como exemplificado por vários estudos sobre componentes estruturais da ictiofauna, tanto em ambientes tropicais (e.g. BOJSEN, 2005; CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; LORION; KENNEDY, 2009) quanto temperados (e.g. DIANA; ALLAN; INFANTE, 2006; GROWNS; GEHRKE; ASTLES, 2003; MEADOR; GOLDSTEIN, 2003). Estudos sobre a dieta e estrutura populacional de espécies de peixes (e.g. BOJSEN, 2005; CARVALHO et al., 2015) relatam efeitos negativos, mas não consistentes para todas as espécies.

Além do desmatamento, alterações do uso do solo na escala da bacia ou microbacia hidrográfica e degradação da qualidade da água dos rios causam impactos na qualidade e na estrutura dos habitats (ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; WANG et al., 1997; WIENS, 2002), fundamentais para diversidade e funcionamento da biota aquática (WANG; LYONS; KANEHL, 2001). As comunidades de peixes, diante destes impactos, podem sofrer diversos efeitos estruturais e funcionais, por isto, assim como os macroinvertebrados, são também utilizadas como indicadoras da qualidade e restauração destes sistemas (KARR, 1981; VERDONSCHOT et al., 2013). Dentre os efeitos causados pelos impactos na comunidade de peixes estão a perda (ROTH; ALLAN; ERICKSON, 1996; WANG et al., 2000, 2003; WANG; LYONS; KANEHL, 2002) e/ ou mudanças na dominância de espécies (CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; FIALHO et al., 2008; SUTHERLAND; MEYES; GARDINER, 2002), na proporção das guildas tróficas (BOJSEN; BARRIGA, 2002; LORION; KENNEDY, 2009) e na diversidade da estrutura trófica (ZENI; CASATTI, 2014), os quais comprometem a rede de interações tróficas e afetam a transferência e o fluxo energético (THOMPSON; TOWNSEND, 2004), acarretando implicações ao funcionamento do sistema.

A estrutura das comunidades biológicas pode ser descrita através da complexa rede de interações tróficas que une as espécies (WINEMILLER; POLIS, 1996). Tais interações implicam em transferências de energia, permitindo explorar questões conceituais entre a ecologia de teias tróficas e a de ecossistemas. Assim, as interações alimentares influenciam de maneira decisiva no impacto da biodiversidade sobre o funcionamento dos ecossistemas (HOLT; LOREAU, 2001; LOREAU, 2000), pois a maneira de obter recursos e participar nos processos de transformação de energia e matéria (funcionamento) refletem os mecanismos pelos quais as espécies afetam estes processos. O conceito de teia alimentar é



fundamental para a ecologia de comunidades e continua a estimular o debate entre cientistas em busca de padrões gerais e leis dentro da Ecologia (SCHMID-ARAYA et al., 2002). As descrições de teias alimentares são poderosas ferramentas para representar um ecossistema, fornecendo formas para estudar a estrutura, dinâmica, função e estabilidade do ecossistema (SÁNCHEZ-CARMONA et al., 2012; THOMPSON; DUNNE; WOODWARD, 2012). Abordagens funcionais de comunidades biológicas, como é o caso do estudo sobre teias tróficas e composição das comunidades em guildas, abrem a possibilidade de fazer comparações sobre a organização funcional de diferentes comunidades, mesmo que não compartilhem espécies em comum.

Várias espécies de peixes representam uma importante ligação entre ecossistemas terrestres e aquáticos (GELWICK; MATTHEWS, 1996), além de poderem exercer grande influência nos macroinvertebrados (e.g. MOTTA; UIEDA, 2005), pois possuem adaptações morfológicas e funcionais que os permitem utilizar uma ampla variedade de recursos alimentares, atuando como consumidores em diferentes níveis tróficos e, assim, agregando informações de vários componentes das teias. Além disso, por sua alta biomassa e mobilidade, os peixes são os principais componentes das teias tróficas de rios tropicais, funcionando como condutores do fluxo de energia e matéria através dos ecossistemas (WINEMILLER; JEPSEN, 1998). Embora cada espécie possa desempenhar um papel dual em uma teia alimentar, como consumidor e como presa, podemos considerar peixes somente como consumidores e outros membros da comunidade aquática, como macroinvertebrados e recursos basais, como presas, em uma abordagem conhecida como *sink food web*, onde as relações dentro da comunidade são analisadas de forma vertical (WINEMILLER; LAYMAN, 2005).

Várias ferramentas têm sido utilizadas em estudos sobre ecologia trófica de peixes (BRAGA; BORNATOWSKI; VITULE, 2012) e suas relações alimentares. A alimentação de peixes, tradicionalmente estudada através de análises do conteúdo estomacal, que resultam em dados qualitativos e quantitativos do que é consumido, é ferramenta importante para o entendimento da dinâmica das populações e comunidade do sistema aquático. No entanto, não considera a assimilação das presas, podendo ser insuficiente para determinar a energia e fluxo nas teias tróficas (SCHINDLER; LUBETKIN, 2004). Já a análise dos isótopos estáveis ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) permite traçar os principais recursos que alimentam a teia trófica, sejam de origem autóctone ou alóctone, determinando o fluxo de energia do sistema (FINLAY; KENDALL, 2007; FRY, 2006).

Assinaturas de isótopos são intrínsecas ao ambiente físico e são incorporadas nos tecidos das plantas durante a assimilação de nutrientes e subsequentemente transferidas para os animais que as consomem. Isto ocorre porque os isótopos mais pesados de N e C são enriquecidos (aumentam em relação aos isótopos mais leves) a cada transferência trófica. A taxa isotópica de um organismo representa sua dieta, porém o valor do isótopo também varia com o tempo e é uma taxa média relacionada à taxa de renovação (*turnover*) dos tecidos e da vida do organismo (O'REILLY et al., 2002). Valores de  $\delta^{15}\text{N}$  aumentam mais a cada transferência do que os de  $\delta^{13}\text{C}$  (onde  $\delta$  indica o desvio do material padrão), e têm sido usados para identificar a distância de consumidores da base da cadeia, ao passo que valores de  $\delta^{13}\text{C}$  refletem a composição isotópica da dieta, provendo informações sobre a fonte original de carbono da rede alimentar (FRY, 2006). O uso simultâneo de  $\delta^{15}\text{N}$  e  $\delta^{13}\text{C}$  permite a análise das interrelações tróficas dentro das comunidades (GU; SCHELSKE; HOYER, 1996) e o entendimento do fluxo energético em teias tróficas aquáticas (FINLAY, 2001).

O uso de isótopos em estudos ecológicos, e, os de carbono (C) e nitrogênio (N) em estudos sobre teias alimentares, especialmente em sistemas aquáticos, permitem: (i) a obtenção da fonte da dieta assimilada na teia trófica, já que, para o carbono, o fator de discriminação na transferência entre níveis tróficos (ou seja,  $\delta^{13}\text{C}$  dos recursos basais e dos consumidores) é pequeno (DENIRO; EPSTEIN, 1987); (ii) a integração das informações da dieta do consumidor no espaço e no tempo (SCHINDLER; LUBETKIN, 2004), dependendo da taxa de crescimento, do tamanho do corpo do consumidor e das taxas de renovação de seus tecidos (JARDINE et al, 2014); e (iii) a estimativa mais sensível e acurada da posição trófica dos onívoros, a partir dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (PARKYN; COLLIER; HICKS, 2001), principalmente em riachos tropicais cuja a onivoria ou a variedade na alimentação são frequentes (LOWE-MCCONNELL, 1999; MANTEL; SALAS; DUDGEON, 2004).

Diversos estudos relatam a importância da matéria alóctone nas teias tróficas em riachos (KAWAGUCHI; TANIGUCHI; NAKANO, 2003; NAKANO; MIYASAKA; KUHARA, 1999; NAKANO; MURAKAMI, 2001; POLIS; HURD, 1996). Embora a fauna aquática inclua fontes alimentares terrestres em grandes quantidades na sua dieta (observado pela análise de conteúdo do trato digestório), a principal fonte de carbono assimilada provém de algas (análise de isótopos), apontando incongruências entre relações funcionais e as relações tróficas para o funcionamento de ecossistemas lóticos (BRITO et al., 2006; CARROLL; THORP; ROACH, 2016; FORSBERG et al., 1993; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009a; MARCH; PRINGLE, 2003; NERES-LIMA et al., 2016; PARKYN; COLLIER; HICKS, 2001). Um dos modelos que prevê padrões longitudinais em sistemas lóticos, o

*Riverine Productivity Model* (THORP; DELONG, 1994) enfatiza a conexão entre a paisagem (entorno) e os processos do rio, porém sustenta que a produção primária transferida a níveis tróficos mais altos passa pela cadeia de produção primária ao invés da cadeia de detritívoria, mesmo em ambientes com grande aporte alóctone.

O entorno de riachos da Mata Atlântica e, conseqüentemente, os próprios riachos, estão cada vez mais sendo degradados, antes mesmo de conhecermos os padrões e processos ecológicos vigentes entre estes riachos e suas vegetações adjacentes (CASATTI, 2010). Considerando-se o fato de que estes impactos iniciaram há muito tempo e ainda são persistentes, efeitos do uso da terra em teias alimentares aquáticas têm sido ainda relativamente pouco estudados. O estado do Rio de Janeiro ainda possui locais onde comparações entre riachos impactados e outros mais prístinos é possível. Assim, representam um ótimo modelo para compreender as relações citadas acima.

Assim, a tese tem como objetivo geral analisar a influência de impactos locais e de microbacia do uso do solo sobre a estrutura funcional (trófica) das comunidades aquáticas, com ênfase na ecologia alimentar (dieta, fontes de carbono, posição trófica) de peixes e na estrutura de teias tróficas através do uso de duas ferramentas complementares: conteúdo do trato digestivo dos peixes, e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio.

## OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Ao longo do gradiente de impactos dos riachos, identificar: (i) Mudanças na proporção das guildas tróficas de peixes; (ii) Mudanças nas métricas das teias tróficas das comunidades; (iii) Variação dos valores isotópicos de carbono e nitrogênio do perifíton; (iv) Mudanças nas dietas das guildas tróficas e algumas espécies de peixes; (v) Variação dos valores isotópicos de carbono e nitrogênio dos consumidores (insetos e peixes); e (vi) Variação da posição trófica isotópica dos peixes associada à variação dos itens consumidos.

Para atingir estes objetivos, a tese está dividida em quatro capítulos, seguidos de considerações e conclusões finais. O capítulo 1 apresenta a ecologia trófica das espécies de peixes e a identificação das guildas tróficas, avaliando a variação da proporção das mesmas ao longo do gradiente de impactos. Foram calculadas métricas das teias tróficas, selecionando aquelas relevantes para avaliar a estrutura e a dinâmica das conexões tróficas da ictiofauna no gradiente estudado. O capítulo 2 apresenta a caracterização do uso de solo da microbacia dos riachos através de métricas calculadas a partir da hidrologia e uso do solo da microbacia, com uso do Sistema de Informação Geográfica (SIG), e descreve a variação do perifíton (recurso basal) nos microhábitats de correnteza e remanso, bem como no gradiente de impactos

ambientais. No capítulo 3 foi identificada a fonte energética dos insetos e de cada guilda trófica de peixes, cujo agrupamento foi de acordo com os níveis tróficos de insetos consumidos. Neste capítulo são ainda apresentados diagramas conceituais dos efeitos dos impactos ambientais estudados sobre a estrutura trófica do fluxo energético e de massa (proporção dos itens consumidos) de cada guilda trófica de peixes. Por fim, no capítulo 4 foram avaliadas as mudanças na posição trófica e sua relação com os itens alimentares consumidos dentro das guildas e algumas espécies de peixes mais representadas nos riachos amostrados ao longo do gradiente de impactos.

## **METODOLOGIA GERAL**

### **Área de estudo**

A área de estudo localiza-se majoritariamente dentro dos limites do Parque Estadual dos Três Picos (PETP), que constitui uma área geográfica terrestre de 65.103 hectares, totalmente inserida no bioma Mata Atlântica. O clima predominante na região é tropical de altitude com temperaturas amenas, onde a estação chuvosa é concentrada nos meses da primavera-verão (outubro a março), enquanto o inverno é seco e com temperaturas baixas (abril a setembro).

O Parque se estende desde a altitude de 100 metros, em certas vertentes, até os 2.310 metros do Pico Maior de Friburgo, abrangendo cinco regiões hidrográficas (definidas pela Resolução N°18/2006 do CERHI-RJ). Dentre essas regiões hidrográficas, quatro incluem a área de estudo: a região hidrográfica de Piabanha (RH IV), onde estão localizados os riachos da Bacia do rio Preto, a região hidrográfica da Baía de Guanabara (RH V), onde foram estudados riachos pertencentes à Bacia do rio Macacu, a região hidrográfica dos Lagos São João (RH VI), onde foram estudados riachos pertencentes à Bacia do rio São João; e a região hidrográfica de Macaé e das Ostras (RH VIII), onde foram estudados os riachos pertencentes à Bacia do rio Macaé. O estudo inclui 20 riachos de 3ª. ordem pertencentes a quatro bacias hidrográficas no Estado do Rio de Janeiro, como mostra a Tabela 1 e ilustrado na Figura 1.

Tabela 1: Bacias hidrográficas, altitudes e coordenadas geográficas em UTM e códigos dos riachos coletados no Estado do Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Bacia	Riacho	Código	Altitude	Coordenadas	
				X	Y
Rio Macaé	Rio da Bocaina	MEBO	786	773555.42	7529446.62
Rio Macaé	Rio Boa Vista	MEBV	754	778395.48	7529270.42
Rio Macaé	Córrego Alegre	MECA	473	789558.53	7527990.37
Rio Macaé	Córrego do Macuco	MECM	826	768397.85	7526193.66
Rio Macaé	Córrego Santiago	MEST	812	765701.59	7524619.89
Rio Macaé	Rio Santo Antônio	MESA	858	764115.60	7520144.00
Rio Macaé	Rio São Pedro	MESP	804	774581.82	7528845.82
Rio Macaé	Riacho Toca da Onça	METO	617	775768.03	7520191.58
Rio Macacu	Rio Jacutinga	GMJA	563	748682.98	7521323.20
Rio Macacu	Rio Pedra Branca	GMPB	449	748325.34	7519171.62
Rio Macacu	Rio Macacu	GMRM	563	748731.07	7521270.42
Rio São João	Rio Taquaruçu	SJTQ	106	758051.65	7511101.69
Rio São João	Rio Ipiaba	SJIB	57	782828.55	7512131.99
Rio São João	Rio Negro	SJRN	230	754582.65	7510429.99
Rio São João	Rio Pirineus	SJPR	216	754087.48	7509890.34
Rio São João	Rio Quilombo	SJQL	75	767622.39	7513243.83
Rio São João	Rio Pilões	SJPL	85	766854.47	7513174.03
Rio Preto	Córrego Bengalas	RPBG	776	715366.25	7519838.23
Rio Preto	Rio Frades	RPFDF	1328	732686.86	7529836.63
Rio Preto	Rio Macaçu	RPMS	912	726932.50	7527903.87

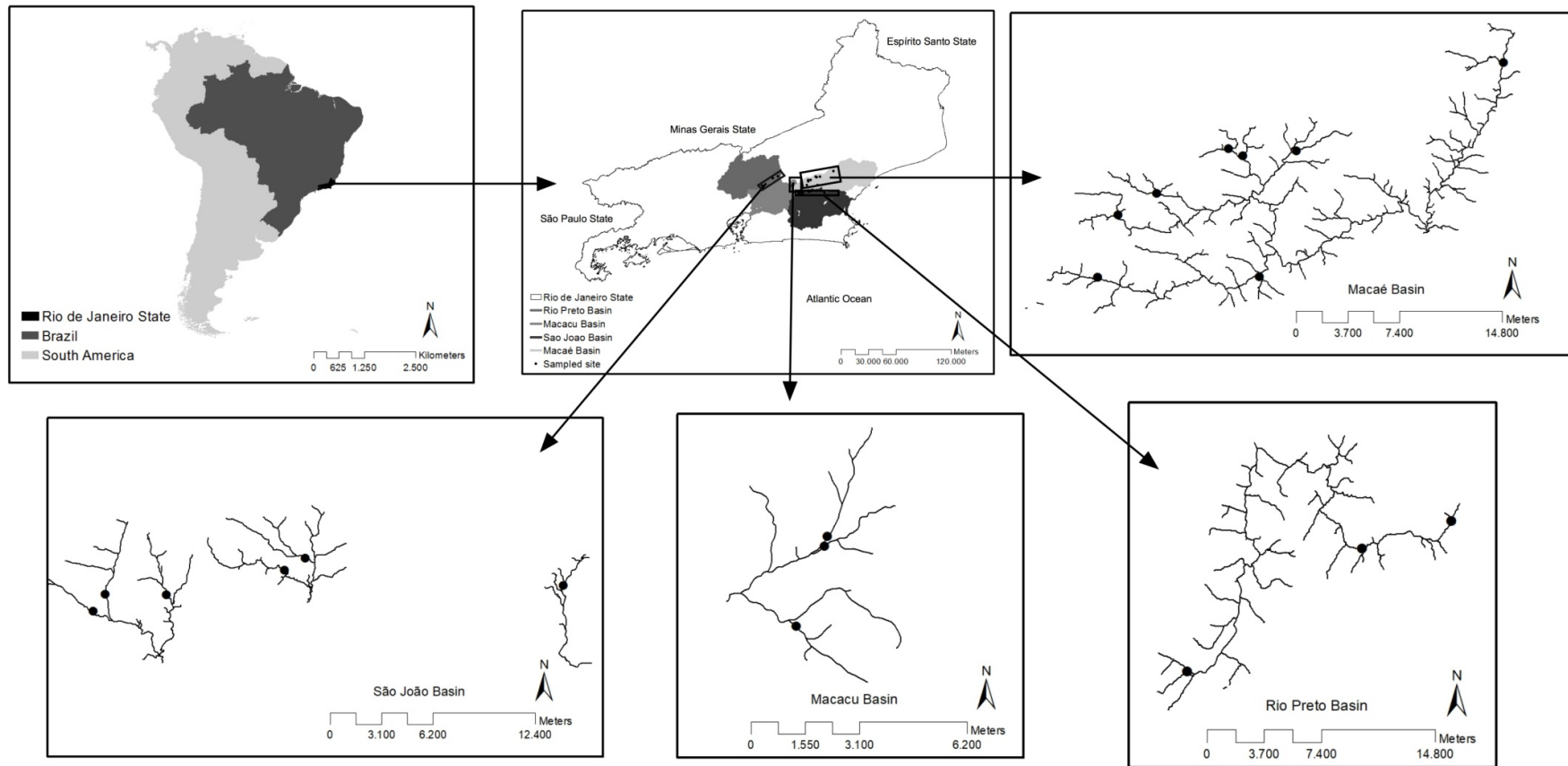


Figura 1: Mapa da localização dos pontos de coletas, totalizando 20 riachos distribuídos em quatro bacias hidrográficas no Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

### **Amostragem**

As coletas foram realizadas no período de estiagem (abril a setembro) dos anos de 2012, 2013 e 2014. O desenho amostral incluiu coletas de dados bióticos e abióticos em 20 riachos de 3ª ordem, incluídos em uma faixa de altitude de média de 565,5 m ( $\pm 348$ , entre 57 e 1328). Em cada riacho, as características ambientais foram registradas por ocasião da coleta de peixes ao longo de um trecho de 50 m de extensão.

Os peixes foram capturados por meio de pesca elétrica em três passadas ao longo do trecho de coleta (50 m) (MAZZONI; FENERICH-VERANI; CARAMASCHI, 2000) com o auxílio de redes de espera com malha 12 a 25 mm para delimitar o trecho e evitar o escape dos peixes a montante e jusante. A abundância das espécies capturadas no trecho foi registrada e os exemplares das espécies que porventura foram capturados em número além do permitido pelo órgão ambiental INEA ( $>10$ ), foram devolvidos ao ambiente. Cinco exemplares de cada espécie foram mantidos em gelo e posteriormente congelados, para análises de isótopos, e cinco exemplares foram preservados em formol (10%) e posteriormente colocados em álcool (70%), para análises de conteúdo estomacal e outros procedimentos.

O trecho foi dividido em cinco transectos de 10 m, e sorteados três deles para a mensuração das seguintes variáveis ambientais: tipo de substrato, profundidade, largura do canal, velocidade de correnteza, e variáveis limnológicas (oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, pH, e coleta de água para posterior análise no laboratório de sólidos totais dissolvidos, turbidez, nitrogênio total e fósforo total). Tipo predominante de substrato (matacão, seixo, cascalho, areia, silte e folhiço) e profundidade (m) foram medidos em 10 pontos equidistantes ao longo da largura do canal de cada transecto. Já a velocidade de correnteza foi avaliada em três medidas em cada transecto: canal, margem direita e margem esquerda, com auxílio de um fluxômetro. Para oxigênio dissolvido e temperatura foram feitas três medidas no trecho através de um oxímetro. A condutividade elétrica foi medida com o auxílio de um condutivímetro e o pH através de um pHmetro digital, sendo ambas medidas nos três transectos sorteados.

Para a caracterização geral do trecho algumas variáveis ambientais foram expressas em porcentagem (velocidade da correnteza: rápidos e remansos) e médias de profundidade (média das 30 medidas de profundidades de por riacho) e largura do canal (média das medidas em cada transecto).

A caracterização do ambiente terrestre do entorno dos riachos foi efetuada de duas formas: a primeira foi a partir da medida da densidade da cobertura de dossel local, com

auxílio de um densímetro. A segunda forma foi obtida através de arquivos de dados (*shapefiles*) sobre o uso de solo, a rede hidrográfica e curva de nível de cada bacia, fornecidos pelo Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA), para calcular métricas da influência do uso do solo (de floresta e de pasto) sobre os pontos de coletas de cada microbacia, a qual engloba apenas a rede hidrográfica a jusante deste ponto (PETERSON et al., 2011), conforme explicado na seção “Análises de dados” do Capítulo 2.

## **Procedimentos no laboratório**

### *Características ambientais dos riachos*

#### *Análises limnológicas*

Com as amostras de água coletadas em frascos previamente lavados com HCL 10%, foram feitas as seguintes análises: concentração de nitrogênio total ( $\mu\text{mol/L}$ ), estimada pelo método de GOLTERMAN; CLUMO; OHNSTAD (1978); concentração de fósforo total ( $\mu\text{mol/L}$ ), obtida pelo método colorimétrico do ácido molibídico mensurado pelo espectrofotômetro Beckman (MACKERETH et al, 1978); turbidez da água (NTU) por meio de um turbidímetro portátil (modelo: HI 98703); e sólidos totais (g), obtidos por meio da diferença entre o peso seco inicial e o peso seco final do microfiltro de fibra de vidro (Whatman GF/C de 47 mm Ø e 1,3 micrômetros de porosidade), após a filtração de 1L de água. Todas estas análises foram realizadas no Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia da UFRJ, com auxílio de técnicos.

### *Triagem de peixes e análise de conteúdo estomacal*

Os peixes coletados foram identificados com auxílio de chaves de identificação específicas e, quando necessário, com consulta a especialistas. Cada exemplar será tombado na Coleção do Laboratório de Ecologia de Peixes do Departamento de Ecologia e exemplares-testemunho serão doados à Coleção Ictiológica do Museu Nacional/UFRJ. Todos os indivíduos foram medidos (cm) e pesados (g). Em laboratório, foram dissecados para obtenção de dados biológicos e retirada do trato digestório para posterior análise. Em seguida, foram analisados aproximadamente 5-10 indivíduos de cada espécie por trecho de cada riacho, dependendo da disponibilidade de indivíduos com conteúdo estomacal. Os estômagos foram analisados sob microscópio estereoscópico e os itens alimentares identificados com a ajuda de literatura especializada (e.g. MERRITT; CUMMINS, 1996; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010) e quantificados através do método volumétrico (HYSLOP,



1980) por deslocamento da coluna d'água, ou por meio de uma placa de 1 mm de altura colocada sobre uma folha milimetrada, conforme o método descrito em ALBRECHT; PELLEGRINI-CARAMASCHI (2003).

#### *Isótopos estáveis de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$*

Amostras de peixes, invertebrados, perifiton e folhizo para análise de isótopos estáveis foram armazenadas separadamente em recipientes apropriados, previamente lavados com detergente neutro e enxaguados com água destilada. Ainda em campo, as amostras foram lavadas em água destilada, embrulhadas em sacos plásticos do tipo *zip lock* e preservadas em gelo até serem congeladas em *freezer* de armazenamento no Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal do Rio de Janeiro até o momento de serem processadas no laboratório.

Algumas diferenças na coleta e preparo de material são apresentados a seguir para cada um dos compartimentos da comunidade aquática a ser analisado.

**Peixes:** Os peixes foram medidos, pesados e dissecados. Foi retirado um pedaço de músculo dorsal, sendo este desprovido totalmente de placas epidérmicas ou ossos.

**Invertebrados:** foram coletados e identificados indivíduos de cada grupo funcional (MERRITT; CUMMINS, 1996) de macroinvertebrados: pastadores (*grazers*), raspadores (*scrapers*), cortadores (*shredders*), coletores filtradores (*filtering collectors*) e coletores catadores (*gathering collectors*) em número suficiente para compor uma amostra composta para análise. Os invertebrados associados ao substrato de fundo foram coletados com coletor Surber. Os animais foram mantidos durante 1 hora em “aquário” com água sem matéria sólida para o total esvaziamento do conteúdo do tubo digestivo. Os crustáceos foram coletados por meio de pesca elétrica no momento da coleta de peixes e as amostras do músculo foram retiradas da cavidade abdominal de cada espécie. Os insetos foram secos em estufa a 65 °C por 24 horas e submetidos inteiros para análise.

**Produtores primários:** para verificação dos valores isotópicos basais, foram coletados os seguintes compartimentos:

- (i) **Perifiton:** o biofilme foi raspado da superfície das pedras em dois diferentes microhabitats, corredeira e remanso. O biofilme raspado nas rochas apresenta aproximadamente 30% de sua composição de detrito (RASMUSSEN, 2010). Para reduzir a proporção de detrito na amostra e obter uma amostra mais pura das algas, utilizamos a técnica descrita a seguir. Em laboratório, na amostra do perifiton raspado foi inicialmente acrescido 1L de água deionizada, medido em um cilindro, e deixado

por 20 min sem distúrbio, de modo que todo o detrito e sedimento pudessem decantar, para que na fração superior do sobrenadante restasse um perifíton mais puro, usualmente de coloração verde. Microfiltros de fibra de vidro (Whatman GF/C de 47 mm Ø e 1,3 micrômetros de porosidade) foram previamente incinerados em 500 °C, resfriados e colocados em estufa para atingirem peso constante antes de serem pesados inicialmente. Da fração sobrenadante de perifíton foram extraídos 100 ml de solução e filtrados nos filtros de GF/C, que foram depois envolvidos em papel alumínio. Foram feitas seis réplicas de cada amostra (remanso e corredeira) por riacho, sendo cinco direcionadas para análises isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  e uma para análise de concentração de clorofila a. O filtro GF/C para determinar concentração de clorofila foi medido através de espectrofotometria ( $\mu\text{g}$  clor a/L). Já os filtros GF/C para as análises isotópicas de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  foram colocados para secar em estufa a 65 °C por 24 horas e posteriormente enviados para análise nos laboratórios especializados.

- (ii) **Vegetação ripária:** Foram obtidas folhas de indivíduos diferentes das espécies vegetais mais frequentes nas margens (plantas C3 e plantas C4) do trecho amostrado.
- (iii) **Folhíço:** uma mistura de folhas em decomposição foi coletada nos remansos onde se formaram, triados para remoção dos macroinvertebrados e separação do material vegetal em plantas C3 e plantas C4, que foram enviados separadamente para análise.

Após descongelar, todas as amostras, exceto a de perifíton, foram lavadas com água destilada e secas em estufa a 60°C por 24 horas, e posteriormente maceradas com um pistilo em um almofariz para homogeneização. Sub-amostras de peso conhecido, variando de 2 mg para animais a 5 mg para plantas, foram encapsulados em cápsula de estanho e armazenadas em placas de 96-células de fundo plano.

Parte da quantificação dos isótopos de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  foi realizada em espectrômetro de massa no Stable Isotope Facility na UC Davis (University of California, Davis/EUA) e outra parte no Stable Isotope Facility da ARI (Australian Rivers Institute) da Griffith University (Brisbane/ Austrália), através da colaboração do orientador estrangeiro do trabalho, Prof. Dr. Stuart Bunn.

## **Análise dos dados**

### *Características ambientais dos riachos*

#### ***Análise da paisagem da microbacia***

A partir dos dados de usos de solo, rede hidrográfica e curva de nível, fornecidos pelo Instituto Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (INEA), foram calculadas as métricas de influência de uso de solo (floresta e pasto) em cada microbacia do ponto de coleta. A métrica utilizada no presente estudo foi a HA-iFLS (*Hydrologically active inverse-distance-weighted flow length to the stream*), que tende a ser a que corresponde ao melhor modelo para indicar variações em comunidade de peixes (PETERSON et al., 2011). Estas análises foram feitas no programa ArcGis (versão 10.2 – ESRI, 2014) e estão detalhadas no Capítulo 2.

#### *Análise de conteúdo estomacal*

A determinação dos principais recursos alimentares para cada espécie de peixe foi realizada através do cálculo do Índice Alimentar (IA<sub>i</sub>) proposto por Kawakami e Vazzoler (1980), que indica a proporção de importância através da combinação de dados quantitativos (volume) e qualitativos (frequência de ocorrência), através da fórmula:

$$IA_i = FO\% \times VO\% / \sum FO\% \times VO\%$$
, onde: FO% é a frequência de ocorrência do item alimentar e VO% é o volume relativo do item.

A caracterização da dieta de todas as espécies em todos os riachos foi utilizada para dois objetivos: (i) determinar as guildas tróficas nas comunidades de peixes e (ii) caracterização das teias tróficas (estrutura e métricas). A abundância das guildas foi correlacionada com as variáveis ambientais para verificar se a proporção de guildas tróficas de peixes varia ao longo do gradiente de impactos ambientais. Também foi efetuada a caracterização da teia trófica em cada riacho, em relação a algumas propriedades (métricas): número de nós, número de ligações e conectância, para cada um dos três limiares de ligação, ou seja, considerando todas as ligações presentes (LT=0,00, sendo LT – *link threshold*), somente aquelas de força intermediária (LT=0,01) e somente as fortes (LT = 0,05). Outras métricas calculadas foram: Ligações por espécies, Robustez; Aninhamento, Modularidade, Generalidade, Vulnerabilidade, Diversidade de Shannon, Sobreposição de nicho; Densidade de Ligações, Complementaridade funcional e Especialização da teia. Essas métricas também foram correlacionadas ao longo do gradiente de cobertura do dossel e concentração de nitrogênio na água. As métricas calculadas foram feitas através do pacote Bipartite

(DORMANN; GRUBER, 2012) do programa R (R Development Core Team 2011) e são explicadas em mais detalhes no Capítulo 1.

### *Isótopos estáveis de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$*

Os valores de isótopos são expressos em partes por mil (‰) como desvios em relação ao padrão internacional de referência (*PeeDee Belemnite* e N atmosférico para C e N, respectivamente), seguindo a fórmula:  $\delta^{13}C$  ou  $\delta^{15}N = [(R_{amostra}/ R_{padrão}) - 1] \times 10^3$ , onde: R =  $^{13}C: ^{12}C$  ou  $^{15}N: ^{14}N$ .

Em cada riacho, foram agrupados os valores isotópicos em níveis tróficos dos animais aquáticos pré-determinados pela análise do conteúdo estomacal para peixes e pela literatura para macroinvertebrados (MERRITT; CUMMINS, 1996; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010)

Para verificar as principais fontes de carbono dos organismos aquáticos foram utilizadas correlações baseadas na abordagem de gradiente (RASMUSSEN, 2010), onde foram examinadas as relações entre os consumidores (insetos e peixes) e os recursos autóctones e alóctones (perifíton e folhiço, respectivamente) ao longo do gradiente de impactos ambientais. Correlações também foram utilizadas para identificar relações entre os recursos e os gradientes de variáveis ambientais. As correlações foram feitas através do programa Statistica v.7 (STATSOFT, 2004) e os gráficos pelo programa OriginPro 8 SRO (v8 0724 software, 2007).

### **Análises específicas**

Os capítulos 1 a 4 apresentam análises mais específicas para seus objetivos, que são detalhadas em cada um. No entanto, o desenho amostral e os dados básicos foram obtidos de acordo com o detalhado.

### **Considerações metodológicas**

#### *Sobre os modelos de mistura*

Quando o número de recursos alimentares é grande ( $n^\circ$  de fontes  $>$   $n^\circ$  de isótopos do sistema + 1), é comum a utilização de modelos de mistura para determinar as faixas de assimilação de cada recurso para os consumidores (PHILLIPS; GREGG, 2003). Esses modelos calculam as amplitudes de contribuição de cada um para uma mistura (tecido do animal), baseados nos valores isotópicos, não sendo possível uma solução única, mas sim uma amplitude de contribuições, com valores médios, mínimos e máximos, que podem variar

conforme compartimentos (recursos) são adicionados ou retirados do modelo. Os modelos de mistura isotópica podem ser lineares (e.g. IsoSource – PHILLIPS; GREGG, 2003), que usam as amplitudes de valores isotópicos para determinar as amplitudes de contribuição de fontes (PHILLIPS et al., 2014) ou baseados em estatística Bayesiana, como o SIAR – Stable Isotope Analysis in R (PARNELL et al., 2010), que tem sido o mais amplamente utilizado. Este usa distribuições estatísticas para caracterizar as incertezas, incorporando fatores de incerteza e variabilidade aos seus parâmetros de entrada (PARNELL et al., 2010; PHILLIPS et al., 2014). Tais fatores estão associados à existência de múltiplas fontes alimentares, às variações nos valores isotópicos, que podem variar entre os indivíduos de uma mesma população temporal e/ ou espacialmente, e ao enriquecimento ao longo da cadeia alimentar. Além disso, permite a incorporação de outras informações existentes (PARNELL et al., 2010; PHILLIPS et al., 2014), no caso, a dieta das espécies, desde que haja uma distribuição específica entre os itens consumidos (MOORE; SEMMENS, 2008).

No entanto, para o presente estudo, os modelos de mistura não foram uma ferramenta eficiente face aos dados coletados, principalmente por dois fatores: (i) a problemática do fracionamento: a falta de conhecimento preciso sobre taxas de enriquecimento de  $^{13}\text{C}$  e  $^{15}\text{N}$  entre os alimentos consumidos e a formação do tecido animal (DENIRO; EPSTEIN, 1987; POST, 2002; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1999) está entre as principais dificuldades descritas na literatura para interpretação dos resultados de contribuição das fontes alimentares para os consumidores (CAUT; ANGULO; COURCHAMP, 2009); e (ii) o fato de os recursos basais coletados (folhiço e perifiton), principalmente em ambientes com pasto, apresentarem valores isotópicos de carbono e de nitrogênio muito próximos, além de não serem de mesma origem (alóctone vs. autóctone) para serem combinados (PHILLIPS; NEWSOME; GREGG, 2005). Este segundo fator é mais problemático para os modelos de mistura, pois diminui a precisão das contribuições dos recursos para os consumidores, já que a amplitude das possíveis respostas de contribuição aumenta (variando de 0-100%) para ambos os recursos (folhiço e perifiton).

Já abordagem de gradiente (RASMUSSEN, 2010) se mostrou robusta aos objetivos da tese, analisando os efeitos nas comunidades dos riachos ao longo dos gradientes dos impactos ambientais, e consistente com o observado na composição da dieta dos peixes e nos grupos funcionais dos insetos.

*Sobre os recursos incluídos nas análises*

**Recursos basais:** Os valores isotópicos dos folhiços coletados apresentaram dois platôs de variação dos dados, ou seja, os valores isotópicos para plantas  $C_3$  e os valores isotópicos de plantas  $C_4$ , sendo esta última, ausente em alguns riachos, o que limitaria as análises de gradiente em riachos com pastagem (5 riachos). Já para as plantas  $C_3$ , nem os modelos de mistura e nem a abordagem de gradiente demonstraram padrão de contribuição alimentar para os consumidores analisados. Além disso, as algas (presentes no perifíton) são reconhecidas como tendo qualidade mais alta do que plantas terrestres devido ao maior conteúdo de PUFA (ácidos graxos poli-insaturados), sendo ricas em energia e proteínas (LAMBERTI, 1996) e assimiladas mais rapidamente do que plantas terrestres (folhiço), que são mais refratárias (alta razão C: Nutrientes). Adicionalmente, a razão  $\omega\text{-}3$  ( $\times 3$ )/  $\omega\text{-}6$  ( $\times 6$ )  $> 1$ , encontrada na maior parte dos macroinvertebrados aquáticos, sugere que a energia das algas é altamente retida em teias tróficas aquáticas (GUO et al., 2015).

**Macroinvertebrados:** Os crustáceos (camarões e caranguejos) foram coletados em apenas 10 riachos; desses, metade tinha caranguejos (Trichodactylidae), que podem pertencer a diferentes níveis tróficos (herbívoros, predadores e necrófagos) (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010), e metade tinha camarões (Atyidae e Palaemonidae), os quais alimentam-se de uma variedade de alimentos (peixes, crustáceos, sementes, folhas, detritos) (MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010). Assim, a utilização destes dados levaria a conclusões equivocadas, além da pouca representatividade ao analisá-los separadamente. O mesmo vale para os insetos cortadores coletados, que pertencem a diferentes ordens: Lepidoptera (Piralidae) e Trichoptera (Calamoceratidae) e provavelmente apresentam especialização por tipos distintos de folhiços.

## **CAPITULO 1**

### **Estrutura trófico-funcional das comunidades de peixes de riachos de Mata Atlântica ao longo do gradiente de impactos ambientais**

## INTRODUÇÃO

A estrutura funcional das comunidades aquáticas pode ser afetada pelos impactos antrópicos no riacho e seu entorno. A integridade do riacho e a disponibilidade de recursos para a biota aquática, por exemplo, podem ser influenciadas pelas condições da vegetação ripária e pelo *input* de nutrientes na microbacia (GÜCKER et al., 2011; HOGSDEN; HARDING, 2012). Riachos cuja zona ripária foi substituída por pasto indicaram baixa integridade do habitat (BUNN et al., 1997; CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009), ocasionando uma homogeneização estrutural. Esta pode ser determinante para a redundância taxonômica e funcional nas comunidades aquáticas, através da diminuição da diversidade de peixes (WANG et al., 2000, 2003; WANG; LYONS; KANEHL, 2001) e menor diversidade e disponibilidade de seus recursos alimentares (material alóctone e macroinvertebrados) (FERREIRA et al., 2012; GÜCKER et al., 2011; NAKANO; MIYASAKA; KUHARA, 1999), levando a uma redundância trófica (FERREIRA et al., 2015; ZENI; CASATTI, 2014) e simplificação da teia trófica (BUNN et al., 1997; CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; WANG et al., 1997).

Além do impacto da zona ripária local, os impactos na microbacia também influenciam a estrutura funcional da comunidade aquática. A urbanização e a pecuária, por exemplo, podem comprometer a qualidade da água pelo aumento do *input* de nitrogênio orgânico no riacho e/ ou seus afluentes a montante, através do esgoto doméstico e fezes de gado (BRODIE; MITCHELL, 2005; MEYER; PAUL; TAULBEE, 2005). O aumento da concentração deste nutriente ocasiona o aumento da biomassa do perifiton (FLECKER et al., 2002; LOURENÇO-AMORIM et al., 2014; MCINTYRE; MICHEL; OLSGARD, 2006; MOSISCH; BUNN; DAVIES, 2001), representando, assim, um aumento da disponibilidade de recursos basais autóctones nestes riachos. O desmatamento da zona ripária, através do aumento na incidência de luz sobre o riacho, funciona como um efeito aditivo ao *input* de nutrientes, aumentando ainda mais a biomassa do perifiton (PUSEY; ARTHINGTON, 2003). Adicionalmente, o desmatamento causa diminuição da entrada de recursos alóctones (FERREIRA et al., 2012; NAKANO; MIYASAKA; KUHARA, 1999), modificando a disponibilidade de recursos alimentares para as comunidades de peixes, o que pode favorecer espécies e guildas tróficas mais generalistas e oportunistas (JEPSEN; WINEMILLER, 2002; UIEDA; MOTTA, 2007; ZENI; CASATTI, 2014).

Em uma guilda trófica são agrupadas espécies que exploram recursos semelhantes de forma semelhante, seja durante um período de tempo ou permanentemente (BLONDEL, 2003). A distribuição das espécies em diferentes guildas alimentares e a abundância relativa



de cada guilda é um dos componentes da estrutura trófica da comunidade. Além da análise da estrutura trófica ser uma importante ferramenta para avaliar os efeitos dos impactos na estrutura funcional das comunidades, a abordagem de teias tróficas auxilia nesta avaliação de forma mais ampla (e.g. CULP et al., 2005; HOGSDEN; HARDING, 2012; WOODWARD et al., 1995, 2010), ao resumir as complexas interações alimentares através de algumas propriedades. Alguns estudos têm verificado mudanças na estrutura das teias tróficas de comunidades aquáticas sob influência de variações ambientais naturais, como sazonalidade (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI; UIEDA, 2012) e evento catastrófico de inundação (WOODWARD et al., 2015), bem como de impactos antrópicos, como despejo de contaminantes (WOODWARD et al., 1995), aquecimento do riacho (WOODWARD et al., 2010) e mudanças na zona ripária (THOMPSON; TOWNSEND, 2004, 2005; TOWNSEND et al., 1998).

Embora cada espécie possa desempenhar um papel dual em uma teia alimentar, como consumidor e como presa, pode-se considerar peixes somente como consumidores e outros membros da comunidade, como macroinvertebrados e recursos basais, como presas, em uma abordagem conhecida como *sink food web*, onde as relações dentro da comunidade são analisadas de forma vertical (WINEMILLER; LAYMAN, 2005). Nestas redes, cada membro de um nível é somente conectado aos membros do outro nível, sendo as ligações dentro do mesmo nível consideradas não importantes (DORMANN; GRUBER; FRUND, 2008). Muitos índices têm sido propostos para capturar características importantes das interações, conforme detalhado mais adiante. Recentemente, as redes bipartidas de interação têm sido bastante utilizadas em estudos ecológicos (DORMANN; GRUBER, 2012; DORMANN; FRÜND; BLÜTHGEN, 2009), sendo alguns exemplos as redes de polinização, de mutualismos de dispersão de sementes e sistemas predadores-presas ricos em espécies, como é o caso das teias tróficas em riachos tropicais.

Em riachos de pastagem (*grassland*) na Nova Zelândia, apesar do menor *input* de recursos basais alóctones, as teias tróficas foram altamente conectadas, com mais ligações tróficas e maior razão de ligação de recursos por consumidor, refletindo a maior biomassa do perifiton que sustenta uma maior densidade de consumidores primários (THOMPSON; TOWNSEND, 2004, 2005). Já em riachos de florestas, Thompson e Townsend (2004) encontraram teias tróficas com menor quantidade de ligações de recurso por consumidor devido à entrada de plantas terrestres, que favoreceram a presença de espécies especialistas neste recurso, como insetos e crustáceos cortadores. No presente estudo espera-se que, para as comunidades de peixes, com o suposto aumento da biomassa do perifiton em riachos

impactados (por exemplo, com menor cobertura de dossel), as guildas tróficas de peixes consumidores de recursos basais, como os detritívoros, serão favorecidas, ou seja, apresentarão maiores proporções, e as teias tróficas serão mais conectadas, pela baixa diversidade de recursos. Ao mesmo tempo, espera-se uma teia trófica mais simplificada, ou seja, com menor diversidade de predadores e presas.

O presente capítulo teve como objetivos explorar os efeitos do gradiente de impactos antrópicos na paisagem do entorno sobre a estrutura trófica (proporções de guildas tróficas de peixes) e propriedades das teias tróficas (a partir das redes bipartidas do tipo *sink food web* dos peixes como consumidores e demais membros da biota como recursos), em riachos de Mata Atlântica, baseados nas análises de conteúdo estomacal das espécies de peixes.

## MATERIAS E MÉTODOS

A metodologia para o cálculo das métricas de uso de solo de pasto e floresta é apresentada detalhadamente na Metodologia do Capítulo 2.

Para verificar a existência de gradientes que ordenam os riachos amostrados foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais apresentadas no Apêndice A. Os eixos retidos para interpretação ecológica foram aqueles significativos pelo critério de *Broken-stick* (PERES-NETO; JACKSON; SOMERS, 2005). As variáveis ambientais com as maiores e menores coeficientes de correlação com o eixo foram interpretadas como sendo as representativas da ordenação dos riachos. Os agrupamentos formados na PCA foram testados por uma Análise Discriminante ( $p < 0,05$ ), utilizando os escores dos riachos como média. As análises foram realizadas nos programas Stastitica v. 7.0 (STATSOFT, 2004) e PC-Ord v. 6 (MCCUNE; MEFFORD, 2011).

Para classificar os peixes em guildas tróficas, as similaridades da dieta entre as espécies foram calculadas através de uma análise de similaridade (SIMPER – *Percentage Similarity*) e visualizadas através de uma análise de ordenação *Non-metric multidimensional scaling* (NMDS). As espécies com similaridade na dieta entre 20 e 100%, priorizando as similaridades maiores, foram agrupadas em uma mesma guilda trófica. Em seguida, uma análise de similaridade baseada no agrupamento de *Bray-Curtis* (ANOSIM) foi realizada para verificar as diferenças significativas entre as guildas tróficas encontradas. Todas as análises foram feitas através do programa Primer 6 (CLARKE; GORLEY, 2006).

A proporção das guildas tróficas foi calculada a partir das abundâncias das espécies em cada riacho. Uma Análise de Correspondência (CA) foi feita para ordenar os

riachos de acordo com a variação das proporções das guildas tróficas de peixes. As principais guildas com maior inércia foram retidas para explicação da variação dos dados. Esta análise foi realizada no programa Statistica v.7.0 (STATSOFT, 2004).

Para verificar se as proporções das guildas dos riachos estão relacionadas com as variáveis ambientais (Apêndice A), os escores da Análise de Componentes Principais (PCA1 e PCA2) das variáveis ambientais e os escores da Análise de Correspondência (CA1 e CA2) das proporções de guildas tróficas, foram correlacionados através de uma Correlação de Spearman, através do programa Statistica v.7.0 (STATSOFT, 2004).

Foram calculadas 20 métricas de teias tróficas em cada riacho através do programa R, com o pacote Bipartite (DORMANN; GRUBER, 2012) (Tabela 8). Os índices foram selecionados com base em sua pertinência ao sistema estudado, de acordo com as revisões de Dormann et al. (2009) e Dormann et al. (2012).

As propriedades mais básicas são o número de nós, de ligações e a conectância que, em conjunto, conferem uma medida simples da complexidade da teia. O número total de nós (S) corresponde à soma de todos os predadores e presas presentes na teia, enquanto o número de ligações (L - interações) é a contagem de todas as células não vazias da matriz de dados. Na representação gráfica, são as linhas que unem os nós. A conectância pode ser medida de várias formas, e no presente estudo foi dada pelo número de ligações L dividido pelo número total possível de ligações entre as espécies, as quais, excluindo canibalismo, são definidas por  $S(S-1)$ , onde S é o número de nós (PIMM, 1982). As ligações por espécie (LE), métrica também denominada de “grau da espécie” (*species degree*) é o número de células não vazias para determinada espécie na matriz de dados, ao passo que Densidade de ligações (DL) é o número médio de ligações por espécie.

Foi também calculado o percentual de ligações retidas a cada limiar de ligação (LT - *link threshold*), ou seja, quantas ligações L há na teia considerando-se somente aquelas de média e forte “intensidade” (somente dos itens com  $IA_i > 0,01$ , ou seja,  $LT = 0,01$ ; o  $IA_i$  seria uma medida indireta e simplificada da força dessas ligações) e somente as fortes ( $LT = 0,05$ ). A conectância também foi calculada para cada um desses LT: considerando-se todas as ligações (LT 0,00), somente as médias e fortes (LT 0,01) e somente as mais fortes (LT 0,05).

A Generalidade (G) é calculada como o número de presas em relação ao número de predadores, enquanto a Vulnerabilidade (V) é análoga à G, mas representando a relação inversa, calculada pelo número de predadores por presa, e tem este nome, pois desbalanços entre o número de presas e predadores podem deixar a teia mais vulnerável a processos de extinção secundária. A curva de extinções secundárias, por sua vez, é baseada no fato de que,

se uma determinada espécie ou fração de espécies (de uma guilda, por exemplo) é eliminada, outra determinada fração que depende desta interação se tornará extinta. A inclinação e forma geral da curva apresentam uma descrição gráfica da tolerância (resistência) da teia às extinções. Por ser um método gráfico, a curva de extinções não foi incluída no presente estudo. Já a Robustez (R) representa um único parâmetro, e se refere à robustez da teia em relação à extinção de espécies, calculada pela área sob a curva de extinções secundárias; no caso,  $R = 1$  corresponde a uma curva que decresce de modo sutil até que quase todas as espécies são eliminadas, ao passo que  $R = 0$  representa um decréscimo abrupto após a perda de poucas espécies/ frações de espécies, consistente com um sistema mais frágil, no qual poucas espécies são eliminadas, mas causam a perda de muitas ou todas as interações e causam a extinção das espécies que dependem dessas interações.

Outras métricas foram a Diversidade de Shannon (H), representando a diversidade de interações e a Especialização da teia (H2), que varia entre 0 (nenhuma especialização) e 1 (completa especialização), teias mais especializadas apresentam mais espécies especialista, com uma dieta mais seletiva. A Sobreposição de nicho (SN) representa a similaridade média do padrão de interação entre espécies do mesmo nível trófico, no qual 0 indica segregação total do uso de recursos e 1 indica total sobreposição de nicho.

Já Aninhamento e Modularidade são medidas do tipo de relação entre nós dentro da teia. A Modularidade identifica a existência de compartimentos (módulos) onde os nós são mais densamente conectados entre si do que com nós de outros módulos (GUIMERA; AMARAL, 2005) e o Aninhamento identifica se a dieta das espécies especialistas é um subconjunto daquela das espécies generalistas.

Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para ordenar os riachos sob os valores das métricas de teias tróficas de cada comunidade aquática. As métricas tomadas para a PCA foram somente aquelas com distribuição normal. A fim de reduzir o número de métricas foram interpretadas apenas aquelas que apresentaram coeficientes de correlação  $>0,70$  na PCA. A PCA foi realizada pelo programa PC-Ord v. 6 (MCCUNE; MEFFORD, 2011).

Para testar os efeitos do gradiente ambiental sobre as teias tróficas das comunidades de peixes estudadas, foi feita uma regressão linear múltipla com as variáveis ambientais não correlacionadas e que mais explicaram a ordenação dos riachos, tendo como variáveis respostas as métricas selecionadas, a partir de seu maior coeficiente de correlação nos eixos PCA. Para evitar o erro do tipo 1 (falso negativo) foi feita a correção de Bonferroni em  $p=$

0,00625 (Tabela 10). As regressões foram feitas pelo programa Statistica v.7.0 (STATSOFT, 2004).

## RESULTADOS

### Variáveis ambientais

O Apêndice A apresenta as médias das variáveis mensuradas em cada riacho amostrado. A Análise de Componentes Principais explicou 50,86% da variação total dos dados ambientais dos riachos, dos quais 32,13% foram explicados no eixo 1 (PCA1) e 18,73% no eixo 2 (PCA2) (Figura 2).

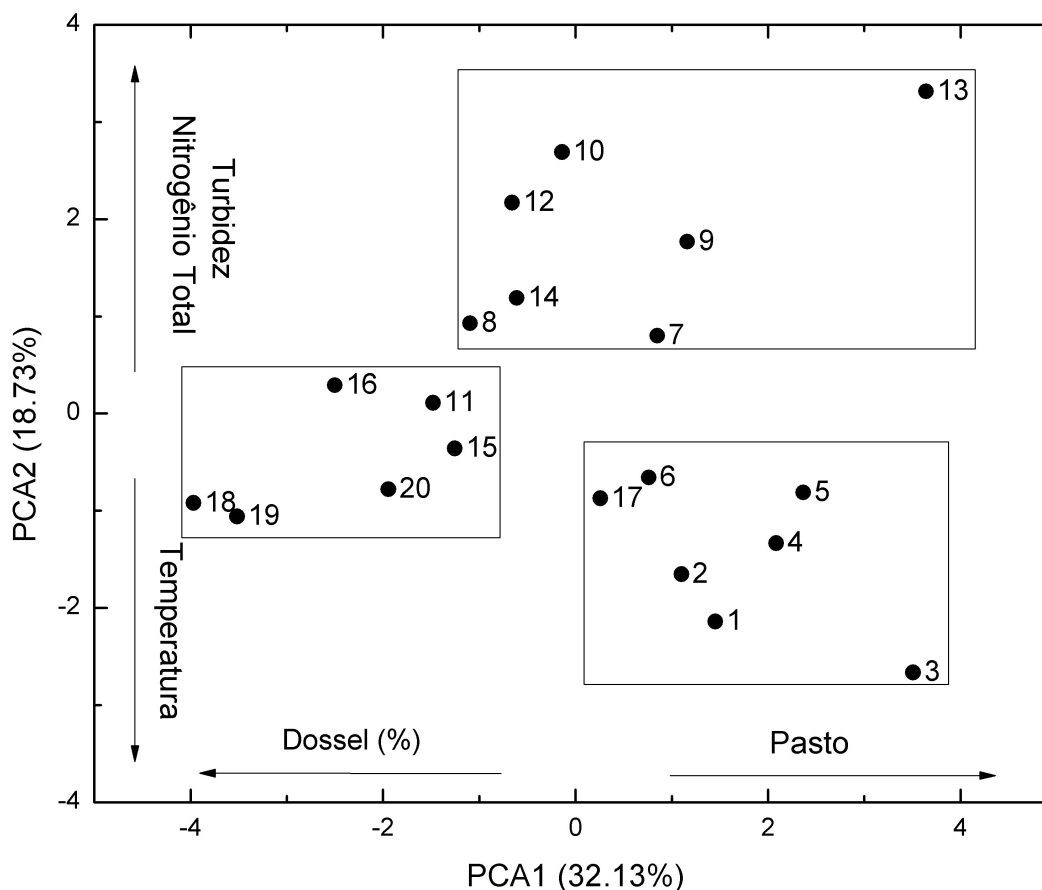


Figura 2: Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais mensurados em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. O número se refere à ordem crescente de cobertura vegetal dos riachos

Os grupos formados na PCA1 estão relacionados à cobertura vegetal (% de dossel) e uso do solo (pasto) e na PCA2 à temperatura e qualidade da água (*input* de

Nitrogênio Total [NT] e Turbidez). Os respectivos coeficientes de correlação (autovetores) das variáveis ambientais em cada eixo da PCA estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Coeficientes de correlação das variáveis ambientais em cada eixo (PCA1 e PCA2) da PCA (Figura 2) feita com os valores das variáveis ambientais mensuradas em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Em negrito foram os escores retidos para interpretação da ordenação dos riachos amostrados

<b>Variáveis ambientais</b>	<b>PCA1</b>	<b>PCA2</b>
pH	-0.4685	-0.5882
Temperatura	0.3444	<b>-0.7927</b>
Oxigênio Dissolvido	-0.5535	0.2143
Condutividade	0.5696	-0.3972
Largura	-0.6003	-0.0360
Fósforo Total	-0.4591	-0.2794
Nitrogênio Total	0.3341	<b>0.5635</b>
Turbidez	0.3991	<b>0.8278</b>
Sólidos em suspensão	0.2739	0.4120
Métrica para pasto	<b>0.8248</b>	-0.1368
Métrica para floresta	-0.8469	0.1629
Dossel	<b>-0.7396</b>	0.3626
Profundidade	-0.5660	-0.0105
Velocidade	-0.5900	-0.1255

A Análise Discriminante foi significativa em diferenciar os grupos de riachos formados na PCA ( $F_{(10,26)}=7,7135$ ;  $p<0001$ ).

### **Caracterização das guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica**

Foram coletadas 29 espécies pertencentes a 13 famílias e seis ordens (Apêndice B). Todas as espécies tiveram co-ocorrência entre os riachos, exceto oito espécies: *Bryconamericus ornaticeps*, *Mimagoniates microlepis*, *Acentronichthys leptos*, *Awaous tajasica*, *Eigenmannia virescens*, *Oncorhynchus mykiss*, *Pareiorhina brachyrhyncha* e duas *Rineloricaria* spp. (Apêndice B).

O agrupamento das espécies de peixes em cinco guildas tróficas está demonstrado na análise de ordenação (NMDS) na Figura 3.

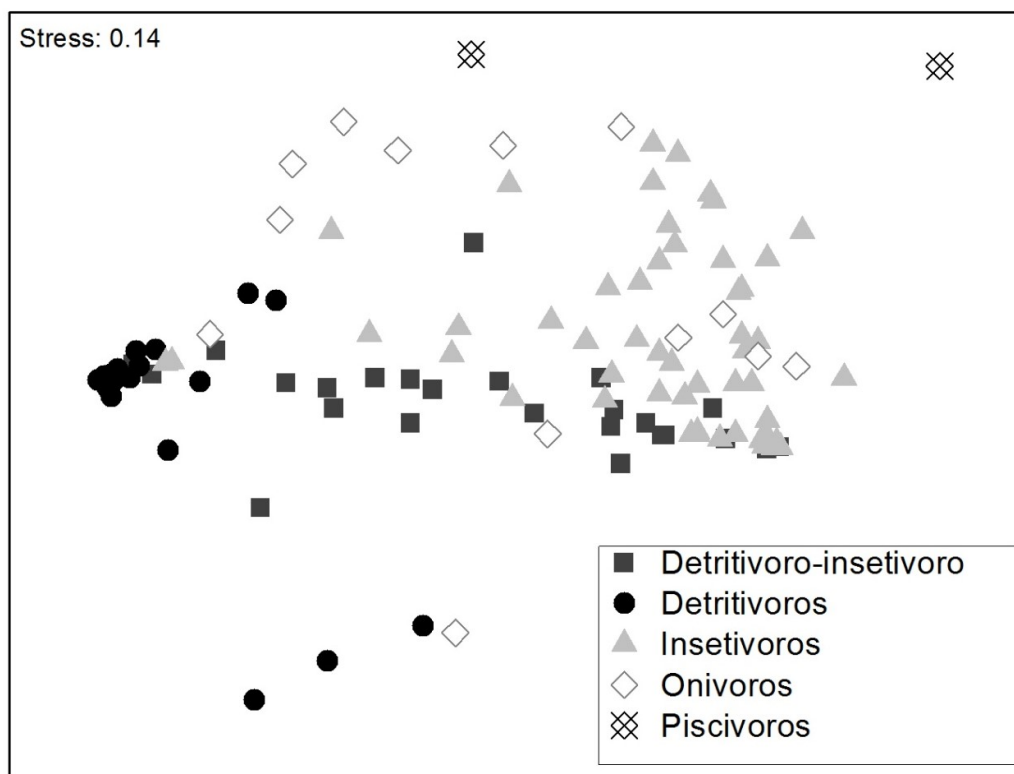


Figura 3: Escalonamento multidimensional não métrico (em inglês NMDS) demonstrando as dissimilaridades (*Bray-Curtis*) no uso de recursos alimentares entre as espécies das cinco guildas tróficas (Detritívoros-insetívoros, Detritívoros, Insetívoros, Onívoros e Piscívoros) de peixes encontrados nas comunidades de 20 riachos de Mata Atlântica.

As espécies foram agrupadas em cinco guildas tróficas (Detritívoros, Insetívoros, Detritívoros-insetívoros, Onívoros e Piscívoros). A guilda dos Piscívoros teve a maior similaridade dentro do grupo (70,58), seguida das guildas dos Detritívoros (68,22), dos Detritívoros-insetívoros (51,03) e dos Insetívoros (48,46). A guilda dos Onívoros teve a menor similaridade (26,44) devido à maior variedade na abundância de itens consumidos entre os indivíduos e espécies dentro do grupo (Tabela 3).

Tabela 3: Similaridades entre as espécies dentro de cada guilda trófica das comunidades de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica

<b>Guildas tróficas</b>	<b>Detrito</b>	<b>Insetos aquáticos</b>	<b>Insetos</b>	<b>Insetos terrestres</b>	<b>Peixe</b>	<b>Material Vegetal</b>	<b>Total</b>
<b>Detritívoros</b>							
Índice Alimentar médio	0,82	-	-	-	-	-	0,82
Similaridade média	68,22	-	-	-	-	-	68,22
Contribuição média	97,49	-	-	-	-	-	97,49
<b>Insetívoros</b>							
Índice Alimentar médio	-	0,61	0,21	-	-	-	0,82
Similaridade média	-	41,24	7,22	-	-	-	48,46
Contribuição média	-	80,17	14,03	-	-	-	94,2
<b>Piscívoros</b>							
Índice Alimentar médio	-	-	-	0,2	0,65	-	0,85
Similaridade média	-	-	-	11,76	58,82	-	70,58
Contribuição média	-	-	-	16,67	83,33	-	100
<b>Onívoros</b>							
Índice Alimentar médio	-	0,24	0,12	0,14	-	0,3	0,8
Similaridade média	-	9,29	3,07	3,83	-	10,25	26,44
Contribuição média	-	32,12	10,63	13,23	-	35,45	91,43
<b>Detritívoros-insetívoros</b>							
Índice Alimentar médio	0,32	0,57	-	-	-	-	0,89
Similaridade média	14,27	36,76	-	-	-	-	51,03
Contribuição média	27,18	70,03	-	-	-	-	97,21

A análise de similaridade (ANOSIM) demonstrou que estas guildas são diferentes significativamente entre si ( $R= 0.491$ ,  $p=0.001$ ). Ao testar as guildas par a par, todas foram significativamente diferentes, exceto entre as guildas dos piscívoros e dos onívoros, que foram marginalmente diferentes (Tabela 4).



Tabela 4: Análise de similaridade (ANOSIM) par a par entre as guildas tróficas de peixes das comunidades de 20 riachos de Mata Atlântica

<b>Guildas (<i>pairwise test</i>)</b>		<b>R</b>	<b>p level</b>
Detritívoros	Insetívoros	0,791	<b>0,001*</b>
Detritívoros	Piscívoros	0,89	<b>0,002*</b>
Detritívoros	Onívoros	0,65	<b>0,001*</b>
Detritívoros	Detritívoros-insetívoros	0,498	<b>0,001*</b>
Insetívoros	Piscívoros	0,919	<b>0,001*</b>
Insetívoros	Onívoros	0,432	<b>0,001*</b>
Insetívoros	Detritívoros-insetívoros	0,101	<b>0,026*</b>
Piscívoros	Onívoros	0,342	<b>0,057**</b>
Piscívoros	Detritívoros-insetívoros	0,978	<b>0,002*</b>
Onívoros	Detritívoros-insetívoros	0,438	<b>0,001*</b>

\*significativo ( $p < 0,05$ )

\*\*marginalmente significativo ( $p < 0,05$ )

### **Varição da proporção de guildas tróficas no gradiente ambiental**

A Tabela 5 demonstra as abundâncias de espécies de peixes agrupadas por guildas tróficas. A guilda trófica de maior abundância em 14 riachos foi a dos Insetívoros, em três riachos foi a dos Onívoros, em dois riachos foi a dos Detritívoros-insetívoros e em somente um riacho foi a dos Detritívoros (Tabela 5).

Tabela 5: Abundância de peixes por guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica. Os dados em negritos são as guildas mais abundantes em cada riacho. Os riachos estão enumerados de acordo com a classificação crescente de porcentagem de dossel (Apêndice A).

Riacho	Número do riacho	Guildas tróficas					Abundância Total
		Detritívoros	Detritívoros-insetívoros	Insetívoros	Onívoros	Piscívoros	
SJPL	1	6	19	381	<b>406</b>	0	812
SJQL	2	3	3	380	<b>501</b>	1	888
RPMC	3	0	<b>219</b>	199	0	0	418
SJIB	4	90	17	249	<b>362</b>	0	718
RPFR	5	0	27	<b>89</b>	0	0	116
MECA	6	5	21	<b>86</b>	0	0	112
MECM	7	<b>74</b>	21	36	2	0	133
MEST	8	6	23	<b>47</b>	4	0	80
MEBO	9	101	32	<b>127</b>	6	0	266
MEBV	10	22	19	<b>26</b>	1	0	68
GMPB	11	49	21	<b>53</b>	0	0	123
MESA	12	46	62	<b>140</b>	0	0	248
MESP	13	71	75	<b>253</b>	4	0	403
METO	14	91	<b>83</b>	61	0	0	235
SJTQ	15	14	1	<b>92</b>	51	0	158
SJPR	16	16	0	<b>81</b>	5	0	102
RPBG	17	20	48	<b>244</b>	3	1	316
SJRN	18	16	0	<b>22</b>	10	0	48
GMJA	19	0	10	<b>29</b>	0	0	39
GMRM	20	0	9	<b>25</b>	0	0	34

A Análise de Correspondência foi significativa (Total Inertia = 0,64539  $\chi^2=3431,5$  df = 76;  $p < 0,0001$ ) e explicou 65,55% da inércia total no eixo 1 (CA1) e 24,36% no eixo 2 (CA2) (Figura 4).

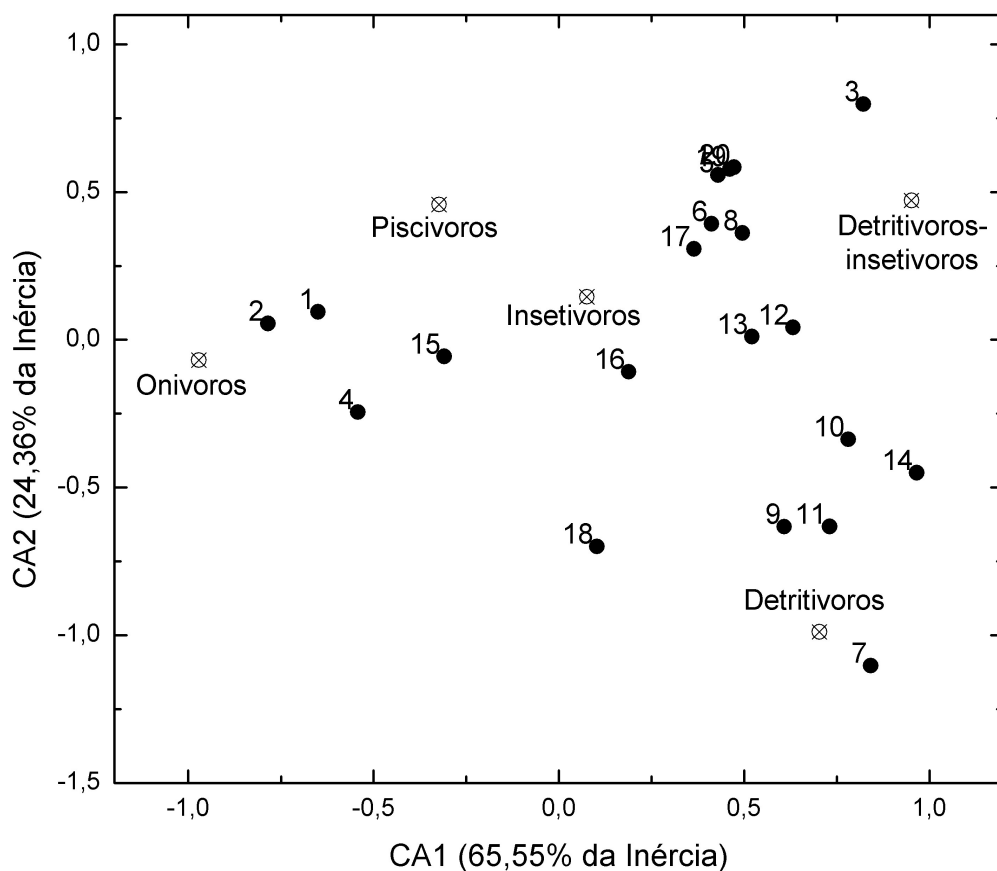


Figura 4: Análise de correspondência (CA) da abundância dos indivíduos de peixes em cada guilda trófica (Onívoros, Insetívoros, Detritívoros-insetívoros, Detritívoros e Piscívoros) de 20 riachos de Mata Atlântica. Os riachos foram enumerados em ordem crescente de porcentagem de cobertura de dossel

As principais guildas que explicaram maior parte da variação entre os riachos foram as dos Onívoros e Detritívoros-insetívoros no eixo 1 (CA1) e a dos Detritívoros, no eixo 2 (CA2) (Figura 4, Tabela 6).

Tabela 6: Valores da proporção da inércia de cada guilda trófica nos eixos da Análise de Correspondência (CA) de 20 riachos de Mata Atlântica. Valores retidos como explicação ecológica estão em negrito em cada eixo

<b>Guildas tróficas</b>	<b>Inércia CA1</b>	<b>Inércia CA2</b>
Detritívoros	0,138677	<b>0,736585</b>
Detritívoros-insetívoros	<b>0,286076</b>	0,189064
Insetívoros	0,006636	0,066115
Onívoros	<b>0,568517</b>	0,007734
Piscívoros	0,000093	0,000502

As correlações entre os escores da variação ambiental dos riachos e da variação da proporção de guildas tróficas dos peixes revelaram que quanto maior a turbidez e concentração de Nitrogênio total ([NT]) no riacho, menor é a proporção de Onívoros e maior é a de Detritívoros-insetívoros (PCA2 x CA1) e de Detritívoros, este último corroborado pela relação significativa entre PCA2 x CA2 (Tabela 7). Não houve correlações significativas entre o % dossel e uso do solo (PCA1) com as proporções das guildas nas comunidades de peixes (CA1 e CA2) (Tabela 7).

Tabela 7: Correlação de Spearman (R) entre os dois primeiros eixos da Análise de Componentes principais, com as variáveis ambientais, e Análise de Correspondência com as abundâncias de peixes por guildas tróficas

<b>Eixo das ordenações</b>	<b>Valid N</b>	<b>R Spearman</b>	<b>t(N-2)</b>	<b>p-level</b>
PCA1 x CA1	20	0,046617	0,19799	0,845270
PCA1 x CA2	20	0,135338	0,57952	0,569419
<b>PCA2 x CA1</b>	<b>20</b>	<b>0,575940</b>	<b>2,98903</b>	<b>0,007871*</b>
<b>PCA2 x CA2</b>	<b>20</b>	<b>-0,443609</b>	<b>-2,10001</b>	<b>0,050089**</b>

\*significativo ( $p < 0,05$ ) \*\*marginalmente significativo ( $p < 0,06$ )

### Teias tróficas

Os valores das métricas da teia trófica de cada riacho estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Métricas qualitativas e quantitativas da teia trófica da comunidade de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica. Siglas: C- Conectância; LT (*link thresholds*); LE: Ligações por espécies; DL: Densidade de ligações; H: Diversidade de Shannon; H2: Especialização da teia; SN: Sobreposição de nicho; R: Robustez, CF: Complementaridade funcional; G: Generalidade; V: Vulnerabilidade. Em negrito são os valores significativos de Aninhamento

Riacho	Número do riacho	Nós	Ligações	% de ligações retidas		Conectância			Aninhamento									Modularidade			
				LT 0,01	LT 0,05	LT 0,00	LT 0,01	LT 0,05	LE	DL	H	H2	SN	R	CF	G	V	Valor	p	Valor	p
SJPL	1	44	73	58,90	34,25	0,35	0,126	0,074	2,11	3,71	3,42	0,65	0,20	0,93	4,64	4,99	2,43	11,81	> <b>0,001</b>	0,41	0,52
SJQL	2	48	78	56,41	34,62	0,39	0,153	0,094	1,64	2,84	2,81	0,76	0,12	0,91	4,20	4,07	1,61	14,83	<b>0,04</b>	0,36	0,61
RPMC	3	28	46	63,04	39,13	0,48	0,302	0,188	1,64	3,80	2,93	0,51	0,30	0,93	2,56	5,58	2,03	23,6	<b>0,01</b>	0,27	0,38
SJIB	4	45	79	56,96	31,65	0,27	0,152	0,084	1,76	3,19	3,15	0,68	0,25	0,90	5,22	3,42	2,96	14,39	> <b>0,001</b>	0,39	0,23
RPFR	5	27	39	53,85	28,21	0,54	0,292	0,153	1,44	3,12	2,54	0,53	0,24	0,94	2,12	4,46	1,77	24,1	<b>0,03</b>	0,28	0,38
MECA	6	42	76	43,42	28,95	0,35	0,153	0,102	1,81	3,28	3,01	0,69	0,25	0,90	3,68	4,24	2,32	18,72	0,06	0,29	0,68
MECM	7	48	88	48,86	25,00	0,28	0,134	0,069	1,83	2,63	3,11	0,77	0,13	0,91	6,43	3,11	2,14	14,83	> <b>0,001</b>	0,32	0,82
MEST	8	38	59	67,80	35,59	0,31	0,208	0,109	1,55	3,12	2,99	0,70	0,20	0,86	4,59	4,10	2,14	15,75	<b>0,04</b>	0,36	0,54
MEBO	9	52	97	43,30	23,71	0,25	0,109	0,059	1,87	2,37	3,12	0,86	0,09	0,90	7,84	2,86	1,88	13,54	<b>0,02</b>	0,34	0,79
MEBV	10	43	73	53,42	30,14	0,26	0,139	0,079	1,70	2,59	2,97	0,80	0,18	0,89	5,67	2,77	2,41	14,19	0,11	0,37	0,59
GMPB	11	53	112	51,79	23,21	0,39	0,180	0,081	1,66	2,27	2,57	0,87	0,06	0,83	4,80	3,22	1,32	18,53	<b>0,01</b>	0,27	0,77
MESA	12	42	76	48,68	31,58	0,31	0,151	0,098	1,81	2,70	3,08	0,77	0,08	0,89	6,23	3,68	1,71	15,96	0,13	0,33	0,65
MESP	13	36	60	38,33	28,33	0,27	0,103	0,076	1,67	1,97	2,66	0,88	0,12	0,84	7,23	2,00	1,95	14,49	<b>0,01</b>	0,36	0,65
METO	14	37	59	55,93	38,98	0,32	0,177	0,124	1,59	2,47	2,87	0,76	0,07	0,91	5,62	3,26	1,68	16,96	0,83	0,36	0,40
SJTQ	15	44	69	43,48	23,19	0,24	0,104	0,056	1,57	2,72	2,74	0,88	0,25	0,79	4,96	2,57	2,87	12,91	> <b>0,001</b>	0,36	0,89
SJPR	16	33	54	55,56	29,63	0,21	0,214	0,114	1,66	3,02	3,19	0,78	0,24	0,82	6,88	2,81	3,22	20,32	<b>0,1</b>	0,35	0,19
RPBG	17	43	78	48,72	35,90	0,22	0,108	0,080	1,81	2,20	3,10	0,87	0,09	0,81	1,01	2,37	2,04	12,13	> <b>0,001</b>	0,37	0,68
SJRN	18	35	58	37,93	22,41	0,32	0,147	0,087	1,10	2,24	2,37	0,88	0,13	0,88	3,71	3,08	1,40	19,89	> <b>0,001</b>	0,27	0,88
GMJA	19	34	60	53,33	30,00	0,50	0,267	0,150	1,76	3,64	2,97	0,66	0,28	0,95	2,60	5,36	1,92	24,88	0,07	0,25	0,39
GMRM	20	30	33	63,64	36,36	0,27	0,202	0,115	1,63	3,14	3,20	0,70	0,16	0,87	5,46	4,12	2,17	15,65	0,52	0,52	0,06

As métricas da teia trófica que apresentaram distribuição normal e utilizadas para a Análise de componentes principais (PCA) foram: Ligações por espécies (LE), Densidade de ligações (DL), Diversidade de Shannon (H), Especialização da teia (H2), Sobreposição de nicho (SN), Complementaridade funcional (CF), Generalidade (G), Vulnerabilidade (V), Aninhamento, Número de nós (S), Número de ligações (L), Conectância (C) em LT 0,00, % LT 0,01 e % LT 0,05.

Os dois eixos PCA com dados de métricas da teia trófica foram significativos e explicaram no total de 75,75% da variação dos dados (Figura 5).

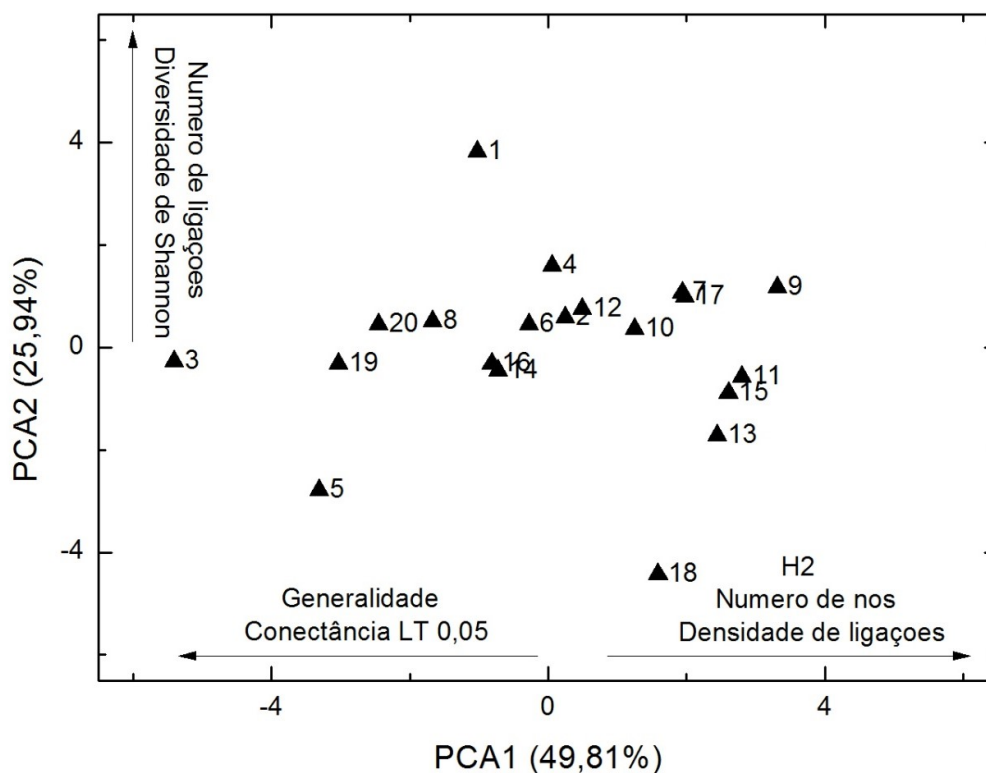


Figura 5: Análise de Componentes Principais (PCA) das métricas de teia trófica de 20 comunidades de peixes des de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. O número de cada ponto se refere à ordem crescente de cobertura vegetal dos riachos

No primeiro eixo da PCA, os valores negativos de coeficiente de correlação ( $>0,70$ ) foram as métricas de Generalidade, Densidade de ligações e Conectância LT 0,05, e os positivos, as métricas de Número de nós e H2 (Tabela 9). No segundo eixo da PCA as métricas de coeficientes acima de 0,70 foram Diversidade de Shannon e Ligações por espécies (Tabela 9).

Tabela 9: Coeficientes de correlação das 11 métricas de teia trófica em cada eixo (PCA1 e PCA2) da PCA (Figura 5) de 20 comunidades de peixes de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Em negrito foram os escores retidos para posterior correlação com as variáveis ambientais ( $>0,70$ )

Métricas	PCA1	PCA2
Número de nós	<b>0,76</b>	0,47
Números de ligações	<b>0,72</b>	0,37
% LT 0,01	-0,69	0,42
% LT 0,05	-0,63	0,39
Conectância LT 0,05	<b>-0,91</b>	-0,26
Ligações por espécie	0,08	<b>0,90</b>
Densidade de ligações	<b>-0,82</b>	0,36
Diversidade de Shannon	-0,17	<b>0,89</b>
H2	<b>0,91</b>	-0,16
Generalidade	<b>-0,84</b>	0,20
Aninhamento	-0,65	-0,55

Apenas a métrica H2, que mede a especialização da teia trófica, foi influenciada no Modelo 1 (que apresenta duas variáveis preditoras: dossel e [NT]) e Modelo 2 (apresenta dossel como variável preditora, após a retirada da variação da [NT]) de regressão linear, considerando apenas os valores significativos pela correção de Bonferroni de  $\alpha = 0,00625$  (Tabela 10).

Tabela 10: Influência da porcentagem de cobertura vegetal (dossel) e do nitrogênio total do riacho sobre as métricas da teia trófica de 20 riachos de Mata Atlântica

	Modelo 1			Modelo 2		
	R <sup>2</sup> ajustado	F (2,17)	P	R <sup>2</sup> ajustado	F (1,18)	P
Ligações por espécies	-0,10	0,11	0,8986	-0,05	0,17	0,6834
Densidade de ligação	0,37	6,55	0,0078	0,27	7,97	0,0113
Diversidade de Shannon	0,05	1,52	0,2476	0,10	3,04	0,0981
<b>H2</b>	<b>0,50</b>	<b>10,53</b>	<b>0,0011</b>	<b>0,42</b>	<b>14,95</b>	<b>0,0011</b>
Generalidade	0,22	3,66	0,0477	0,04	1,71	0,2077
Numero de nós	-0,05	0,55	0,5869	-0,03	0,48	0,4981
Numero de ligações	-0,08	0,30	0,7455	-0,04	0,32	0,5782
Conectância LT 0,05	0,14	2,50	0,1119	-0,03	0,47	0,5000

Resultados derivados de Regressões linear. Modelo 1 tem como variáveis preditoras as variáveis ambientais de dossel e a concentração de nitrogênio total do riacho. Modelo 2 apresenta apenas a porcentagem de dossel do riacho como variável preditora, sem o efeito da variação da concentração do nitrogênio total. Valores significativos em negrito pela correção de Bonferroni de  $\alpha = 0,00625$ .

O Modelo 1 apresenta duas variáveis preditoras ambientais, o gradiente da porcentagem de dossel e a concentração de Nitrogênio total, cujo efeito global foi significativo com a especialização trófica (H2) ( $R^2=0,50$   $p=0,0011$ ), porém a correlação parcial foi significativa apenas para a variável de dossel ( $r= 0,67$ ,  $p=0,0015$ ) e não para a

[NT] ( $r= 0,55$ ,  $p=0,015$ ). Já o Modelo 2 foi significativo ( $R^2=0,42$   $p=0,0011$ ), sem a variação explicada pela [NT], demonstrando que quanto maior a cobertura de dossel maior será especialização da teia trófica (H2) das comunidades de peixes estudadas, como mostrado na Tabela 10 e apresentado graficamente na Figura 6.

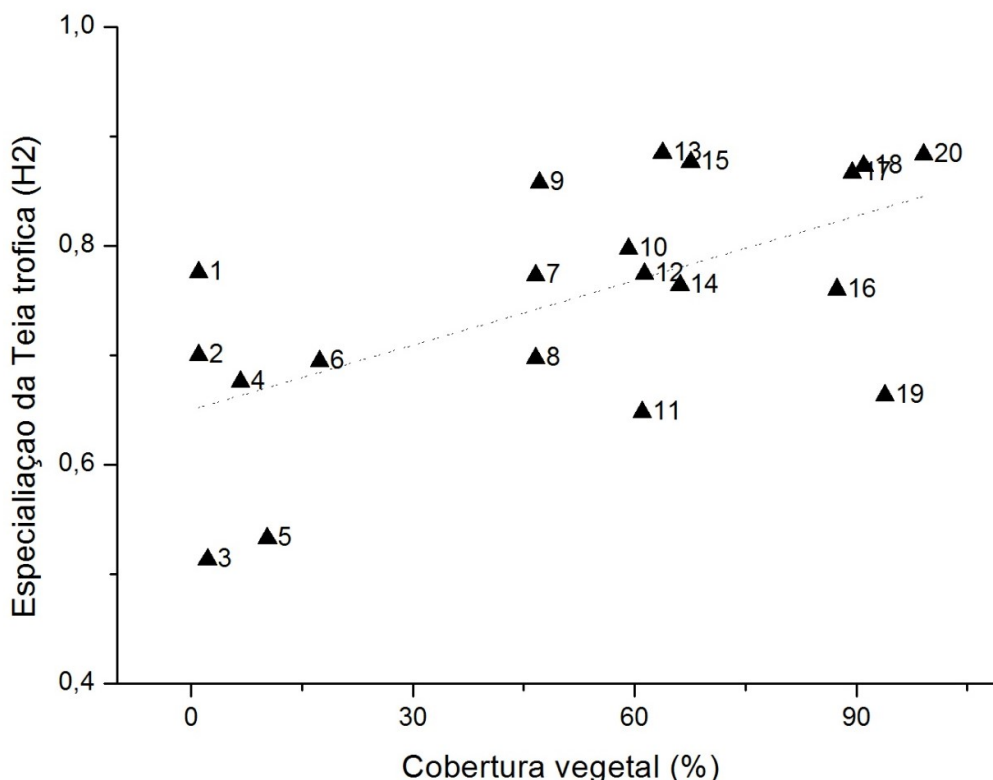


Figura 6: Relação entre cobertura vegetal (dossel) e a especialização da Teia trófica (H2) da comunidade de peixes 20 riachos de Mata Atlântica ( $R^2=0,42$   $p=0,0011$ , Tabela 10)

## DISCUSSÃO

Foram identificadas cinco guildas tróficas de peixes nos riachos analisados: Detritívoras, Detritívoras-insetívoras, Insetívoras, Onívoras e Piscívoras. A guilda dos Insetívoros, além de ser única presente em todos os riachos analisados foi a mais abundante na maioria deles (em 14 riachos), já a dos Detritívoros não esteve presente em todos riachos (4 riachos). Em termos funcionais, a variação entre riachos de acordo com proporção das guildas tróficas foi explicada pela frequência de ocorrência de três das guildas: Detritívoras-insetívoras, Onívoras e Detritívoras, distribuindo-se ao longo do gradiente de impactos ambientais em função da concentração de nitrogênio total ([NT]), turbidez e temperatura. Riachos com maiores valores para essas três variáveis apresentaram maiores proporções de Detritívoros-insetívoros e Detritívoros. Já riachos com características opostas apresentaram mais Onívoros. Em relação à estrutura da teia trófica, riachos com maior cobertura de dossel



apresentaram teias com mais especialização (métrica H2), ou seja, nesses riachos as espécies compartilham menos entre si os recursos alimentares, havendo uma maior segregação de nicho trófico.

A presença de Onívoros em riachos de menor [NT] e turbidez e maiores temperaturas provavelmente está relacionada com os indivíduos do gênero *Astyanax* (lambaris), o mais representativo neste grupo. Espécies deste gênero têm sido descritas tanto como sendo relativamente mais tolerantes a diferentes condições dos rios e riachos (SCHULZ; MARTINS-JUNIOR, 2001; SILVA et al., 2016b), como maior temperatura da água (e.g. FERREIRA et al., 2015; LORION; KENNEDY, 2009) e presença de alguns contaminantes (e.g. SILVA et al., 2016), quanto de serem sensíveis a certos contaminantes que prejudicam sua reprodução (SCHULZ; MARTINS-JUNIOR, 2001). Esta ambiguidade de tolerância e sensibilidade, aliada ao fato de *Astyanax* ser reconhecido como um gênero altamente oportunista e generalista (ANDRIAN; PERETTI; LAMBRECHT, 2006; MANNA; REZENDE; MAZZONI, 2012) favorecem um aumento de sua ocorrência e abundância em riachos cuja degradação é mediana (menor *input* de nutrientes, porém alta temperatura). Padrão semelhante foi observado nos estudos de Lorion & Kennedy (2009) e Ferreira et al. (2015) em outros riachos tropicais com características intermediárias do entorno, entre pasto e floresta e altas temperaturas, favorecendo a abundância de onívoros.

Detritívoros e Detritívoros-insetívoros foram mais abundantes em riachos com maior [NT] e turbidez e menor Temperatura. O *input* de Nitrogênio, através da entrada de nutrientes orgânicos, como fezes de gado (BRODIE; MITCHELL, 2005; MOSISCH; BUNN; DAVIES, 2001) e esgoto urbano (MEYER; PAUL; TAULBEE, 2005) promove o aumento da produção primária autóctone, o perifíton, como também demonstrado experimentalmente em riachos tropicais de cabeceira (FLECKER et al., 2002; LOURENÇO-AMORIM et al., 2014; MCINTYRE; MICHEL; OLSGARD, 2006; MOSISCH; BUNN; DAVIES, 2001). Nesta circunstância, como esperado, análogo aos efeitos dos riachos de pastagem, com maior incidência de luz (THOMPSON; TOWNSEND, 2004), riachos com maiores [NT] tiveram maiores proporções das guildas tróficas que consomem diretamente o perifíton, os Detritívoros e os Detritívoros-insetívoros. O aumento da proporção de detritívoros em ambientes lóticos tropicais foi encontrado ao longo do gradiente longitudinal de rios (IBANEZ et al., 2007; LOWE-MCCONNELL, 1991; POUILLY; BARRERA; ROSALES, 2006), e em riachos desmatados na Amazônia equatoriana (BOJSEN; BARRIGA, 2002), 2002) e no Cerrado brasileiro (CASATTI et al., 2015; FERREIRA et al., 2015), porém não nos riachos mais desmatados do presente estudo. Assim, os gradientes de *input* de nitrogênio,

turbidez e temperatura foram fatores mais determinantes do que o gradiente de cobertura vegetal para a proporção das guildas tróficas nos riachos de Mata Atlântica estudados, especialmente para a abundância de detritívoros. A maioria das espécies que compõem essas guildas pertence à família dos loricarídeos (cascudos), mas também contém espécies do gênero *Phalloceros*, cuja presença está provavelmente associada às altas [NT] desses riachos, por serem tolerantes à água de baixa qualidade (ARAÚJO et al., 2009).

Os predadores de topo, como os piscívoros, não são frequentes e abundantes em riachos de baixa ordem (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI; UIEDA, 2012; WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, 2008), uma vez que são necessárias algumas características que favorecem a presença desta guilda, como maior profundidade e largura dos riachos e maior abundância de presas (WINEMILLER; AGOSTINHO; CARAMASCHI, 2008). De fato, dentre os 20 riachos de Mata Atlântica analisados, somente dois tiveram ocorrência de piscívoros. Como esses dois riachos possuem valores diferentes para cada parâmetro analisado, é difícil concluir qual deles foi mais importante para a presença dos piscívoros. Além disto, outro fator a ser considerado é a amostragem de peixes, pois, apesar de os trechos de riachos serem isolados com redes durante toda coleta de pesca elétrica, não é nula a possibilidade de fuga de espécies para fora do trecho, principalmente da piscívora *Hoplias malabaricus*, que possui habilidade de nado bem desenvolvida (FREIRE; AGOSTINHO, 2001; REIS, 2011). Em riachos sem a ocorrência desses predadores pode-se esperar um comprimento da cadeia trófica mais curto (WINEMILLER et al., 2011a). A guilda dos insetívoros, ao contrário, é muito comum em riachos de cabeceira e florestados (BOJSEN; BARRIGA, 2002; IBAÑEZ et al., 2007; LOWE-MCCONNELL, 1991), e, no presente estudo, esteve presente em todos os riachos e foi a mais abundante na maioria. Por isso, os Insetívoros, junto com os Piscívoros (por serem raros), não estiveram entre as guildas que mais explicaram a variação da proporção de guildas ao longo do gradiente de impactos.

Teias tróficas com maior especialização foram encontradas em riachos com maior cobertura vegetal. A especialização da teia pode denotar o quão os indivíduos estão compartilhando os recursos: espécies de peixes de riachos com cobertura vegetal mais fechada partilham (segregam) mais os recursos, o que pode ser devido a uma maior especialização na dieta. Este resultado poderia ser esperado, uma vez que locais com floresta ripária mais íntegra apresentariam uma maior variedade e quantidade de recursos para os peixes, tanto alóctones, como insetos e folhíço (AFONSO; HENRY; RODELLA, 2000; CARVALHO; UIEDA, 2010; NAKANO; MIYASAKA; KUHARA, 1999), quanto autóctones, pois preserva a integridade dos riachos (DUDGEON, 2010; WANG et al., 1997;

WIENS, 2002) através da heterogeneidade de habitats, favorecendo a diversidade de macroinvertebrados (EGLER, 2002; NESSIMIAN et al., 2008; ROQUE et al., 2003). A disponibilidade de mais recursos pode proporcionar tanto a alta sobreposição de nicho alimentar em peixes (e.g. CORRÊA; ALBRECHT; HAHN, 2011), pelo consumo do recurso mais abundante pela maioria das espécies, quanto a especialização, pela preferência alimentar aos itens mais nutritivos (JEPSEN; WINEMILLER, 2002; NOVAKOWSKI; HAHN; FUGI, 2008; UIEDA; MOTTA, 2007).

Muitos trabalhos têm citado a relação à mata ciliar (composição e dossel) com a heterogeneidade estrutural de microhabitats (BUNN et al., 1997; CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; ZENI; CASATTI, 2014), que auxilia na segregação das espécies, promovendo maior diversidade taxonômica e funcional na comunidade aquática, tanto de macroinvertebrados (BENSTEAD; DOUGLAS, 2003; EGLER, 2002; NESSIMIAN et al., 2008; ROQUE et al., 2003) quanto de peixes (POUILLY; BARRERA; ROSALES, 2006; WANG et al., 2000, 2003; WANG; LYONS; KANEHL, 2001). A substituição da zona ripária por pasto, ao contrário, leva a uma homogeneização estrutural do riacho ((BUNN et al., 1997; CASATTI; DE FERREIRA; CARVALHO, 2009; ZENI; CASATTI, 2014) através de processos de assoreamento e desestruturação das margens, favorecendo uma maior generalidade da teia trófica, com maior interligação entre as espécies através do compartilhamento dos recursos alimentares, que se tornam menos diversos.

Apesar de nenhum outro parâmetro analisado da teia trófica, além da especialização, ser explicado pelos gradientes de cobertura de dossel e/ou de Nitrogênio total, vale fazer algumas considerações. No presente estudo, o número de nós e ligações da teia estiveram correlacionados negativamente com a conectância calculada considerando-se somente as ligações fortes (LT 0,05) entre os peixes e suas presas. Esta diminuição da conectância com o aumento do tamanho da teia (maior número de nós e ligações) reforça que os peixes destas comunidades são menos interligados dentro da teia trófica, ou seja, estão compartilhando menos recursos, proporcionando assim, uma teia mais especializada. Townsend et al. (1998), em riachos de Nova Zelândia com diferentes usos do solo, verificou a diminuição de ligações por espécies (tamanho da teia) e mais especialização das dietas com o aumento do distúrbio e disponibilidade de recursos da zona ripária.

Há controvérsias referentes a estes parâmetros testados e a relação entre eles (RIEDE et al., 2010). Um modelo testado empiricamente diz que a conectância da teia trófica deve permanecer constante independente do número de nós e ligações, onde uma espécie compartilhará uma proporção fixa de recursos com outra espécie na teia (MARTINEZ, 1992).

No entanto, outro estudo sugeriu que este parâmetro não é constante ao considerar a escala de diversidade das espécies (SCHMID-ARAYA et al., 2002). Outros trabalhos encontraram também a diminuição da conectância com o aumento do tamanho da teia em riachos com alta heterogeneidade física (SCHMID-ARAYA et al., 2002) e em outros sistemas (BANASEK-RICHTER et al., 2009). Ceneviva-Bastos e Casatti (2014) reportaram conectância constante após a diminuição de números nós e densidade de ligações em teias de riachos neotropicais. No entanto, no presente estudo, esta tendência foi oposta, uma vez que maiores números de nós e densidade ligações estão negativamente relacionadas com maior conectância de ligações fortes nas teias estudadas, indicando que a conectância não é constante com o aumento do tamanho da teia. Porém, não é possível afirmar se este aumento esteve relacionado com a maior porcentagem do dossel, uma vez que o número de nós não foi significativamente correlacionado com este gradiente ambiental.

Influências antrópicas, tanto de aspectos regionais ([NT] e turbidez), quanto locais (Temperatura e % dossel), afetaram a estrutura trófico-funcional das comunidades de peixes de Mata atlântica estudadas. No aspecto funcional, o aumento de *input* de nutrientes favoreceu a guilda trófica de peixes detritívoros, enquanto a condição oposta favoreceu espécies onívoras, principalmente *Astyanax* spp., com maior abundância dentro da guilda. A maior especialização da teia nos riachos com maior cobertura vegetal é provavelmente proporcionada por dois fatores relacionados: maior heterogeneidade de habitat em riachos preservados e maior disponibilidade de recursos alóctones e autóctones. Assim, este capítulo apresentou as respostas funcionais da ictiofauna, através da abordagem das guildas tróficas e de propriedades das teias, aos efeitos de gradientes de impactos antrópicos em riachos tropicais. Salientamos, portanto, a importância da conservação das margens florestadas dos riachos para manter as interações entre os ecossistemas terrestre e aquático, ao mesmo tempo em que amortece a entrada de contaminantes e nutrientes.

## **CAPITULO 2**

**Caracterização do gradiente de impactos em quatro microbacias de Mata Atlântica e variação do perifíton em resposta ao gradiente**

## INTRODUÇÃO

A baixa intensidade de luz e nutrientes em riachos de baixa ordem são fatores que podem limitar a produção primária autóctone destes sistemas. A zona ripária de um riacho tem importância reconhecida para a sua estrutura física e funcional (ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; DOS SANTOS; FERREIRA; ESTEVES, 2015; WANG et al., 1997, 2001; WIENS, 2002): além de fornecer recursos autóctones, controla a quantidade e qualidade de luz que entra no sistema (escala local) (IWATA; NAKANO; INOUE, 2003; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; PUSEY; ARTHINGTON, 2003) e amortece a entrada de contaminantes e nutrientes na microbacia (escala regional) provindos de atividades antrópicas (BUNN, 1993; PUSEY; ARTHINGTON, 2003), como urbanização, agricultura e criação de gado. Assim, riachos desmatados ou com zona ripária de floresta substituída por pasto, ou seja, sem cobertura vegetal, apresentam alta entrada de luz (BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999; PUSEY; ARTHINGTON, 2003), além de serem suscetíveis à erosão e modificação do substrato local natural do riacho (BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999; WALLING, 1999; ZENI; CASATTI, 2014) e à entrada de nutrientes e contaminantes (GREEN; FINLAY, 2010; PUSEY; ARTHINGTON, 2003). Tanto o aumento da entrada de luz e de nutrientes, causados por atividades antrópicas, promovem o aumento da biomassa da produção primária, como o perifíton (e.g. DODDS; SMITH, 2016; DOI et al., 2007; DOWNING et al., 1999; HILL et al., 2010; PETERSON et al., 1993).

O aumento da biomassa do perifíton é devido ao aumento da taxa fotossintética das algas que o compõe. O aumento ou diminuição da taxa da fotossíntese influencia diretamente os valores isotópicos de carbono e nitrogênio das algas, além de outros fatores como a disponibilidade dos recursos de carbono (inorgânico) e nitrogênio (inorgânico e orgânico) e o fracionamento das algas em relação a estes recursos (FINLAY, 2001, 2004; FRY, 2006; PETERSON; FRY, 1987). A origem e o suplemento dos recursos de carbono e nitrogênio para as algas dependem tanto de fatores regionais, como a composição geológica da microbacia, a drenagem hidrológica e a sazonalidade (FINLAY, 2001), quanto de fatores locais, como a composição e a respiração da biota (FRY, 2006), além da variação espacial dentro de cada riacho entre microhabitats (corredeira e remanso), nos quais a velocidade da água interfere no suplemento de recurso (FINLAY; POWER; CABANA, 1999). Assim, os impactos às condições do ecossistema terrestre do entorno do riacho e ao fluxo hidrológico têm potencial de influenciar o suplemento dos recursos, pois afetam fortemente as condições dentro do riacho (HOEINGHAUS; WINEMILLER; AGOSTINHO, 2008; PETERSON et al., 2011). A utilização de ferramentas que agregam a caracterização do uso do solo, sua distância

em relação ao riacho e o fluxo hidrológico permitem uma avaliação espacial completa dos efeitos dos impactos ambientais sobre as comunidades biológicas locais (PETERSON et al., 2011), principalmente os organismos sésseis, como o perifíton.

O perifíton é um recurso muito importante para a cadeia trófica em sistemas lóticos. Apesar do grande aporte de recursos basais alóctones, muitas comunidades de riachos tropicais de cabeceira são sustentadas pela produção primária do perifíton (BRITO et al., 2006; CARROLL; THORP; ROACH, 2016; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009a, 2009b; MARCH; PRINGLE, 2003; NERES-LIMA et al., 2016; SALAS; DUDGEON, 2001). Assim, mudanças na quantidade e qualidade deste recurso (GUO et al., 2015) terão efeitos sobre a biota aquática. Estes efeitos estão relacionados ao nível da comunidade, como o favorecimento de algumas espécies e guildas tróficas (Cap 1), interferência na dinâmica trófica e fluxo energético (Cap 1 e 3), e na posição trófica de algumas espécies e guildas (Cap 4).

Este capítulo tem como objetivo descrever os impactos ambientais, em escala local e de microbacia, e avaliar seus efeitos sobre os valores isotópicos de carbono e nitrogênio do perifíton de corredeira e remanso em riachos de quatro microbacias em região de Mata Atlântica. Os resultados deste capítulo serão utilizados nos demais.

Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifíton enriquecidos foram encontrados em riachos de zona ripária aberta, relacionados tanto ao tamanho (FINLAY, 2001; FINLAY; KHANDWALA; POWER, 2002) quanto ao desmatamento em riachos de baixa ordem (CARVALHO et al., 2015; KOHZU et al., 2009). Já os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  enriquecidos do perifíton foram encontrados em riachos com *input* de nitrogênio provenientes de atividades antrópicas, como a urbanização e esgoto doméstico (e.g. DEBRUYN; RASMUSSEN, 2002; MASESE; MCCLAIN, 2012; MCCLELLAND; VALIELA; MICHENER, 1997), pastagem para criação de gado (e.g. CARVALHO et al., 2015; DE CASTRO et al., 2016) e agricultura (e.g. ANDERSON; CABANA, 2005, 2009). Assim, espera-se que os valores isotópicos de carbono e nitrogênio do perifíton sejam enriquecidos de  $^{13}\text{C}$  e de  $^{15}\text{N}$ , respectivamente, em riachos cujo impacto ambiental é maior, ou seja, menor cobertura vegetal local e maior concentração de Nitrogênio Total proveniente destas atividades. Além disto, também é esperado que ocorram diferenças entre os valores isotópicos do perifíton de corredeira e remanso, causadas pela variação da velocidade da água nestes microhabitats (FINLAY; POWER; CABANA, 1999).

## MATERIAIS E MÉTODOS

A partir dos dados de usos de solo, rede hidrográfica e curva de nível, fornecidos pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro (INEA), foram calculadas as métricas de influência de uso de solo (floresta e pasto) em cada microbacia do ponto de coleta. Todas as análises citadas a seguir foram feitas através do programa ArcGIS (versão 10.2.2, ESRI 2014). *A priori* foi necessário delimitar as microbacias de cada riacho estudado. Para isto, a partir da rede hidrográfica de cada riacho, foi feita a delimitação com a criação de um polígono, o qual incluiu todos os afluentes acima do ponto de coleta. Em seguida, a partir das curvas de nível da microbacia delimitada, foi calculado um modelo digital chamado Rede Triangular Irregular (em inglês TIN – Triangulated Irregular Network), que consiste na interpolação dos valores de altitude por meio da criação de triângulos entre uma curva de linha e outra. A partir do TIN foi criado um Modelo Digital de Elevação (em inglês DEM – Digital Elevation Model), em formato de vetor com resolução espacial de 25 m. Este modelo (DEM) foi criado para ser usado como base para quantificação das características do uso de solo e para cálculo das métricas de influência do uso de solo de “floresta” e de “pasto”. A métrica utilizada no presente estudo foi a HA-iFLS (Hydrologically active inverse-distance-weighted flow length to the stream), que tende a ser a que corresponde ao melhor modelo para indicar variações em comunidade de peixes (PETERSON et al., 2011). Os cálculos detalhados desta métrica (HA-iFLS) estão presentes no trabalho de Peterson et al. (2011), bem como a explicação da mesma e de outras seis métricas de representação do uso de solo. Em resumo, esta métrica HA-iFLS dá maior peso para áreas de uso de solo mais próximas dos riachos e também leva em consideração o fluxo hidrológico preferencial dentro da bacia.

Os riachos foram ordenados através de uma PCA, de acordo com as variáveis ambientais mensuradas (detalhado no M&M do Capítulo 1).

Dentre as variáveis ambientais mensuradas (Apêndice A), foram utilizadas aquelas que estão diretamente ou indiretamente ligadas à atividade fotossintética das algas, a qual influencia os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton (FINLAY, 2001, 2002; FINLAY; KHANDWALA; POWER, 2002). As variáveis ambientais testadas foram a turbidez da água (penetração de luz), nitrogênio total (*input* de nutriente), cobertura vegetal (entrada de luz) e métricas do uso de solo (floresta e pasto, implicando no *input* de nutrientes da microbacia). Somente as variáveis ambientais correlacionadas significativamente com a variação dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton foram apresentadas graficamente. Regressões lineares simples foram feitas para identificar as variáveis ambientais preditoras da variação isotópica



do perifiton e para identificar o melhor modelo que explica os valores isotópicos de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton. Todas as regressões foram efetuadas no programa Statistica v. 7.0 (STATSOFT, 2004).

Para testar qual o melhor modelo que explica as variações dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton foram realizadas regressões lineares com as variáveis ambientais ligadas à fotossíntese, citadas anteriormente, e com os eixos da PCA, os quais sumarizam as variáveis ambientais que ordenam os riachos. Todas as regressões foram efetuadas no programa Statistica v. 7.0 (STATSOFT, 2004).

O teste t-Student foi utilizado para testar a ocorrência de diferenças nos valores  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre o perifiton de corredeira e remanso dentro do riacho e entre os riachos (Statistica v. 7.0 - STATSOFT, 2004).

As métricas de uso de solo variam de 0 a 100, e, uma vez que, em todas as microbacias estudadas, o uso de solo predominante é pasto e/ou floresta, os valores das métricas de ambos foram complementares um com o outro em cada microbacia. Sendo assim, nas regressões lineares apenas o gradiente da métrica de pasto foi utilizado com os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton.

## RESULTADOS

### Variáveis ambientais

O Apêndice A apresenta as médias das variáveis mensuradas em cada riacho amostrado. Os valores das métricas do uso de solo variam de 0 a 100, onde 0 é baixa (*low* - esverdeada) influência do pasto no ponto, e 100 é alta (*high*- vermelha). Tanto os valores de métricas para floresta quanto para pasto estão apresentados no Apêndice A, sendo os valores de pasto de cada microbacia amostrada também representados em forma de figuras (Figs. 1 a 4), onde cada uma demonstra uma Bacia Hidrográfica.

Entre as bacias analisadas observa-se que a Bacia de Macacu (Fig. 9 e Apêndice A) possui a menor influência de pasto, enquanto que as Bacias de Macaé (Fig. 7 e Apêndice A) e do Rio Preto (Fig. 10 e Apêndice A) são as mais afetadas pelo uso de solo de pasto. A Bacia do São João (Fig. 8 e Apêndice A) é intermediária neste aspecto.

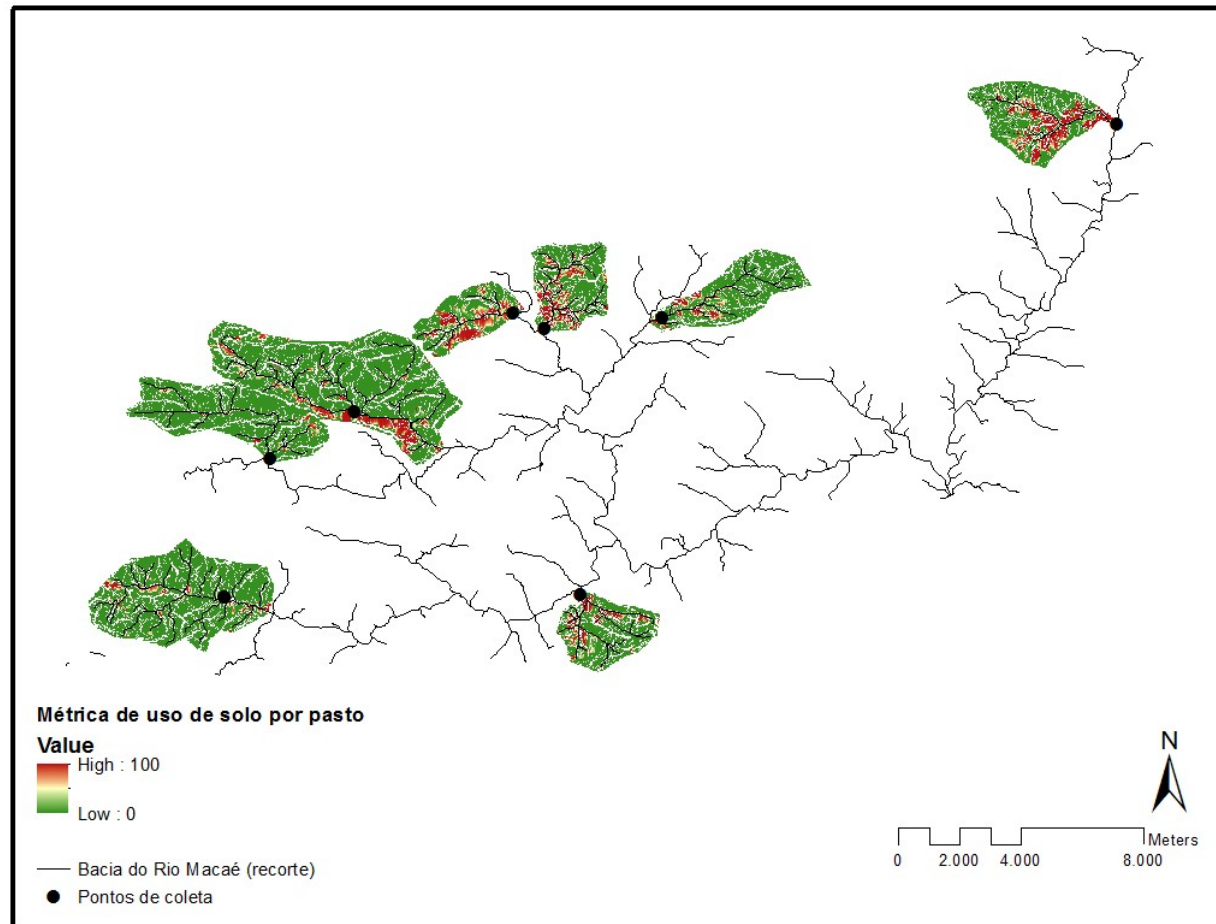


Figura 7. Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio Macaé, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (*high*) influência do uso de solo por pasto estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (*low*) no gradiente esverdeado.

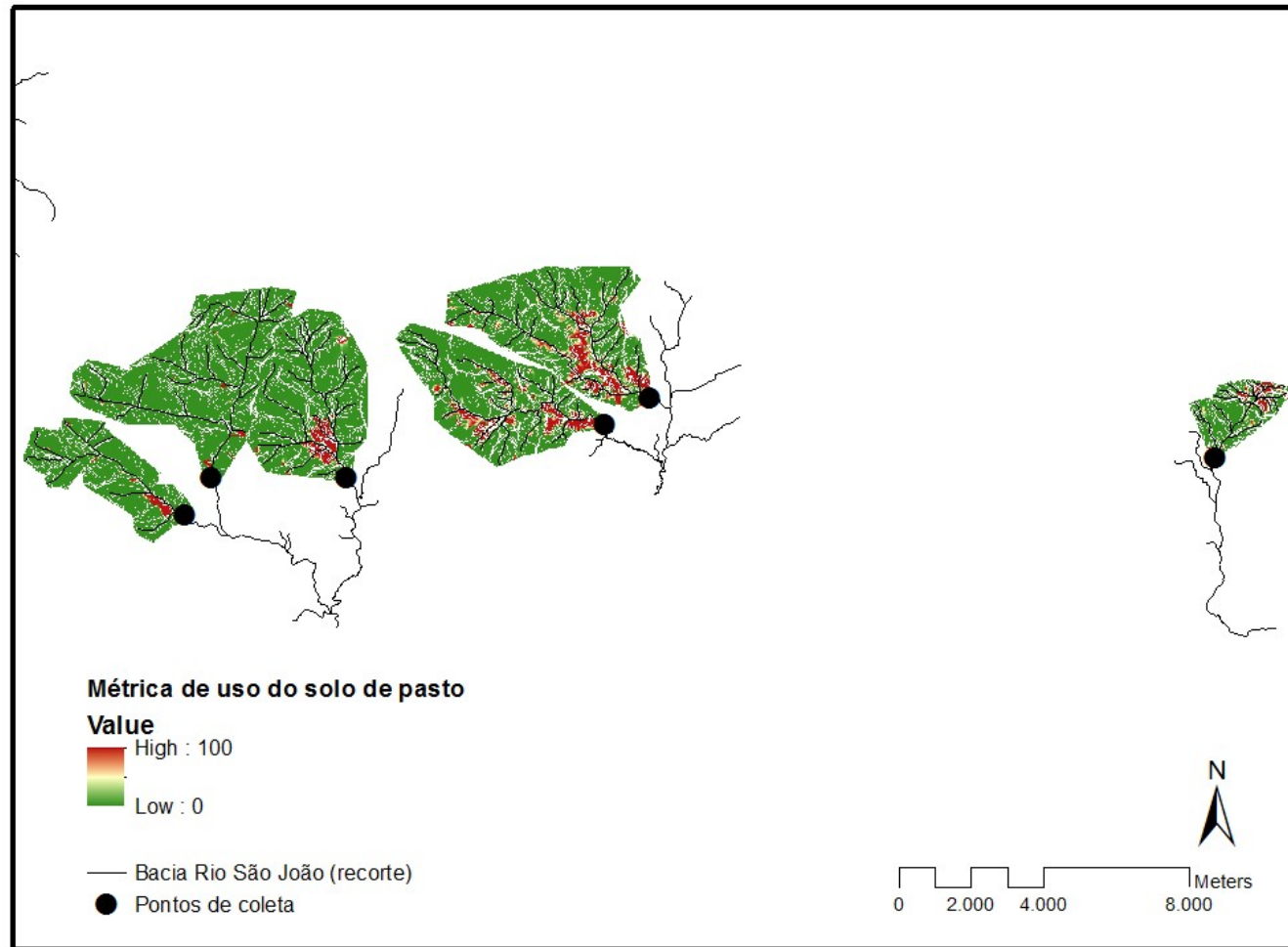


Figura 8: Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio São João, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (*high*) influência do uso de solo estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (*low*) no gradiente esverdeado.

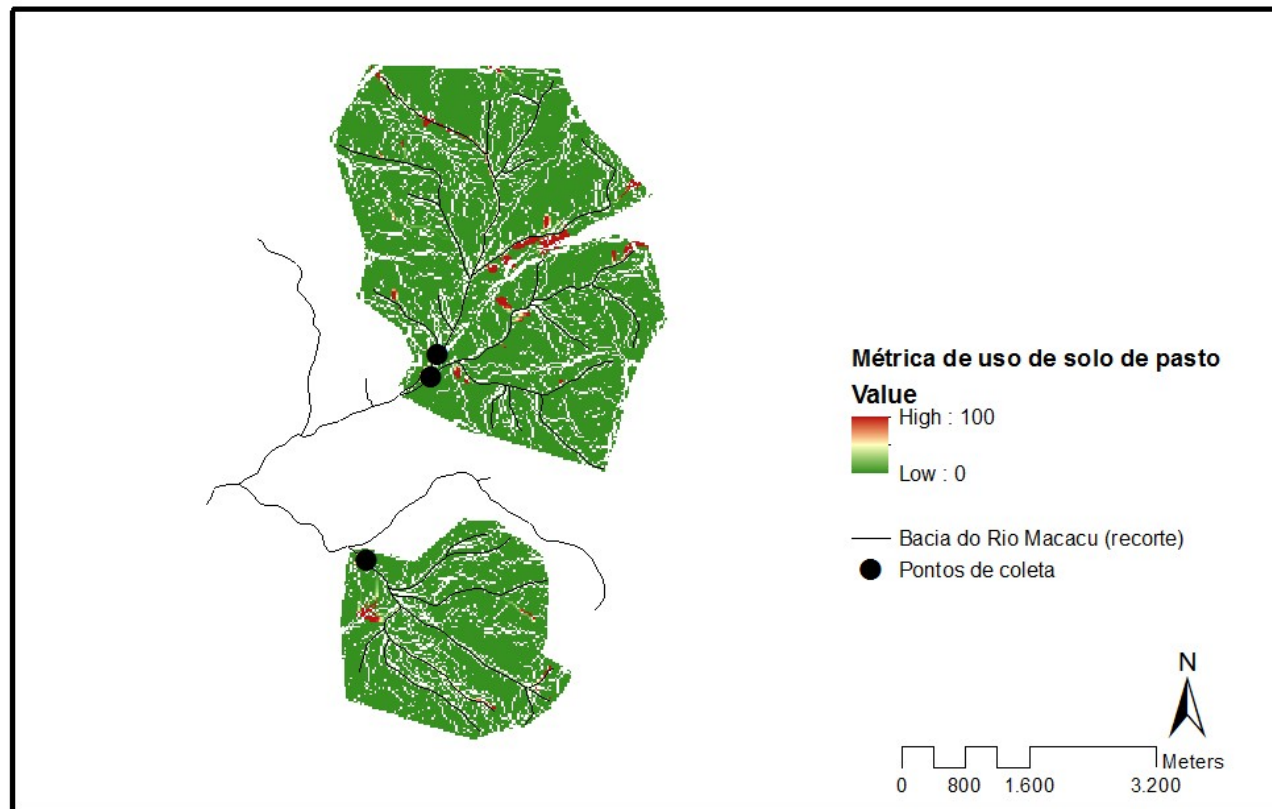


Figura 9: Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio Macacu, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (*high*) influência do uso de solo estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (*low*) no gradiente esverdeado.

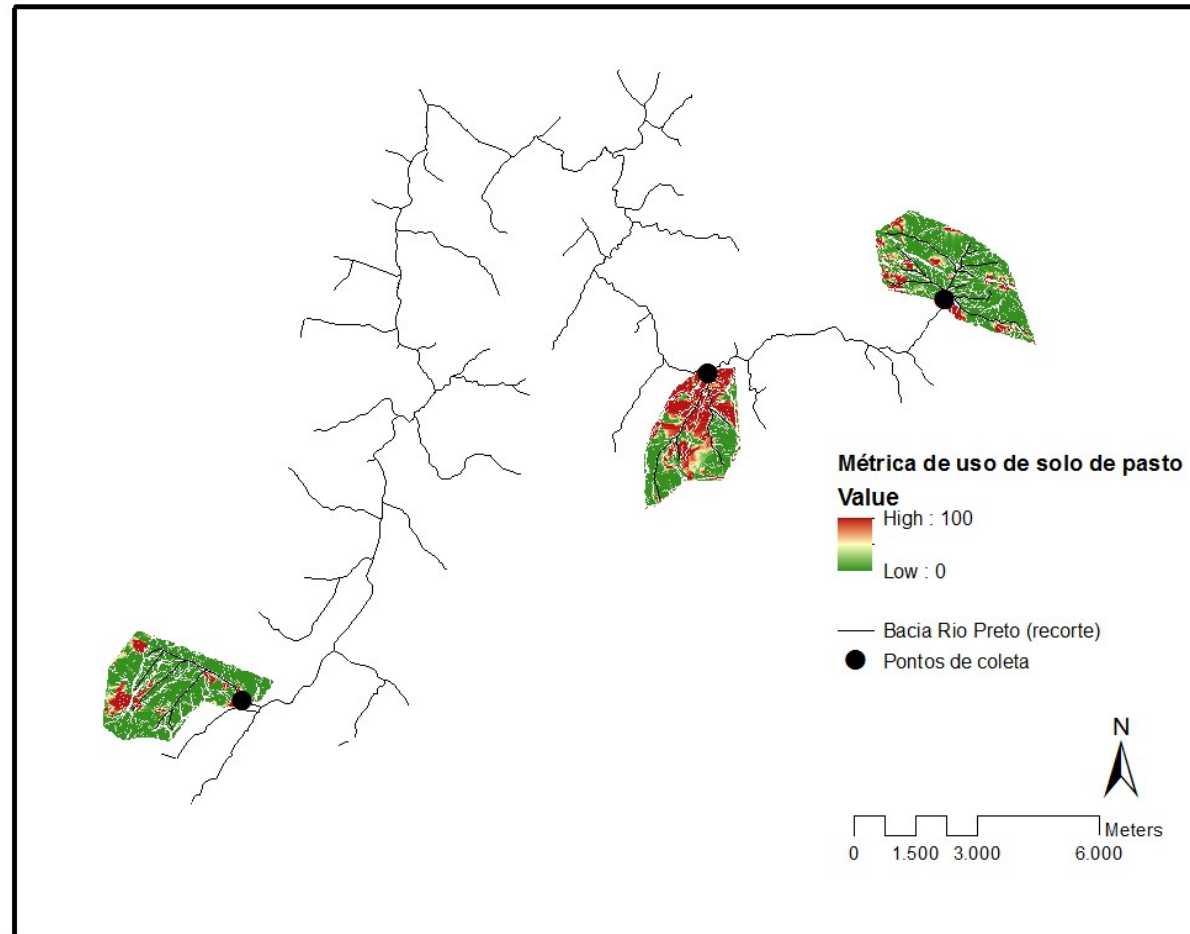


Figura 10: Métrica de uso de solo de área de pasto em microbacias da Bacia hidrográfica do Rio Preto, no Estado do Rio de Janeiro. Métricas foram calculadas a partir do programa de Sistema de informações geográficas ArcGis. As áreas de alta (high) influência do uso de solo estão indicadas no gradiente avermelhado e as de baixa (low) no gradiente esverdeado.

A Análise de Componentes Principais explicou 50,86% da variação total dos dados ambientais dos riachos, dos quais 32,13% foram explicados no eixo 1 (PCA1) e 18,73% no eixo 2 (PCA2). A ordenação dos riachos na PCA1 está relacionada à cobertura vegetal (% de dossel) e uso do solo (pasto) e na PCA2 à temperatura e qualidade da água (*input* de Nitrogênio Total e Turbidez). Os respectivos coeficientes de correlação (autovetores) das variáveis ambientais em cada eixo da PCA estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Coeficientes de correlação das variáveis ambientais em cada eixo (PCA1 e PCA2) da PCA (Figura 2, Capítulo 1) feita com os valores das variáveis ambientais mensuradas em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Em negrito foram os escores retidos para interpretação da ordenação dos riachos amostrados

Variáveis ambientais	PCA1	PCA2
pH	-0,51	-0,56
Temperatura	0,30	<b>-0,83</b>
Oxigênio Dissolvido	-0,58	0,30
Condutividade	0,55	-0,46
Largura	-0,57	-0,01
Fósforo Total	-0,51	-0,22
Nitrogênio Total	0,36	<b>0,56</b>
Turbidez	0,47	<b>0,79</b>
Sólidos em suspensão	0,31	0,35
Métrica para pasto	<b>0,80</b>	-0,08
Métrica para floresta	-0,82	0,11
Dossel	<b>-0,69</b>	0,38
Profundidade	-0,55	0,04
Velocidade	-0,57	-0,07

Os valores isotópicos para o perifiton de corredeira e de remanso foram diferentes em aproximadamente metade dos riachos (11), porém não houve padrão, sendo os valores de corredeira maiores em alguns riachos e menores em outros, em relação ao de remanso (Tabela 11). Além disso, não houve diferença significativa nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  ( $t_{(38)} = -0,23$ ,  $p = 0,89$ ) e  $\delta^{15}\text{N}$  ( $t_{(38)} = 1,05$ ,  $p = 0,3$ ) entre o perifiton desses dois microhábitats no gradiente de impactos ambientais. Sendo assim, as regressões lineares foram feitas com base nas médias de todos os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  de perifiton (corredeira + remanso) em cada riacho.

Tabela 11: Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  de perifiton de corredeira e de remanso de 20 riachos de Mata Atlântica. Em negrito são os valores isotópicos do perifiton de corredeira e remanso que se diferenciam significativamente entre si dentro do riacho. Os riachos estão enumerados de acordo com a classificação crescente de porcentagem de dossel (Apêndice A). DP= desvio padrão.

Riacho	Número dos riachos	$\delta^{13}\text{C}$ Perifiton				$\delta^{15}\text{N}$ Perifiton			
		Corredeira	$\pm\text{DP}$	Remanso	$\pm\text{DP}$	Corredeira	$\pm\text{DP}$	Remanso	$\pm\text{DP}$
SJPL	1	-18,66	0,58	-19,47	0,80	1,76	0,35	1,48	1,15
SJQL	2	-14,68	0,53	-14,78	0,81	<b>1,59</b>	<b>0,12</b>	<b>0,59</b>	<b>0,52</b>
RPMC	3	-18,87	2,31	-17,38	0,93	3,33	0,99	3,82	0,53
SJIB	4	<b>-21,56</b>	<b>0,94</b>	<b>-26,21</b>	<b>0,52</b>	1,29	0,54	1,20	0,54
RPFR	5	<b>-26,20</b>	<b>0,85</b>	<b>-24,12</b>	<b>1,47</b>	2,97	0,97	3,79	0,77
MECA	6	<b>-18,92</b>	<b>0,95</b>	<b>-22,05</b>	<b>0,26</b>	<b>0,28</b>	<b>2,10</b>	<b>5,63</b>	<b>2,52</b>
MECM	7	<b>-23,66</b>	<b>1,00</b>	<b>-19,62</b>	<b>0,28</b>	<b>0,27</b>	<b>1,98</b>	<b>3,33</b>	<b>0,41</b>
MEST	8	-24,48	0,54	-24,81	0,34	1,68	1,67	2,10	1,03
MEBO	9	-27,61	1,19	-26,76	0,93	<b>5,57</b>	<b>2,13</b>	<b>4,93</b>	<b>0,47</b>
MEBV	10	-22,74	1,02	-22,71	1,17	<b>2,11</b>	<b>1,05</b>	<b>5,43</b>	<b>2,00</b>
GMPB	11	<b>-23,41</b>	<b>0,62</b>	<b>-25,57</b>	<b>0,78</b>	0,59	0,27	0,92	0,68
MESA	12	<b>-27,69</b>	<b>0,76</b>	<b>-25,60</b>	<b>0,43</b>	1,27	1,05	2,39	1,18
MESP	13	<b>-26,23</b>	<b>0,26</b>	<b>-24,70</b>	<b>0,09</b>	<b>10,51</b>	<b>0,69</b>	<b>8,41</b>	<b>0,37</b>
METO	14	<b>-26,75</b>	<b>0,32</b>	<b>-23,46</b>	<b>0,63</b>	2,82	1,56	2,50	0,32
SJTQ	15	<b>-24,08</b>	<b>0,45</b>	<b>-27,87</b>	<b>0,39</b>	-1,16	1,81	-0,38	0,73
SJPR	16	-23,55	1,02	-23,08	0,56	-2,48	1,80	-1,51	0,30
R PBG	17	<b>-26,16</b>	<b>0,95</b>	<b>-28,46</b>	<b>0,38</b>	2,66	0,95	3,86	0,62
SJRN	18	-23,40	0,37	-24,11	0,56	<b>-2,99</b>	<b>1,52</b>	<b>-0,29</b>	<b>0,72</b>
GMJA	19	-24,89	0,86	-23,50	3,08	-0,66	1,20	-0,62	0,55
GMRM	20	<b>-22,93</b>	<b>1,60</b>	<b>-27,27</b>	<b>1,10</b>	<b>0,44</b>	<b>1,05</b>	<b>2,12</b>	<b>0,45</b>

Dentre as variáveis ambientais consideradas para avaliar a variação isotópica do perifiton, o gradiente de % de dossel foi o que mais explicou a variação dos valores  $\delta^{13}\text{C}$  ( $R^2=0,46$ ,  $p<0,001$ ) e os eixos da PCA, em conjunto, explicaram a variação dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $R^2=0,78$ ,  $p<0,001$ ) (Tabela 12).

Tabela 12: Modelo de regressão linear que melhor explica a variação dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton, o qual as variáveis ambientais de 20 riachos de Mata Atlântica. GL = 18.  $R^2_{aj}$  = correlação ajustada do modelo. r parcial= correlação parcial das variáveis dentro do modelo. PCA1 e PCA2 = eixos da PCA (Tabela 2, Figura 2 – Capítulo 1)

Variáveis ambientais	$\delta^{13}\text{C}$ Perifiton	$\delta^{15}\text{N}$ Perifiton
	$R^2_{aj} (F=17,49) = 0,46^*$	$R^2_{aj} (F=34,02) = 0,78^*$
% Dossel	<b>0,46*</b>	-
PCA1	-	<b>0,56*</b>
PCA2	-	<b>0,73**</b>

\* $p<0,001$  \*\* $p=0,003$

Houve efeito negativo entre a variação dos valores  $\delta^{13}\text{C}$  de perifiton e o gradiente local de cobertura vegetal, como mostra a Figura 11 (Tabela 12).

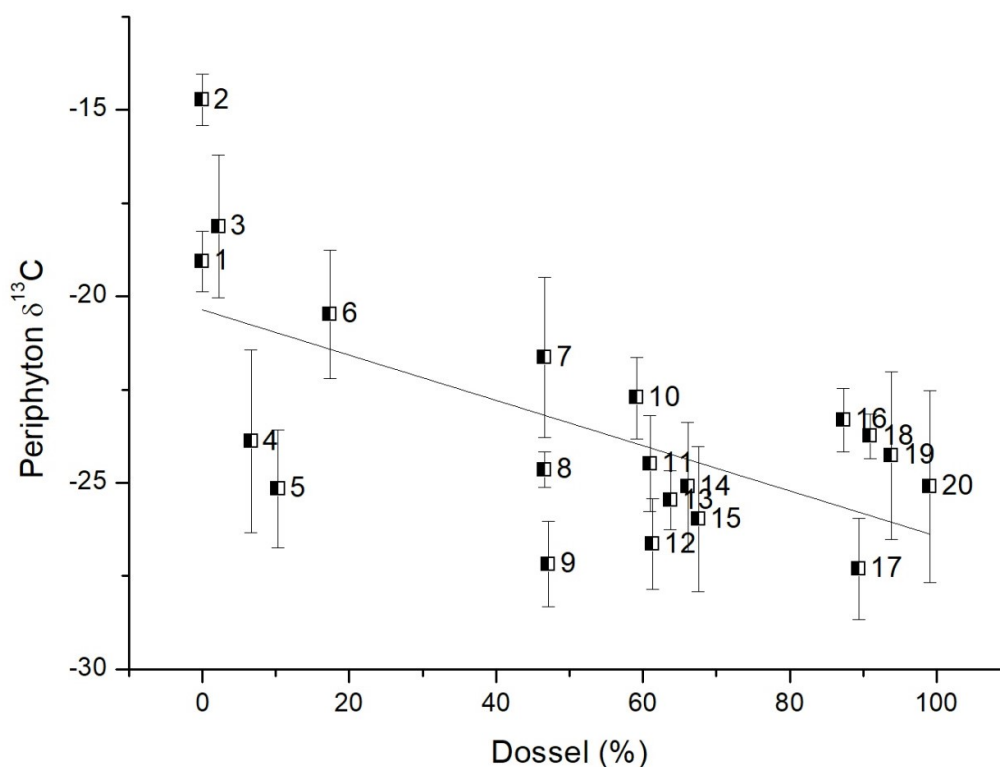


Figura 11: Relação entre cobertura vegetal e os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de perifiton de riachos de Mata Atlântica. (Tabela 12:  $R^2= 0.46$ ,  $p<0,001$ ). Cada número representa um riacho, conforme o Apêndice A

Os valores mais enriquecidos de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifiton estão relacionados com riachos de dossel mais aberto, onde os percentuais são mais próximos de 0%. No entanto, observa-se também que alguns riachos não obedecem esta tendência (p. ex. riachos 4 e 5, Fig. 11), com pouca cobertura vegetal e menos enriquecidos.

Já para os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton, impactos tanto locais (% dossel, temperatura) quanto regionais (uso de solo, [NT], turbidez) influenciaram sua variação (Tabela 12). Riachos com alta [NT] e pastagem (valores positivos da PCA1 e PCA2) apresentaram valores enriquecidos de  $\delta^{15}\text{N}$ . Riachos com maior cobertura dossel e menor temperatura (valores negativos da PCA1 e PCA2) apresentaram valores de  $\delta^{15}\text{N}$  empobrecidos em de  $^{15}\text{N}$  (Figura 12).



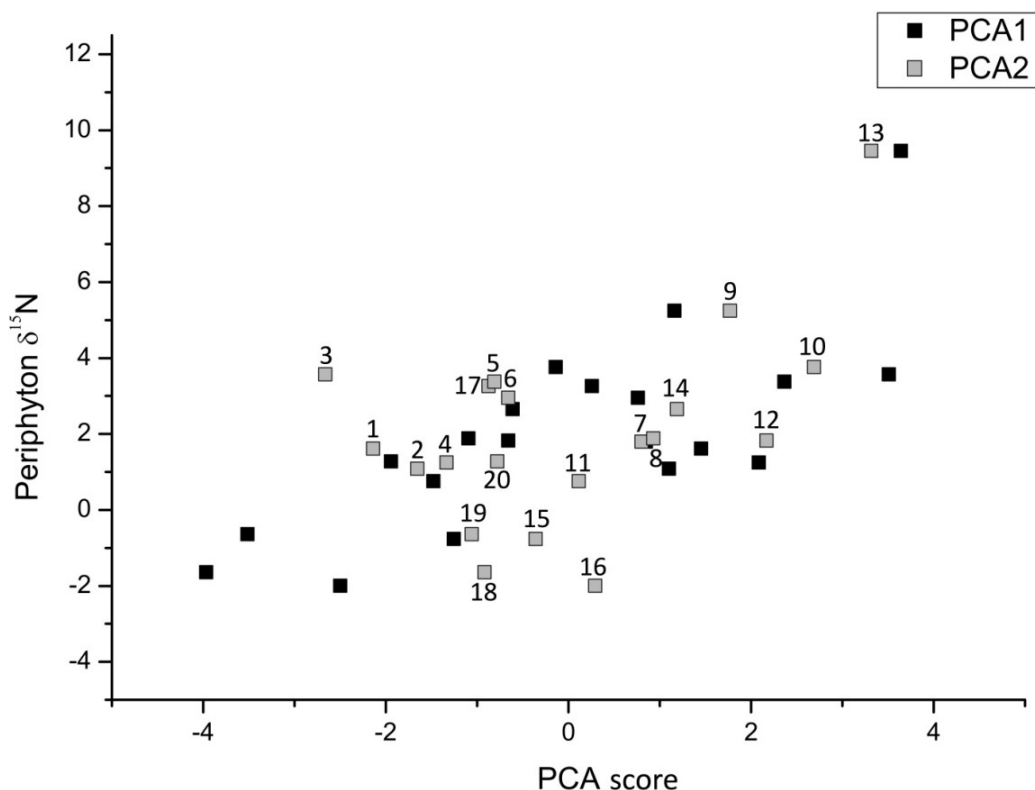


Figura 12: Relação entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton e os escores da PCA, os quais sumarizam as variáveis ambientais que ordenam 20 riachos de Mata Atlântica (Tabela 2).  $R^2=0.78$ ,  $p<0,001$  (Tabela 12).

## DISCUSSÃO

A variação dos valores isotópicos do perifiton ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) foi notória com os gradientes de impactos ambientais, tanto locais quanto regionais. Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifiton estiveram mais associados a fatores locais, como a cobertura de dossel, relacionados à menor porcentagem de sombreamento. Já os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  foram melhor explicados pelo modelo que inclui a variação ambiental total dos riachos através de cinco principais variáveis explicativas: dossel, uso de solo de pasto, nitrogênio total, turbidez e temperatura. Assim, riachos com maiores valores de [NT], pastagem na microbacia e pouca cobertura vegetal possuem perifiton mais enriquecido em  $\delta^{15}\text{N}$ , assumindo um efeito tanto local quanto regional. Além disso, o fato de os valores isotópicos do perifiton de remanso e de corredeira não terem sido diferentes entre si ao longo do gradiente sugere que a variação da velocidade da água entre esses microhábitats dentro de alguns riachos, não são determinantes para a diferenciação dos valores isotópicos do perifiton ao comparar o conjunto de riachos na perspectiva do gradiente ambiental.

Riachos com menor porcentagem de cobertura vegetal apresentaram perifiton com valores de  $\delta^{13}\text{C}$  mais enriquecidos, como esperado, o que pode estar relacionado a três fatores interligados e não mutuamente excludentes. Primeiro, pelo aumento da taxa de fotossíntese das algas do perifiton, que é correlacionada positivamente com o aumento da entrada de luz e da temperatura (LAMBERTI; STEINMAN, 1997). Segundo, pela baixa concentração de  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  em águas mais quentes, de forma que há uma limitação deste recurso para a fotossíntese, que por sua vez pode levar à diminuição da discriminação do  $^{13}\text{C}$  (FINLAY; POWER; CABANA, 1999). Terceiro, pelo enriquecimento de  $\delta^{13}\text{C}$  do carbono inorgânico dissolvido (DIC), causado pela diminuição do equilíbrio entre  $\text{HCO}_3^-$  (mais enriquecido) e  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  (menos enriquecido) em altas temperaturas (MOOK; BOMMERSON; STAVERMAN, 1974). Assim, esses fatores, em conjunto, sugerem que o aumento de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifiton pode ter sido causado pela alta taxa fotossintética em riachos com maior incidência de luz, aumentando, assim, a utilização da reserva de  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  disponível na camada superficial das algas ('boundary layer') (KEELEY; SANDQUIST, 1992), e também a redução da discriminação do  $^{13}\text{C}$  (FINLAY; POWER; CABANA, 1999; PARDUE et al., 1976). Valores enriquecidos de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifiton também foram encontrados em outros estudos: (i) em um experimento com a alta intensidade de luz em riacho de cabeceira, causados pelas altas taxas fotossintéticas da algas (MACLEOD; BARTON, 1998), (ii) em perifiton localizados em pontos de dossel aberto ao longo de um rio japonês (DOI et al., 2007) e (iii) em perifiton de remanso de riachos produtivos, onde os valores enriquecidos foram causados pela baixa concentração de  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  e alta temperatura (FINLAY; POWER; CABANA, 1999) e pelo efeito do aumento da espessura da camada superficial das algas, que limita a difusão de  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  para a célula (KEELEY; SANDQUIST, 1992).

Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  do perifiton menos enriquecido em  $^{13}\text{C}$ , como no presente estudo, também foram encontrados em outros riachos com cobertura vegetal mais fechada, sendo atribuídos a baixa taxa de fotossíntese em ambientes com alto  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  disponível (FINLAY; POWER; CABANA, 1999; FRY, 1996). O mesmo para perifiton de riachos de bacias de baixa drenagem e baixa temperatura (FINLAY, 2001), onde a entrada de águas subterrâneas é maior em relação ao volume de água (JONES; MULHOLLAND, 1998). O mesmo foi registrado para o perifiton de corredeiras em riachos produtivos, onde o suplemento de  $\text{CO}_{2(\text{aq})}$  aumenta com o aumento da velocidade da água (Finlay et al. 1999). Uma vez que os riachos estudados são de cabeceira e de mesma ordem (3ª), é esperado que apresentem fontes semelhantes de  $\text{CO}_2$ , principalmente a entrada de águas subterrâneas (FINLAY, 2002, 2004). No entanto, a disponibilidade de  $\text{CO}_2$  para a fotossíntese pode variar de acordo com a

temperatura e a velocidade da água de cada microhabitat (corredeira e remanso) agindo sobre a espessura da camada de superfície das algas (FINLAY, 2004; FINLAY; POWER; CABANA, 1999; FRY, 1996; KEELEY; SANDQUIST, 1992; LAMBERTI; STEINMAN, 1997). Assim, o perifíton menos enriquecido encontrado em alguns riachos com pouca cobertura vegetal poderia ser explicado por uma maior concentração de material alóctone no perifíton, ocasionada pelo controle da biomassa das algas no perifíton por consumidores raspadores (DOI et al., 2007; FEMINELLA; POWER; RESH, 1989).

Neste sentido, a hipótese do enriquecimento de  $^{13}\text{C}$  do perifíton estar relacionada a menor cobertura vegetal devido à intensidade de luz não é corroborada para todos os riachos estudados, embora tenha sido observado um padrão significativo. Assim, a cobertura vegetal, apesar de influenciar fortemente, não é único fator que promove a variação dos valores isotópicos de carbono do perifíton nos riachos da Mata Atlântica estudados.

Já os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  mais enriquecidos no perifíton dos riachos com mais pasto em sua microbacia, maiores [NT] e menor cobertura vegetal sugere que os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifíton são afetados de forma mais abrangente pelos impactos antrópicos tanto em escala local quanto regional. Segundo Kendall (1998), a excreção humana e do gado criado na pastagem ao longo de corpos d'água já é inicialmente enriquecida de  $^{15}\text{N}$  (+5‰), e, após a volatilização e denitrificação, se tornam ainda mais (10‰ a 20‰), sendo esta última transformação do N a maior responsável pelo enriquecimento da biota aquática (ANDERSON; CABANA, 2005; MCCLELLAND; VALIELA; MICHENER, 1997).

Os produtores primários são os primeiros a serem influenciados pelos impactos antrópicos dentro da comunidade aquática, pois incorporam diretamente estes recursos enriquecidos, que se propagam para toda teia trófica (ANDERSON; CABANA, 2005; COLE et al., 2004). Alguns estudos em riachos tropicais encontraram que nitrogênio é o nutriente limitante para o crescimento destes produtores (DOWNING et al., 1999; LOURENÇO-AMORIM et al., 2014). A concentração e distribuição de nutrientes dependem do fluxo da água e da cobertura vegetal (DOWNING et al., 1999), de modo que a adição de nitrogênio afeta tanto a biomassa quanto a composição do perifíton (e.g. ALVAREZ; PECKARSKY, 2014; FLECKER et al., 2002; LOURENÇO-AMORIM et al., 2014). O enriquecimento dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos produtores primários devido ao *input* de nitrogênio pelas atividades antrópicas, como agricultura, urbanização e pastagem também foram identificados em estuários e costas marinhas (BONGIORNI et al., 2015; MCCLELLAND; VALIELA, 1998; MCCLELLAND; VALIELA; MICHENER, 1997; RIERA; STAL; NIEUWENHUIZE, 2000), lagos temperados (CABANA; RASMUSSEN, 1996), rios de drenagens de lagos (KOHZU et

al., 2009; MASESE; MCCLAIN, 2012), rios e pequenos riachos temperados (ANDERSON; CABANA, 2005, 2009; DEBRUYN; RASMUSSEN, 2002; LAKE et al., 2001b; MAYER, B., 2002) e em riachos tropicais de Cerrado (CARVALHO et al., 2015; DE CASTRO et al., 2016).

O fator de discriminação entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) e a alga do perifíton aumenta quando o suplemento de DIN é grande e/ou a taxa de fotossíntese é baixa, e diminui em condições opostas (KENDALL; SILVA; KELLY, 2001). Considerando-se que o perifíton de riachos de Mata Atlântica pode ser limitado por nitrogênio (LOURENÇO-AMORIM et al., 2014) e que a concentração deste nutriente em microbacias florestadas de riachos de cabeceira é naturalmente baixa (FINLAY et al., 2011), o *input* causado por impactos ambientais pode gerar um aumento da fotossíntese e consequentemente da biomassa do perifíton, como encontrado em outros trabalhos em riachos tropicais (e.g. FLECKER et al., 2002; LOURENÇO-AMORIM et al., 2014). Assim, como esperado, o aumento dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifíton nos riachos está associado ao aumento dos impactos ambientais locais e regionais. A forte correlação entre esses gradientes com os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifíton, além de revelar o perifíton como um indicador de impactos ambientais (HEBERT; WASSENAAR, 2001), também sugere a incorporação dos nutrientes provindos desses impactos nos níveis tróficos superiores, uma vez que este recurso é base para teias tróficas em riachos tropicais (FORSEBERG et al., 1993; MARCH; PRINGLE, 2003; NERES-LIMA et al., 2016).

Apesar de não ter sido detectada diferença entre os valores isotópicos do perifíton de remanso e corredeira ao longo dos gradientes de impactos ambientais, houve particularidades ao considerar cada riacho. Alguns riachos (11) apresentaram diferenças significativas nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  entre o perifíton de corredeira e de remanso, ao passo que os outros nove não, como observado no trabalho de MacLeod e Barton (1998). A velocidade da água afeta a espessura da camada superficial em volta das algas bentônicas, criando, assim, resistência à difusão do  $\text{CO}_2$  para dentro da célula e influenciando fortemente o suprimento deste recurso à fotossíntese (KEELEY; SANDQUIST, 1992). Assim, em perifíton de corredeira espera-se que o suplemento de  $\text{CO}_2$  seja maior, pois a espessura da camada de superfície será menor, facilitando a difusão do  $\text{CO}_2$  e, com isto, os valores de carbono serão mais empobrecidos de  $\delta^{13}\text{C}$  com o aumento no fracionamento (FINLAY, 2004), como encontrado no estudo de Finlay et al (1999). Esta expectativa não foi corroborada para todos os riachos onde houve diferença entre o perifíton dos distintos microhabitats: alguns riachos tiveram os valores dos remansos mais empobrecidos de  $\delta^{13}\text{C}$  do

que os valores de corredeira, sem padrão relacionado à cobertura vegetal. A inexistência deste padrão sugere estar relacionado com o modelo conceitual de Finlay (2004), que propõe que os valores empobrecidos de  $\delta^{13}\text{C}$  estão relacionados à alta discriminação do  $^{13}\text{C}$  e ao suplemento de  $\text{CO}_2$  empobrecido de  $^{13}\text{C}$ , como o provindo de águas subterrâneas e respiração. Independente das particularidades, o perifíton de ambos os microhábitats estiveram correlacionados com a cobertura vegetal, a qual explicou parte de sua variação.

Em suma, este estudo evidencia que a variação isotópica do perifíton, tanto do carbono quanto do nitrogênio, é influenciada pelos impactos ambientais locais e de microbacia dos riachos de Mata Atlântica estudados. A detecção da variabilidade dos valores isotópicos dos recursos basais, principalmente do perifíton, o qual é um recurso essencial para comunidades aquáticas tropicais (ARAUJO-LIMA; FORSBERG; VICTORIA, 1986; BRITO et al., 2006; DUDGEON; CHEUNG; MANTEL, 2010; FORSBERG et al., 1993; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009a; NERES-LIMA et al., 2016), é fundamental ao avaliar de forma mais apropriada a estrutura da teia trófica das comunidades (LANGERHANS et al., 2003) e também o cálculo de descritores da teia trófica, como o comprimento da cadeia e a posição trófica (CABANA; RASMUSSEN, 1996; POST, 2002). Além disto, avaliar estas variações sob os impactos antrópicos auxilia no diagnóstico das influências e implicações dos efeitos das atividades humanas sobre a comunidade aquática.

### **CAPITULO 3**

**Estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas ao longo do gradiente de impactos ambientais de riachos tropicais**

## INTRODUÇÃO

A manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos é um fator importante para as comunidades biológicas e um grande desafio atualmente, pois muitos são os impactos que atingem a qualidade da água e a paisagem do entorno de riachos, rios e lagos ((DUDGEON; CHEUNG; MANTEL, 2010). A integridade funcional e estrutural de um ecossistema representa a integridade ecológica deste sistema em um ambiente prístino, não impactado (GESSNER; CHAUVET, 2002). Impactos ambientais como a urbanização (e.g. MASESE; MCCLAIN, 2012), a agricultura (e.g. ANDERSON; CABANA, 2005) e a pastagem (e.g. CARVALHO et al., 2015), podem afetar o fluxo energético e a estrutura trófica de uma comunidade aquática. No entanto, nem sempre as respostas aos impactos refletem da mesma forma na funcionalidade e/ou na estrutura da comunidade, ou seja, a perda de espécies por impactos ambientais não necessariamente gera perda de grupos funcionais e vice-versa (MATTHEWS et al., 1982). Neste sentido, para avaliar o estado de integridade ecológica da comunidade e as respostas deste sistema às influências de fatores antrópicos, é importante avaliar estes dois aspectos (integridade funcional e estrutural) da comunidade (BUNN; DAVIES, 2000; GESSNER; CHAUVET, 2002; MATTHEWS et al., 1982), examinando, por exemplo, a estrutura e a dinâmica das conexões tróficas e fluxo energético das comunidades aquáticas.

A estrutura trófica e o fluxo energético de uma comunidade podem ser avaliados de forma eficiente através das análises de isótopos estáveis e de conteúdo estomacal dos organismos envolvidos na teia trófica. A análise do conteúdo estomacal permite avaliar de maneira mais visível (direta) as conexões tróficas entre os consumidores e suas presas (HYSLOP, 1980), porém, além de representar uma ‘fotografia’ das relações entre os diferentes componentes das comunidades biológicas e níveis tróficos apenas em um determinado momento, há o viés da identificação de itens mais difíceis de digerir (como carapaça de insetos), os quais não são necessariamente os mais consumidos e/ ou assimilados pelo organismo (e.g. (MANTEL; SALAS; DUDGEON, 2004; WINEMILLER; AKIN; ZEUG, 2007). Já os valores isotópicos de carbono e nitrogênio representam a origem energética e o comprimento da cadeia trófica, elucidando conexões invisíveis (*sensu* Fry, 2006) entre os diferentes níveis da teia trófica em mais longo prazo (FRY, 2006; FRY; SHERR, 1989; PETERSON; FRY, 1987). No entanto, utilizar somente análises de isótopos estáveis traz algumas desvantagens. Por exemplo, perde-se o viés das interações alimentares entre os membros de uma comunidade e também é difícil estabelecer a posição trófica de guildas generalistas, como a dos onívoros, sendo, portanto, imprescindível a utilização de

outro método para complementar estes dados (e.g. EVANS-WHITE et al., 2001; MANTEL; SALAS; DUDGEON, 2004; PARKYN; COLLIER; HICKS, 2001). Neste sentido, utilizar as análises de conteúdo estomacal e de isótopos estáveis permite uma avaliação mais robusta e abrangente da estrutura e dinâmica das conexões tróficas da comunidade aquática (e.g. DUDGEON, 2010; MANTEL; SALAS; DUDGEON, 2004; WINEMILLER; AKIN; ZEUG, 2007) sob um gradiente de impactos ambientais.

Estudos prévios detectaram mudanças nos valores isotópicos de organismos sob impactos antropogênicos em comunidades bióticas de águas continentais em ambientes temperados (e.g. ANDERSON; CABANA, 2005; CLEMENTS et al., 2000; KOHZU et al., 2009; LAKE et al., 2001) e tropicais, seja sobre alguns grupos específicos de macroinvertebrados (e.g. MERLO-GALEAZZI; ZAMBRANO, 2014) ou sobre as comunidades de macroinvertebrados (e.g. DE CASTRO et al., 2016; POUILLY et al., 2013; SALAS; DUDGEON, 2001) ou de peixes (e.g. CARVALHO et al., 2015; IKEMOTO et al., 2008; KWON et al., 2012; MASESE; MCCLAIN, 2012; POUILLY et al., 2013; WINEMILLER et al., 2011). A mudança dos valores isotópicos dos peixes nestes últimos trabalhos não necessariamente foi relacionada a mudanças na dieta das espécies, podendo ser uma indicação de que esta variação poderia ser devido ao enriquecimento dos valores isotópicos dos recursos basais consumidos (VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1999). Nenhum destes trabalhos analisou o conteúdo estomacal dos peixes utilizados para isótopos, mas alguns utilizaram a literatura para identificar as guildas tróficas das espécies analisadas (CARVALHO et al., 2015; KWON et al., 2012; MASESE; MCCLAIN, 2012), sendo que apenas a revisão de Masese et al (2012) constatou uma mudança de dieta dos peixes especialistas, que foram tornando-se mais onívoros ao longo dos últimos 50 anos de impactos das atividades antropogênicas sobre os rios da bacia do Lago Victoria, no leste africano. Neste sentido, ainda não é claro se os impactos das atividades antrópicas em águas continentais tropicais geram mudanças nos valores isotópicos dos consumidores como reflexo da variação dos valores de seus recursos basais e/ou como mudança na dieta dos mesmos.

Mudanças na dieta de peixes tropicais foram registradas com base em análises de conteúdo estomacal em resposta a eventos naturais, como a sazonalidade (CENEVIVA-BASTOS; CASATTI; UIEDA, 2012; LOBON-CERVIA; BENNEMANN, 2000; MAZZONI; REZENDE, 2003; NOVAKOWSKI; HAHN; FUGI, 2008) ou ontogenia da espécie (ANGERMEIER; KARR, 1983; DALA-CORTE; SILVA; FIALHO, 2016; DAVIS et al., 2010; MANNA; REZENDE; MAZZONI, 2012; MÉRIGOUX; PONTON, 1998; MOL, 1995; PETERSON; MCINTYRE, 1998; VITULE; BRAGA; ARANHA, 2008; WINEMILLER,



1989) ou a impactos antropogênicos (ALBRECHT; CARAMASCHI; HORN, 2009; NOVAES; CARAMASCHI; WINEMILLER, 2004). Nesses estudos, a avaliação de mudanças na dieta de espécies de peixes foi restrita ao conteúdo estomacal, ao passo que outros utilizaram também isótopos estáveis (e.g. DAVIS et al., 2012). Mantel et al (2004) foi um dos primeiros trabalhos a incluir na avaliação da teia trófica das comunidades de peixes em riachos tropicais a utilização de ambas as ferramentas. Outros trabalhos mais recentes (RAYNER et al., 2010; WINEMILLER et al., 2011a) também utilizaram as duas ferramentas para descrever comunidades de sistemas lóticos tropicais, porém não para avaliar no contexto de influências de impactos antrópicos. Assim, com objetivo de analisar de forma mais abrangente os efeitos do gradiente de impactos ambientais, tanto em escala local quanto de microbacia, no presente estudo foram utilizadas ambas as ferramentas para avaliar as conexões ‘visíveis’ e ‘invisíveis’ (*sensu* (FRY, 2006) da estrutura e o funcionamento das comunidades de riachos de Mata Atlântica.

Consumidores aquáticos, como macroinvertebrados e peixes de riachos brasileiros sujeitos a impactos antrópicos, como desmatamento e criação de gado, apresentaram valores dos isótopos de carbono e nitrogênio enriquecidos (CARVALHO et al., 2015; DE CASTRO et al., 2016). Da mesma forma, no presente estudo é esperado que os riachos mais impactados apresentem valores isotópicos enriquecidos para todos os organismos aquáticos estudados (perifiton, insetos e peixes). O gradiente de impacto analisado foi tanto em escala local (cobertura vegetal) quanto regional (*input* de nutriente e uso do solo) sobre os valores isotópicos de carbono e nitrogênio de insetos e de peixes, e sobre as proporções de itens alimentares consumidos pelas guildas tróficas de peixes. É esperado que as maiores proporções de itens consumidos pelas guildas tróficas de peixes sigam as maiores abundâncias daqueles itens favorecidos pelo estado de impacto no riacho, como por exemplo, o perifiton e insetos consumidores primários, mais diretamente favorecidos pela maior entrada de luz em consequência do impacto por pasto e agricultura (e.g. FERREIRA et al., 2015; ZENI; CASATTI, 2014).

## MATERIAS E MÉTODOS

Os riachos foram ordenados através de uma PCA, de acordo com as variáveis ambientais mensuradas (detalhado no M&M do Capítulo 1).

A metodologia para o cálculo das métricas de uso de solo de pasto e floresta foi apresentada detalhadamente na Metodologia do Capítulo 2. Tanto os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos insetos aquáticos analisados (na M&M Geral) quanto daqueles consumidos pelos peixes

foram agrupados em dois níveis tróficos: os insetos consumidores primários (IP), que incluem os pastadores, raspadores, coletores e filtradores, e os insetos consumidores secundários (IS), incluindo todos os predadores.

As espécies de peixes foram reunidas em guildas tróficas através da similaridade de suas dietas, conforme a classificação dos itens descrita acima. As guildas representadas em 15 ou mais riachos foram mantidas, mas a dos piscívoros foi excluída das análises de regressão, já que tiveram representantes em apenas dois riachos. O agrupamento das espécies de peixes foi feito através da análise de percentagem de similaridade de suas dietas no agrupamento de *Bray-Curtis* (SIMPER) no programa estatístico Primer 6 (CLARKE; GLOREY, 2006). As espécies com similaridade na dieta entre 20 e 100%, priorizando as similaridades maiores, foram agrupadas em uma mesma guilda trófica. Esta classificação difere daquela do Capítulo 1 porque considera os itens alimentares agrupados em níveis tróficos ao invés de classificações taxonômicas, provendo uma perspectiva mais próxima de uma abordagem de fluxo de energia. Assim, as guildas possuem os mesmos nomes, porém a composição de espécies dentro de cada uma difere ligeiramente (ver Apêndice C e D). Para verificar as diferenças significativas entre as guildas tróficas encontradas foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) também através do programa Primer 6.

Foram utilizadas regressões lineares com duas finalidades. A primeira, como indicadores da dependência dos consumidores em relação ao perifíton, recurso basal reconhecidamente importante para cadeias tróficas aquáticas tropicais (e.g. BRITO et al., 2006; MARCH; PRINGLE, 2003; NERES-LIMA et al., 2016). Na abordagem de gradiente, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e de  $\delta^{15}\text{N}$  entre os consumidores e perifíton foram correlacionados, e as estimativas de inclinação (*slopes*) das regressões ( $\beta_1$ ) foram examinadas. Assim, um *slope* = 1 sugere que os consumidores assimilam o C ou N orgânico inteiramente do perifíton, já um *slope* > 0 mas < 1 sugeriria que o perifíton contribui apenas em parte para o C e N orgânico e *slope* = 0 sugere que não existe contribuição (RASMUSSEN, 2010). Os intervalos de confiança dos *slopes* entre 0 e 1 indicam dependência parcial ao perifíton e aqueles que incluem ambos 0 e 1 indicam um modelo não resolvido (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013; JARDINE et al., 2012). A segunda finalidade das regressões foi para verificar a influência das variáveis ambientais sobre os valores isotópicos de todos os consumidores e sobre as proporções de itens alimentares consumidos pelas guildas tróficas de peixes, demonstrados em forma de tabela, apenas as significativas associações. As regressões lineares foram realizadas no programa Stastistica v. 7 (STATSOFT, 2004).

Para analisar o gradiente de impactos ambientais em escala local e de microbacia, foram utilizados, além dos eixos da PCA como variáveis preditoras da variação dos valores isotópicos dos animais aquáticos, aquelas variáveis ambientais que estão direta ou indiretamente ligadas à atividade fotossintética das algas, a qual influencia os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton (FINLAY, 2001; FINLAY; KHANDWALA; POWER, 2002, Capítulo 2) As variáveis ambientais foram Nitrogênio total (NT - *input* de nutrientes), dossel (entrada de luz) e métricas do uso de solo (entrada de luz e *input* de nutrient da microbacia), variáveis estas que também estiveram entre as mais explicativas na PCA.

Para sintetizar as relações entre os impactos ambientais e todos os componentes das comunidades aquáticas analisadas foram construídos diagramas conceituais que incluem somente as correlações significativas dos efeitos dos impactos ambientais, separadamente: dossel (local) e uso de solo de pasto e [NT] (microbacia), e conjuntamente, através dos eixos da PCA, sobre os valores isotópicos  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores (insetos e peixes) e sobre as proporções de itens alimentares consumidos pelas guildas de peixes.

## RESULTADOS

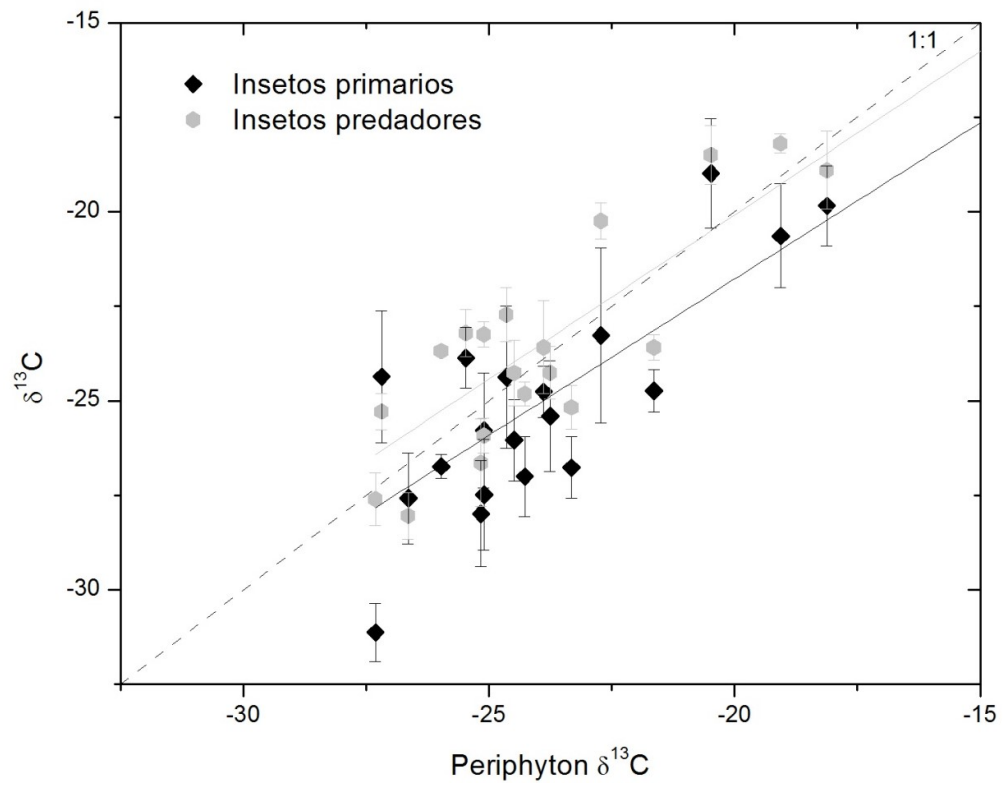
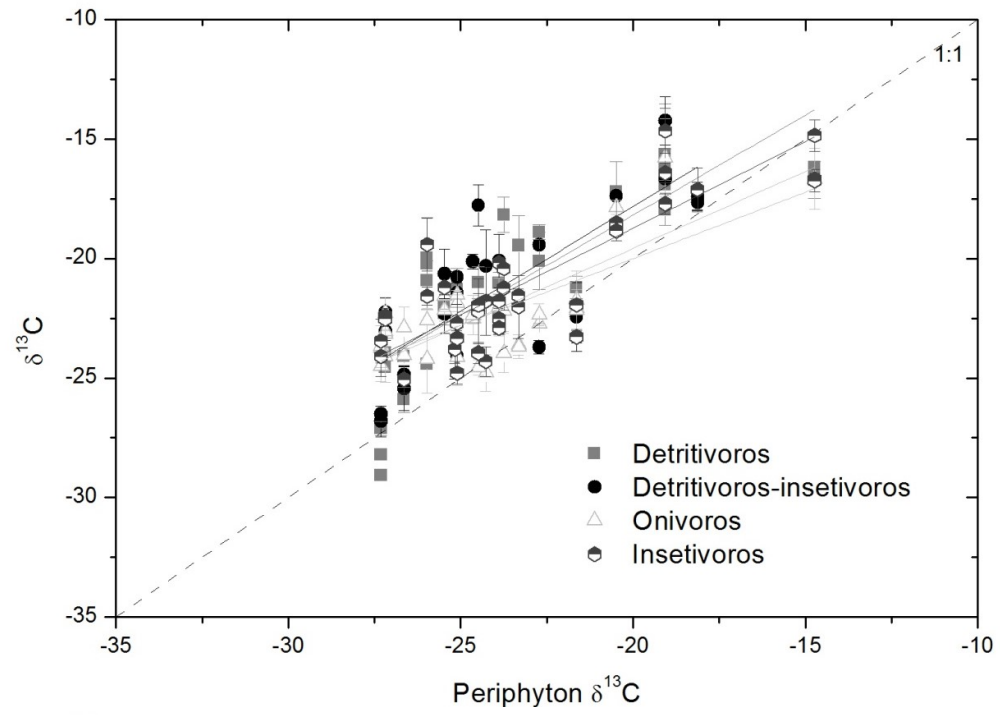
A Análise de Componentes Principais explicou 50,86% da variação total dos dados ambientais dos riachos, dos quais 32,13% foram explicados no eixo 1 (PCA1) e 18,73% no eixo 2 (PCA2). A ordenação dos riachos na PCA1 está relacionada à cobertura vegetal (% de dossel) e uso do solo (pasto) e na PCA2 à temperatura e qualidade da água (*input* de Nitrogênio Total e Turbidez). Os respectivos coeficientes de correlação (autovetores) das variáveis ambientais em cada eixo da PCA estão apresentados na Tabela 2 no Capítulo 1.

As 29 espécies de peixes foram agrupadas em quatro guildas tróficas: Detritívoros, Detritívoros-insetívoros, Insetívoros e Onívoros (Apêndice D). As guildas tróficas foram significativamente diferentes entre si (ANOSIM,  $R=0,462$   $p=0,001$ ). Na guilda dos Detritívoros foram incluídas sete espécies cujo principal item consumido foi o Detrito. Na guilda dos Detritívoros-insetívoros as espécies incluídas (3), além de consumirem detritos, consumiram também insetos consumidores primários (IP). Já na guilda dos insetívoros, oito espécies foram incluídas consumindo principalmente IP. A guilda dos Onívoros foi representado por cinco espécies que consumiram insetos e material vegetal (Tabela 13). A Tabela 13 mostra os principais itens consumidos e a porcentagem de similaridade média de cada guilda trófica.

Tabela 13: Similaridade média, contribuição média e índice alimentar dos principais itens consumidos pelos quatro guildas tróficas de peixes coletados em 20 riachos de Mata Atlântica

	Detrito	Insetos primários aquáticos	Insetos predadores aquáticos	Insetos	Insetos terrestres	Material Vegetal	Total
<b>Onívoros (N= 5)</b>							
Índice Alimentar	-	0,13	0,13	0,24	0,08	0,12	0,7
Similaridade média	-	4,97	3,14	8,72	0,95	2,57	20,35
Contribuição média	-	22	13,9	38,65	4,21	11,37	90,13
<b>Detritívoros (N=7)</b>							
Índice Alimentar	0,75	-	-	-	-	-	0,75
Similaridade média	57,15	-	-	-	-	-	57,15
Contribuição média	97,2	-	-	-	-	-	97,2
<b>Insetívoros (N=8)</b>							
Índice Alimentar	-	0,54	-	0,15	-	-	0,69
Similaridade média	-	37,58	-	4,62	-	-	42,2
Contribuição média	-	80,23	-	9,86	-	-	90,09
<b>Detritívoros-insetívoros (N=3)</b>							
Índice Alimentar	0,25	0,55	-	-	-	-	0,8
Similaridade média	8,83	36,76	-	-	-	-	45,59
Contribuição média	18,77	78,15	-	-	-	-	96,92

Os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  de todas as guildas tróficas de insetos e peixes foram significativamente correlacionados com os valores de perifíton, como mostra a Figura 13.



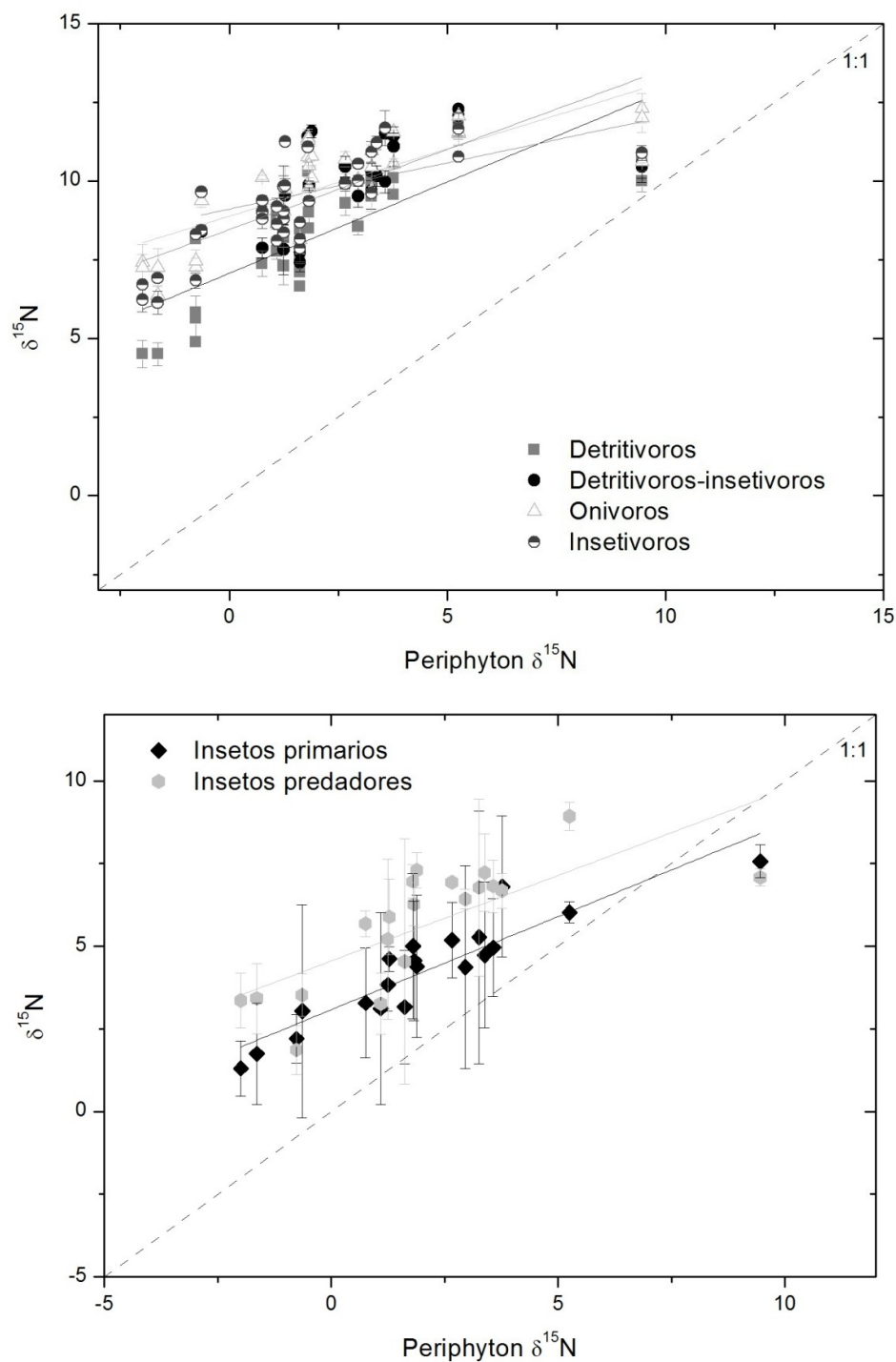


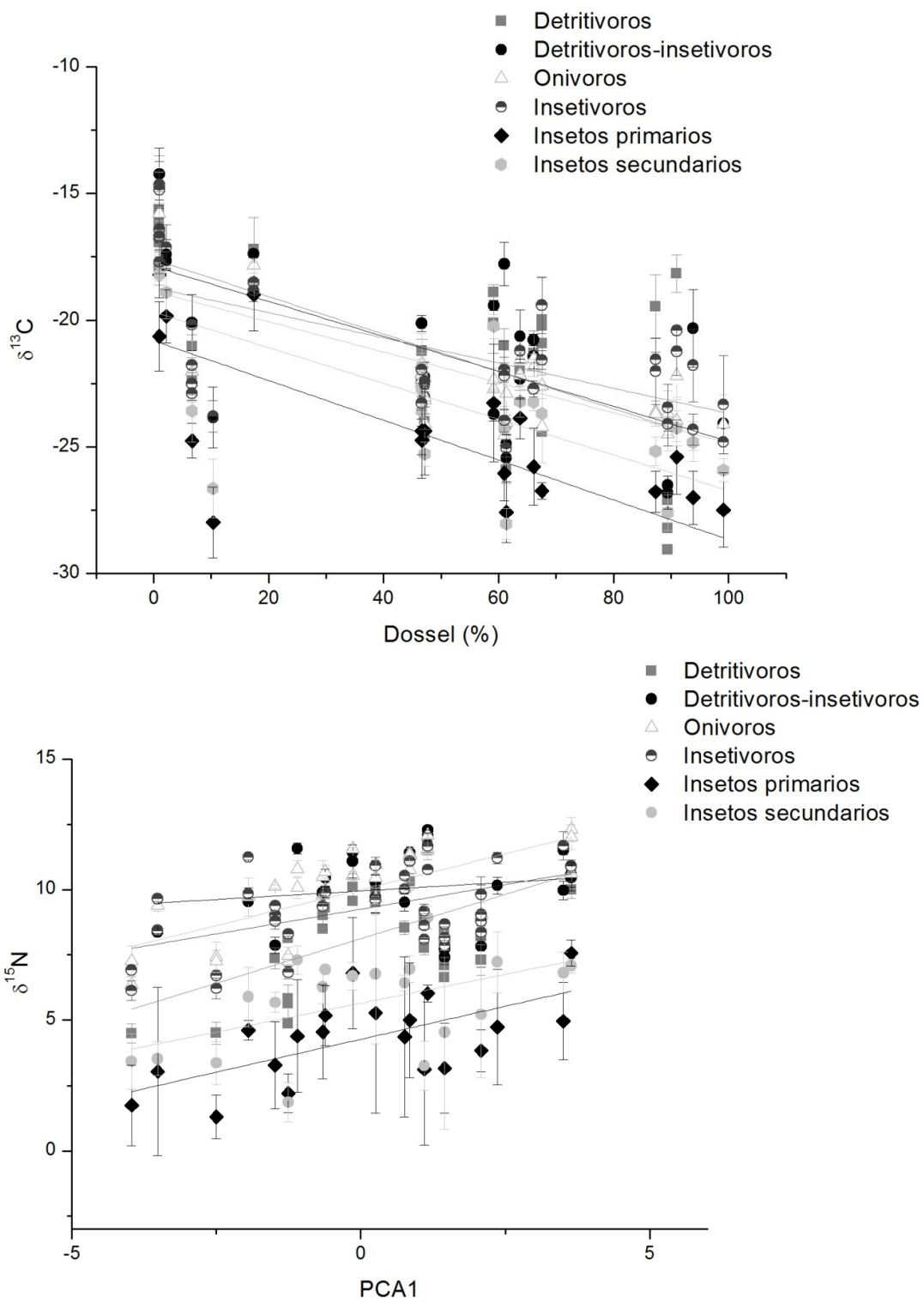
Figura 13: Relação entre os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  do perifíton e as guildas tróficas de peixes e insetos de 20 riachos de Mata Atlântica. Para  $\delta^{13}\text{C}$ : Detritívoros  $R^2_{aj}$  = 0,68\*, Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}$ =0,64\*, Insetívoros  $R^2_{aj}$ = 0,70\*, Onívoros  $R^2_{aj}$ =0,56\*, Insetos primários  $R^2_{aj}$ =0,70\*, Insetos secundários  $R^2_{aj}$ =0,76\*. Para  $\delta^{15}\text{N}$ : Detritívoros  $R^2_{aj}$ = 0,63\*, Detritívoros-insetívoros  $R^2_{aj}$ =0,25  $p<0,01$ , Insetívoros  $R^2_{aj}$ =0,56\*, Onívoros  $R^2_{aj}$ =0,63\*, Insetos primários  $R^2_{aj}$ =0,83\*, Insetos secundários  $R^2_{aj}$ =0,51\*. \* $p<0,00001$

Tanto os insetos quanto as guildas tróficas de peixes, exceto para os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos Detritívoros-insetívoros, foram fortemente correlacionados com o gradiente isotópico ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) do perifíton (Tabela 14).

Tabela 14: Regressão linear entre o valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos recursos (Perifíton, IP e IS) e os insetos consumidores primários e secundários.  $R^2$ = ajuste/força.  $p$ = significância.  $N$  = número de amostra.  $\beta_1$ = *slope*, inclinação da reta. 95% CI = intervalo de confiança. IP= insetos primários. IS= insetos secundários

Recursos		$\delta^{13}\text{C}$					$\delta^{15}\text{N}$				
INSETOS		$R^2$	$p$	$N$	$\beta_1$	95% CI	$R^2$	$p$	$N$	$\beta_1$	95% CI
<b>Insetos primários</b>	Perifíton	0,7	<0,0001	20	0,84	0,58-1,11	0,83	<0,0001	20	0,92	0,7-1,11
<b>Insetos secundários</b>	Perifíton	0,78	<0,0001	20	0,89	0,64-1,13	0,48	0,001	20	0,71	0,3-1,08
	IP	0,89	<0,0001	20	0,95	0,8-1,12	0,65	<0,0001	20	0,82	0,51,1,12
<b>PEIXES</b>											
<b>Onívoros</b>	Perifíton	0,55	<0,0001	34	0,74	0,5-0,98	0,63	<0,0001	34	0,79	0,6-1,01
	IP	0,60	<0,0001	34	0,8	0,6-1,02	0,8	<0,0001	34	0,89	0,7-1,05
	IS	0,65	<0,0001	34	0,78	0,5-1	0,79	<0,0001	34	0,89	0,7-1,05
<b>Detritívoros</b>	Perifíton	0,68	<0,0001	29	0,83	0,6-1,05	0,62	<0,0001	29	0,79	0,6-1,03
	IP	0,72	<0,0001	29	0,85	0,6-1,05	0,74	<0,0001	29	0,86	0,7-1,06
	IS	0,77	<0,0001	29	0,88	0,7-1,06	0,7	<0,0001	29	0,84	0,6-1,05
<b>Detritívoros-insetívoros</b>	Perifíton	0,63	<0,0001	24	0,8	0,5-1,06	0,25	0,013	24	0,49	0,1-0,9
	IP	0,68	<0,0001	24	0,83	0,6-1,08	0,51	0,0001	24	0,71	0,4-1,02
	IS	0,72	<0,0001	24	0,85	0,6-1,08	0,74	<0,0001	24	0,86	0,6-1,08
<b>Insetívoros</b>	Perifíton	0,69	<0,0001	39	0,84	0,7-1,02	0,56	<0,0001	39	0,76	0,5-1
	IP	0,73	<0,0001	39	0,86	0,7-1,02	0,75	<0,0001	39	0,87	0,7-1,03
	IS	0,84	<0,001	39	0,92	0,8-1,05	0,67	<0,001	39	0,83	0,6-1,01

Os gradientes de impactos, tanto na cobertura vegetal local (dossel) e de microbacia (uso do solo e [NT] na água), influenciaram os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores aquáticos dos riachos estudados (Figura 14).





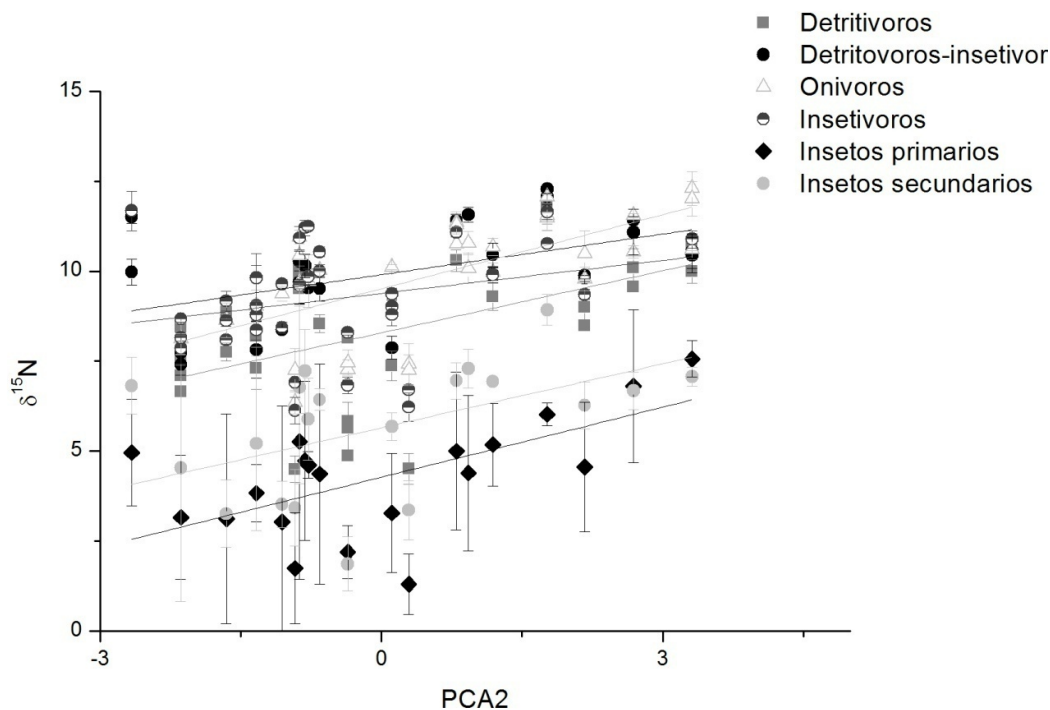


Figura 14: Relação entre os gradientes de impactos ambientais (Dossel %, PCA1 e PCA2) e os valores  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos insetos e guildas tróficas de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica. PCA1 = eixo relacionado com a % dossel ( $r=-0,73$ ), uso de solo de Floresta ( $r=-0,84$ ) e uso de solo de Pasto ( $r=0,84$ ). PCA2 = eixo relacionado com [NT] ( $r=0,56$ ), Turbidez ( $r=0,82$ ) e Temperatura ( $r=-0,79$ ). **Para  $\delta^{13}\text{C}$  (% Dossel):** Detritívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,40^*$ , Detritívoros-insetívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,41^*$ , Insetívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,40^*$ , Onívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,57^*$ , Insetos primários  $R^2_{\text{aj}}=0,47^*$ , Insetos secundários  $R^2_{\text{aj}}=0,38^*$ . **Para  $\delta^{15}\text{N}$  (PCA1):** Detritívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,31^*$ , Detritívoros-insetívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,1$ , Insetívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,28^*$ , Onívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,42^*$ , Insetos primários  $R^2_{\text{aj}}=0,33^*$ , Insetos secundários  $R^2_{\text{aj}}=0,21^*$ . **Para  $\delta^{15}\text{N}$  (PCA2):** Detritívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,23^*$ , Detritívoros-insetívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,23^*$ , Insetívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,05$ , Onívoros  $R^2_{\text{aj}}=0,41^*$ , Insetos primários  $R^2_{\text{aj}}=0,29^*$ , Insetos secundários  $R^2_{\text{aj}}=0,15^*$ . \* $p<0,05$

Na variação dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  dos consumidores, o gradiente de dossel teve relação negativa e significativa. Já para os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  destes consumidores, são os eixos da PCA (PCA1 e PCA2) que estão relacionados de forma significativa e positivamente (Figura 14). Estes eixos estão relacionados negativamente à porcentagem de cobertura vegetal e positivamente com o uso do solo de pasto, a [NT] e também a turbidez (Tabela 2). Desta maneira, em ambientes com menor cobertura vegetal e onde a maior parte do uso de solo da microbacia é pasto, os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores aquáticos são maiores. Além disto, em riachos onde há uma alta [NT] e alta turbidez, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores aquáticos, em geral, também são maiores (Figura 14).

De maneira geral, todas as guildas tróficas de peixe apresentaram o mesmo padrão de correlação ao perifíton, aos insetos aquáticos e aos gradientes de impactos ambientais. Os valores de  $R^2$  das correlações, ou seja, a força da relação entre os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos peixes e seus recursos, aumenta ao passo que aumenta o nível trófico na cadeia, ou seja, os peixes têm maior força de correlação com os insetos predadores do que com os insetos primários e/ou o perifíton. Há exceções com a relação dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  para a guilda dos Detritívoros e Insetívoros (Figura 15 e 16), onde a relação com os insetos predadores é menor do que a relação com os insetos primários. Este fato é esperado, uma vez que nestas guildas o percentual de insetos secundários consumidos pelos peixes é pequena ou quase nula para alguns riachos (Apêndice E).

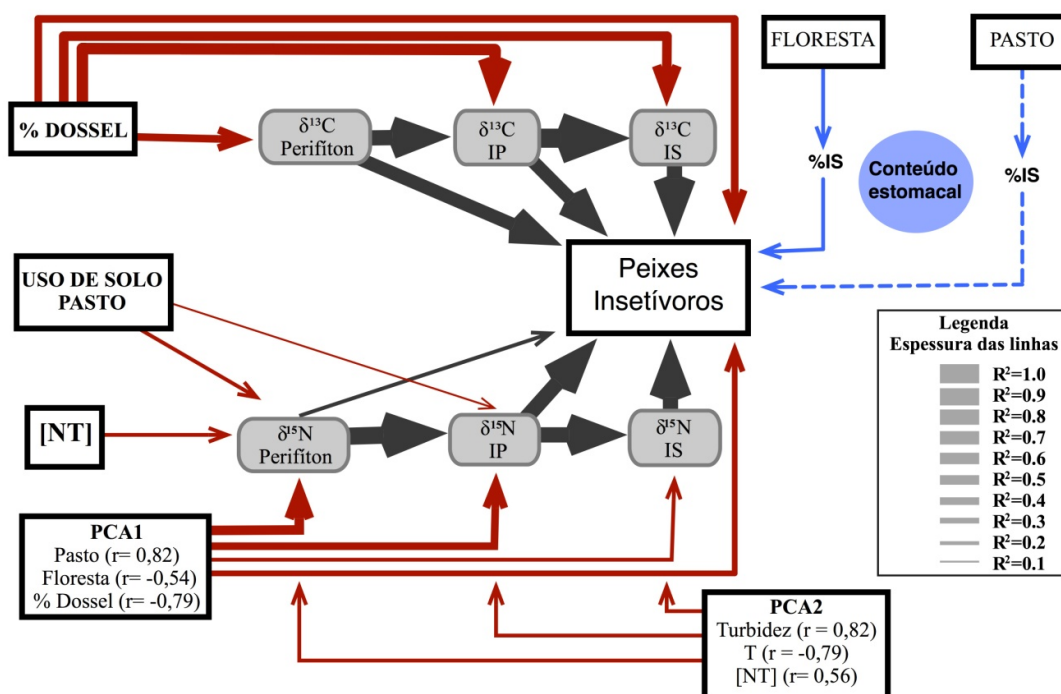


Figura 15: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) **Em preto:** as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Insetívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) **Em vermelho:** Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifíton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). **Em azul:** as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Insetívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras.

O efeito do gradiente de impactos ambientais nas guildas tróficas seguiu o padrão contrário às relações dos valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  de recursos e peixes citadas

anteriormente. As variáveis ambientais, principalmente de dossel e aquelas relacionadas aos eixos da PCA (uso de solo de pasto, [NT] e turbidez), tiveram um efeito diluído ao longo da cadeia trófica, ou seja, a cada nível trófico, o efeito direto nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  dos consumidores diminui com o gradiente de impacto na cobertura vegetal local, por exemplo, apesar de permanecer significativa, como mostra a Figura 14. Estas relações são também demonstradas nos diagramas conceituais para todas as guildas de peixes analisadas (Figura 15 a 18). Ou seja, a supressão de floresta ripária reflete de maneira mais diluída sobre os valores isotópicos ao longo da cadeia trófica. Já para os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos peixes e insetos, no geral, outros impactos ambientais, além do dossel, atuaram conjuntamente para sua variação, como [NT], turbidez e uso de solo de pasto, os quais estão relacionados com os eixos da PCA (demonstrados na Figura 14 e nos diagramas conceituais: Figuras 15 a 18).

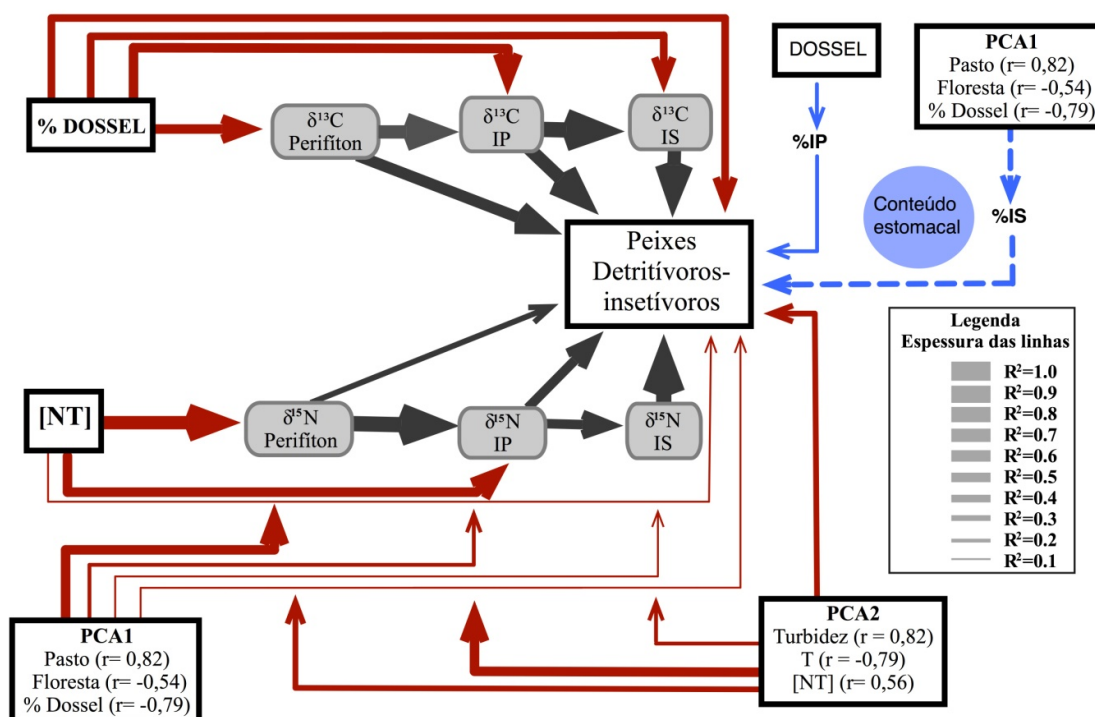


Figura 16: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) Em preto: as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Detritívoros-insetívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) **Em vermelho:** Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). **Em azul:** as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Detritívoros-insetívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras.

As porcentagens dos índices alimentares (frequência de ocorrência e volume) dos itens consumidos pelos peixes apresentaram particularidades em relação às influências dos gradientes, como mostram a Tabela 15 e os diagramas conceituais (Figuras 14 a 18).

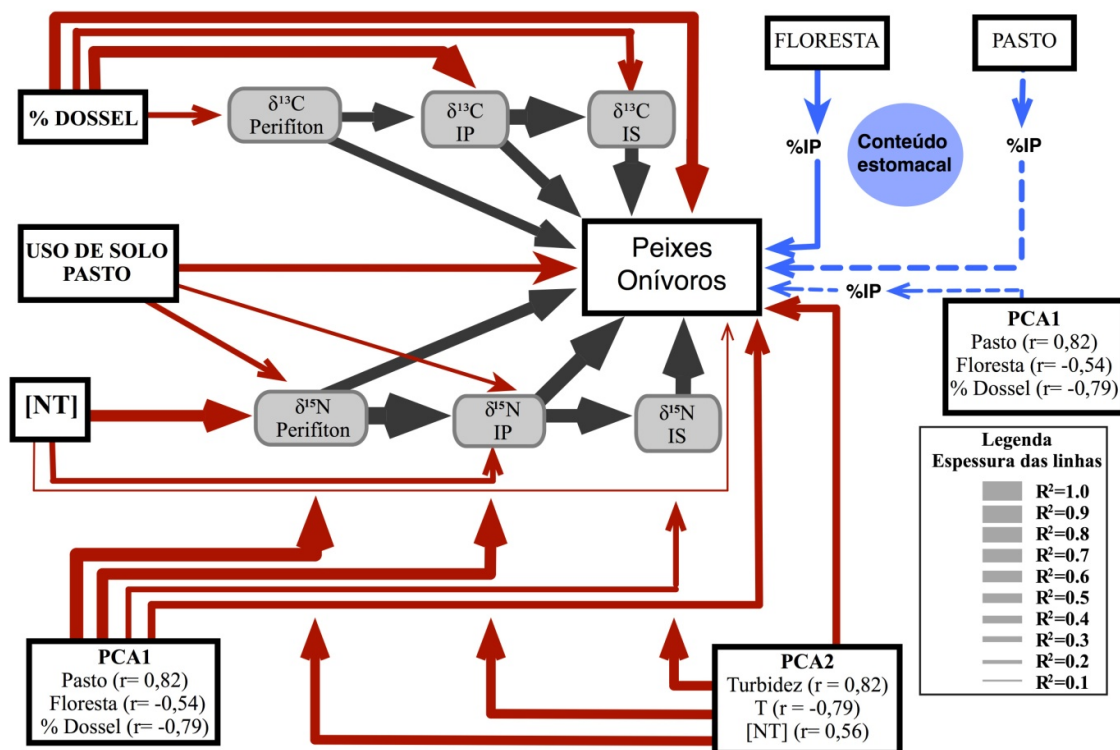


Figura 17: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) **Em preto**: as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Onívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) **Em vermelho**: Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). **Em azul**: as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Onívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras.

Tabela 15: Correlação significativas entre os gradientes de impactos ambientais com a proporção dos itens alimentares consumidos pelas guildas tróficas de peixes de 20 riachos de Mata Atlântica. IP= insetos consumidores primários. IS= insetos consumidores secundários. PCA1 e PCA2 são eixos da PCA os quais resumem as variáveis ambientais que ordenam 20 riachos de Mata Atlântica (Tabela 2 – Capítulo 1).

Guildas tróficas	Item alimentar	% DOSSEL	FLORESTA	PASTO	PCA1	PCA2
Onívoros	%IP	-	<b>0,32 (+)</b>	<b>0,31 (-)</b>	<b>0,25 (-)</b>	-
Detritívoros	%IP	-	-	-	-	<b>0,29 (-)</b>
Detritívoros-insetívoros	%IP	<b>0,25 (+)</b>	-	-	-	-
	%IS	-	-	-	<b>0,31 (-)</b>	-
Insetívoros	%IS	<b>0,23 (-)</b>	<b>0,22 (+)</b>	-	-	-

Nos Detritívoros, por exemplo, há uma relação significativa do aumento de [NT], em conjunto com a turbidez (PCA2), com um menor consumo de IP (Figura 18 e Tabela 14).

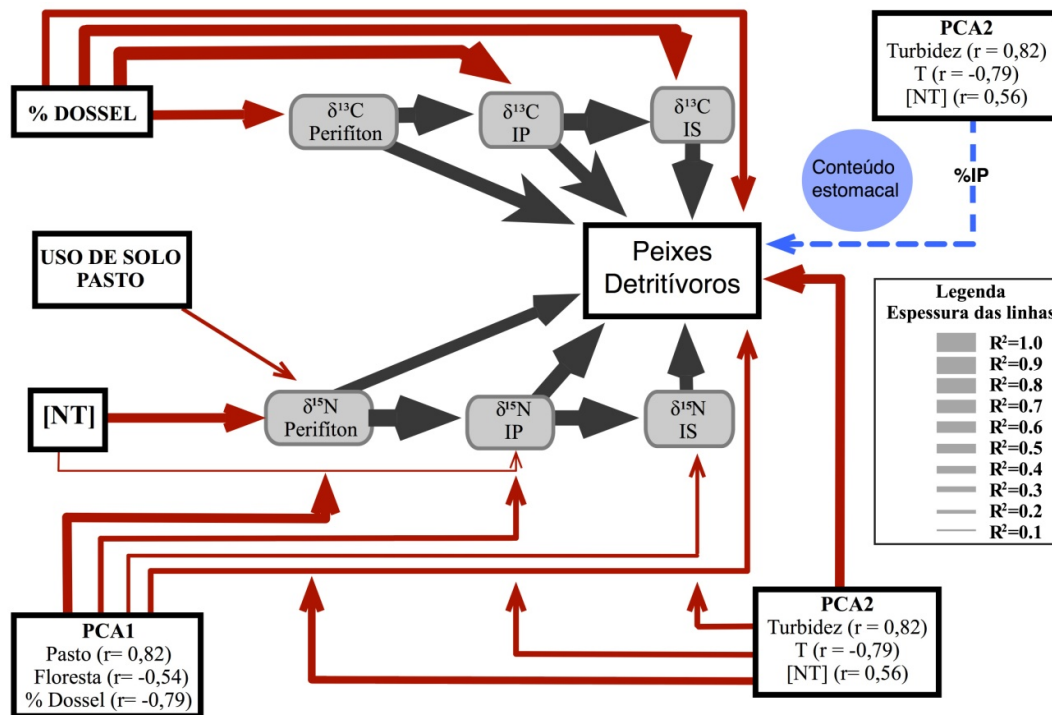


Figura 18: Diagrama conceitual resumindo somente as correlações significativas: (i) **Em preto:** as correlações entre os valores isotópicos de  $\delta^{13}\text{C}$  (no topo da figura) e  $\delta^{15}\text{N}$  (na base da figura) dos Detritívoros e seus recursos (insetos primários – IP e insetos secundários – IS). (ii) **Em vermelho:** Correlações entre valores isotópicos da biota (Perifiton, insetos e peixes) e os gradientes de impactos ambientais (%Dossel; [NT], PCA1 e PCA2; o uso de solo de Pasto e de Floresta). **Em azul:** as correlações entre as proporções de itens alimentares consumidos pelos Detritívoros e os gradientes de impactos ambientais. A espessura da reta corresponde ao valor  $R^2$  da correlação, o valor é de acordo com a legenda. Correlações negativas estão indicadas com linhas pontilhadas. Correlações positivas são as linhas inteiras.

Para os Detritívoros-insetívoros, nos riachos de maior cobertura vegetal, os peixes desta guilda consumiram mais IP (Figura 16, Tabela 15), ao passo que na relação com a PCA1 (aumento de dossel e de % floresta), os peixes desta guilda consumiram mais IS. Tanto para os Insetívoros quanto para os Onívoros, a maior porcentagem de pasto na microbacia esteve correlacionada com menor consumo de IS e menor consumo de IP, respectivamente (Figura 15 e 17, Tabela 15).

## DISCUSSÃO

Os valores isotópicos dos consumidores (peixes e insetos aquáticos) nos riachos da Mata Atlântica estudados estiveram correlacionados fortemente com o perifiton, indicando que se alimentam dos recursos locais (JARDINE et al., 2012) e sugerindo uma dependência

deste recurso basal composto majoritariamente de fontes autóctones (RASMUSSEN, 2010). Todos os impactos antrópicos avaliados (% dossel, uso de solo e concentração de Nitrogênio total) afetaram os valores isotópicos dos consumidores e a proporção dos itens consumidos pelos peixes. A influência da cobertura vegetal (% dossel) foi mais evidente sobre os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  dos consumidores, sendo os mais enriquecidos associados a uma menor cobertura vegetal, o que indica a importância da entrada de luz no riacho para a produção de carbono do perifíton, através da fotossíntese (FINLAY, 2004). Esta influência se manifestou de forma diluída ao longo da cadeia trófica, ou seja, os valores isotópicos dos produtores primários autóctones refletem de maneira mais direta o desmatamento, sendo este efeito propagado de forma mais fraca para os níveis tróficos superiores. Os valores enriquecidos  $\delta^{15}\text{N}$  no perifíton estão associados a [NT] e uso do solo (Capítulo 2), já os dos consumidores estão associados ao conjunto dos impactos (paisagem de pasto, alta concentração de NT e dossel aberto). Com relação aos itens consumidos, os gradientes de impacto geraram respostas diferenciadas nas guildas tróficas de peixes: Detritívoros consumiram menores proporções de insetos primários em riachos com maior [NT], turbidez e temperatura, enquanto Insetívoros e Onívoros consumiram menos insetos predadores e primários, respectivamente, em riachos com maior uso de solo de pasto na microbacia. Já os Detritívoros-insetívoros, em riachos com maior influência da vegetação, tanto em escala local (% dossel) quanto na microbacia (uso de solo de floresta), consumiram maiores proporções de insetos aquáticos primários e predadores. Em suma, a variação dos valores isotópicos dos consumidores deve refletir os gradientes antrópicos através de dois mecanismos: pela variação isotópica na base da cadeia e pela variação na proporção de itens alimentares consumidos.

A importância e a dependência dos consumidores de riachos de cabeceira aos detritos alóctones (VANNOTE et al., 1980) não foi demonstrado para os riachos de Mata Atlântica estudados, uma vez que houve dependência do perifíton por parte dos insetos aquáticos e peixes, corroborando outros trabalhos em riachos tropicais (BRITO et al., 2006; CARROLL; THORP; ROACH, 2016; LAU; LEUNG; DUDGEON, 2009a; MARCH; PRINGLE, 2003; NERES-LIMA et al., 2016; SALAS; DUDGEON, 2001). No entanto, apesar de o perifíton ser constituído de ~70% de recurso autóctone, restam ainda ~30% de detritos alóctones em sua composição (VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1996). No presente estudo, as amostras de perifíton foram processadas a fim de retirar o detrito de sua composição (Capítulo 2); no entanto, é possível que ainda tenha restado material alóctone nas amostras processadas. Por isto, e, principalmente, porque o perifíton contém um percentual de material alóctone (RASMUSSEN, 2010) e todos consumidores apresentaram forte relação

com o perifíton (intervalos de confiança dos slopes contendo o valor 1), não é descartada totalmente a importância do recurso alóctone para estas comunidades. De qualquer modo, o perifíton é a fonte energética mais importante para estas comunidades aquáticas.

O padrão de dependência de recursos autóctones (perifíton, insetos primários e secundários), detectado tanto através das análises isotópicas quanto de conteúdo alimentar, manteve-se para todas as guildas tróficas de peixes dos riachos de Mata Atlântica estudados. Os Onívoros, no entanto, foram os que tiveram uma relação menor do isótopo de carbono com o perifíton. Este fato é esperado, uma vez que a alimentação desta guilda é a mais diversificada, consumindo, por exemplo, itens alóctones diretamente, como plantas e insetos terrestres. Já para o isótopo de nitrogênio, as relações dos consumidores de peixes com níveis tróficos superiores (insetos) foram mais fortes do que com o perifíton. Este fato pode estar relacionado com dois fatores. Primeiro, pela covariação entre os consumidores (insetos e peixes), ou seja, os grupos estão correlacionados entre si porque assimilam os mesmos recursos (CABANA; RASMUSSEN, 1996). Por exemplo, os valores de nitrogênio dos peixes Detritívoros têm maior ajuste com os valores dos insetos primários e secundários do que com o perifíton; no entanto, no conteúdo estomacal destes peixes, os insetos não aparecem como itens mais consumidos. Segundo, porque o isótopo de nitrogênio pode estar sendo assimilado de fontes distintas do isótopo de carbono (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013), ou seja, o peixe assimila o carbono do perifíton, porém o nitrogênio é assimilado dos insetos, como, por exemplo, para os peixes Detritívoros-insetívoros, cujo ajuste dos valores de carbono com o perifíton é bem maior do que o ajuste com os valores de nitrogênio deste recurso.

Os impactos ambientais tiveram efeitos na estrutura trófica dos consumidores aquáticos (Capítulo 1), nas proporções de itens consumidos e nos seus valores isotópicos. Os efeitos dos impactos ambientais foram diluídos ao longo da cadeia trófica, em geral, sendo mais fortes, no perifíton e diminuindo a influência até os peixes. O desmatamento da zona ripária foi o impacto que mais afetou diretamente os valores de carbono dos consumidores, sendo os mais enriquecidos associados a riachos de pouca cobertura vegetal, como um reflexo do enriquecimento do perifíton, do qual os consumidores dependem. Outros trabalhos encontraram resultados semelhantes (DE CASTRO et al., 2016; DOI et al., 2007; FINLAY, 2001), ressaltando a importância da variação dos recursos basais e evidenciando que os efeitos da zona ripária são refletidos em outros níveis da teia trófica. Os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  também foram afetados diretamente pelas atividades antrópicas, principalmente as detectadas em escala mais regional, que determinaram valores isotópicos mais enriquecidos nas comunidades de riachos em microbacias com substituição da floresta por pasto e maior *input*



de nitrogênio. No entanto, este enriquecimento nos consumidores não sugere um alongamento da cadeia trófica destas comunidades, mas reflete o enriquecimento dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  do perifiton destes riachos ao longo do gradiente (ANDERSON; CABANA, 2005; CABANA; RASMUSSEN, 1996; KOHZU et al., 2009; LAKE et al., 2001a; WINEMILLER et al., 2011b). Estas influências diretas nos valores isotópicos, tanto de carbono quanto de nitrogênio, não só reforçam a utilidade dos consumidores primários como indicadores de impactos na bacia hidrográfica em riachos, como já demonstrado em outros trabalhos para rios e lagos temperados (ANDERSON; CABANA, 2005; LAKE et al., 2001a; MCKINNEY et al., 2002) e rio tropical (WINEMILLER et al., 2011b), como também demonstram a utilidade dos consumidores secundários, como insetos predadores e peixes, como indicadores dos impactos antrópicos regionais e também locais.

Outros efeitos dos impactos ambientais sobre os peixes foram relacionados à dinâmica das conexões tróficas, ou seja, na variação da proporção de itens consumidos pelas quatro guildas tróficas ao longo dos gradientes. A proporção de insetos (predadores e consumidores primários), na alimentação dos peixes, foi a mais influenciada pelo *input* de nutrientes, e principalmente, pela vegetação, tanto em escala local (% dossel) quanto de microbacia (uso de solo de floresta), com algumas respostas diferenciadas entre guildas. Os insetos primários foram mais consumidos pelos Detritívoros em riachos com menor [NT] e pelos Detritívoros-insetívoros em riachos com mais cobertura vegetal. E Insetívoros e Detritívoros-insetívoros, consumiram mais insetos predadores em riachos de microbacias mais florestadas. Este resultado foi esperado, uma vez que riachos de cabeceira sofrem grandes influências da paisagem do entorno (THORP; DELONG; DELONG, 2002; THORP; DELONG, 1994; VANNOTE et al., 1980; WANTZEN et al., 2008) sendo a zona ripária muito importante na manutenção da qualidade do habitat, da diversidade e da funcionalidade da comunidade de macroinvertebrados (EGLER, 2002; JONES; CLARK, 1987; ROQUE et al., 2003; WANG et al., 1997), além de amortecer a entrada de nutrientes provinda de atividades antrópicas nos corpos d'água (BUNN, 1993; PUSEY; ARTHINGTON, 2003). Assim, o consumo de maiores proporções de insetos aquáticos por todas as guildas tróficas de peixes em riachos mais preservados, além de reforçar a importância da mata ciliar e da qualidade da água para a diversidade da comunidade dos macroinvertebrados, também evidencia seu papel na dinâmica trófica das comunidades de peixes.

O estado ambiental dos riachos sob influência de atividades antrópicas muda em muitos aspectos, como a degradação da estrutura física do habitat e no *input* de nutrientes e contaminantes na água, interferindo na dinâmica e estrutura trófica da comunidade aquática

ao modificar a qualidade e quantidade dos recursos (FINLAY, 2011). O presente estudo demonstrou os efeitos nos valores isotópicos de carbono e nitrogênio nas comunidades aquáticas e na proporção dos itens consumidos pelos peixes, causadas por atividades humanas. Os valores mais enriquecidos de carbono e nitrogênio dos consumidores (insetos e peixes) e perifíton foram em riachos de maior concentração de NT, pasto e pouca cobertura vegetal, além de todas as guildas tróficas de peixes terem variado sua dieta, consumindo menores proporções de insetos nestes ambientes.

O presente capítulo analisou os efeitos dos impactos antropogênicos de forma ampla, demonstrando seus efeitos sobre diferentes níveis tróficos e sobre aspectos funcionais dos consumidores aquáticos, através dos diagramas conceituais. Nem sempre os valores isotópicos dos predadores de insetos estão relacionados com a densidade dos insetos (ANDERSON; CABANA, 2009). No entanto, foi demonstrada a relação da variação das proporções de insetos consumidos com o gradiente de impacto ambiental e no próximo capítulo (4) é verificado se estas mudanças na proporção de insetos modifica a posição trófica dos peixes. Até certo ponto, o efeito das atividades humanas foi sobre a variação do perifíton (Capítulo 2). Neste capítulo (3), foi detectado que os valores isotópicos dos consumidores também estiveram relacionados com os impactos, e que essa variação não foi somente pela mudança dos valores isotópicos do perifíton, mas também pela mudança de dieta dos peixes. A novidade deste trabalho está na demonstração dos efeitos antrópicos na dieta dos peixes de diferentes guildas tróficas conjuntamente com os efeitos dos valores isotópicos desses consumidores e seus recursos. Há um efeito das atividades antrópicas em ambos, promovendo uma mudança amplificada na dinâmica e no fluxo energético dos ecossistemas aquáticos.

## **CAPITULO 4**

### **Mudanças na posição trófica de peixes de riachos de Mata Atlântica sob gradiente de impactos ambientais**

## INTRODUÇÃO

A poluição e aumento do uso de água, com a intensificação da agricultura, desmatamento e expansão da urbanização são os impactos antrópicos mais críticos aos ambientes lóticos (DAVIS et al., 2015; VERDONSCHOT et al., 2013). Estes impactos comprometem a qualidade e a estrutura dos habitats dos sistemas aquáticos continentais (ALLAN; ERICKSON; FAY, 1997; WANG et al., 1997; WIENS, 2002), sendo estes fundamentais para diversidade e funcionalidade da biota aquática (WANG; LYONS; KANEHL, 2001). Dentre os efeitos sobre as comunidades de peixes estão a perda de espécies (ROTH; ALLAN; ERICKSON, 1996; WANG et al., 2000, 2003; WANG; LYONS; KANEHL, 2002), na proporção das guildas tróficas (BOJSEN; BARRIGA, 2002; LORION; KENNEDY, 2009, CAPÍTULO 1), mudanças na dieta (CAPÍTULO 3), afetando a transferência e o fluxo energético dentro da comunidade e comprometendo a rede de interações tróficas entre as espécies.

As relações tróficas das comunidades aquáticas podem ser entendidas através das análises de isótopos estáveis, que indicam a origem da energia assimilada, através dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (FRY; SHERR, 1989; PETERSON; FRY, 1987), e também identificam a posição do organismo na cadeia, através dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (POST, 2002; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1996). Embora os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  sejam mais tradicionalmente utilizados para traçar a origem dos recursos assimilados, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  também podem ser utilizados para determinar a contribuição do recurso alimentar assimilado nos tecidos corpóreos do consumidor (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013). Além disto, os valores de  $\delta^{15}\text{N}$ , juntamente com a posição trófica do indivíduo, podem ser úteis em avaliar efeitos de gradientes ambientais, sejam naturais ou de impactos antrópicos, sobre a comunidade, pois estes descritores da teia trófica consolidam nos consumidores as mudanças ocorridas na estrutura trófica e no comprimento da cadeia dos ambientes afetados (e.g. ANDERSON; CABANA, 2009; CABANA; RASMUSSEN, 1994; POST, 2002; VANDER ZANDEN; CABANA; RASMUSSEN, 1997).

Medidas da posição trófica do indivíduo, ou médias populacionais, podem ser obtidas tanto através do conteúdo estomacal (WINEMILLER, 1990) - a partir daqui chamada de posição trófica alimentar, PT IA - onde são consideradas a posição trófica das presas encontradas no estômago do predador, quanto através dos isótopos estáveis de nitrogênio (POST, 2002; RASMUSSEN et al., 1997) - a partir daqui chamada de posição trófica isotópica, PT IE - a qual leva em consideração o fator de discriminação isotópica ( $\Delta^{15}\text{N}$ ) que é

a diferença nos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre a presa e o predador (BOND; HOBSON, 2012; POST, 2002).

Muitos trabalhos têm utilizado o valor médio fixo de  $\Delta^{15}\text{N} = 3.4 \pm 0.3\%$ , valor este encontrado em estudos de laboratório e de campo para uma variedade de táxons de peixes, aves e mamíferos (ESTEP, 1985; FRY, 1991; MINAGAWA; WADA, 1984; PETERSON; FRY, 1987). No entanto, muitos são os fatores que promovem a variação do fator de discriminação ( $\Delta^{15}\text{N}$ ) dentro de uma mesma espécie ou mesmo em um indivíduo, como, por exemplo, a idade e tamanho do consumidor (MINAGAWA; WADA, 1984), qualidade e quantidade da dieta (CAUT; ANGULO; COURCHAMP, 2009), eficiência da retirada de nutrientes dos recursos, além da mudança da razão C:N dos itens alimentares (ADAMS; STERNER, 2000; VANDERKLIFT; PONSARD, 2003). Assim, quando possível, é importante estimar o  $\Delta^{15}\text{N}$ , pois inclui indiretamente estas variações citadas e permitem um cálculo mais preciso da posição trófica, além de uma interpretação mais acurada dos modelos de mistura, os quais necessitam de valores precisos (KOCH; PHILLIPS, 2002; PHILLIPS; GREGG, 2003), pois são sensíveis ao  $\Delta^{15}\text{N}$ , podendo gerar diferentes resultados (BOND et al., 2011).

Uma forma de estimar  $\Delta^{15}\text{N}$  foi sugerido por Bunn et al (2013), através da equação da reta de uma regressão linear. Da relação entre o consumidor e recurso da abordagem de gradiente (RASMUSSEN, 2010), obtém-se o  $\delta^{15}\text{N}$  predito do animal para um dado  $\delta^{15}\text{N}$  do recurso mais associado e assimilado, e, então calcula-se o  $\Delta^{15}\text{N}$  subtraindo o valor predito de  $\delta^{15}\text{N}$  do consumidor com o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  do recurso. Este  $\Delta^{15}\text{N}$ , por sua vez, pode ser utilizado para o cálculo da posição trófica de acordo com a fórmula de Post (2002). Assim, retira-se as possíveis variações intrínsecas para avaliar os efeitos sobre as posições tróficas do gradiente ambiental causado pelas atividades humanas.

Efeitos das atividades humanas sobre a posição trófica em comunidades aquáticas já foram registrados em estudos anteriores. Por exemplo, Cabana e Rasmussen (1994) e Vander Zanden e Rasmussen (1999) encontraram que a posição trófica da truta, em lagos canadenses, calculada a partir dos seus valores de nitrogênio ( $\delta^{15}\text{N}$ ), era maior na presença de consumidores intermediários (macrozooplâncton e peixes pelágicos), alongando assim a cadeia trófica e aumentando a biomagnificação do mercúrio nas trutas. No entanto, efeitos sobre a posição trófica de peixes devido a atividades antrópicas geram ainda resultados controversos. Alguns trabalhos encontraram efeitos sobre a dieta (conteúdo estomacal), porém não nos valores da posição trófica isotópica (ANDERSON; CABANA, 2009; MCPEEK; MCDONALD; VANBLARICOM, 2014), ao passo que outros ainda não reportaram qualquer

efeito na posição trófica, seja pela introdução de espécies invasoras (JACKSON et al., 2016), 2016), ou pela densidade de urbanização de rios (KOHZU et al., 2009).

A vantagem de utilizar tanto a alimentação quanto os valores isotópicos de nitrogênio para calcular a posição trófica dos peixes, é que ambas integram informações diferentes, que, em conjunto, validam e dão mais robustez à avaliação dos efeitos estudados. Por exemplo, a posição trófica alimentar provê um dado “fotográfico” do momento da alimentação e as características tróficas do consumidor, revelando os itens alimentares que poderiam ser assimilados. Já a posição trófica isotópica é mais abrangente, pois é uma medida que integra tempo e espaço, contabilizando a variação temporal e espacial onde o consumidor se alimentou na teia trófica (RASMUSSEN et al., 1997; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1996).

Este capítulo teve como objetivo responder as seguintes questões: 1) Existe mudança na posição trófica (alimentar e isotópica) das espécies de peixes ao longo do gradiente de impactos ambientais (uso do solo, dossel e [NT])? Estes impactos afetam todas as guildas tróficas de peixes? A hipótese é que, em ambientes cuja qualidade da água esteja comprometida ( $>$  [NT]) e a zona ripária desmatada ( $<$  % dossel, efeito local e  $>$  uso de solo de pasto, efeito na microbacia), ocorrerá um aumento da biomassa de algas (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001) e de macroinvertebrados raspadores (ALLAN, 2004; DELONG; BRUSVEN, 1998; THOMPSON; TOWNSEND, 2004), levando à diminuição da posição trófica (alimentar e isotópica) de peixes que se alimentam diretamente destes recursos (Detritívoros-insetívoros e Detritívoros), e dos Insetívoros e Onívoros pelo maior consumo de insetos consumidores primários mas não predadores, pois os últimos seriam mais sensíveis à qualidade da água em riachos, conforme reportado em alguns estudos em riachos temperados (JONES; CLARK, 1987) e tropicais de Mata Atlântica (EGLER, 2002; ROQUE et al., 2003). Em contrapartida, em lugares com maior cobertura de dossel na zona ripária, melhor é qualidade do habitat (ALLAN, 2004), e maior é diversidade de insetos aquáticos (NESSIMIAN et al., 2008). Neste sentido, a posição trófica dos peixes que consomem estes itens (Detritívoro-insetívoros, Onívoros e Insetívoros) aumentará, pois o incremento de consumidores intermediários leva ao aumento da posição trófica e ao enriquecimento do  $\delta^{15}\text{N}$  (CABANA; RASMUSSEN, 1994; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1999).

## MATERIAL E MÉTODOS

Os riachos foram ordenados através de uma PCA, de acordo com as variáveis ambientais mensuradas (detalhado no M&M do Capítulo 1). As espécies de peixes foram

agrupadas em guildas tróficas, utilizando quatro delas (Detritívoros, Detritívoros-insetívoros, Insetívoros e Onívoros), conforme descrito no Capítulo 3.

Tanto para identificar os recursos mais assimilados pelas guildas tróficas (RASMUSSEN, 2010) quanto para obter a equação da reta para estimar o fator de discriminação isotópico ( $\Delta^{15}\text{N}$ ) (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013), foram utilizadas regressões lineares entre os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores e os dos recursos: perifiton, insetos primários e insetos predadores. As regressões lineares foram realizadas pelo programa Statistica v. 7.0 (STATSOFT, 2004).

Dois cálculos de posições tróficas foram utilizados para cada espécie de peixe. O primeiro foi a partir dos itens alimentares consumidos pelos peixes, chamada de posição trófica alimentar (PT IA) e o segundo a partir dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos peixes, a posição trófica isotópica (PT IE). A posição trófica alimentar (PT IA) foi calculada segundo Adams et al. (1983), através da equação:  $PT\ IA = 1 + \sum T_j (p_{ij})$ , onde T é a posição trófica da presa j,  $p_{ij}$  é a proporção do item consumido j pela espécie i, representado pelo índice alimentar (IA, descrito no M&M geral). A posição trófica isotópica foi calculada segundo Post, 2002, pela fórmula:  $PT\ IE = [(\delta^{15}\text{N}_{\text{peixe observado}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{recurso}}) / \Delta^{15}\text{N} + Tr]$ , onde  $\Delta^{15}\text{N}$  é o fator de discriminação estimado (Média de  $\delta^{15}\text{N}_{\text{peixe predito}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{recurso}}$ ) e Tr é o nível trófico do recurso correlacionado.  $\delta^{15}\text{N}_{\text{peixe predito}}$  é o valor estimado para os consumidores de acordo com equação da reta de maior ajuste ( $R^2$ ), obtida através da regressão linear entre peixe e recurso (perifiton, insetos primários e/ou insetos secundários). Foi também verificado se havia algum efeito ambiental sobre o  $\Delta^{15}\text{N}$  calculado para as guildas tróficas e para as espécies de peixes, para posterior correção. Como não houve, manteve-se o cálculo original de  $\Delta^{15}\text{N}$ .

Para verificar a influência das variáveis ambientais e das proporções dos itens alimentares consumidos sobre a variação dos valores das posições tróficas dos peixes, alimentar e isotópica, foram realizadas regressões lineares através do programa Statistica v. 7.0 (STATSOFT, 2004). As guildas para as quais não foi verificado padrão de variação das posições tróficas ao longo do gradiente de impactos, como nos Detritívoros e Onívoros, foram tomadas para análise as espécies que representaram estas guildas em seis ou mais riachos.

## RESULTADOS

A Análise de Componentes Principais explicou 50,86% da variação total dos dados ambientais dos riachos, dos quais 32,13% foram explicados no eixo 1 (PCA1) e 18,73% no eixo 2 (PCA2). A ordenação dos riachos na PCA1 está relacionada à cobertura vegetal (% de dossel) e uso do solo (pasto) e na PCA2 à temperatura e qualidade da água (*input* de

Nitrogênio Total e Turbidez). Os respectivos coeficientes de correlação (autovetores) das variáveis ambientais em cada eixo da PCA estão apresentados na Tabela 2 do Capítulo 1.

Na tabela 16 constam os principais itens consumidos e a porcentagem de similaridade média nas dietas dos quatro grupos tróficos (Detritívoros, Detritívoros-insetívoros, Insetívoros e Onívoros) e das espécies que foram analisadas individualmente e que mais representaram os grupos dos Onívoros e dos Detritívoros.

Tabela 16: Similaridade média, contribuição média e índice alimentar dos principais itens consumidos pelos quatro grupos tróficos de peixes e as espécies mais representadas de dois grupos. Os peixes foram coletados em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil

	Detrito	Insetos primários	Insetos predadores	Insetos	Insetos terrestres	Material Vegetal	Total
<b>ONIVOROS (N= 5)</b>							
<b>Grupo</b>							
Índice Alimentar	-	0,13	0,13	0,24	0,08	0,12	0,70
Similaridade média	-	4,97	3,14	8,72	0,95	2,57	20,35
Contribuição média	-	22	13,9	38,65	4,21	11,37	90,13
<b>Espécies</b>							
<i>Astyanax sp</i>							
Índice Alimentar	0,06	0,11	0,07	0,09	-	0,26	0,59
Similaridade média	1,29	3,04	1,55	2,59	-	7,39	15,86
Contribuição média	6,58	15,55	7,90	13,25	-	37,79	81,07
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>							
Índice Alimentar	-	0,20	0,23	0,18	-	0,04	0,65
Similaridade média	-	9,20	5,95	5,48	-	1,15	21,78
Contribuição média	-	37,47	24,25	22,32	-	4,69	88,73
<i>Gymnotus pantherinus</i>							
Índice Alimentar	-	0,08	-	0,55	-	-	0,63
Similaridade média	-	3,08	-	34,97	-	-	38,05
Contribuição média	-	7,20	-	81,72	-	-	88,92
<b>DETRITIVOROS (N=7)</b>							
<b>Grupo</b>							
Índice Alimentar	0,75	-	-	-	-	-	0,75
Similaridade média	57,15	-	-	-	-	-	57,15
Contribuição média	97,2	-	-	-	-	-	97,2
<b>Espécies</b>							
<i>Schizolecis guntheri</i>							
Índice Alimentar	0,94	-	-	-	-	-	0,94
Similaridade média	91,32	-	-	-	-	-	91,32
Contribuição média	98,48	-	-	-	-	-	98,48
<i>Pareiorharphis garbei</i>							
Índice Alimentar	0,76	-	-	-	-	-	0,76



Similaridade média	57,65	-	-	-	-	-	57,65
Contribuição média	95,54	-	-	-	-	-	95,54
<b>INSETIVOROS (N=8)</b>							
<b>Grupo</b>							
Índice Alimentar	-	0,54	-	0,15	-	-	0,69
Similaridade média	-	37,58	-	4,62	-	-	42,2
Contribuição média	-	80,23	-	9,86	-	-	90,09
<b>DETRITIVOROS- INSETIVOROS (N=3)</b>							
<b>Grupo</b>							
Índice Alimentar	0,25	0,55	-	-	-	-	0,80
Similaridade média	8,83	36,76	-	-	-	-	45,59
Contribuição média	18,77	78,15	-	-	-	-	96,92

No grupo dos Detritívoros foram incluídas sete espécies, sendo duas delas as mais representadas (*Schizolecis guntheri* e *Pareiorhaphis garbei*), cujo principal item consumido foi Detritos. No grupo do Detritívoros-insetívoros as espécies incluídas (3), além de consumirem detritos, consumiram também insetos primários. Já nos Insetívoros, oito espécies foram incluídas, consumindo principalmente insetos primários. O grupo dos Onívoros foi representado por cinco espécies, sendo três mais representadas (*Rhamdioglanis transfaciatus*, *Gymnotus pantherinus* e *Astyanax sp*), que consumiram insetos e material vegetal (Tabela 15, Apêndice E).

Considerando a abordagem de gradientes dos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos recursos consumidos pelos peixes (perifíton, insetos primários e insetos predadores) houve variação dos recursos mais assimilados nas diferentes guildas tróficas analisadas (Tabela 17).

Tabela 17: Regressão linear entre o valores de  $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$  dos recursos (Perifiton, IP e IS) e as guildas tróficas de peixes.  $R^2$ = ajuste/força.  $p$ = significância.  $N$  = número de amostra.  $\beta_1$ = slope, inclinação da reta. 95% CI = intervalo de confiança. IP= insetos primários. IS= insetos secundários

	Recursos	$\delta^{13}\text{C}$					$\delta^{15}\text{N}$				
		$R^2$	$p$	$N$	$\beta_1$	95% CI	$R^2$	$p$	$N$	$\beta_1$	95% CI
<b>Onívoros</b>	Perifiton	0,55	<0,0001	34	0,74	0,5-0,98	0,63	<0,0001	34	0,79	0,6-1,01
	IP	0,60	<0,0001	34	0,8	0,6-1,02	0,80	<0,0001	34	0,89	0,7-1,05
	IS	0,65	<0,0001	34	0,78	0,5-1	0,79	<0,0001	34	0,89	0,7-1,05
<i>Rhamdioglanis transfaciatus</i>	Perifiton	0,31	0,046	14	0,55	0,1-1,1	0,78	<0,0001	14	0,88	0,6-1,2
	IP	0,79	<0,0001	14	0,89	0,6-1,2	0,75	0,0001	14	0,86	0,5-1,2
	IS	0,59	0,002	14	0,77	0,3-1,2	0,81	<0,0001	14	0,90	0,6-1,2
<i>Gymnotus pantherinus</i>	Perifiton	0,31	0,6	7	0,56	-0,4-1,5	0,65	0,027	7	0,80	0,1-1,5
	IP	0,57	0,047	7	0,76	0,01-1,5	0,77	<0,0009	7	0,88	0,3-1,4
	IS	0,35	0,15	7	0,60	-0,3-1,5	0,15	0,38	7	0,39	-0,7-1,4
<i>Astyanax sp</i>	Perifiton	0,73	0,003	9	0,86	0,4-1,3	0,73	0,003	9	0,85	0,4-1,3
	IP	0,87	0,0002	9	0,93	0,6-1,25	0,92	<0,0001	9	0,96	0,7-1,2
	IS	0,89	0,0001	9	0,94	0,6-1,2	0,86	0,0003	9	0,93	0,6-1,3
<b>Detritívoros</b>	Perifiton	0,66	<0,0001	23	0,81	0,5-1,08	0,88	<0,0001	23	0,94	0,8-1,1
	IP	0,77	<0,0001	23	0,87	0,6-1,1	0,87	<0,0001	23	0,93	0,8-1,1
	IS	0,76	<0,001	23	0,87	0,6-1,1	0,83	<0,0001	23	0,91	0,7-1,1
<i>Schizolecis guntheri</i>	Perifiton	0,77	0,0008	10	0,88	0,5-1,3	0,84	<0,0001	10	0,92	0,6-1,24
	IP	0,68	0,003	10	0,83	0,4-1,3	0,83	<0,0002	10	0,91	0,6-1,25
	IS	0,92	<0,0001	10	0,96	0,7-1,2	0,86	<0,0001	10	0,93	0,6-1,23
<i>Pareiorhaphis garbei</i>	Perifiton	0,72	0,03	6	0,85	0,1-1,6	0,97	<0,0002	6	0,99	0,8-1,2
	IP	0,50	0,11	6	0,70	-0,3-1,7	0,93	0,002	6	0,96	0,6-1,3
	IS	0,65	0,051	6	0,81	<0-1,6	0,76	0,02	6	0,87	0,2-1,5
<b>Detritívoros-insetívoros</b>	Perifiton	0,63	<0,0001	24	0,80	0,5-1,06	0,25	0,013	24	0,49	0,1-0,9
	IP	0,68	0,0001	24	0,83	0,6-1,08	0,51	<0,0001	24	0,71	0,4-1,02
	IS	0,72	<0,0001	24	0,85	0,6-1,08	0,74	<0,0001	24	0,86	0,6-1,08
<b>Insetívoros</b>	Perifiton	0,72	<0,0001	38	0,84	0,7-1,03	0,68	<0,0001	38	0,83	0,6-1,01
	IP	0,74	<0,0001	38	0,86	0,7-1,03	0,76	<0,0001	38	0,87	0,7-1,05
	IS	0,85	<0,0001	38	0,92	0,8-1,05	0,67	<0,0001	38	0,82	0,6-1,01

Tanto para os Insetívoros quanto Onívoros, o recurso de maior correlação foi o dos insetos primários ( $R^2= 0,76$   $p<0,0001$ ;  $R^2= 0,80$   $p<0,0001$ , respectivamente), exceto para *Rhamdioglanis transfaciatus* individualmente ( $R^2=0,81$   $p<0,0001$ ), cujo principal item assimilado foi o dos insetos predadores (Tabela 17). Os Detritívoros-insetívoros tiveram uma dependência maior dos insetos predadores ( $R^2= 0,74$   $p<0,0001$ ) e somente os Detritívoros assimilaram o perifiton diretamente ( $R^2=0,88$   $p<0,0001$ ) (Tabela 17).

Não houve correlação significativa entre nenhuma das variáveis ambientais consideradas (dossel, pasto, [NT], PCA1 e PCA2) e o  $\Delta^{15}\text{N}$  - fator de discriminação estimado) dos peixes. Sendo assim, as posições tróficas isotópica para todas as guildas e espécies foram calculadas a partir do fator de discriminação estimado através dos valores de  $\delta^{15}\text{N}_{\text{peixe predito}}$ , preditos para os consumidores de acordo com equação da reta da regressão linear entre o valor do peixe e do recurso mais assimilado (Tabela 18).

Tabela 18: Fator de discriminação estimado, posição trófica alimentar e isotópica das guildas tróficas e algumas espécies de peixes coletados em 20 riachos de Mata Atlântico, no Estado do Rio de Janeiro (RJ)

Grupos tróficos e espécies de peixes	$\Delta^{15}\text{N}$		PT IA		PT IE	
	Média	$\pm\text{DP}$	Média	$\pm\text{DP}$	Média	$\pm\text{DP}$
<b>Onívoros</b>	5,57	0,33	3,06	0,54	3,00	0,13
<i>Rhamdioglanis transfaciatus</i>	3,92	0,90	3,28	0,49	4,00	0,16
<i>Gymnotus pantherinus</i>	5,42	0,48	3,26	0,39	3,00	0,06
<i>Astyanax sp</i>	5,54	0,06	2,49	0,44	3,00	0,08
<b>Detritívoros</b>	6,38	0,01	2,07	0,16	2,00	0,11
<i>Schizolecis guntheri</i>	6,76	0,05	2,03	0,05	2,00	0,10
<i>Pareiorhaphis garbei</i>	6,21	0,27	2,03	0,03	2,00	0,06
<b>Detritívoros-insetívoros</b>	3,52	0,02	2,67	0,39	4,00	0,21
<b>Insetívoros</b>	5,46	0,04	3,05	0,28	3,00	0,12

#### *Insetívoros*

Os insetos primários foram mais assimilados pela guilda dos Insetívoros (Tabela 17), sendo a posição trófica isotópica calculada diretamente pela equação da reta desta relação (insetos primários e os consumidores da guilda) (Tabela 17 e 18). A posição trófica isotópica (PT IE) foi correlacionada com a posição trófica alimentar (PT IA,  $R^2= 0,19$   $p=0,01$ , um *outlier*) (Figura 19).

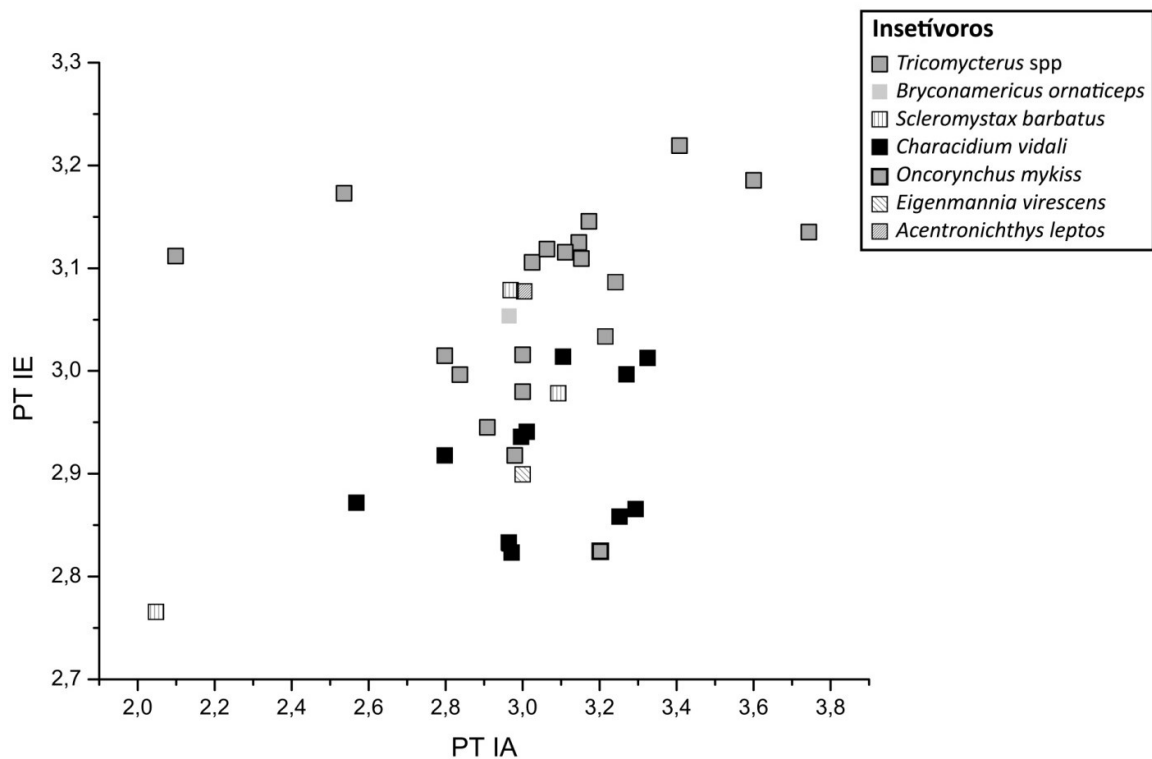


Figura 19: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes insetívoros, coletadas em 18 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro.  $R^2=0,19$   $p=0,01$ .

Além disto, o aumento da proporção de insetos secundários consumidos esteve significativamente correlacionado com o aumento da posição trófica dos Insetívoros, tanto PT IE (marginalmente significativa) quanto PT IA ( $R^2= 0,10$   $p=0,06$ ,  $R^2= 0,20$   $p=0,005$ , respectivamente) (Tabela 19).

Tabela 19: Valores dos ajustes ( $R^2$ ) da relação das posições tróficas alimentar (PT IA) e isotópica (PT IE) com os gradientes de impactos ambientais e com as proporções de inseto consumidor primário (IP), inseto consumidor secundário (IS) e Folhivo. Em negrito são os valores de  $R^2$  significativos. Entre parêntese está a indicação se a correlação é positiva (+) ou negativa (-)

Posições tróficas de Guildas tróficas e espécies de peixes	Gradiente de impactos ambientais					Proporção dos itens alimentares		
	% Dossel	[NT]	Pasto	PCA1	PCA2	%IP	%IS	Folhivo
<b>Onívoros</b>								
PT IA	0,04	0	0	0,09	0,02	0,03	0	0,03
PT IE	0,02	0,1	0	0	0	0,04	0,01	0,03
<i>Rhamdioglanis transfaciatus</i>								
PT IA	0,24	0,05	0,01	0,22	0,25	0,01	0,19	0,05
PT IE	0,02	0,01	0,01	0,04	0	0,01	0,01	0,25
<i>Gymnotus pantherinus</i>								
PT IA	0	0	0,43	0,07	0,34	0,1	0,13	0,21
PT IE	<b>0,75* (+)</b>	0,11	0,48	0,18	0,12	0	0,02	0,03
<i>Astyanax spp</i>								
PT IA	0,11	0,01	0,1	0	<b>0,85* (+)</b>	<b>0,49* (+)</b>	0,32	<b>0,41** (-)</b>
PT IE	0,21	0,04	0,02	0,1	0,25 (+)	0	0,15	0,19
<b>Detritívoros</b>								
PT IA	0	0,07	0	0	0,02	0	0,25	0,12
PT IE	0,08	0,04	0,02	0,01	0,12	0,02	0	0,12
<i>Schizolecis guntheri</i>								
PT IA	0,04	0,19	0	0	0,03	0,13	-	0,27
PT IE	0,03	0,08	0,08	0,1	0,7	0,1	-	0,01
<i>Pareiorhaphis garbei</i>								
PT IA	0,44	0,09	0,23	0,33	0	0,03	-	0,17
PT IE	0,04	0,16	0,27	0,01	0,3	0	-	0,29
<b>Detritívoros-insetívoros</b>								
PT IA	<b>0,14** (+)</b>	0,05	0,03	0,03	0,05	<b>0,63* (+)</b>	<b>0,21* (+)</b>	0
PT IE	0,05	0,04	0	0,04	0,04	0,04	<b>0,20* (+)</b>	0,03
<b>Insetívoros</b>								
PT IA	0	0	0	0,01	0,01		<b>0,20*(+)</b>	0,06
PT IE	0,02	<b>0,1*(-)</b>	0,02	0,03	0,01	0,02	<b>0,1** (+)</b>	0,01

Apenas a posição trófica isotópica dos Insetívoros esteve correlacionada diretamente com [NT], sendo maior em riachos com baixa [NT] ( $R^2 = 0,10$   $p=0,05$ ) (Tabela 19).

Apesar de duas das espécies peixes, *Characidium vidali* e *Trycomycterus sp.*, que compõem a maioria dos indivíduos analisados entre os Insetívoros, apresentarem posições tróficas diferentes, ambas seguiram a mesma tendência de variação (Figura 19), conferindo

um padrão geral para a guilda ao longo dos gradientes de impactos ambientais e na variação da proporção dos itens consumidos (Figura 19).

#### *Detritívoros-insetívoros*

Os insetos predadores foram os mais assimilados na guilda dos Detritívoros-insetívoros ( $R^2=0,74$ ;  $p<0,0001$ ) (Tabela 17). A posição trófica isotópica e alimentar se correlacionaram entre si ( $R^2=0,24$ ;  $p=0,02$ ) para esta guilda (Figura 20).

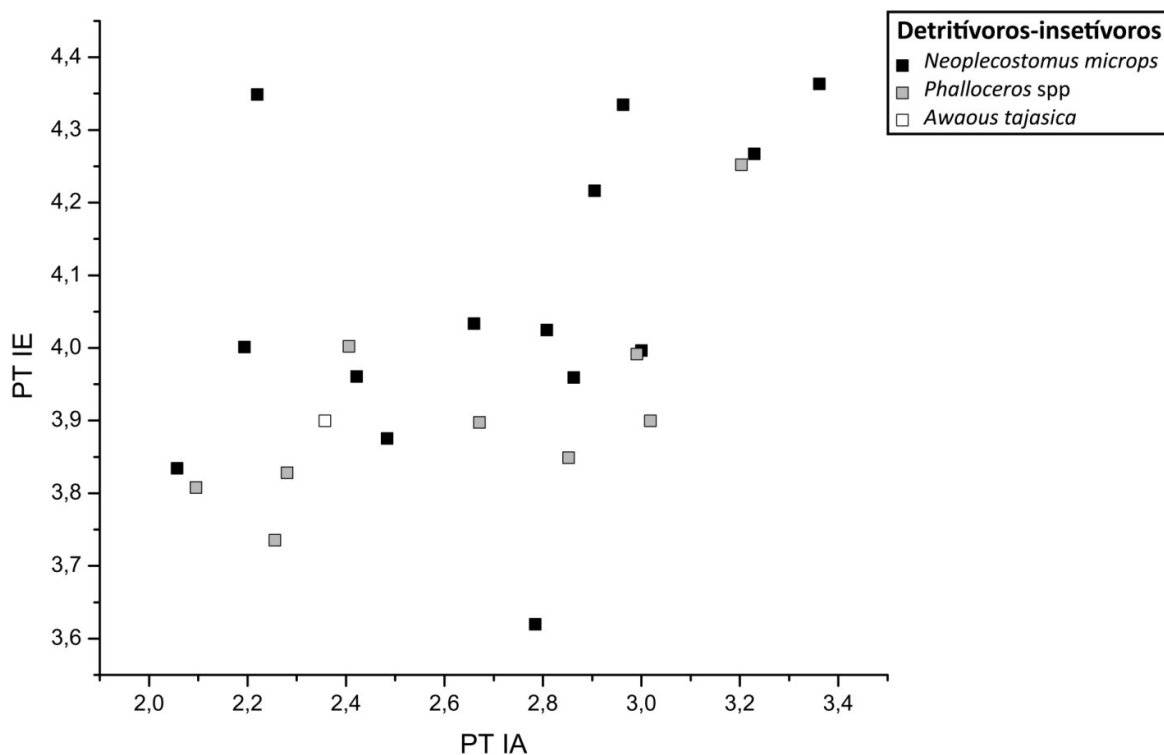


Figura 20: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes Detritívoras-insetívoras coletadas em 16 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro.  $R^2=0,2378$   $p=0,0156$ .

Considerando a guilda como um todo, apenas o gradiente de cobertura vegetal esteve diretamente correlacionado (marginalmente significativo) com a posição trófica alimentar ( $R^2=0,14$   $p=0,06$ ) (Tabela 19), indicando uma posição trófica alimentar maior dos Detritívoros-insetívoros em riachos com maior cobertura de dossel.

Houve aumento da posição trófica alimentar com a maior proporção de consumo de insetos primários e predadores ( $R^2=0,63$ ,  $p<0,0001$ ;  $R^2=0,21$ ,  $p=0,02$ , respectivamente), enquanto que a posição trófica isotópica se correlacionou positivamente apenas com a maior proporção de insetos predadores consumidos ( $R^2=0,20$   $p=0,02$ ) (Tabela 19).

### Onívoros

Não houve correlação entre a posição trófica isotópica e a posição trófica alimentar entre os onívoros ( $R^2=0,03$   $p=0,35$ , Figura 21).

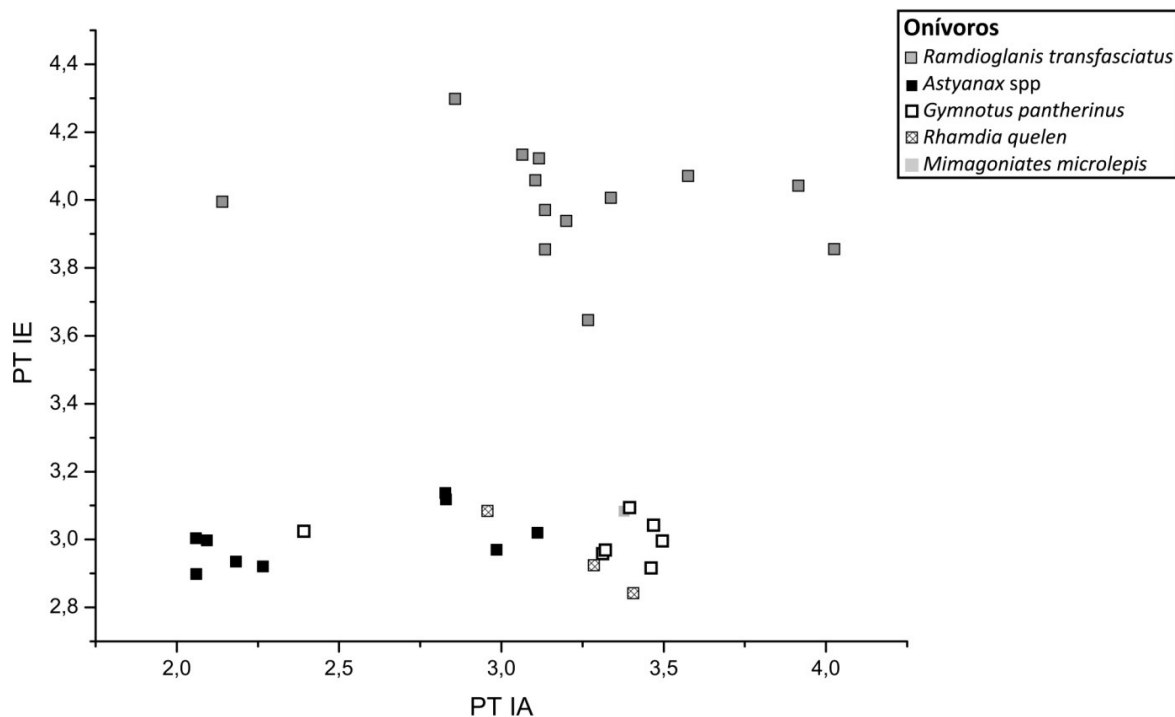


Figura 21: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes onívoros coletadas em 18 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro. Guilda trófica:  $R^2=0,0295$   $p=0,3553$ . *Rhamdioglanis transfasciatus*:  $R^2=0,0163$   $p=0,68$ . *Gymnotus pantherinus*:  $R^2=0,0305$   $p=0,7082$ . *Astyanax spp*:  $R^2=0,3221$   $p=0,11$ .

As variações das posições tróficas para o grupo dos Onívoros como todo, não foram correlacionadas nem com os gradientes ambientais considerados e nem com as proporções de itens consumidos. A Figura 21 mostra a variação entre as espécies dentro desta guilda trófica.

As espécies *Mimagoniates sp.* e *Rhamdia quellen* foram excluídas das análises por espécies, uma vez que foram representadas em apenas um e três riachos, respectivamente (Figura 21). Sendo assim, foram incluídas somente *Rhamdioglanis transfasciatus*, *Gymnotus pantherinus* e *Astyanax sp.*, representadas em 14, sete e nove riachos, respectivamente.

Apenas para *Rhamdioglanis transfasciatus* o  $\Delta^{15}\text{N}$  foi calculado a partir da equação da reta de sua relação com os insetos predadores, pois para esta espécie a correlação foi maior ( $R^2=0,81$   $p<0,0001$ ) do que com os outros recursos (perifíton e insetos primários) (Tabela 17). As posições tróficas calculadas para esta espécie (isotópica e alimentar) não foram

correlacionadas entre si ( $R^2=0,02$   $p=0,6$ ) (Figura 21). As posições tróficas alimentar e isotópica não tiveram relações diretas nem com a proporção de itens alimentares consumidos e nem com os gradientes de impactos ambientais (Tabela 19). Em geral, os valores da posição trófica alimentar são menores em comparação com os valores da posição trófica isotópica (Tabela 18, Figura 21).

Para *Gymnotus pantherinus* as posições tróficas isotópicas e alimentar também não se correlacionaram entre si ( $R^2=0,03$   $p=0,7$ ) (Figura 21). Apenas para posição trófica isotópica houve correlação positiva com o gradiente de dossel, onde os maiores valores de posição trófica são apresentados por indivíduos de riachos com maior cobertura vegetal ( $R^2=0,75$   $p=0,01$ ) (Tabela 19). No entanto, não houve nenhuma relação entre a proporção dos itens consumidos com as posições tróficas calculadas (Tabela 19).

Para *Astyanax* spp. também não houve uma correlação significativa entre as diferentes posições tróficas calculadas ( $R^2= 0,32$   $p=0,11$ ) (Figura 21). Apenas a posição trófica alimentar foi correlacionada positivamente com o aumento do consumo de insetos primários ( $R^2=0,49$   $p=0,03$ ) e negativamente com folhíço marginalmente ( $R^2=0,41$   $p=0,06$ ) (Tabela 19). Além disto, a posição trófica alimentar foi correlacionada com o gradiente ambiental do eixo PCA2 ( $R^2=0,85$   $p=0,0004$ ), indicando que em ambientes de maior turbidez e [NT], os indivíduos de *Astyanax* spp. apresentam posições tróficas alimentares maiores. Tendência semelhante foi observada para a posição trófica isotópica, porém não foi significativa ( $R^2=0,25$   $p=0,16$ ) (Tabela 19).

### *Detritívoros*

As duas espécies consideradas, *Schizolecis guntheri* e *Pareiorhaphis garbei*, analisadas nesta guilda, foram representadas em seis e 11 riachos, respectivamente. Tanto para o grupo quanto para as duas espécies analisadas, o recurso mais assimilado, sem considerar os *outliers*, foi o Perifiton (ex. grupo trófico:  $R^2= 0,88$   $p<0,00001$ ) (Tabela 16). Os indivíduos de *Pimellodela lateristriga*, apesar de apresentarem similaridades na dieta com a guilda trófica dos Detritívoros é verificado que suas posições tróficas isotópicas muito se distanciam da tendência dos demais membros dos grupos (Figura 22).



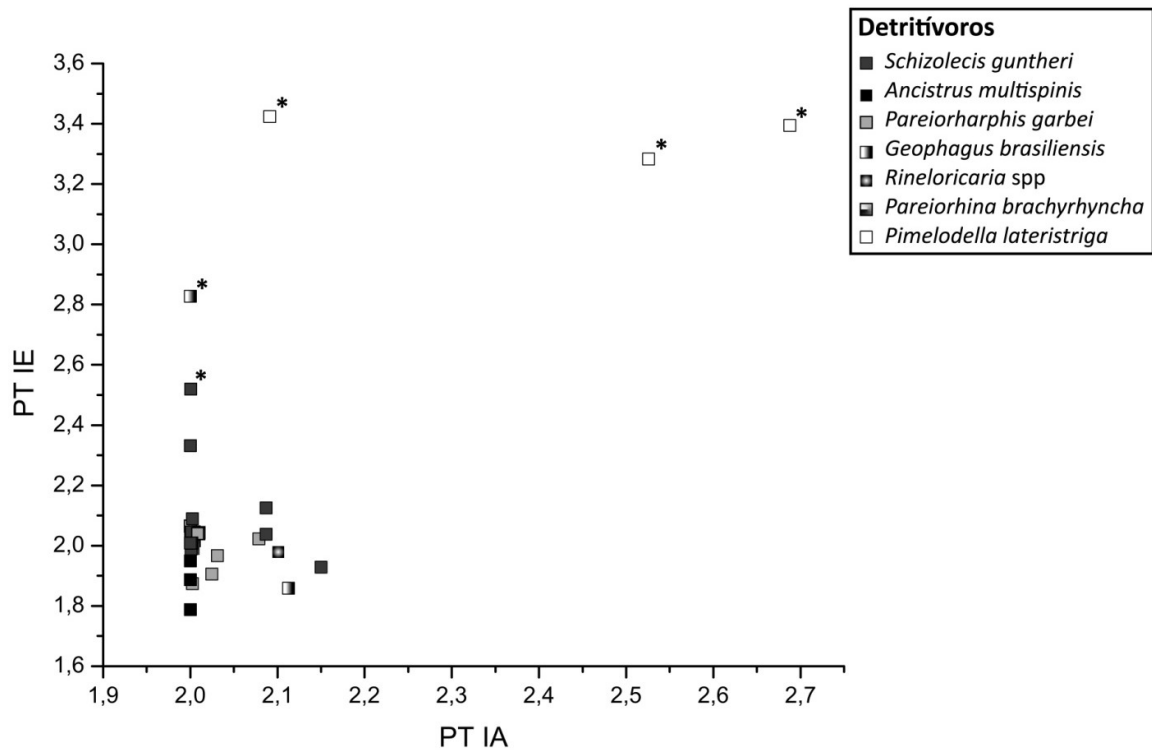


Figura 22: Relação entre a Posição trófica alimentar (PT IA) e a Posição trófica isotópica (PT IE) das espécies de peixes insetívoras, coletadas em 18 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro. \*Outlier. Guilda trófica:  $R^2=0,02$   $p=0,53$ . *Pareiorharphis garbei*:  $R^2=0,75$   $p=0,87$ . *Schizolecis guntheri*:  $R^2=0,12$   $p=0,32$ .

As posições tróficas, alimentar e isotópica, no grupo dos detritívoros e nas espécies analisadas não foram correlacionadas entre si ( $R^2=0,02$   $p=0,53$ ) (Figura 22). Além disto, as variações das posições tróficas deste grupo e das espécies também não foram correlacionadas nem com os gradientes ambientais considerados e nem com as proporções dos itens consumidos (Tabela 19). Assim, de maneira geral, não foi possível evidenciar uma mudança na dieta dos detritívoros através da análise das variações das posições tróficas tanto da guilda como um todo quanto das espécies que a compõe (Tabela 19).

## DISCUSSÃO

As posições tróficas, tanto alimentar quanto isotópica, das quatro guildas tróficas de peixes analisadas, tem padrões diferentes de variação sob as influências dos gradientes ambientais considerados e das proporções de itens consumidos. Respondendo a primeira questão do trabalho, houve mudanças nas posições tróficas sob os impactos ambientais, no entanto, estas mudanças foram variadas de acordo com a guilda e com o tipo de impacto ambiental (respondendo a segunda questão), evidenciando diferentes respostas dos peixes em relação aos impactos ambientais em riachos tropicais. Os padrões de variações das posições

tróficas encontrados podem estar generalizados em algumas guildas tróficas como todo, como por exemplo, para Detritívoros-insetívoros e Insetívoros, podem também se diferenciar entre espécies dentro do grupo, como no caso dos Onívoros. Ou, ainda, estas variações podem não ocorrer nas espécies como um todo, se limitando a população de determinados riachos, como no caso de *Schizolecis guntheri*. Em riachos com alta [NT] as espécies do gênero de *Astyanax*, onívoras, apresentaram maiores posições tróficas alimentares, como reflexo do aumento do consumo de insetos primários, e os Insetívoros apresentaram menores posições tróficas (alimentar e isotópica), como reflexo ao menor consumo de insetos secundários (predadores). Já em riachos com maior cobertura vegetal, as posições tróficas das espécies *Gymnotus pantherinus* (isotópica), onívora, e dos Detritívoros-insetívoros (alimentar) foram maiores, sendo apenas para os últimos um reflexo do aumento do consumo de insetos (primários e secundários). Além disto, a posição trófica isotópica dos Detritívoros-insetívoros aumentou com o maior consumo de insetos secundários, porém sem evidência de relação com nenhum dos gradientes de impactos ambientais considerados. Já a guilda e as espécies dos Detritívoros (*Schizolecis guntheri* e *Pareiorhaphis garbei*) e espécie de *Rhamdioglanis transfaciatus* não apresentaram qualquer mudança nas posições tróficas, tanto isotópicas quanto alimentar, em relação aos itens consumidos e aos gradientes de impactos ambientais. Estas diferenças entre e dentro das guildas podem ser atribuídas a dois fatores principais: primeiro, pela alta plasticidade trófica e oportunismo dos peixes no consumo dos itens disponíveis, como no caso de muitos onívoros (HAHN; FUGI, 2007) e de espécies de peixes tropicais no geral (LOWE-MCCONNELL, 1999), e, segundo, pela variação da posição trófica das presas consumidas (VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1996).

Em riachos cuja concentração do Nitrogênio Total é alta, os peixes insetívoros tiveram posições tróficas, alimentar e isotópica, menores por consumirem uma menor proporção de insetos predadores, ao contrário das espécies de *Astyanax*, dentro do grupo dos onívoros, que tiveram maior posição trófica alimentar por consumirem uma maior proporção de insetos primários. Provavelmente, consumiu menos material vegetal nos riachos onde tem uma posição trófica maior, porém este parâmetro não foi correlacionado com o gradiente da porcentagem de dossel. A variação da posição trófica nas espécies de *Astyanax*, particularmente, pode ser intrínseca do gênero, pois, como evidenciado nos estudos de Andrian et al (2006) e Manna et al., (2012), que demonstraram alto grau de oportunismo e flexibilidade trófica para espécies deste gênero. Já para os insetívoros, a menor posição trófica, tanto alimentar quanto isotópica, relacionada ao menor consumo de insetos,

especificamente os predadores, indica que, em riachos com [NT] mais alto, os indivíduos mudaram suas dietas ocasionando a mudança de suas posições tróficas.

A degradação da qualidade da água pela entrada de nutrientes, causada tanto pela urbanização quanto pela agricultura, são fatores importantes para a diminuição da riqueza da fauna de insetos aquáticos e mudança em sua composição, favorecendo a dominância de alguns táxons, por exemplo, os Chironomidae, e diminuindo drasticamente outros, como Odonata e Plecoptera (EGLER, 2002; JONES; CLARK, 1987; ROQUE et al., 2003), podendo afetar as espécies em níveis tróficos acima e, conseqüentemente, o fluxo energético ao longo da cadeia trófica. Aumentos no *input* de nitrogênio provindos de atividades antrópicas refletiram nos valores isotópicos de nitrogênio da biota aquática de vários tipos de ambientes aquáticos, como em estuários (MCCLELLAND; VALIELA, 1998; MCCLELLAND; VALIELA; MICHENER, 1997; RIERA; STAL; NIEUWENHUIZE, 2000), baías (VERMEULEN et al., 2011), ambientes marinhos (GRALL; CHAUVAUD, 2002; TEWFIK; RASMUSSEN; MCCANN, 2005), marinhos costeiros (CLOERN, 2001), lagos temperados (MCKINNEY et al., 2002; VANDER ZANDEN; RASMUSSEN, 1999; XU et al., 2005; ZANDEN; RASMUSSEN, 2001), lagos tropicais (NIXON et al., 2007), rios temperados (ANDERSON; CABANA, 2009; DEBRUYN; RASMUSSEN, 2002), rios tropicais (WINEMILLER et al., 2011b) e riachos tropicais (DE CASTRO et al., 2016, CAPÍTULO 3) e até mudanças na posição isotópicas de alguns peixes tropicais (CARVALHO et al., 2015). No entanto, o presente estudo é pioneiro ao reportar mudanças sobre as posições tróficas isotópicas peixes tropicais, associadas às mudanças na dieta (conteúdo estomacal) em resposta as atividades antrópicas.

Já em riachos cuja cobertura vegetal é maior, a posição trófica isotópica de *Gymnotus pantherinus*, onívora, foi maior, porém, sem evidências de relação com variações nas proporções dos itens consumidos por esta espécie. Esta mesma tendência do efeito da cobertura vegetal ocorreu nos peixes detritívoros-insetívoros com a posição trófica alimentar, porém como reflexo do maior consumo de insetos (primários e secundários). Já a posição trófica isotópica desta guilda foi maior com o aumento do consumo de insetos secundários. A presença de floresta na zona ripária é um fator muito importante para manter a biota e estrutura funcional do riacho (PETERSEN, 1992), pois evita o processo de erosão das margens (WALLING, 1999) e diminui o impacto das entradas de nutrientes pelas atividades antropogênicas (PUSEY; ARTHINGTON, 2003), conservando, assim, a heterogeneidade dos habitats, que afeta diretamente a estrutura da comunidade de macroinvertebrados (ROQUE et al., 2003). Neste sentido, o maior consumo de insetos predadores pelos detritívoros-

insetívoros, que aumentou sua posição trófica alimentar, evidencia a mudança da dieta destes peixes e a importância da floresta ripária, como demonstrado por outros estudos para a estrutura da comunidade de macroinvertebrados de riachos da Mata Atlântica (EGLER, 2002), Amazônicos (NESSIMIAN et al., 2008) e também de Madagascar (BENSTEAD; DOUGLAS, 2003).

Tanto os detritívoros e espécies analisadas dentro deste grupo, quanto *Rhamdioglanis transfaciatus*, dentro dos onívoros, que não apresentaram evidências de padrões de variação das posições tróficas sob influência dos gradientes ambientais e nem sob as variações nas proporções dos itens consumidos, parecem indicar duas hipóteses: (i) estas espécies não apresentam, de fato, mudanças em suas dietas ou (ii) sofreram influências dentro de suas populações, que não foram consideradas, como movimentação dentro do riacho (Herza, 2005), fatores metabólicos, como a desaminação e transaminação dos aminoácidos (ZANDEN; RASMUSSEN, 2001), privação de recursos alimentares (fome) (BOWES; LAFFERTY; THORP, 2014; HOBSON; ALISAUSKASAND; CLARK, 1993), ou ainda, diferenças entre a taxa de renovação (*turnover*) do tecido do peixe, interferindo na incorporação da variação isotópica do recurso ao valor isotópico do tecido do consumidor. A primeira hipótese pode ter ocorrido para os detritívoros, cuja variação de posição trófica, isotópica e alimentar ( $<0,5$ ;  $<0,2$  respectivamente), foi pequena, ou para o caso de *R. transfaciatus* (baixa similaridade na dieta dentro das mesmas populações = 20%), na qual mudanças na dieta estariam restritas às particularidades da espécie pela variedade da alimentação, intrínseca das espécies onívoras (HAHN; FUGI, 2007; MORTILLARO et al., 2015). A segunda hipótese poderia ser o caso de *Schizolecis guntheri* nos riachos 1 (SJPL) e 7 (MECM), onde a média da posição trófica se diferenciou muito da posição trófica da espécie.

A falta correlação entre a posição trófica alimentar e isotópica, observada nos detritívoros e onívoros, pode ter sido causada por diferenças entre os itens consumidos e assimilados. Geralmente, a posição trófica alimentar é subestimada, pois contabiliza itens presentes no conteúdo estomacal que não foram digeridos, sendo estes não necessariamente os assimilados. Discordâncias da posição trófica entre estes dois métodos foi registrada no trabalho de Akin & Winemiller (2008), no qual três espécies de peixes detritívoros marinhos da costa Noroeste do Golfo do México tiveram uma posição trófica alimentar baixa por apresentarem em seus estômagos principalmente material amorfo, interpretado como uma mistura de algas e macroalgas (WINEMILLER; AKIN; ZEUG, 2007). No entanto, em uma das espécies, o item mais assimilado foi invertebrados, não encontrado no conteúdo estomacal, levando a uma posição trófica isotópica maior do peixe (AKIN; WINEMILLER,

2008). Neste sentido, é imprescindível a utilização de ambos os métodos para que a posição trófica dos consumidores estudados seja mais confiável.

Outro fator importante para determinar de forma mais precisa a posição trófica dos consumidores é estimar o fracionamento ( $\Delta^{15}\text{N}$ ) (POST, 2002) entre o valor de  $\delta^{15}\text{N}$  do consumidor com os valores do recurso mais assimilado (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013; CAUT; ANGULO; COURCHAMP, 2009). Apenas os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos detritívoros não foram correlacionados com os valores de insetos, mas com os valores do perifíton ( $\delta^{13}\text{C}$ :  $R^2=0,66$ ;  $\delta^{15}\text{N}$ :  $R^2=0,88$ ). Ainda que nem todas as correlações entre os valores de  $\delta^{13}\text{C}$  dos peixes e dos recursos sejam tão fortes quanto aquelas entre os respectivos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (*slopes* estimados das regressões), em ambas correlações (com carbono e nitrogênio), foram próximos de 1. Os menores valores de  $R^2$  das correlações baseadas no  $\delta^{13}\text{C}$  dos peixes e dos recursos podem estar relacionados com as diferenças assimiladas entre as proporções de carbono e nitrogênio do mesmo recurso ou, ainda, que a obtenção de carbono e nitrogênio se dá a partir de diferentes recursos, como reconhecido em outros trabalhos (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013; KOCH; PHILLIPS, 2002).

Os  $\Delta^{15}\text{N}$  calculados foram semelhantes entre as guildas analisadas (média de 5,73 ‰  $\pm 0,55$  ‰), exceto para os Detritívoros-insetívoros, menores (3,52 ‰  $\pm 0,71$ ). Esta diferença está principalmente no recurso considerado para o cálculo do  $\Delta^{15}\text{N}$ , mesmo sendo estes os recursos cuja correlação é maior e de *slope* próximo de 1. A média geral dos valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos peixes (9,02 ‰  $\pm 1,1$ ), considerada alta, é bem superior em comparação com a média dos valores dos recursos assimilados: perifíton (2,03 ‰  $\pm 2,55$  ‰) e dos insetos primários (4,26 ‰  $\pm 1,59$ ). Os valores de  $\Delta^{15}\text{N}$  encontrados neste capítulo foram semelhantes aos reportados em peixes herbívoros marinhos (média 4,78 ‰  $\pm 1,3$ , MILL; PINNEGAR; POLUNIN, 2007), em experimentos com um peixe detritívoro tropical (5,7 ‰  $\pm 0,32$  - SACRAMENTO; MANETTA; BENEDITO, 2016) e um inseto predador tropical (*Aphylla* sp) (5,89 ‰, DE CARVALHO et al., 2015).

Os valores altos de  $\Delta^{15}\text{N}$  podem ser decorrentes de alguns fatores não mutuamente excludentes. Um deles é a qualidade da dieta (POST, 2002; ZANDEN; RASMUSSEN, 2001), pois existe a necessidade de os peixes obterem grande quantidade de nitrogênio (proteína e energia) diante da baixa qualidade de recursos como os detritos, exigindo do indivíduo a ingestão de grandes quantidades, levando, assim, a uma alta taxa de ciclagem de nitrogênio (alimentação e excreção) e causando a discriminação do  $^{15}\text{N}$  (ADAMS; STERNER, 2000; MILL; PINNEGAR; POLUNIN, 2007). Outro fator é a taxa de crescimento do indivíduo (ADAMS; STERNER, 2000; MILL; PINNEGAR; POLUNIN, 2007): uma vez que todos os

indivíduos coletados no presente estudo eram adultos, esperaria-se baixa taxa de crescimento e também menores taxas de *turnover* nos tecidos destes indivíduos de vida mais longa que seus recursos, como insetos e perifíton, (JARDINE et al., 2014), a qual aumentaria ainda mais o  $\Delta^{15}\text{N}$ . Diferentes valores de  $\Delta^{15}\text{N}$  gera diferentes respostas, em modelos de mistura, os quais são sensíveis a este fator (BOND et al., 2011; PHILLIPS; GREGG, 2003) e no cálculo da posição trófica, gerando diferentes conclusões (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013), além de limitar alguns estudos em estabelecer relações tróficas (CAUT; ANGULO; COURCHAMP, 2009). Dado o grande potencial de influência do  $\Delta^{15}\text{N}$ , é imprescindível estimá-lo, quando possível, para maior acurácia do cálculo das posições tróficas isotópicas.

Em suma, os gradientes ambientais influenciaram a posição trófica dos peixes nos riachos de Mata Atlântica analisados. No entanto, esta influência teve causas variadas dependendo da guilda trófica de peixes. Riachos com cobertura da vegetal marginal e pouco nutrientes na água ([NT]) estiveram relacionados com o aumento de posição trófica de alguns peixes e guildas específicos. A análise da dieta auxilia na detecção da posição trófica, porém, por si só, pode ser limitada, uma vez que os conteúdos estomacais encontrados nem sempre são os assimilados, podendo subestimar a posição trófica dos peixes. Além disto, é importante estimar o fator de discriminação das espécies, pois os resultados para o cálculo da posição trófica são acurados ao considerar a crítica variação de  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores e seus recursos (BUNN; LEIGH; JARDINE, 2013; DE CARVALHO et al., 2015). Assim, ao incluir dados tanto sobre a dieta quanto sobre o fator de discriminação dos consumidores, este capítulo demonstra os efeitos dos impactos ambientais sobre as posições tróficas das guildas e algumas espécies de peixes tropicais atrelados a mudanças na dieta. Efeitos estes que mudam o fluxo energético, a estrutura e a dinâmica das teias tróficas das comunidades aquáticas.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Efeitos dos impactos antropogênicos foram observados na estrutura e na dinâmica trófica das comunidades dos riachos analisados. Os gradientes de impactos locais e na escala de microbacia afetaram a integridade estrutural e funcional das comunidades aquáticas (Capítulos 1, 3 e 4), bem como o compartimento basal das teias (Capítulo 2). Foram identificadas variações da proporção de guildas tróficas de peixes e conexões com seus recursos (Capítulo 1). Os valores isotópicos de carbono e nitrogênio da comunidade biótica foram afetados, em parte, como reflexo da mudança dos valores isotópicos do perifíton (Capítulo 2), principal fonte de carbono basal para os consumidores aquáticos (insetos e peixes) (Capítulo 3), e, em parte, pela variação da dieta das guildas tróficas (Capítulos 3 e 4), influenciando a posição trófica de algumas espécies e guildas de peixes na teia alimentar (Capítulo 4).

No Capítulo 1 foi demonstrado que as guildas dos peixes Detritívoros e Detritívoros-insetívoros foram favorecidas em riachos com maior *input* de nutrientes. Além do nitrogênio, turbidez e temperatura foram os parâmetros que mais influenciaram as variações das proporções das guildas de peixes. Já a cobertura de dossel foi o gradiente que explicou a variação da métrica H2, uma medida da especialização da teia trófica, indicando que, em riachos com maior percentagem de dossel, os peixes compartilharam menos os recursos entre si, o que sugere: (i) a heterogeneidade de riachos mais prístinos (BUNN, 1993; PUSEY; ARTHINGTON, 2003), favorecendo a segregação espacial e alimentar das espécies (BRAZIL-SOUSA; MARQUES; ALBRECHT, 2009; SILVA et al., 2016a), e (ii) a diversidade de recursos autóctones e alóctones em riachos com cobertura vegetal (THOMPSON; TOWNSEND, 2004). As demais métricas de teias tróficas não foram correlacionadas com os gradientes analisados.

O Capítulo 2 investigou a variabilidade dos valores isotópicos de carbono e nitrogênio do perifíton, identificado como a principal fonte de carbono basal para os consumidores nos riachos estudados, como já demonstrado para outros estudos semelhantes (BRITO et al., 2006; BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999; MARCH; PRINGLE, 2011; NERES-LIMA et al., 2016). O perifíton é um recurso local (e.g. JARDINE et al., 2012), que sofreu diretamente influências tanto de impactos locais (% dossel) como de microbacia (uso de solo e [NT]), evidenciando o alcance dos impactos na base da cadeia, mesmo em riachos de cabeceira, onde o material alóctone tende ter uma biomassa maior (BRITO et al., 2006; BUNN; DAVIES; MOSISCH, 1999). Assim, no âmbito metodológico, é imprescindível

avaliar esta variação isotópica do perifíton para definir aspectos importantes das comunidades, como a amplitude de nicho (LAYMAN et al., 2012) e em níveis populacional e de espécies, descritores como a posição na cadeia trófica (POST, 2002).

O reflexo dos impactos antrópicos ao longo da cadeia trófica da comunidade aquática foi evidenciado no Capítulo 3. Os diagramas conceituais apresentados neste capítulo abarcaram de forma sintética os efeitos nas comunidades dos riachos. Os valores enriquecidos de  $\delta^{13}\text{C}$  de todos os consumidores foram relacionados a riachos de pouca cobertura vegetal. Já os valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores mais enriquecidos foram relacionados a riachos com múltiplos estressores ambientais, como uso do solo de pasto, < % dossel, > turbidez e > [NT]. Neste capítulo, evidenciou-se não só o reflexo dos efeitos causados no recurso basal, como também da variação de consumo de insetos, sobre outros níveis da teia trófica. Assim, as implicações das atividades antrópicas, sejam locais ou regionais, se propagam ao longo da cadeia e afetaram, através das mudanças nos recursos basais ou nas dietas dos peixes, todos os níveis da teia trófica das comunidades aquáticas dos riachos estudados.

No Capítulo 4 foram evidenciados os efeitos dos impactos ambientais em diferentes níveis tróficos da comunidade de peixes dos riachos de Mata Atlântica estudados, através de descritores como a posição trófica e proporção de itens alimentares consumidos pelas guildas e por algumas espécies de peixes. Os Detritívoros-insetívoros e os Insetívoros apresentaram um padrão geral em relação às mudanças da posição trófica ao longo do gradiente dos impactos local (% dossel) e de microbacia (*input* de nitrogênio). Estas guildas, além de algumas espécies onívoras (*G. pantherinus* e *Astyanax* spp.) aumentaram sua posição trófica pelo maior consumo de insetos predadores e primários, respectivamente, em riachos de maior cobertura vegetal e menor *input* de nutrientes, evidenciando a influência da estrutura física local e da qualidade da água nos aspectos funcionais dos consumidores aquáticos. A guilda dos Detritívoros e algumas espécies desta guilda (*S. guntheri* e *P. garbei*), além de *R. transfasciatus* (onívora) não apresentaram nenhum padrão de resposta da posição trófica ao longo dos gradientes, sugerindo que mudança das dietas destes peixes não foram suficientes para alterar suas posições tróficas, podendo ser uma característica intrínseca de alimentação das espécies: a onívora, por baixa similaridade entre as populações, e os detritívoros pelo tempo de *turnover*, para os quais a proporção do insetos primários foi maior em [NT] (Capítulo 3). Assim, influências sobre a integridade funcional das comunidades ao longo do gradiente de impactos foram detectadas a partir da mudança da dieta dos peixes relacionada a mudanças de sua posição na cadeia alimentar.



Dentre as dificuldades e limitações do presente trabalho, em suas várias etapas, pode-se apontar as de campo: (i) dificuldade de seleção de riachos com características semelhantes (mesmo que todos de 3ª. ordem), uma vez que se encontram em regiões montanhosas no estado do RJ, e que os impactos nas quatro bacias estudadas são heterogêneos; e (ii) necessidade de realizar coletas em anos diferentes, conforme a bacia. Dentre as dificuldades laboratoriais estão a separação das algas do perifiton e identificação de alguns itens alimentares, e entre as metodológicas, estão o fato de os recursos basais coletados apresentarem valores isotópicos do perifiton e plantas C<sub>4</sub> muito próximos e não puderam ser agrupados, uma vez que não são relacionados, por serem de diferentes ecossistemas.

Apesar dessas limitações, a tese apresentou resultados robustos para responder à questão geral proposta: Quais são efeitos, nas comunidades de riachos de Mata Atlântica, de gradientes de impactos antrópicos locais e de microbacia? O estado do Rio de Janeiro possui locais onde este tipo de comparação (gradiente) é possível, pois apresenta riachos ainda relativamente preservados, sendo, apesar das limitações expostas acima, bons modelos para este tipo de avaliação. Assim, o presente trabalho vem a somar à ampla literatura sobre o tema, apresentando dados inéditos das relações alimentares, dinâmica trófica e fluxo energético face a estes impactos.

Os ecossistemas aquáticos e sua biodiversidade são os sistemas mais vulneráveis por sua fragmentação continental e por certo isolamento pelas barreiras marinhas (DUDGEON et al., 2006; DUDGEON; CHEUNG; MANTEL, 2010) e, especialmente os rios, são os primeiros a serem afetados pelas atividades humanas (ASCHONITIS et al., 2016). Dentre os impactos humanos mais críticos a estes sistemas estão o desmatamento das margens, a poluição e o aumento do uso da água, os quais coincidem com a intensificação da agricultura e expansão da urbanização (DAVIS et al., 2015; VERDONSCHOT et al., 2013). Conseqüentemente, a integridade e o funcionamento destes sistemas ficam comprometidos (ALLAN, 2004; ASCHONITIS et al., 2016; CROOK et al., 2014; ORMEROD et al., 2010; PAUL; MEYER, 2001; RICART et al., 2010). Na Mata Atlântica, isto é especialmente preocupante, pois o entorno dos riachos vêm sendo cada vez mais degradados, antes mesmo de conhecermos os padrões e processos ecológicos vigentes entre estes sistemas interligados.

## CONCLUSÕES

Em suma, os impactos antrópicos locais (% dossel) e de microbacia (uso do solo e [NT]) afetaram:

- **A proporção das guildas tróficas de peixes (Detritívoros, Detritívoros-insetívoros, Insetívoros, Onívoros e Piscívoros).** Riachos de maior [NT] e turbidez e menor temperatura foram mais representados por espécies Detritívoros e Detritívoros-insetívoros.
- **A especialização da teia trófica das comunidades.** Riachos com maior cobertura vegetal apresentaram maior especialização da comunidade, indicando o menor compartilhamento de recursos, provavelmente pela maior disponibilidade e/ou segregação espacial entre as espécies pela maior heterogeneidade de habitat.
- **Os valores isotópicos de carbono e nitrogênio do perifíton.** Riachos com menor cobertura vegetal apresentaram valores de  $\delta^{13}\text{C}$  perifíton enriquecidos. Riachos com maior [NT] apresentaram perifíton com maiores valores de  $\delta^{15}\text{N}$ .
- **Os valores isotópicos de carbono e nitrogênio dos consumidores aquáticos (peixes e insetos).** Riachos com maior cobertura vegetal apresentaram valores de  $\delta^{13}\text{C}$  dos consumidores mais enriquecidos. Riachos cujos gradientes de impactos ambientais conjuntamente foram maiores, principalmente, >[NT], >turbidez, > uso de solo de pasto e < % cobertura vegetal, apresentaram valores de  $\delta^{15}\text{N}$  dos consumidores mais enriquecidos.
- **A proporção de insetos consumidores primários e secundários, consumidos pelos peixes.** Os Onívoros consumiram maiores proporções de insetos consumidores primários em riachos com maior influência de floresta no uso de solo em suas microbacias. Os insetívoros consumiram mais insetos consumidores secundários no mesmo gradiente. Os Detritívoros consumiram menos insetos consumidores primários em riachos com maiores [NT] e turbidez e menor temperatura. Os Detritívoros-insetívoros consumiram maiores proporções de insetos consumidores primários e secundários em riachos com maior cobertura vegetal local e maior influência de floresta no uso de solo de suas microbacias, respectivamente.
- **A posição na cadeia alimentar das guildas tróficas e de algumas espécies.** Insetívoros e Detritívoros-insetívoros e *G. pantherinus* (onívora) tiveram maior posição trófica em riachos <[NT] e >% Dossel, respectivamente. *Astyanax* spp. apresentaram maiores posições tróficas pelo maior consumo de insetos primários e em riachos com maior >[NT], >Turbidez e <T. Detritívoros não tiveram alteração de suas posições tróficas ao longo destes gradientes de impactos ambientais.

O conjunto dos resultados demonstra que os gradientes de impactos locais e regionais atuam em conjunto na determinação da estrutura e dinâmica trófica das comunidades aquáticas, nem sempre sendo possível isolar seus efeitos sobre os diversos parâmetros analisados. Ao mesmo tempo em que demonstrou alguns efeitos idiossincráticos, o presente trabalho permitiu identificar padrões de resposta das comunidades aquáticas em relação a alguns dos principais impactos sofridos por sistemas lóticos em ambientes tropicais.

O estudo demonstrou as alterações na estrutura e na dinâmica trófica das comunidades de riachos de Mata Atlântica, ao elucidar os múltiplos estressores que afetam o recurso local, propagando seus efeitos na teia trófica, seja pelo favorecimento de guildas e/ou pelas mudanças dentro delas. A detecção destes efeitos em cadeia é um fator chave quando se fala de conservação, pois afetam também as interações entre ecossistemas. A partir do momento em que a influência do entorno compromete o funcionamento interno do sistema aquático, os sistemas terrestre e aquático passam a não mais interagir, levando a um processo predominantemente unilateral, no qual o riacho passa a ser um receptor desses impactos, tornando-se mais isolado e com uma dinâmica simplificada, com menos conexões e troca de materiais entre eles.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, S.M.; KIMMEL, B. L.; PLOSKEY, G. R. Sources of organic matter for reservoir fish production: a trophic dynamics analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 40, p. 1480-1495, 1983.
- ADAMS, T. S.; STERNER, R. W. The Effect of Dietary Nitrogen Content on Trophic Level 15 N Enrichment. **Limnology and Oceanography**, v. 45, n. 3, p. 601–607, 2000.
- AFONSO, A. A. D. O.; HENRY, R.; RODELLA, R. C. S. M. Allochthonous matter input in two different stretches of a headstream (Itatinga, São Paulo, Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 43, n. 3, p. 335–343, 2000.
- AKIN, S.; WINEMILLER, K. O. Body size and trophic position in a temperate estuarine food web. **Acta Oecologica**, v. 33, n. 2, p. 144–153, 2008.
- ALBRECHT, M. P.; CARAMASCHI, É. P.; HORN, M. H. Population responses of two omnivorous fish species to impoundment of a Brazilian tropical river. **Hydrobiologia**, v. 627, p. 181–193, 2009.
- ALBRECHT, M. P.; PELLEGRINI-CARAMASCHI, E. Feeding ecology of *Leporinus taeniofasciatus* (Characiformes: Anostomidae) before and after installation of a hydroelectric plant in the upper rio Tocantins, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 1, n. 1, p. 53–60, 2003.
- ALLAN, J. D. Landscapes and Riverscapes : The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 35, n. 2004, p. 257–284, 2004.
- ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 149–161, 1997.
- ALVAREZ, M.; PECKARSKY, B. L. Cascading effects of predatory fish on the composition of benthic algae in high-altitude streams. **Oikos**, v. 123, n. 1, p. 120–128, jan. 2014.
- ANDERSON, C.; CABANA, G. N in riverine food webs: effects of N inputs from agricultural watersheds. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 62, n. 2, p. 333–340, 2005.
- ANDERSON, C.; CABANA, G. Anthropogenic alterations of lotic food web structure: Evidence from the use of nitrogen isotopes. **Oikos**, v. 118, n. 12, p. 1929–1939, 2009.
- ANDRIAN, I. DE F.; PERETTI, D.; LAMBRECHT, D. Recursos alimentares explorados por *Astyanax* (Characiformes, Characidae) em diferentes bacias hidrográficas. **Arq Mudi**, v. 10, n. 1, p. 21–7, 2006.
- ANGERMEIER, P.; KARR, J. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, p. 117–135, 1983.
- ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; FORSBERG, B. R.; VICTORIA, L. M. Energy sources for detritivorous fishes in the Amazon. **Science**, v. 234, n. 4781, p. 1256–1258, 1986.

- ARAÚJO, F. G. et al. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phallogeros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 69, n. 1, p. 41–48, 2009.
- ASCHONITIS, V. G. et al. Environmental stressor gradients hierarchically regulate macrozoobenthic community turnover in lotic systems of Northern Italy. **Hydrobiologia**, v. 765, n. 1, p. 131–147, 2016.
- BANASEK-RICHTER, C. et al. Complexity in quantitative food webs. **Ecology**, v. 90, n. 9, p. 1470–1477, 2009.
- BAXTER, C. V.; FAUSCH, K. D.; SAUNDERS, W. C. Tangled webs: Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. **Freshwater Biology**, v. 50, n. 2, p. 201–220, 2005.
- BENSTEAD, J. P.; DOUGLAS, M. M. Relationships of Stream Invertebrate Communities To Deforestation in Eastern Madagascar. **America**, v. 13, n. 5, p. 1473–1490, 2003.
- BLONDEL, J. Guilds or functional groups: does it matter? **Oikos**, v. 100, n. 2, p. 223–231, 2003.
- BOJSEN, B. H. Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. **Environmental Biology of Fishes**, v. 73, n. 1, p. 61–73, 2005.
- BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2246–2260, 2002.
- BOND, A. L. et al. Recent Bayesian stable-isotope mixing models are highly sensitive to variation in discrimination factors. **Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America**, v. 21, n. 4, p. 1017–23, 2011.
- BOND, A. L.; HOBSON, K. A. Reporting Stable-isotope Ratios in Ecology : Recommended, Terminology, Guidelines and Best Practices. **Waterbirds**, v. 35, n. 2, p. 324–331, 2012.
- BONGIORNI, L. et al. Food web of a confined and anthropogenically affected coastal basin (the Mar Piccolo of Taranto) revealed by carbon and nitrogen stable isotopes analyses. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 12725–12738, 2015.
- BOWES, R. E.; LAFFERTY, M. H.; THORP, J. H. Less means more: Nutrient stress leads to higher  $\delta^{15}\text{N}$  ratios in fish. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 9, p. 1926–1931, 2014.
- BRAGA, R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. Feeding ecology of fishes: an overview of worldwide publications. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 22, n. 4, p. 915–929, 2012.
- BRAZIL-SOUSA, C.; MARQUES, R. M.; ALBRECHT, M. P. Segregação alimentar entre duas espécies de Heptapteridae no Rio Macaé, RJ. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 31–37, 2009.
- BRITO, E. F. et al. Stable isotope analysis indicates microalgae as the predominant food source of fauna in a coastal forest stream, south-east Brazil. **Austral Ecology**, v. 31, n. 5, p.

623–633, 2006.

BRODIE, J. E.; MITCHELL, A. W. Nutrients in Australian tropical rivers: Changes with agricultural development and implications for receiving environments. **Marine and Freshwater Research**, v. 56, n. 3, p. 279–302, 2005.

BUNN, S.; DAVIES, P. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. **Hydrobiologia**, v. 422–423, n. 0, p. 61–70, 2000.

BUNN, S. E. Riparian–stream linkages: research needs for the protection of in-stream values. **Australian Biologist**, v. 6, n. 1, p. 46–51, 1993.

BUNN, S. E. et al. Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 48, n. 2, p. 173, 1997.

BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 333–345, 1999.

BUNN, S. E.; LEIGH, C.; JARDINE, T. D. Diet-tissue fractionation of  $\delta^{15}\text{N}$  by consumers from streams and rivers. **Limnology and Oceanography**, v. 58, n. 3, p. 765–773, 2013.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. **Letters to Nature**, v. 372, n. 6503, p. 255–257, 1994.

CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. **Proceedings of the National**, v. 93, n. 20, p. 10844–10847, 1996.

CARROLL, T. M.; THORP, J. H.; ROACH, K. A. Autochthony in Karst Spring Food Webs. **Hydrobiologia**, v. 776, n. 1, p. 173–191, 2016.

CARVALHO, D. R. et al. Isotopic variation in five species of stream fishes under the influence of different land uses. **Journal of Fish Biology**, v. 87, n. 3, p. 559–578, 2015.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 70, n. 2, p. 283–288, 2010.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31–34, 2010.

CASATTI, L. et al. More of the Same: High Functional Redundancy in Stream Fish Assemblages from Tropical Agroecosystems. **Environmental Management**, v. 55, n. 6, p. 1300–1314, 2015.

CASATTI, L.; DE FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: An assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, n. 1, p. 273–283, 2009.

CAUT, S.; ANGULO, E.; COURCHAMP, F. Variation in discrimination factors ( $\Delta^{15}\text{N}$  and

$\Delta^{13}C$ ): The effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. **Journal of Applied Ecology**, v. 46, n. 2, p. 443–453, 2009.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L.; UIEDA, V. S. Can seasonal differences influence food web structure on preserved habitats? Responses from two Brazilian streams. **Community Ecology**, v. 13, n. 2, p. 243–252, 2012.

CENEVIVA-BASTOS, MÔ.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: Evidences from a field experiment in Brazil. **Limnologica**, v. 46, p. 9–21, 2014.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **PRIMER v6: User Manual/Tutorial**. PlymouthPrimer-E, , 2006.

CLEMENTS, W. H. et al. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. **Ecological Applications**, v. 10, n. 2, p. 626–638, 2000.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p. 223–253, 2001.

COLE, M. L. et al. Assessment of  $\delta^{15}N$  Isotopic Method to Indicate Anthropogenic Eutrophication in Aquatic Ecosystems. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1, p. 124–132, 2004.

CORRÊA, C. E.; ALBRECHT, M. P.; HAHN, N. S. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin Patterns of niche breadth and feeding overlap in fishes. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 637–646, 2011.

CROOK, D. A. et al. Human effects on ecological connectivity in aquatic ecosystems: Integrating scientific approaches to support management and mitigation. **Science of the Total Environment**, v. 534, n. September, p. 52–64, 2014.

CULP, J. M. et al. Insights into pollution effects in complex riverine habitats: a role for food web experiments. In: DE RUITER, P. C.; WOLTERS, V.; MOORE, J. C. (Eds.). **Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages; Ecosystem Development and Environmental Change**. San Diego: Elsevier - Academic Press, 2005. p. 354–368.

DALA-CORTE, R. B.; SILVA, E. R. DA; FIALHO, C. B. Diet-morphology relationship in the stream-dwelling characid *Deuterodon stigmaturus* (Gomes, 1947) (Characiformes: Characidae) is partially conditioned by ontogenetic development. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 2, p. 1–12, 2016.

DAVIS, A. M. et al. Riparian contributions to the diet of terapontid grunters (Pisces: Terapontidae) in wet-dry tropical rivers. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 4, p. 862–879, 2010.

DAVIS, A. M. et al. Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenetic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 10, p. 2156–2172, 2012.

DAVIS, J. et al. When trends intersect: The challenge of protecting freshwater ecosystems

under multiple land use and hydrological intensification scenarios. **Science of the Total Environment**, v. 534, p. 65–78, 2015.

DE CARVALHO, A. P. C. et al. High variability in carbon and nitrogen isotopic discrimination of tropical freshwater invertebrates. **Aquatic Sciences**, v. 77, n. 2, p. 307–314, 2015.

DE CASTRO, D. M. P. et al. Land use influences niche size and the assimilation of resources by benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **PLoS ONE**, v. 11, n. 3, p. 1–19, 2016.

DEBRUYN, A. M. H.; RASMUSSEN, J. B. Organic Matter of Sewage-Derived Quantifying Assimilation By Riverine Benthos. **America**, v. 12, n. 2, p. 511–520, 2002.

DELONG, M. D.; BRUSVEN, M. A. Macroinvertebrate Community Structure Along the Longitudinal Gradient of an Agriculturally Impacted Stream. **Environmental Management**, v. 22, n. 3, p. 445–457, 1 maio 1998.

DENIRO, M.; EPSTEIN, S. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. **Geochimica et cosmochimica**, v. 42, n. 5, p. 495–506, 1987.

DIANA, M.; ALLAN, J.; INFANTE, D. The influence of physical habitat and land use on stream fish assemblages in southeastern Michigan. **American Fisheries Society Symposium**, v. 48, p. 359–374, 2006.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155–164, 2016.

DOI, H. et al. Effects of reach-scale canopy cover on trophic pathways of caddisfly larvae in a Japanese mountain stream. **Marine and Freshwater Research**, v. 58, n. 9, p. 811–817, 2007.

DORMANN, C. F.; GRUBER, B. **Package “bipartite” v 1.17**, 2012.

DORMANN, C.; FRÜND, J.; BLÜTHGEN, N. Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. **Open Ecology Journal**, v. 2, p. 7–24, 2009.

DORMANN, C.; GRUBER, B.; FRUND, J. Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. **Interaction**, v. 1, p. 0–2413793, 2008.

DOS SANTOS, F. B.; FERREIRA, F. C.; ESTEVES, K. E. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). **Environmental Biology of Fishes**, v. 98, n. 8, p. 1895–1912, 2015.

DOWNING, J. A. et al. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. **Biogeochemistry**, v. 46, n. 1–3, p. 109–148, 1999.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 2, p. 163–82, 2006.



- DUDGEON, D. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: Linking ecosystem structure and function. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5–6, p. 422–430, 2010.
- 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**, v. 29, n. 2, p. 395–412, 2010.
- EGLER, M. Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas . **Dissertação de Mestrado**, p. 166, 2002.
- ESTEP, M. L. F. tope Tracers of Trophic Dynamics e Carbon and N in Natural and Fisheries of the Lahontan Lake System , Nevada. 1985.
- EVANS-WHITE, M. et al. A comparison of the trophic ecology of the crayfishes (*Orconectes nais* (Faxon) and *Orconectes neglectus* (Faxon)) and the central stoneroller minnow (*Campostoma anomalum* (Rafinesque)): omnivory in a tallgrass prairie stream. **Hydrobiologia**, v. 462, p. 131–144, 2001.
- FEMINELLA, J. W.; POWER, M. E.; RESH, V. H. Periphyton responses to invertebrate grazing and riparian canopy in three northern California coastal streams. **Freshwater Biology**, v. 22, n. 3, p. 445–457, 1989.
- FERREIRA, A. et al. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 1, p. 12–22, 2012.
- FERREIRA, C. DE P. et al. Edge-mediated effects of forest fragments on the trophic structure of stream fish. **Hydrobiologia**, v. 762, n. 1, p. 15–28, 2015.
- FIALHO, A. P. et al. Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. **Hydrobiologia**, v. 598, n. 1, p. 315–324, 2008.
- FINLAY, J. C. Stable-Carbon-Isotope Ratios of River Biota : Implications for Energy Flow in Lotic Food Webs. **Ecology**, v. 82, n. 4, p. 1052–1064, 2001.
- FINLAY, J. C. Controls of streamwater dissolved inorganic carbon dynamics in a forested watershed. **Biogeochemistry**, n. 1998, p. 1–22, 2002.
- FINLAY, J. C. Patterns and controls of lotic algal stable carbon isotope ratios. **Limnology and Oceanography**, v. 49, n. 3, p. 850–861, 2004.
- FINLAY, J. C. et al. Light-mediated thresholds in stream water nutrient composition in a river network. **Ecology**, v. 92, n. 1, p. 140–150, 2011.
- FINLAY, J. C. Stream size and human influences on ecosystem production in river networks. **Ecosphere**, v. 2, n. 8, p. art87, 2011.
- FINLAY, J. C.; KHANDWALA, S.; POWER, M. E. Spatial scales of carbon flow in a river food web. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 1845–1859, 2002.
- FINLAY, J. C.; POWER, M. E.; CABANA, G. Effects of water velocity on algal carbon

isotope ratios: implications for river food web studies. **Limnology and Oceanography**, v. 44, n. 5, p. 1198–1203, 1999.

FINLAY, J.; KENDALL, C. Stable isotope tracing of temporal and spatial variability in organic matter sources to freshwater ecosystems. **Stable isotopes in ecology and environmental science**, v. 2, p. 283–333, 2007.

FLECKER, A. S. et al. Interactions between herbivorous fishes and limiting nutrients in a tropical stream ecosystem. **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 1831–1844, 2002.

FORSBERG, B. R. et al. Autotrophic carbon sources for fish of the central Amazon. **Ecology**, 1993.

FREIRE, A. G.; AGOSTINHO, A. A. Ecomorfologia de oito espécies dominantes da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná/Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 13, n. 1, p. 1–9, 2001.

FRY, B. Stable isotope diagrams of freshwater food webs. v. 72, n. 6, p. 2293–2297, 1991.

FRY, B.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  fractionation by marine diatoms. **Marine Ecology Progress Series**, v. 134, n. 1–3, p. 283–294, 1996.

FRY, B. **Stable Isotope Ecology**. New York: Springer, 2006.

FRY, B.; SHERR, E. B.  $\delta^{13}\text{C}$  Measurements as Indicators of Carbon Flow in Marine and Freshwater Ecosystems. In: **Stable isotopes in ecological research**. New York: Springer New York, 1989. p. 196–229.

GELWICK, F. P.; MATTHEWS, W. J. Trophic Relations of Stream Fishes. In: **Methods in Stream Ecology**. [s.l.] Elsevier, 1996. p. 611–635.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 498–510, 2002.

GOLTERMAN, H. L.; CLUMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. [s.l.] Instituto Internacional de Ecologia, 1978.

GRALL, J.; CHAUVAUD, L. Marine eutrophication and benthos: The need for new approaches and concepts. **Global Change Biology**, v. 8, n. 9, p. 813–830, 2002.

GREEN, M. B.; FINLAY, J. C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. **Biogeochemistry**, v. 99, n. 1, p. 15–30, 2010.

GROWNS, I.; GEHRKE, P.; ASTLES, K. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, n. 4, p. 209–220, 2003.

GU, B.; SCHELSKE, C. L.; HOYER, M. V. Stable isotopes of carbon and nitrogen as indicators of diet and trophic structure of the fish community in a shallow hypereutrophic lake. **Journal of Fish Biology**, v. 49, n. 6, p. 1233–1243, dez. 1996.

GÜCKER, B. et al. Urban stressors alter the trophic basis of secondary production in an

agricultural stream. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 68, n. 1, p. 74–88, 2011.

GUIMERA, R.; AMARAL, L. Functional cartography of complex metabolic networks. **Nature**, v. 433, n. 7028, p. 895–900, 2005.

GUO, F. et al. Spatial variation in periphyton fatty acid composition in subtropical streams. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 1411–1422, 2015.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469–480, 2007.

HEBERT, C. E.; WASSENAAR, L. I. Stable nitrogen isotopes in waterfowl feathers reflect agricultural land use in western Canada. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 17, p. 3482–3487, 2001.

HENRY, R.; UIEDA, V.; AFONSO, A. Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. **International Association of Theoretical and Applied Limnology, Proceedings**, v. 25, n. 3, p. 1866–1870, 1994.

HILL, W. R. et al. The role of periphyton in mediating the effects of pollution in a stream ecosystem. **Environmental Management**, v. 45, n. 3, p. 563–576, 2010.

HOBSON, K. A.; ALISAUSKASAND, R. A. Y. T.; CLARK, R. G. Stable-Nitrogen Isotope Enrichment in Avian Tissues Due To Fasting and Nutritional Stress : Implications for Isotopic Analyses of Diet. **The condor**, v. 95, p. 388–394, 1993.

HOEINGHAUS, D. J.; WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A. Hydrogeomorphology and river impoundment affect food-chain length of diverse Neotropical food webs. **Oikos**, v. 117, n. 7, p. 984–995, 2008.

HOGSDEN, K. L.; HARDING, J. S. Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. **Environmental Pollution**, v. 162, p. 466–474, 2012.

HOLT, R.; LOREAU, M. **Biodiversity and ecosystem functioning: the role of trophic interactions and the importance of system openness**. Princeton: [s.n.].

HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, p. 411–429, 1980.

IBAÑEZ, C. et al. Fish assemblages structure and function along environmental gradients in rivers of Gabon (Africa). **Ecology of Freshwater Fish**, v. 16, n. 3, p. 315–334, 2007.

IBAÑEZ, C. et al. Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. **Aquatic Living Resources**, v. 20, n. 2, p. 131–142, 2007.

IKEMOTO, T. et al. Analysis of biomagnification of persistent organic pollutants in the aquatic food web of the Mekong Delta , South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotopes. **Chemosphere**, v. 72, p. 104–114, 2008.

- IWATA, T.; NAKANO, S.; INOUE, M. Impacts of past riparian deforestation on stream communities in a Tropical rain Forest in Borneo. **Ecological Applications**, v. 13, n. 2, p. 461–473, 2003.
- JACKSON, M. C. et al. Do non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* affect the growth, diet and trophic niche breadth of native brown trout *Salmo trutta*? **Hydrobiologia**, v. 772, n. 1, p. 63–75, 2016.
- JARDINE, T. D. et al. Consumer-resource coupling in wet-dry tropical rivers. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, n. 2, p. 310–322, 2012.
- JARDINE, T. D. et al. Understanding and overcoming baseline isotopic variability in running waters. **River research and applications**, v. 22, n. 30, p. 155–165, 2014.
- JEPSEN, D. B.; WINEMILLER, K. O. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. **Oikos**, v. 96, n. 1, p. 46–55, 2002.
- JONES, J. B.; MULHOLLAND, P. J. Influence of drainage basin topography and elevation on carbon dioxide and methane supersaturation of stream water. **Biogeochemistry**, v. 40, n. 1, p. 57–72, 1998.
- JONES, R. C.; CLARK, C. C. Impact of Watershed Urbanization on Stream Insect Communities. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 23, n. 6, p. 1047–1055, 1987.
- KARR, J. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1981.
- KAWAGUCHI, Y.; TANIGUCHI, Y.; NAKANO, S. Terrestrial Invertebrate Inputs Determine the Local Abundance of Stream Fishes in a Forested Stream. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 701–708, 2003.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 29, n. 2, p. 205–207, 1980.
- KEELEY, J. E.; SANDQUIST, D. R. Carbon: freshwater plants. **Plant Cell and Environment**, v. 15, n. 9, p. 1021–1035, 1992.
- KENDALL, C. Tracing nitrogen sources and cycling in catchments. In: C. KENDALL, M. M. (Ed.). **Isotope tracer in Catchment Hydrology**. [s.l: s.n.]. p. 521–576.
- KENDALL, C.; SILVA, S. R.; KELLY, V. J. Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 7, p. 1301–1346, 2001.
- KOCH, P. L.; PHILLIPS, D. L. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models: A reply to Robbins, Hilderbrand and Farley (2002). **Oecologia**, v. 133, n. 1, p. 14–18, 2002.
- KOHZU, A. et al. Nitrogen-stable isotopic signatures of basal food items, primary consumers and omnivores in rivers with different levels of human impact. **Ecological Research**, v. 24, n.

1, p. 127–136, 2009.

KWON, S. Y. et al. Science of the Total Environment Mercury biomagnification in the food web of a neotropical stream. **Science of the Total Environment**, v. 418, p. 92–97, 2012.

LAKE, J. L. et al. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic**, v. 58, p. 870–878, 2001a.

LAKE, J. L. et al. Stable nitrogen isotopes as indicators of anthropogenic activities in small freshwater systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 5, p. 870–878, maio 2001b.

LAMBERTI, G. A. The role of periphyton in benthic food webs. In: STEVENSON, R.; BOTHWELL, M.; LOWE, R. (Eds.). **Algal Ecology: Benthic Algae in Freshwater Ecosystem**. [s.l.] Academic Press, 1996. p. 533–572.

LAMBERTI, G. A.; STEINMAN, A. D. A Comparison of Primary Production in Stream Ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 1, p. 95–104, mar. 1997.

LANGERHANS, R. B. et al. Habitat-associated morphological divergence in two Neotropical fish species. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 80, p. 689–698, 2003.

LAU, D. C. P.; LEUNG, K. M. Y.; DUDGEON, D. 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**, v. 54, n. 1, p. 127–141, 2009a.

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

LAYMAN, C. A. et al. Applying stable isotopes to examine food-web structure: An overview of analytical tools. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 545–562, 2012.

LIKENS, G.; BORMANN, F. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. **BioScience**, 1974.

LOBON-CERVIA, J.; BENNEMANN, S. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes : *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). **Archiv für Hydrobiologie**, v. 149, n. 2, p. 285–306, 2000.

LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. **Oikos**, v. 91, n. May, p. 3–17, 2000.

LORION, C. M.; KENNEDY, B. P. Riparian Forest Buffers Mitigate the effects of Deforestation on Fish Assemblages in Tropical Headwater Streams. **Ecological Applications**, v. 19, n. 2, p. 468–479, 2009.

LOURENÇO-AMORIM, C. et al. Control of periphyton standing crop in an Atlantic Forest stream: the relative roles of nutrients, grazers and predators. **Freshwater Biology**, v. 59, n.

11, p. 2365–2373, 2014.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Natural history of fishes in Araguaia and Xingu Amazonian tributaries, Serra do Roncador, Mato Grosso, Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 2, n. 1, p. 63–82, 1991.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: Edusp, 1999.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. [s.l.: s.n.].

MACLEOD, N. A.; BARTON, D. R. Effects of light intensity, water velocity, and species composition on carbon and nitrogen stable isotope ratios in periphyton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic**, n. 55, p. 1919–1925, 1998.

MANNA, L. R.; REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Plasticity in the diet of *Astyanax taeniatus* in a coastal stream from south-east Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia**, v. 72, n. 4, p. 919–28, 2012.

MANTEL, S. K.; SALAS, M.; DUDGEON, D. Foodweb structure in a tropical Asian forest stream. **Journal of North American Benthological Society**, v. 23, n. 4, p. 728–755, 2004.

MARCH, J. G.; PRINGLE, C. M. Food Web Structure and Basal Resource Utilization along a Tropical Island Stream Continuum, Puerto Rico. **Biotropica**, v. 35, n. 1, p. 84–93, 2003.

MARTINEZ, N. D. Constant connectance in community food webs. **American Naturalist**, p. 1208–1218, 1992.

MASESE, F. O.; MCCLAIN, M. E. Trophic resources and emergent food web attributes in rivers of the Lake Victoria Basin: A review with reference to anthropogenic influences. **Ecohydrology**, v. 5, n. 6, p. 685–707, 2012.

MATTHEWS, R. A. et al. Biological monitoring part IIA- Receiving system functional methods, relationships and indices. **Water Research**, v. 16, n. 2, p. 129–139, 1982.

MAYER, B., ET AL. Sources of Nitrate in Rivers Draining Sixteen Watersheds in the Northeastern US. p. 171–197, 2002.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI, N.; CARAMASCHI, E. P. Electrofishing as a sampling technique for coastal stream fish populations and communities in the Southeast of Brazil. **Revista brasileira de biologia**, v. 60, n. 2, p. 205, 2000.

MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Seasonal diet shift in a Tetragonopterinae (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, RJ, Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia**, v. 63, n. 1, p. 69–74, 2003.

MCCLELLAND, J. W.; VALIELA, I. Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 168, p. 259–271, 1998.

MCCLELLAND, J. W.; VALIELA, I.; MICHENER, R. H. Nitrogen-stable isotope signatures

in estuarine food webs: A record of increasing urbanization in coastal watersheds. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 5, p. 930–937, 1997.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-Ord v. 6.255 beta** Gleneden Beach, Oregon MjM Software, , 2011.

MCINTYRE, P. B.; MICHEL, E.; OLSGARD, M. Top-down and bottom-up controls on periphyton biomass and productivity in Lake Tanganyika. **Limnology and Oceanography**, v. 51, n. 3, p. 1514–1523, 2006.

MCKINNEY, R. A. et al. Using Mussel Isotope Ratios to Assess Anthropogenic Nitrogen Inputs to Freshwater Ecosystems NITROGEN INPUTS TO FRESHWATER ECOSYSTEMS. v. 74, p. 167–192, 2002.

MCPEEK, K. C.; MCDONALD, P. S.; VANBLARICOM, G. R. Aquaculture Disturbance Impacts the Diet but not Ecological Linkages of a Ubiquitous Predatory Fish. **Estuaries and Coasts**, v. 38, n. 5, p. 1520–1534, 2014.

MEADOR, M.; GOLDSTEIN, R. Assessing Water Quality at Large Geographic Scales: Relations Among Land Use, Water Physicochemistry, Riparian Condition, and Fish Community Structure. **Environmental Management**, v. 31, n. 4, p. 504–517, 2003.

MÉRIGOUX, S.; PONTON, D. Body shape , diet and ontogenetic diet shifts in young fish of the Sinnamary River , French Guiana , South America. **Journal of Fish Biology**, v. 52, p. 556–569, 1998.

MERLO-GALEAZZI, A.; ZAMBRANO, L. The Effect of Land Use on Isotope Signatures of the Detritus Pathway in an Urban Wetland System. **Wetlands**, v. 34, n. 6, p. 1183–1190, 2014.

MERRITT, R.; CUMMINS, K. **An introduction to the aquatic insects of North America**. [s.l.] Kendall Hunt, 1996.

MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 602–612, 2005.

MILL, A. C.; PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C. Explaining isotope trophic-step fractionation: Why herbivorous fish are different. **Functional Ecology**, v. 21, n. 6, p. 1137–1145, 2007.

MINAGAWA, M.; WADA, E. Stepwise enrichment of  $^{15}\text{N}$  along food chains: Further evidence and the relation between  $^{15}\text{N}$  and animal age. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, n. 5, p. 1135–1140, 1984.

MOL, J. H. Ontogenic diet shifts and diet overlap among three loosely related neotropical armoured catfishes. **Journal Fish Biology**, v. 47, p. 788–807, 1995.

MOOK, W. G.; BOMMERSON, J. C.; STAVERMAN, W. H. Carbon isotope fractionation between dissolved bicarbonate and gaseous carbon dioxide. **Earth and Planetary Science Letters**, v. 22, n. 2, p. 169–176, 1974.

- MOORE, J. W.; SEMMENS, B. X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. **Ecology Letters**, v. 11, n. 5, p. 470–480, 2008.
- MORTILLARO, J. M. et al. Trophic opportunism of central Amazon floodplain fish. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 8, p. 1659–1670, 2015.
- MOSISCH, T. D.; BUNN, S. E.; DAVIES, P. M. The relative importance of shading and nutrients on algal production in subtropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 9, p. 1269–1278, 2001.
- MOTTA, R.; UIEDA, V. Food web structure in a tropical stream ecosystem. **Austral Ecology**, v. 30, n. 1, p. 58–73, 2005.
- MUEHLBAUER, J. D. et al. How wide is a stream? Spatial extent of the potential “stream signature” in terrestrial food webs using meta-analysis. **Ecology**, v. 95, n. 1, p. 44–55, 2014.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos.** [s.l.: s.n.].
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621–658, 1997.
- NAKANO, S.; MIYASAKA, H.; KUHARA, N. Terrestrial–aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. **Ecology**, v. 46, n. 3, p. 303–316, 1999.
- NAKANO, S.; MURAKAMI, M. Reciprocal subsidies: Dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 1, p. 166–170, 2001.
- NERES-LIMA, V. et al. High importance of autochthonous basal food source for the food web of a Brazilian tropical stream regardless of shading. **International Review of Hydrobiology**, p. 132–142, 2016.
- NESSIMIAN, J. L. et al. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. **Hydrobiologia**, v. 614, n. 1, p. 117–131, 2008.
- NIXON, S. W. et al. Anthropogenic enrichment, and nutrient in some tropical lagoons in Ghana, West Africa. **Ecological Applications**, v. 17, n. 5, p. S144–S164, 2007.
- NOVAES, J. L. C.; CARAMASCHI, É. P.; WINEMILLER, K. O. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River, Central Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, n. 1, p. 41–49, 2004.
- NOVAKOWSKI, G. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 567–576, 2008.
- O'REILLY, C. M. et al. Interpreting stable isotopes in food webs : Recognizing the role of time averaging at different trophic levels. **Limnology and Oceanography**, v. 47, n. 1, p. 306–309, 2002.



- ORMEROD, S. J. et al. Multiple stressors in freshwater ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 55, n. SUPPL. 1, p. 1–4, 2010.
- PARDUE, J. W. et al. Maximum Carbon Isotope Fractionation in Photosynthesis by Blue-Green-Algae and a Green-Alga. **Geochimica Et Cosmochimica Acta**, v. 40, n. 3, p. 309–312, 1976.
- PARKYN, S. M.; COLLIER, K. J.; HICKS, B. J. New Zealand stream crayfish: functional omnivores but trophic predators ? **Freshwater Biology**, v. 46, p. 641–652, 2001.
- PARNELL, A. C. et al. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too much variation. **PLoS ONE**, v. 5, n. 3, 2010.
- PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the Urban Landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 333–365, 2001.
- PERES-NETO, P. R.; JACKSON, D. A.; SOMERS, K. M. How many principal components? stopping rules for determining the number of non-trivial axes revisited. **Computational Statistics and Data Analysis**, v. 49, n. 4, p. 974–997, 2005.
- PETERSEN, R. C. J. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. **Freshwater Biology**, v. 27, n. 2, p. 295–306, 1992.
- PETERSON, B. et al. The trophic significance of epilithic algal production in a fertilized tundra river ecosystem. **Limnology and Oceanography**, v. 38, n. 4, p. 872–878, 1993.
- PETERSON, B. J.; FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, n. 1987, p. 293–320, 1987.
- PETERSON, C. C.; MCINTYRE, P. Ontogenetic diet shifts in *Roeboidea affinis* with morphological comparisons. **Environmental Biology of Fishes**, v. 53, p. 105–110, 1998.
- PETERSON, E. E. et al. A comparison of spatially explicit landscape representation methods and their relationship to stream condition. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 3, p. 590–610, 2011.
- PHILLIPS, D. L. et al. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. v. 835, n. August, p. 823–835, 2014.
- PHILLIPS, D. L.; GREGG, J. W. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too many sources. **Oecologia**, v. 136, n. 2, p. 261–269, 2003.
- PHILLIPS, D. L.; NEWSOME, S. D.; GREGG, J. W. Combining sources in stable isotope mixing models: Alternative methods. **Oecologia**, v. 144, n. 4, p. 520–527, 2005.
- PIMM, S. Food webs. In: **Food webs**. [s.l.] Springer Netherlands, 1982. p. 1–11.
- POLIS, G. A.; HURD, S. D. Linking Marine and Terrestrial Food Webs: Allochthonous Input from the Ocean Supports High Secondary Productivity on Small Islands and Coastal Land Communities. **The American Naturalist**, v. 147, n. 3, p. 396–423, mar. 1996.
- POST, D. M. Using stable isotopes to estimate trophic position: model, methods, and assumptions. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 703–718, 2002.

POUILLY, M. et al. Trophic Structure and Mercury Biomagnification Iténez River, Bolivia Tropical Fish Assemblages. **PLoS ONE**, v. 8, n. 5, p. e65054, 2013.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES, C. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). **Journal of Fish Biology**, v. 68, n. 1, p. 137–156, 2006.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, n. 1, p. 1–16, 2003.

RASMUSSEN, J. et al. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ( $\delta^{15}\text{N}$ ) and literature dietary data. n. September 2016, 1997.

RASMUSSEN, J. B. Estimating terrestrial contribution to stream invertebrates and periphyton using a gradient-based mixing model for  $^{13}\text{C}$ . **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 2, p. 393–402, 2010.

RAYNER, T. S. et al. Food web dynamics in an Australian Wet Tropics river. **Marine and Freshwater Research**, v. 61, n. 8, p. 909, 2010.

REIS, A. DA S. **Ecologia trófica e ecomorfologia da ictiofauna de igarapés maranhenses (Alcântara - MA)**. Tese de doutorado, 2011.

RICART, M. et al. Primary and complex stressors in polluted mediterranean rivers: Pesticide effects on biological communities. **Journal of Hydrology**, v. 383, n. 1–2, p. 52–61, 2010.

RIEDE, J. O. et al. **Provided for non-commercial research and educational use only. Not for reproduction, distribution or commercial use.** [s.l: s.n.]. v. 42

RIERA, P.; STAL, L. J.; NIEUWENHUIZE, J. Heavy  $\delta^{15}\text{N}$  in intertidal benthic algae and invertebrates in the Scheldt estuary (The Netherlands): Effect of river nitrogen inputs. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 51, n. 3, p. 365–372, 2000.

ROQUE, F. O. et al. Benthic macroinvertebrates in streams of the Jaragua State Park (Southeast of Brazil) considering multiple spatial scales. **Journal of Insect Conservation**, v. 7, n. 2, p. 63–72, 2003.

ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 11, n. 3, p. 141–156, 1996.

SACRAMENTO, P. A.; MANETTA, G. I.; BENEDITO, E. Diet-tissue discrimination factors ( $\Delta^{13}\text{C}$  and  $\Delta^{15}\text{N}$ ) and turnover rate in somatic tissues of a neotropical detritivorous fish on C3 and C4 diets. **Journal of Fish Biology**, v. 89, n. 1, p. 213–219, 2016.

SALAS, M.; DUDGEON, D. Stable-isotope determination of mayfly (Insecta: Ephemeroptera) food sources in three tropical Asian streams. **Fundamental and Applied Limnology**, v. 151, n. 1, p. 17–32, 23 mar. 2001.

SÁNCHEZ-CARMONA, R. et al. Food web structure in Mediterranean streams: Exploring stabilizing forces in these ecosystems. **Aquatic Ecology**, v. 46, n. 3, p. 311–324, 2012.

SCHINDLER, D. E.; LUBETKIN, S. C. Using stable isotopes to quantify material transport in food webs. In: POLIS, G. A.; POWER, M. E.; HUXEL, G. R. (Eds.). . **Food Webs at the Landscape Level**. Chicago: The University of Chicago Press, 2004. p. 25–42.

SCHMID-ARAYA, J. M. et al. Connectance in stream food webs. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, n. 6, p. 1056–1062, 2002.

SCHULZ, U. H.; MARTINS-JUNIOR, H. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of Rio dos Sinos, RS, Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 61, n. 4, p. 615–22, 2001.

SILVA, N. C. DOS S. et al. Resource partitioning and ecomorphological variation in two syntopic species of Lebiasinidae (Characiformes) in an Amazonian stream. **Acta Amazonica**, v. 46, n. 1, p. 25–36, 2016a.

SILVA, S. V. S. et al. The impact of water pollution on fish species in southeast region of Goiás, Brazil. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 79, n. 1, p. 8–16, 2 jan. 2016b.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 10, p. 1409–1424, 22 out. 2001.

STATSOFT. **STASTISTICA (data analysis software system), version 7** Online at: [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com), 2004.

STRAYER, D. et al. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues. **Ecosystems**, v. 6, p. 407–423, 2003.

SUTHERLAND, A. B.; MEYES, J. L.; GARDINER, E. Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 1791–1805, 2002.

TEWFIK, A.; RASMUSSEN, J. B.; MCCANN, K. S. Anthropogenic Enrichment Alters a Marine Benthic Food Web. **Ecology**, v. 86, n. 10, p. 2726–2736, 2005.

THOMPSON, R. M.; DUNNE, J. A.; WOODWARD, G. U. Y. Freshwater food webs: towards a more fundamental understanding of biodiversity and community dynamics. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 7, p. 1329–1341, 2012.

THOMPSON, R. M.; TOWNSEND, C. R. Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organisation, and food-web structure. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 384, n. 38, p. 595–608, 2004.

THOMPSON, R. M.; TOWNSEND, C. R. Energy availability, spatial heterogeneity and ecosystem size predict food-web structure in streams. **Oikos**, v. 108, n. March 2004, p. 137–148, 2005.

THORP, J. H.; DELONG, A. D.; DELONG, M. D. Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. **Oikos**, v. 96, n. 3, p. 543–550, 2002.

- THORP, J. H.; DELONG, M. D. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in larger river ecosystems. **Oikos**, v. 1994, p. 305–308, 1994.
- TOWNSEND, C. R. et al. Disturbance, resource supply, and food-web architecture in streams. **Ecology Letters**, v. 1, n. 3, p. 200–209, 1998.
- UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams : a review. **Acta Limnologica brasileira**, v. 19, n. 1, p. 15–30, 2007.
- VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ( $\delta^{15}\text{N}$ ) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, n. 5, p. 1142–1158, 1997.
- VANDER ZANDEN, M. J.; RASMUSSEN, J. B. Primary Consumer  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  and the Trophic Position of Aquatic Consumers. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1395–1404, 1999.
- VANDER ZANDEN, M.; RASMUSSEN, J. A Trophic Position Model of Pelagic Food Webs : Impact on Contaminant Bioaccumulation in Lake Trout. **Ecological Monographs**, v. 66, n. 4, p. 451–477, 1996.
- VANDERKLIFT, M. A.; PONSARD, S. Sources of variation in consumer-diet  $\delta^{15}\text{N}$  enrichment: A meta-analysis. **Oecologia**, v. 136, n. 2, p. 169–182, 2003.
- VANNOTE, R. L. et al. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130–137, jan. 1980.
- VERDONSCHOT, P. F. M. et al. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 704, n. 1, p. 453–474, 2013.
- VERMEULEN, S. et al. Potential early indicators of anthropogenically derived nutrients: A multiscale stable isotope analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 422, p. 9–22, 2011.
- VITULE, J. R. S.; BRAGA, M. R.; ARANHA, J. M. R. Ontogenetic, spatial and temporal variations in the feeding ecology of *Deuterodon langei* Travassos, 1957 ( Teleostei : Characidae ) in a Neotropical stream from the Atlantic rainforest, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 2, p. 211–222, 2008.
- WALLING, D. E. Linking land use, erosion and sediments yields in river basins. **Hydrobiologia**, v. 410, p. 223–240, 1999.
- WANG, L. et al. Influences of Watershed Land Use on Habitat Quality and Biotic Integrity in Wisconsin Streams. **Fisheries**, v. 22, n. 6, p. 6–12, jun. 1997.
- WANG, L. et al. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 36, n. 5, p. 1173–1189, 2000.
- WANG, L. et al. Watershed, reach, and riparian influences on stream fish assemblages in the Northern Lakes and Forest Ecoregion, U.S.A. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 60, n. 5, p. 491–505, 2003.
- WANG, L.; LYONS, J.; KANEHL, P. Effects of Watershed Best Management Practices on

- Habitat and Fish in Wisconsin Streams<sup>1</sup>. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 38, n. 3, p. 663–680, 2002.
- WANG, L. Z.; LYONS, J.; KANEHL, P. Impacts on stream habitat and fish across multiple spatial scales. **Environmental Management**, v. 28, n. 2, p. 255–266, 2001.
- WANTZEN, K. M. et al. Riparian wetlands of tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). . **Tropical Ecology**. London: Elsevier, 2008. p. 199–217.
- WIENS, J. A. Riverine landscapes : taking landscape ecology into the water. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 501–515, 2002.
- WINEMILLER, K. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. **Environmental Biology of Fishes**, v. 26, p. 177–199, 1989.
- WINEMILLER, K. O. Spatial and Temporal Variation in Tropical Fish Trophic Networks. **Ecological Monographs**, v. 60, n. 3, p. 331–367, fev. 1990.
- WINEMILLER, K. O. et al. Food-web structure of coastal streams in Costa Rica revealed by dietary and stable isotope analyses. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 5, p. 463–476, 2011a.
- WINEMILLER, K. O. et al. Stable Isotope analysis reveals food web structure and watershed impacts along the fluvial gradient of a mesoamerican coastal river. **River research and applications**, v. 22, n. July 2011, p. 791–803, 2011b.
- WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, É. P. Fish ecology in tropical streams. In: DUDGEON, D. (Ed.). . **Tropical stream ecology** **Fish ecology in tropical streams**. 1. ed. [s.l.] Academic Press, 2008. v. 1p. 107–146.
- WINEMILLER, K. O.; AKIN, S.; ZEUG, S. C. Production sources and food web structure of a temperate tidal estuary: Integration of dietary and stable isotope data. **Marine Ecology Progress Series**, v. 343, p. 63–76, 2007.
- WINEMILLER, K. O.; JEPSEN, D. B. Effects of seasonality and fish movement on tropical river. **Journal of Fish Biology**, v. 53, p. 267–296, 1998.
- WINEMILLER, K. O.; LAYMAN, C. A. Food web science: moving on the path from abstraction to prediction. In: RUITER, P. C.; WOLTERS, V.; MOORE, J. C. (Eds.). **Dynamic Food Webs: Multispecies Assemblages, Ecosystem Development and Environmental Change**. Amsterdam: Elsevier, 2005.
- WINEMILLER, K.; POLIS, G. **Food webs: what can they tell us about the world?** [s.l.] Springer US, 1996.
- WOODWARD, D. F. et al. Metals-contaminated benthic invertebrates in the Clark Fork River Montana: effects on age-0 brown trout and rainbow trout. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 52, n. 9, p. 1994–2004, set. 1995.
- WOODWARD, G. et al. Sentinel systems on the razor's edge: Effects of warming on Arctic geothermal stream ecosystems. **Global Change Biology**, v. 16, n. 7, p. 1979–1991, 2010.

WOODWARD, G. et al. Resilience of a stream community to extreme climatic events and long-term recovery from a catastrophic flood. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 12, p. 2497–2510, 2015.

XU, J. et al. Variation in stable isotope signatures of seston and a zooplanktivorous fish in a eutrophic Chinese lake. **Hydrobiologia**, v. 541, n. 1, p. 215–220, 2005.

ZANDEN, M. J. VANDER; RASMUSSEN, J. B. Variation in  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies. **Limnology and Oceanography**, v. 46, n. 8, p. 2061–2066, 2001.

ZENI, J. O.; CASATTI, L. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 726, n. 1, p. 259–270, 2014.

APÊNDICE A: Médias das variáveis ambientais mensuradas em 20 riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Temp (Temperatura), OD (Oxigênio Dissolvido), Cond (Condutividade), L(Largura), FT (Fósforo Total), NT (Nitrogênio Total), ST (Sólidos Totais e, Prof (Profundidade). Os riachos foram enumerados de acordo com a classificação crescente de porcentagem de dossel. As duas últimas letras da sigla de cada riacho se refere ao seu código nominal e as duas primeiras letras à sua respectiva bacia hidrográfica

Riachos	Número do riacho	pH	Temp (°C)	OD (mg/L)	Cond (µS/cm)	L (m)	FT (µmol/L)	NT (µmol/L)	Turbidez (NTU)	ST (g)	Métrica de uso do solo		Dossel (%)	Prof (cm)	Vel (m/s)
											Pasto	Floresta			
SJPL	1	7,68	20,77	8,58	25,93	6,43	0,087	23,56	0,58	0,0027	90,54	9,46	1,00	17,84	0,17
SJQL	2	7,59	20,23	8,51	24,57	6,40	0,072	42,58	0,48	0,0013	74,83	25,17	1,00	16,08	0,28
RPMS	3	6,55	23,23	7,43	36,93	2,83	0,043	8,56	1,59	0,0100	61,28	25,74	2,22	12,91	0,03
SJIB	4	7,13	19,23	8,64	22,77	2,90	0,180	30,45	0,38	0,0038	19,87	80,13	6,68	12,64	0,13
RPFD	5	6,51	17,53	7,51	18,20	3,60	0,033	10,95	2,71	0,0036	98,57	1,43	10,33	17,61	0,04
MECA	6	6,76	18,35	8,75	17,32	4,56	0,003	30,07	2,99	0,0020	100	0	17,42	19,29	0,51
MECM	7	5,00	16,10	8,85	11,49	2,83	0,001	18,61	4,29	0,0003	94,15	5,85	46,66	16,98	0,27
MEST	8	6,50	15,77	8,75	13,30	4,38	0,006	25,81	3,94	0,0031	14,20	85,78	46,66	15,46	0,39
MEBO	9	5,00	17,03	8,16	18,81	3,60	0,007	47,73	10,60	0,0064	36,61	63,39	47,17	14,75	0,19
MEBV	10	6,42	15,23	8,90	15,18	5,11	0,003	39,22	15,10	0,0109	33,33	66,67	59,17	20,44	0,18
GMPB	11	7,25	18,70	8,18	16,97	8,30	0,047	17,72	0,23	0,0165	0,92	91,21	61,00	28,37	0,26
MESA	12	5,00	16,03	8,41	11,22	6,76	0,003	22,27	8,92	0,0094	7,90	92,04	61,35	20,25	0,10
MESP	13	5,50	17,08	8,12	33,08	4,06	0,003	94,45	27,10	0,0106	97,75	2,25	63,75	14,48	0,14
METO	14	5,00	18,07	8,68	10,98	4,41	0,003	12,32	8,23	0,0059	19,87	80,13	66,11	18,58	0,28
SJTQ	15	7,00	18,50	8,93	22,20	5,73	0,173	28,46	0,80	0,0020	7,92	88,70	67,56	19,77	0,17
SJPR	16	7,40	17,23	9,28	13,43	8,23	0,226	32,45	0,23	0,0001	0	100	87,33	14,96	0,13
RPBG	17	6,26	18,33	7,41	28,77	2,67	0,034	10,25	0,88	0,0012	17,92	82	89,44	11,50	0,32
SJRN	18	7,44	18,27	8,89	16,13	4,30	0,685	25,45	0,20	0,0004	0,76	99,24	91,00	43,93	0,42
GMJA	19	9,77	17,40	8,64	18,70	10,51	0,031	13,26	0,44	0,0002	0	100	93,87	17,64	0,55
GMRM	20	9,51	18,07	8,42	22,80	5,47	0,023	18,75	0,34	0,0054	1,00	100	99,13	17,12	0,36





Ordem/Família/Espécie	MECA	MECM	MEST	METO	MEBV	MEBO	RPBG	RPFD	RPMS	GMPB	GMJA	GMRM	SJIB	SJRN	SJPL	SJPR	SJQL	MESA	MESP	SJTQ
Siluriformes																				
Callichthyidae																				
<i>Scleromystax barbatus</i>		X				X	X												X	
Heptapteridae																				
<i>Pimelodella lateristriga</i>															X		X			X
<i>Rhamdia quelen</i>						X	X										X		X	
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>	X	X	X	X	X	X				X	X	X		X		X		X	X	X
Loricariidae																				
<i>Ancistrus multispinis</i>													X	X	X					X
<i>Neoplecostomus microps</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						X	X	
<i>Pareiorharphis garbei</i>	X		X		X									X		X		X		X
<i>Pareiorhina brachyrhyncha</i>							X													
<i>Rineloricaria sp1</i>							X													
<i>Rineloricaria sp2</i>							X													
<i>Schizolecis guntheri</i>	X	X	X	X	X	X				X			X		X		X	X	X	X
Trichomycteridae																				
<i>Acentronichthys leptos</i>		X																		
<i>Eigenmannia virescens</i>													X							
<i>Trichomycterus cf. immaculatus</i>										X	X									
<i>Trichomycterus gr. Zonatus</i>	X				X		X	X	X	X	X	X								
<i>Trichomycterus gr. Brasiliensis</i>							X	X	X											
<i>Trichomycterus sp</i>													X	X	X	X	X			X

APÊNDICE C: Classificação de 29 espécies em guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica, na análise do Capítulo 1

Espécie	Detritívoros	Detritívoros-insetívoros	Insetívoros	Onívoros	Piscívoros
<i>Acentronichthys leptos</i>			X		
<i>Ancistrus multispinis</i>	X				
<i>Astyanax spp</i>				X	
<i>Awaous tajasica</i>		X			
<i>Bryconamericus ornaticeps</i>			X		
<i>Characidium vidali</i>			X		
<i>Eigenmannia virescens</i>			X		
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X				
<i>Gymnotus pantherinus</i>			X		
<i>Hoplias malabaricus</i>					X
<i>Mimagoniates microlepis</i>			X		
<i>Neoplecostomus microps</i>		X			
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			X		
<i>Pareiorharphis garbei</i>	X				
<i>Pareiorhina brachyrhyncha</i>	X				
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		X			
<i>Phalloceros harpagos</i>		X			
<i>Phalloceros leptokeras</i>		X			
<i>Pimelodella lateristriga</i>		X			
<i>Rhamdia quelen</i>				X	
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>			X		
<i>Rineloricaria sp1</i>	X				
<i>Rineloricaria sp2</i>	X				
<i>Schizolecis guntheri</i>	X				
<i>Scleromystax barbatus</i>			X		
<i>Trichomycterus cf. immaculatus</i>			X		
<i>Trichomycterus gr. zonatus</i>			X		
<i>Trichomycterus gr. brasiliensis</i>			X		
<i>Tricomyscterus sp</i>			X		

APÊNDICE D: Classificação de 29 espécies em guildas tróficas de 20 riachos de Mata Atlântica, na análise do Capítulo 3

<b>Espécie</b>	<b>Detritívoros</b>	<b>Detritívoros- insetívoros</b>	<b>Insetívoros</b>	<b>Onívoros</b>	<b>Piscívoros</b>
<i>Acentronichthys leptos</i>			X		
<i>Ancistrus multispinis</i>	X				
<i>Astyanax spp</i>				X	
<i>Awaous tajasica</i>		X			
<i>Bryconamericus ornaticeps</i>			X		
<i>Characidium vidali</i>			X		
<i>Eigenmannia virescens</i>			X		
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X				
<i>Gymnotus pantherinus</i>				X	
<i>Hoplias malabaricus</i>					X
<i>Mimagoniates microlepis</i>				X	
<i>Neoplecostomus microps</i>		X			
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			X		
<i>Pareiorharphis garbei</i>	X				
<i>Pareiorhina brachyrhyncha</i>	X				
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		X			
<i>Phalloceros harpagos</i>		X			
<i>Phalloceros leptokeras</i>		X			
<i>Pimelodella lateristriga</i>	X				
<i>Rhamdia quelen</i>				X	
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>				X	
<i>Rineloricaria sp1</i>	X				
<i>Rineloricaria sp2</i>	X				
<i>Schizolecis guntheri</i>	X				
<i>Scleromystax barbatus</i>			X		
<i>Trichomycterus cf. immaculatus</i>			X		
<i>Trichomycterus gr. zonatus</i>			X		
<i>Trichomycterus gr. Brasiliensis</i>			X		
<i>Trichomycterus sp</i>			X		

APÊNDICE E: Proporção dos itens consumidos em cada riacho por quatro guildas tróficas de peixes, coletadas em 20 riachos de Mata Atlântica, no Estado do Rio de Janeiro (RJ). Classificação utilizada pelas análises do Capítulo 3 e Capítulo 4

DETRITÍVOROS	ALGAE	DETRITO	FOLHIÇO	MVA	P	PALO	PC	PCALO	PERIFITON	RI	RIALO	RIAUTO	SAUTO	ESC	SED
RPBG	29,39	33,33					3,20		33,97			0,11			
MEBO	0,01	93,72					0,20		0,03	0,01					6,03
MEBV	0,01	93,97	<0,01			<0,01	1,06		0,05			<0,01	0,21		4,69
MECA		89,79	9,98				0,23								
MECM	<0,01	90,83							4,81						4,35
SJIB	2,89	93,88					0,06		2,17			0,03			0,96
GMPB	1,29	88,01					0,02			0,02					10,65
SJPL		64,15	12,29		0,01		3,75	0,79		2,50	0,16	6,61	0,31	1,88	7,56
SJPR		94,11	0,05				0,88			4,54				0,38	0,05
SJQL	21,17	49,79	2,23		4,46		1,61			14,49		0,06		4,52	1,67
SJRN	<0,01	59,06		0,14	0,01		1,55		38,21	0,89		0,14			
MESA	0,12	47,35	0,01			2,17	0,50		49,63			<0,01			0,22
MESP	0,23	94,39	0,10			0,00	0,02		1,41			<0,01			3,86
SJTQ		97,34		0,17			0,54	1,95							
METO	0,25	94,70	0,01			4,34	0,01	0,00	0,25			<0,01			0,44

INSETÍVOROS	ALGAE	DETRITO	PEIXE	FOLHIÇO	MVA	P	PALO	PC	PCALO	RI	RIALO	RIAUTO	CRUS	SAUTO	SED	ZOO
RPBG		24,81		3,26		3,30		12,32		16,35		0,49		0,01	39,45	
MEBO		0,10				0,79	6,05	57,60	15,80	10,15		8,27			1,23	<0,01
MECA		0,01		0,42		1,72		68,38		1,56	0,24	21,63		5,90	0,14	
MECM		1,62		0,87		0,23		89,64	3,65	0,20		3,07			0,72	
RPF	5,71	21,29	24,42	4,42	0,041	2,77		28,20	0,10	12,61		0,11			0,33	
SJIB	0,34	10,33	6,43	1,82		0,38		56,55		12,98			5,98	4,24	0,96	
GMJA		0,79		0,85		6,46		33,79		57,85	0,04	0,22				
RPMS		4,53	1,26	0,25		6,79		71,53		6,04		3,20		6,41		
GMPB	0,13	3,93		1,58		7,90		60,09	0,83	20,62		1,82			3,10	

INSETÍVOROS	ALGAE	DETRITO	PEIXE	FOLHIÇO	MVA	P	PALO	PC	PCALO	RI	RIALO	RIAUTO	CRUS	SAUTO	SED	ZOO
SJPL		0,28		4,51		0,04		38,65		21,45		6,25		28,83	0	
SJPR	0,55	3,97		1,83				57,91	0,11	12,36		23,17			0,11	
SJQL		6,82		6,90		0,70		59,75		10,74		7,93	1,09		6,07	
GMRM		0,23				20		59,77				20,00				
SJRN		17,79						50,18		32,03						
MESA						23,19		56,12		0,09		3,90		16,70		
MESP		9,57		0,28	0,10	<0,01	0,19	15,52	0,06	54,85		19,36				0,06
SJTQ		2,28		0,19		8,63		51,35		12,33		0,01			25,21	
METO		8,40		0,56		0,56		80,96		2,24		7,28				

DETRITÍVOROS- INSETÍVOROS	ALGAE	DETRITO	FOLHIÇO	MVA	P	PC	PCALO	PERIFITON	RI	RIALO	RIAUTO	SAUTO	SED	ZOO
RPBG		35,79				64,01							0,20	
MEBO		25,87	3,16		0,11	60,13	1,26		0,07		6,85		2,55	
MEBV		39,25			7,81	47,76			0,49		4,69			
MECA	0,45	30,56	7,72	14,44	0,02	43,58			0,09		2,94	0,21		
MECM		4,71	1,57			35,32			9,42		48,98			
RPFD	60,85	29,99	1,11	2,86		4,24	0,01		0,95		<0,01			
SJIB	0,00	59,63				25,26		14,91	0,21					
GMJA		0,49	0,72		37,31	61,39			0,09					
RPMS		3,18	0,07		0,10	78,12		16,12	1,99		<0,01	0,40	0,03	
GMPB		21,96		0,14	0,55	76,39						0,96		
SJPL	10,72	68,78			1,59	17,86			1,06					
GMRM		35,09	0,28	0,08	1,42	63,13								
MEST		17,66	3,21	4,82		61,40			12,04		0,88			
MESA		8,83	1,92	2,41	0,29	45,98			8,98		0,44		31,15	
MESP		7,42	0,00		<0,01	92,42			<0,01	0,02	0,13			<0,01
METO		41,47	1,17		0,31	39,06			8,23	0	0,15	0,01	9,59	

ONÍVOROS	ALGAE	DETRITO	PEIXE	FOLHIÇO	MVA	P	PALO	PC	PCALO	RI	RIALO	RIAUTO	SALO	CRUS	SAUTO	ESC	SED
RFBG		0,88	2,31	3,47		13,84		9,40	12,19	53,11	4,16	0,10			0,31	0,23	
MEBO	0,12	2,17		7,98		27,44		9,99		7,24	<0,01	24,73		19,78	0,54		
MEBV		0,36		8,01	0,17	1,22		31,20		55,51		2,38		0,71	0,27		0,17
MECA		0,32		8,38	0,40	15,85		11,68	0,01	14,82		1,09		47,42	0,04		
MECM		6,12	0,05	0,25	0,00	8,05		4,76	12,35	51,19		0,58		0,10	15,51	0,01	1,04
SJIB		4,43		7,71		0,66		2,14	2,30	8,30							74,46
GMJA		8,09		14,97				21,11	0,13	18,88					36,81		
GMPB				7,54		48,18	0,09	3,04	1,12	0,14		4,05		0,09			35,75
SJPL	0,06	3,46		91,78		0,32		1,42		2,62							0,33
SJPR	11,50	4,71		0,39	0,21	2,28		23,83	31,65	0,54	5,03	19,85					
SJQL	0,10	26,04		59,79	5,62	0,34		3,28	0,37	3,04	0,25						1,16
GMRM		88,89	1,85		1,39	0,58		2,20		2,78		0,46	1,85				
SJRN		0,48		36,37	3,67	1,60		13,22	3,75	0,51	0,41	29,69				0,48	9,81
MEST		3,17		3,65		4,59	0,22	28,13	7,87	37,35	0,22	11,28	0,15		3,38		
MESA	0,17	2,56		5,86	0,01	24,58		26,65	<0,01	32,71		5,07		2,30			0,09
MESP		1,31		26,74		33,19		0,22		24,36	10,02	0,22			3,90		0,03
SJTQ				0,27	40,38	4,23	4,35	24,43	5,86	5,11	0,14	0,25		0,24	13,76	0,04	0,94
METO			28,64	0,93		4,52		16,05		42,30		3,35		0,20	1,90		2,11

P= inseto secundário aquático; PALO= inseto secundário alóctone; PC= inseto primário aquático; RI= restos de insetos; RIAUTO= Restos de insetos autóctone, RIALO= Restos de insetos alóctones, Detrito= mistura de sedimento, material orgânico amorfo e algumas diatomáceas, Perifiton=sedimento com grande percentagem de diatomáceas; SAUTO= insetos cortadores autóctones; SALO= insetos cortadores alóctones; ALGAE= Algas filamentosas, MVA= Macrofitas, CRUS= Crustaceos; ESC= Escamas de peixes; SED= Sedimento.