

Universidade Federal de São Carlos
Centro de Ciências Biológicas e Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos
Naturais

**Modelagem da estrutura trófica da comunidade biótica de
uma bacia costeira em Bertioga – SP**

Victoria Pinheiro Gonçalves da Silva

São Carlos – SP
Agosto de 2022

Modelagem da estrutura trófica da comunidade biótica de uma bacia costeira em Bertioga – SP

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutora em Ciências, área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret.

**São Carlos – SP
Agosto de 2022**



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Victoria Pinheiro Gonçalves da Silva, realizada em 29/08/2022.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret (UFSCar)

Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura (UFSCar)

Prof. Dr. Reinaldo José de Castro (UFSCar)

Prof. Dr. João Alberto Paschoa dos Santos (UNISANTA)

Prof. Dr. Carlos Eduardo Matheus (USP)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. INTRODUÇÃO | 11 |
| 2. OBJETIVO | 15 |
| 2.1 Objetivos específicos | 16 |
| 3. HIPÓTESE | 15 |
| 4. MATERIAL E MÉTODOS | 17 |
| 4.1 Área de estudo | 17 |
| 4.2 Coleta de dados | 24 |
| 4.2.1 Dados abióticos | 24 |
| 4.2.1 Dados bióticos | 24 |
| 4.3 Modelos Ecopath | 26 |
| 4.4 Análise de dados | 30 |
| 4.4.1 Análise Anual | 30 |
| 4.4.2 Análise Sazonal | 30 |
| 5. RESULTADOS | 32 |
| 5.1 Análise Anual | 32 |
| 5.4 Análise Sazonal | 44 |
| 6. DISCUSSÃO | 48 |
| 7. CONCLUSÕES | 60 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 61 |
| APÊNDICES | 75 |

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret, por todos esses anos de orientação, por estar disposto a sanar minhas dúvidas, por auxiliar com sugestões relevantes para a realização do trabalho e por sempre me incentivar a expandir meus horizontes.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Angelini, pela disponibilidade e paciência de me ensinar a utilizar o programa *Ecopath with Ecosim* e por ajudar na parte estatística do trabalho.

À Prof.^a Dr.^a Evelise Nunes Fragoso de Moura, por me acompanhar durante toda a jornada acadêmica, por sempre ajudar dando sugestões para melhorar o trabalho e por todas as horas de laboratório compartilhadas.

Ao Prof. Dr. Reinaldo José de Castro, por ajudar com comentários relevantes durante a elaboração deste trabalho, especialmente na parte estatística.

Ao Prof. Dr. João Alberto Paschoa dos Santos, por idealizar e realizar o projeto ao qual a tese está integrada, por todo o conhecimento compartilhado durante esses anos, pelas conversas e caronas durante as viagens a São Carlos e por ser um grande amigo.

Ao técnico de laboratório Claudinei Arcanjo de Oliveira, pelo auxílio fornecido no laboratório e pelas conversas também.

Aos colegas do antigo Laboratório de Peixes Continentais, por todo o empenho nas saídas de campo e pelas conversas e risadas compartilhadas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, por todo o suporte fornecido.

Ao Departamento de Hidrobiologia, pela estrutura fornecida para a realização do trabalho.

Ao Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) por disponibilizar os dados climatológicos.

À minha mãe, Wanda Pinheiro Gonçalves, pelo seu amor incondicional, sua paciência comigo, constante apoio durante toda a minha jornada acadêmica e por ser meu ponto de segurança em momentos de crise.

Ao meu pai, Paulo Francisco da Silva, pelo seu amor e apoio constantes nos meus estudos, seja por me ajudar com livros de que precisava, por compartilhar reportagens relacionadas ao meu trabalho ou mesmo pelas conversas.

À minha tia Celinha, que abriu um espaço na sua agenda apertada para me ajudar a revisar o texto da tese.

À minha família, por me apoiar, por estar constantemente curiosa sobre o andamento do trabalho, apesar de nem sempre entender exatamente o que eu faço, e por marcar os eventos familiares nos finais de semana em que estaria presente em Santos.

Aos meus amigos de longa data, por compreenderem minha ausência nas saídas do grupo e, apesar de não nos vermos com tanta frequência quanto antigamente, ainda estão presentes nos momentos mais importantes e difíceis.

À todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Pluviosidade (mm) e temperatura do ar (°C) registradas mensalmente ao longo do período de coleta em Bertioiga (SP). Fonte: cemaden.gov.br. 18
- Figura 2** – Mapa da área de estudo no município de Bertioiga (SP). Os pontos em amarelo indicam os locais de coleta. PERB: Parque Estadual Restinga de Bertioiga. PESM: Parque Estadual Serra do Mar. Fonte: SANTOS, 2019. 19
- Figura 3** – Características estruturais do trecho montante (A) e médio (B) no riacho 11 e do trecho à jusante (C) no riacho 10. Fotos: João Alberto Paschoa dos Santos..... 21
- Figura 4** – Caracterização de um riacho de água clara, trecho médio do riacho 4 (A), e de um riacho de água escura, trecho jusante do riacho 1 (B). Fotos: João Alberto Paschoa dos Santos (A) e autoria própria (B).....23
- Figura 5** – Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais dos 11 riachos costeiros (os círculos pretos representam os riachos de água clara e os quadrados pretos representam os riachos de água escura) em Bertioiga (SP). Legenda: T.A. – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; Cond. – condutividade; L. – largura; P. – profundidade; C.V. – cobertura vegetal; Mata. – matacão; S/L – silte/lama. 34
- Figura 6** – Análise de agrupamento com a presença/ausência das espécies coletadas nos 11 riachos costeiros em Bertioiga (SP)..... 37
- Figura 7** – Curvas de rarefação das espécies subamostradas nos 11 riachos costeiros em Bertioiga (SP). Legenda: A – *Phalloceros harpagos*; B – *Mimagoniates microlepis*; C – *Deuterodon iguape*; D – *Kronichthys heylandi*. 38
- Figura 8** – Análise de Redundância (RDA) dos parâmetros ecossistêmicos (vetores azuis) e variáveis ambientais (vetores vermelhos), onde os círculos pretos representam os riachos de água clara e os quadrados pretos representam os riachos de água escura, com os 11 riachos costeiros em Bertioiga (SP). B.T.: biomassa total; I.C.: Índice de Conectância; H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH: número de caminhos; OVER: *overhead*; FINN: Índice de Ciclagem de Finn; P.: profundidade; S/L: silte/lama; L.: largura; O.D.: oxigênio dissolvido; Casc.: cascalho. 43
- Figura 9** - Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais sazonal, onde os símbolos em azul representam o período úmido e os símbolos em vermelho representam o período seco, dos 11 riachos costeiros (os círculos representam os riachos de água clara e os quadrados representam os riachos de água escura) em Bertioiga (SP). Legenda: T.A. – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; Cond. – condutividade; L. – largura; P. – profundidade; C.V. – cobertura vegetal; S/L – silte/lama..... 44
- Figura 10** - Análise de Componentes Principais (PCA) com os parâmetros ecossistêmicos sazonais, onde os símbolos em azul representam o período úmido e os símbolos em vermelho representam o período seco, dos 11 riachos costeiros (os círculos representam os riachos de água clara e os quadrados representam os riachos de água escura) em Bertioiga (SP). Legenda: B.T.- biomassa total; I.C. – Índice de Conectância; H' – Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH – número de caminhos; NT – nível trófico; FINN – Índice de Ciclagem de Finn..... 46
- Figura 11** – Teia trófica com os fluxos sazonais no riacho 6, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, dos 11 riachos costeiros em Bertioiga (S)..... 48

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 – Valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas e estruturais registradas nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: Temp. Água – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; Cober. Vegetal – cobertura vegetal. | 33 |
| Tabela 2 – Lista taxonômica das espécies de peixes coletadas, com suas respectivas abundâncias, nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: a – espécies de ocorrência exclusiva em riachos de água clara; b – espécies de ocorrência exclusiva em riachos de água escura. | 36 |
| Tabela 3 – Hábito alimentar dos peixes coletados nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: * - hábito alimentar retirado da literatura devido ao baixo número de exemplares (TEIXEIRA, 1994; FERREIRA & CASATTI, 2006). | 41 |
| Tabela 4 - Parâmetros ecossistêmicos com valores anuais relacionados à complexidade de habitats nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). B.T.: biomassa total; I.C.: Índice de Conectância; H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH: número de caminhos; OVER: <i>overhead</i> ; FINN: Índice de Ciclagem de Finn. | 42 |
| Tabela 5 – Parâmetros ecossistêmicos com valores sazonais, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, relacionados à complexidade de habitats nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). B.T.: biomassa total; I.C.: Índice de Conectância; H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH: número de caminhos; OVER: <i>overhead</i> ; FINN: Índice de Ciclagem de Finn. *: indica diferença significativa entre os conjuntos de dados. | 45 |
| Tabela 6 – Índice de Espécie-Chave sazonal, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). | 47 |

RESUMO

As características ambientais e as relações tróficas em riachos de Mata Atlântica podem interferir sobre as teias alimentares da ictiofauna que, além da oscilação sazonal no ciclo hídrico, podem afetar a estruturação da comunidade. O objetivo do trabalho foi verificar a influência das variáveis estruturais e limnológicas, dos padrões de desenvolvimento dos ecossistemas e do ciclo hídrico sobre as teias tróficas em 11 riachos costeiros no período de um ano em Bertioga (SP). As coletas ocorreram mensalmente entre maio de 2016 e abril de 2017, com um aparelho de pesca elétrica. Uma triagem e biometria foi feita com os exemplares capturados para posterior dissecação e fixação dos estômagos. Um modelo matemático foi confeccionado para cada riacho no *Ecopath with Ecosim*. As análises anuais foram constituídas de uma Análise de Componentes Principais (PCA) com os dados ambientais para verificar diferenças estruturais e limnológicas entre os riachos, em seguida, um agrupamento com presença/ausência das espécies para observar padrões de distribuição, e uma Análise de Redundância (RDA) com os dados ambientais e os parâmetros ecossistêmicos para identificar a influência das variáveis sobre as teias tróficas. As análises sazonais foram constituídas de uma PCA para observar a ocorrência da sazonalidade sobre os dados ambientais, em seguida, foi aplicado um Teste-t para verificar diferenças estatísticas entre os períodos úmido e seco com os atributos mensurados, onde posteriormente esses atributos foram plotados em uma PCA para observar sazonalidade entre os riachos, e um Índice de Espécie-Chave para identificar a espécie central da teia trófica. As características ambientais, como a largura, profundidade, vazão, tipo de substrato, oxigênio dissolvido e pH, diferenciaram entre os riachos de água clara e escura, e no padrão de distribuição da ictiofauna também. Os atributos ecossistêmicos influenciaram as teias tróficas dos riachos, sendo que os ambientes estudados são estáveis com um certo grau de resiliência, porém, ainda em processo de desenvolvimento ecossistêmico. A ausência da variação sazonal dos dados ambientais e alguns atributos ecossistêmicos se deve às constantes chuvas na região e à presença de uma mata ciliar densa em torno dos canais, o que pode ter favorecido um aumento na disponibilidade de itens alimentares contribuindo para o encurtamento das cadeias tróficas. Os efeitos *top-down* e *wasp-waist* foram observados nos ecossistemas da região, variando entre os riachos e, em alguns casos, sazonalmente também.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Ictiofauna; *Ecopath with Ecosim*; Neotropical; Dieta; Hábito alimentar; Teias tróficas.

ABSTRACT

Environmental characteristics and trophic relationships in streams of the Atlantic Forest can interfere the ichthyofauna's food webs which, in addition to a seasonal oscillation in the water cycle, can affect the structuring of the community. The objective of the work was to verify the influence of structural and limnological variables, ecosystem development patterns and the water cycle on food webs in 11 coastal streams in a one-year period in Bertioga (SP). The samplings took place monthly between may 2016 and april 2017, with an electric fishing device. A taxonomic sorting and biometry were performed with the captured specimens for a later dissection and fixation of the stomachs. A mathematical model was created for each stream in Ecopath with Ecosim. The annual analyzes consisted of a Principal Component Analysis (PCA) with environmental data to verify structural and limnological differences between streams, then a grouping with presence/absence of species to observe distribution patterns, and a Redundancy Analysis (RDA) with environmental data and ecosystem parameters to identify the influence of variables on food webs. The seasonal analyzes consisted of a PCA to observe the occurrence of seasonality on the environmental data, then a t-test was applied to verify statistical differences between the wet and dry periods with the measured attributes, where these attributes were later plotted in a PCA to observe seasonality between streams, and a Key Species Index to identify the central species of the food webs. Environmental characteristics, such as width, depth, flow, substrate, dissolved oxygen and pH, differentiated between the clear and blackwater streams, and in the distribution pattern of the ichthyofauna as well. The ecosystem attributes influenced the trophic webs of the streams, and the studied environments are stable with a certain degree of resilience, however, still in the process of ecosystem development. The absence of seasonal variation in environmental data and some of the ecosystem attributes is due to the constant rainfall in the region and the presence of dense riparian forest around the channels, which may have favored an increase in the availability of food items, contributing to the shortening of the trophic chains. Top-down and wasp-waist effects were observed in ecosystems in the region, varying between streams and, in some cases, seasonally as well.

Key-words: Atlantic Rainforest; Ichthyofauna; Ecopath with Ecosim; Neotropical; Diet; Feeding habit; Trophic webs.

1. INTRODUÇÃO

As águas continentais da região Neotropical detêm uma grande variedade em sua fauna, pois abrigam mais de 9.100 espécies de peixes, número que compreende cerca de 27% da diversidade mundial de ictiofauna (KAVALCO & PAZZA, 2007; REIS *et al.*, 2016). Tal riqueza é consequência da grande variedade de habitats na região, que vão desde os desertos chilenos e peruanos até as florestas tropicais densas no norte da América do Sul e Central, além das fronteiras entre esses ambientes, que criam habitats únicos formando regiões de transição (MENIN, 2007). Os eventos climáticos também são fatores históricos importantes que contribuíram para a diversificação da biota, dado que a redução e a fragmentação dos biomas tropicais durante o último resfriamento global (Era Cenozóica), colaboraram para que houvesse um isolamento e consequente especiação, resultando na grande variedade biológica neotropical (CLARAMUNT & CRACRAFT, 2015; REIS *et al.*, 2016; MENIN, *op. cit.*).

O bioma de Mata Atlântica apresenta grande diversidade e alta taxa de endemismo, sendo considerado um dos *hotspots* de conservação mais importantes no mundo (MYERS *et al.*, 2000; MITTERMEIER *et al.*, 2004). A mata atlântica é composta por diferentes ecossistemas que vão desde as formações florestais, como as florestas de araucária e a floresta ombrófila densa, até os ecossistemas associados, como manguezais, campos de altitude e matas de restinga (MMA, 2022). O bioma ocupava, originalmente, uma área que se estendia do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul; entretanto, por ser uma região próxima a grandes centros urbanos, foi perdendo espaço para atividades econômicas de exploração no país (MIRANDA, 2012). A maior parte dos fragmentos de Mata Atlântica original encontram-se nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, mais especificamente no estado de São Paulo (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003; MENEZES *et al.*, 2007).

A hidrografia do estado de São Paulo é formada por quatro bacias: Alto Paraná, Paraíba do Sul, Ribeira de Iguape e Litorânea, esta última composta por um conjunto de pequenas drenagens independentes que deságuam diretamente no oceano Atlântico (OYAKAWA & MENEZES, 2011). Os rios que compõem esta bacia possuem pouca extensão, pois nascem no topo da Serra do Mar e percorrem um curto caminho até o mar, como é o caso dos rios Itatinga e Itapanhaú, em Bertioga (PARENTE, 2007). O isolamento geográfico dos riachos, em virtude dos meso-habitats de corredeira e cachoeiras formadas pelas nascentes nas altas altitudes da serra, favorecem que os sistemas hidrográficos da

Bacia Litorânea sejam locais aptos a abrigar um alto grau de endemismo de peixes, detendo um predomínio de espécies com estruturas morfológicas adaptadas a esses ambientes (OYAKAWA *et al.*, 2006; MUNIZ *et al.*, 2021). As espécies de pequeno porte do estado de São Paulo ocupam, possivelmente, cerca de 70% a 80% dos inúmeros riachos e ambientes de cabeceiras que ocorrem na região, das quais possuem uma distribuição restrita e possuem forte dependência da mata ciliar como fonte de recursos alimentares, reprodução e proteção (CASTRO & MENEZES, 1998; OYAKAWA & MENEZES, *op. cit.*).

Os riachos são ecossistemas lóticos compostos por um mosaico de habitats em diferentes escalas, que vão desde o micro e meso-habitat até as bacias hidrográficas, e são resultantes da interação de eventos hidrológicos e geomorfológicos (WOOTTON, 1992; TICKNER *et al.*, 2000; THORP *et al.*, 2006). As características ambientais dos canais, tais como tipo de substrato, vazão da água, vegetação ripária, entre outros, auxiliam na manutenção espacial da diversidade da ictiofauna pois a presença de diferentes habitats permite uma melhor exploração do espaço aumentando, assim, a heterogeneidade desses ambientes (BAZZAZ, 1975; CASATTI *et al.*, 2009; CETRA *et al.*, 2020). Os aspectos limnológicos também são capazes de interferir na distribuição da ictiofauna, tal como ocorre nos riachos de água escura da Mata Atlântica (MENEZES *et al.*, 2007; PAES, 2010; NOBILE, 2015). Estes riachos ocorrem tipicamente em ambientes de mata de restinga e possuem águas mais ácidas com baixa oxigenação quando comparados aos riachos de água clara, que possuem um alto teor de oxigênio dissolvido (FERREIRA, 2007). A hipóxia e a acidez da água são consequência da baixa declividade no relevo das planícies costeiras, que ocasionam uma baixa vazão da água desses riachos gerando, assim, acúmulo de matéria orgânica e substâncias húmicas depositadas no leito dos canais (MENEZES *et al.*, 2007; FERREIRA, 2007). O excesso de matéria orgânica no ambiente aquático pode promover diminuição na concentração de oxigênio e aumento da acidez por conta da oxidação natural do material orgânico, dificultando a ocorrência e o estabelecimento de espécies não adaptadas às condições extremas do ambiente (SALATTI *et al.*, 1983; MENEZES, *et al.*, 2007; KRISTENSEN *et al.*, 2008; FERREIRA *et al.*, 2014).

As chuvas orográficas, comuns no período úmido, ocorrem quando a massa de ar úmida se choca contra regiões montanhosas, o que pode aumentar a instabilidade dos riachos em comparação com ao período seco (BARROS, 2017). A Serra do Mar influencia o ciclo hídrico dos riachos costeiros da Bacia Litorânea, gerando um grande volume de chuva nos meses mais quentes, o que torna comuns eventos de enchentes e trombas

d'água (WINEMILLER *et al.*, 2008; TERASSI & GALVANI, 2017). As variações estruturais e limnológicas ocasionadas pela oscilação da chuva podem interferir na estruturação da comunidade íctia, provocando uma expansão sazonal dos canais, além de carregar uma grande quantidade de matéria orgânica para o ambiente aquático (JUNK, 1980; TEJERINA-GARRO *et al.*, 1998 ; LOWE-McCONNELL, 1999).

A matéria orgânica carregada para dentro do riacho é processada através das diferentes relações tróficas que, em conjunto com a dinâmica populacional e a diversidade de espécies, regulam o fluxo de energia e ciclagem de nutrientes que ocorrem dentro de um ecossistema (VANNOTE *et al.*, 1980; OTTO *et al.*, 2007).

A ecologia trófica utiliza como base a descrição da dieta dos peixes para entender as relações alimentares entre as espécies e o ambiente uma vez que os peixes se alimentam de recursos animais e vegetais, tanto de origem alóctone quanto autóctone (VANNOTE *et al.*, 1980; SABO & GERBER, 2014). O entendimento das relações tróficas permite conhecer a biologia das espécies e compreender a estrutura trófica da comunidade, além de representar os fluxos de energia e os padrões de diversidade no ecossistema (HERRÁN, 1988; THOMPSON *et al.*, 2012).

Um modelo matemático representa um sistema ou um processo que permite descrever, compreender e prever o comportamento de tal sistema (STARFIELD & BLELOCH, 1986; ANGELINI, 1999; ALMEIDA & BRITO, 2005). O uso de modelos que descrevem a teia trófica possibilita avaliar o fluxo de energia entre os compartimentos biológicos, descrever as funções que estes desempenham e avaliar a maturidade do ecossistema (CHRISTENSEN & PAULY, 1993). A modelagem trófica baseia-se, sobretudo, na abordagem ecossistêmica de LINDEMAN (1942), no qual descreve o ecossistema por meio das trocas energéticas entre organismos de diferentes níveis tróficos, sendo que estes são controlados termodinamicamente devido à degradação da energia que ocorre ao passar de um nível trófico para o outro (2ª Lei da Termodinâmica), e de ODUM (1969), que elenca 24 atributos para determinar o estágio de amadurecimento do ecossistema (ANGELINI, *op. cit.*; ODUM, 2001; GUBIANI, 2007). A evolução e o desenvolvimento dos ecossistemas podem ser quantificados através das análises das redes tróficas que utilizam as propriedades emergentes do sistema, uma vez que decorrem de processos autorreguladores e, portanto, são dependentes das inter-relações do ambiente (MÜLLER, 1997; ANGELINI, *op. cit.*; ANGELINI & GOMES, 2008).

O programa *Ecopath with Ecosim* (EwE) foi inicialmente desenvolvido por POLOVINA (1984) com a intenção de estimar a biomassa e o consumo de diferentes componentes de um ecossistema aquático para a gestão pesqueira (ANGELINI & GOMES, 2008; ROSA, 2017). Posteriormente, o programa incorporou as análises de fluxos energéticos entre os compartimentos biológicos do ecossistema de ULANOWICZ (1986), após sugestão de PAULY *et al.* (1987), que viabilizou a construção de modelos “*steady-state*”, ou seja, em estado de equilíbrio nos ecossistemas (ANGELINI & GOMES, *op. cit.*). A base de dados do EwE (EcoBase) conta atualmente com 471 modelos únicos de diferentes áreas do mundo, sendo que 84% representam ecossistemas marinhos, 15%, ecossistemas de água doce e 1%, ecossistemas terrestres (COLLÉTER *et al.*, 2015; ECOBASE, 2022). O número de estudos com modelos matemáticos em ambientes dulcícolas dobrou nas últimas décadas (FETAHI & MENGISTOU, 2007; LIU *et al.*, 2007; DOWNING *et al.*, 2012; COLLÉTER *et al.*, *op. cit.*), entretanto, trabalhos em ambientes lóticos, como rios e riachos, ainda são escassos, especialmente quando se trata de sistemas tropicais que, de acordo com os dados na EcoBase, possuem dois modelos, um no rio Tapajós (CAPITANI *et al.*, 2021) e outro no rio Paraná (ANGELINI & AGOSTINHO, 2005), ambos no Brasil (ROSA, *op. cit.*; ECOBASE, *op. cit.*).

2. HIPÓTESE

A baixa declividade da planície costeira em Bertioga possibilita que a mata de restinga possua riachos de menor área com água mais estagnada promovendo o acúmulo de matéria orgânica e substâncias húmicas no leito dos riachos, o que ocasiona a diminuição na oxigenação e pH da água. A região também abriga largos riachos de água clara, que possuem água corrente e altamente oxigenada. As diferenças estruturais e limnológicas dos riachos, como a correnteza, o tipo de substrato, a presença/ausência de mata ciliar, a oxigenação, o PH, entre outros fatores, influenciam na ocorrência e distribuição da comunidade de peixes.

Logo, as hipóteses a serem testadas na área de estudo são:

- As características ambientais exercem maior influência sobre as teias tróficas nos ecossistemas de Bertioga do que os parâmetros ecossistêmicos;
- Os padrões de desenvolvimento desses sistemas se comportam de maneira similar, apesar das diferenças estruturais e limnológicas dos riachos.

Os peixes dos riachos neotropicais sofrem com a variação hídrica o que pode alterar sazonalmente a oferta dos recursos alimentares na região, logo, o ciclo hídrico também interfere na estruturação das comunidades devido ao grande volume de água e de matéria orgânica carregadas para os riachos, principalmente nos meses úmidos, aumentando a disponibilidade de itens alimentares. As cadeias tróficas nestes ambientes tendem a ser parcimoniosas, pois estão sujeitas a distúrbios frequentes, como as chuvas, e, devido à grande variabilidade, os peixes neotropicais possuem uma ampla plasticidade trófica.

Assim, considerando a influência do clima ao longo do ano na área de estudo, as hipóteses a serem testadas são:

- No período úmido há um encurtamento da cadeia trófica devido à maior disponibilidade de recursos alimentares para os organismos aquáticos;
- A maior disponibilidade destes recursos alimentares promove um mecanismo de controle com o efeito *top-down* nos riachos.

3. OBJETIVO GERAL

O objetivo deste trabalho foi verificar a influência das características ambientais estrutural e limnológica, e dos padrões de desenvolvimento dos ecossistemas sobre as teias tróficas e do ciclo hídrico a estruturação da comunidade em 11 riachos costeiros em Bertioga (SP) no período de um ano.

2.1 Objetivos específicos

Os objetivos específicos do trabalho foram:

- Avaliar a ocorrência e a distribuição da ictiofauna nos riachos;
- Analisar a dieta e determinar o hábito alimentar da comunidade íctica nos riachos;
- Descrever as teias tróficas nos ecossistemas, tanto anualmente quanto sazonalmente;
- Identificar as espécies-chave e o tipo de mecanismo regulador dos ecossistemas;
- Determinar o estágio de amadurecimento dos ecossistemas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

A área de estudo está localizada na Baixada Santista, a aproximadamente 113 km da capital do Estado de São Paulo, no município de Bertioga (23° 51' 14'' S, 46° 8' 20'' W). O regime pluvial na região é considerado uns dos mais úmidos do Brasil sendo classificado como tipo Af, tropical com chuvas o ano todo, no qual a pluviosidade anual fica em torno de 3.200 mm sendo mais intensa durante o verão e menos frequente durante o inverno, e temperatura anual média em torno de 24°C (KÖPPEN, 1948 apud GUEDES *et al.*, 2006; SANT'ANNA NETO, 1995; MARTINS *et al.*, 2008; ESTEVES *et al.*, 2019). Os períodos sazonais foram determinados conforme o acumulado de chuva na região (Figura 1), sendo o período úmido representado pelos meses de outubro a março (975,19 mm) e o período seco (584,68 mm) representado pelos meses abril e setembro. A cobertura vegetal do litoral paulista está inserida no bioma de Mata Atlântica e é formada por recortes de Florestas Ombrófilas Densas e Formações Pioneiras, conhecidas como mata de restinga, constituindo uma fitofisionomia típica das planícies litorâneas do estado (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2019). O município de Bertioga possui extensas áreas ocupadas por duas Unidades de Conservação: o Parque Estadual Serra do Mar (PESM) e o Parque Estadual Restinga de Bertioga (PERB), onde ambos desempenham um papel importante na preservação dos recursos naturais da região (HASSLER, 2005; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2019). O PESH abrange desde o Vale do Ribeira até parte do estado do Rio de Janeiro e o litoral do estado de São Paulo, enquanto o PERB está totalmente inserido no município de Bertioga (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2022; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2022). A região dispõe de uma abundante rede hídrica composta por rios, riachos, córregos e cachoeiras, cujas nascentes afloram no alto da Serra do Mar e desaguam diretamente no Oceano Atlântico (BAUER & REJOWSKI, 2003; SABESP, 2015) ou em corpos de maior ordem, como os rios Itapanhaú e Itatinga (SILVA, 2018)

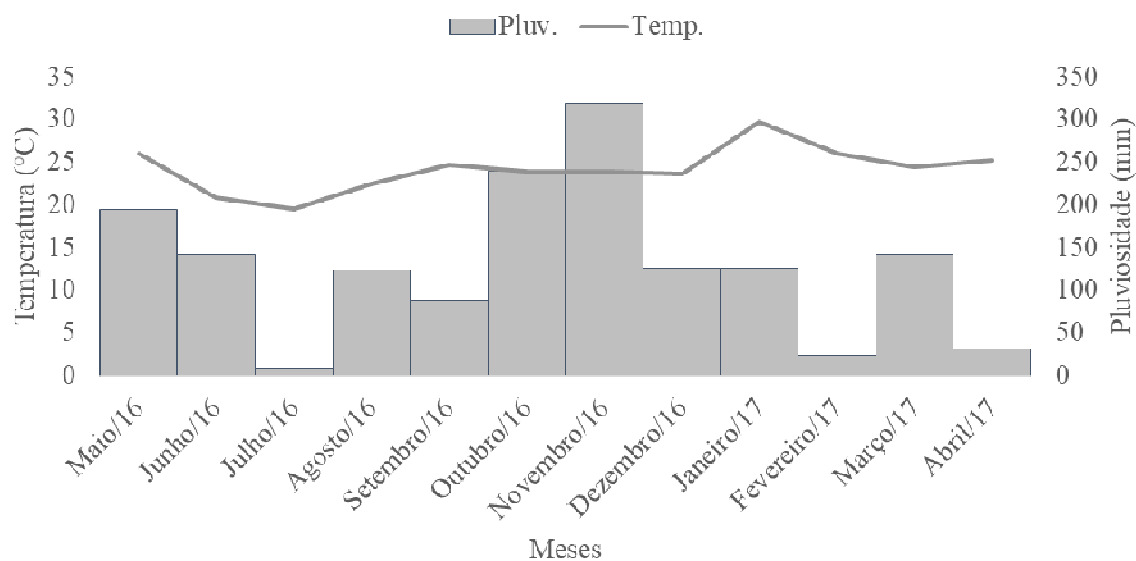


Figura 1 - Pluviosidade (mm) e temperatura do ar (°C) registradas mensalmente ao longo do período de coleta em Bertioga (SP). Fonte: cemaden.gov.br.

O município de Bertioga abriga a Usina Hidrelétrica de Itatinga, que foi construída em 1910, com a finalidade de gerar energia para alimentar o Porto de Santos através da canalização do rio Itatinga (CASTILHO, 2010). Os engenheiros da Companhia Docas de Santos formaram, então, a vila de Itatinga para que os trabalhadores e suas famílias pudessem realizar manutenções na usina (CASTILHO, 2010). A hidrografia da vila é formada pelo rio Itatinga, que pertence à Bacia Hidrográfica do rio Itapanhaú, além de diversos riachos de pequenas ordens (SERRA *et al.*, 2007). A Bacia do rio Itapanhaú possui uma área de drenagem de 395,86 km² e abrange parcialmente os municípios de Biritiba-Mirim, Mogi das Cruzes e Bertioga (CBH-BS, 2009). Esse rio nasce na confluência do rio Sertãozinho e do ribeirão Guacá, com aproximadamente 40 km de extensão, sendo o mais comprido do litoral paulista (SABESP, 2015). Uma coleta piloto realizada entre janeiro e outubro de 2015 identificou 34 riachos de primeira e segunda ordens na área de estudo. Dentre eles, 11 foram selecionados para o presente estudo (Figura 2). As coletas foram realizadas mensalmente entre maio de 2016 e abril de 2017, com exceção do mês de novembro, no qual o grande volume de chuva impossibilitou o acesso aos locais de coleta. As amostragens foram realizadas tanto em riachos de água clara quanto de água escura, devido à região dispor recortes de mata de restinga.

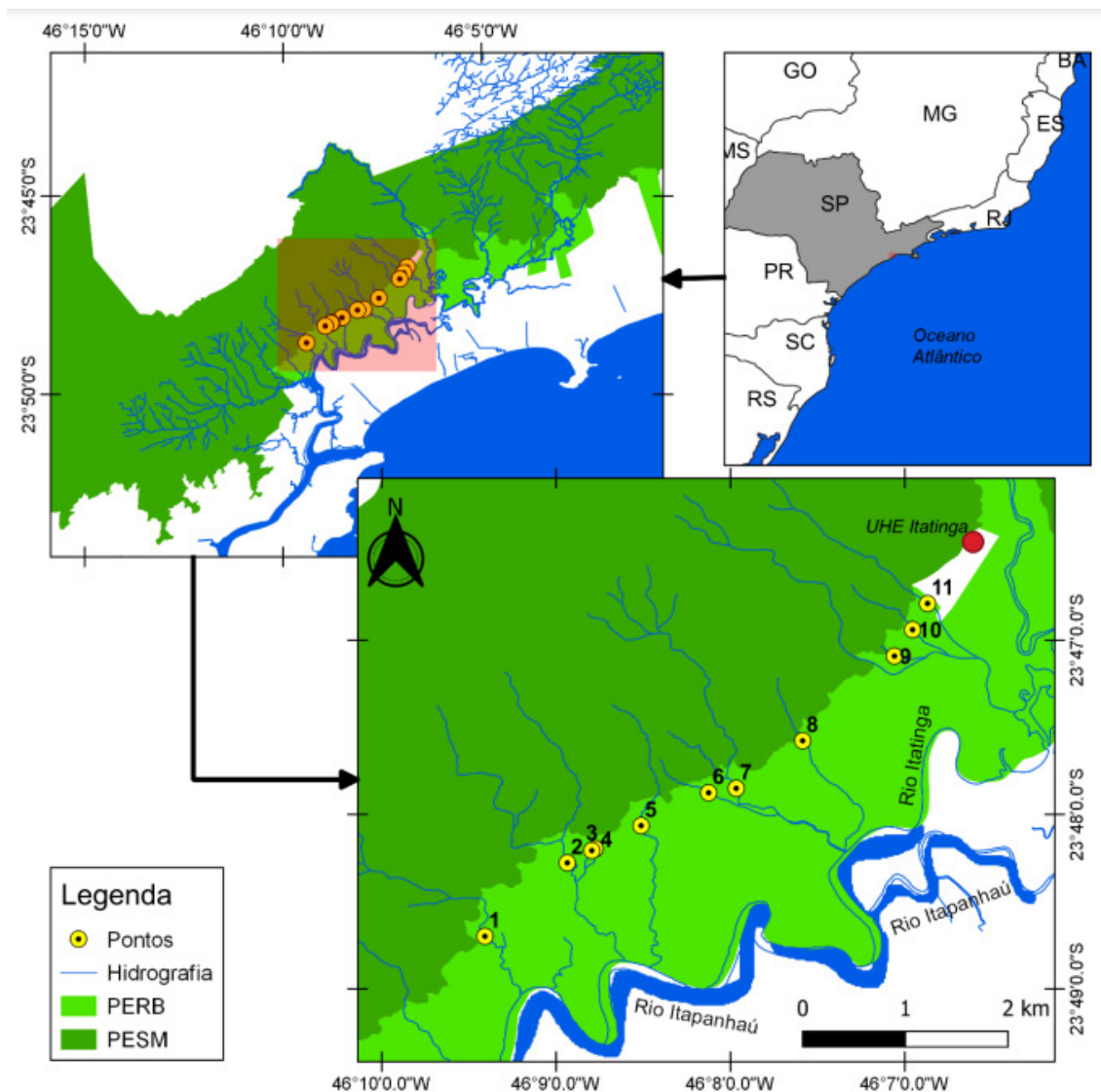


Figura 2 – Mapa da área de estudo no município de Bertioga (SP). Os pontos em amarelo indicam os locais de coleta. PERB: Parque Estadual Restinga de Bertioga. PESM: Parque Estadual Serra do Mar.
Fonte: SANTOS, 2019.

O transporte dos trabalhadores da usina e o acesso aos locais de coleta foi realizado por meio de uma linha férrea de aproximadamente 7 km de extensão, que conecta o porto na margem do rio Itapanhaú até a entrada da usina (CASTILHO, 2010). A vegetação arbórea no entorno foi retirada em cerca de 50 metros para possibilitar a passagem do trem, entretanto, os riachos que cruzam a linha não sofreram interferências, pois pontes foram construídas para a passagem do transporte. Os riachos de água clara foram amostrados em três trechos ao longo do curso d'água, seguindo a presença/ausência de cobertura vegetal. Trecho montante: acima da linha férrea com cobertura vegetal; trecho médio: onde passa a linha férrea sem cobertura vegetal; trecho jusante: abaixo da

linha férrea com cobertura vegetal (Figura 3). Os riachos de água escura foram amostrados em apenas dois trechos, o médio e o jusante, visto que o trecho montante possui uma vegetação altamente densa e fechada, o que impossibilitou o acesso aos locais de coleta. Os trechos em riachos de água clara abrangiam 30 metros de extensão cada, dispondo de uma rede de contenção nas extremidades isolando a área de coleta, enquanto a extensão em riachos de água escura era de apenas 15 metros. A metodologia de captura da ictiofauna foi realizada com um aparelho de pesca elétrica SUSAN 1020N com saída para dois puçás. Foram executadas três passadas sucessivas em cada trecho no sentido contrário à corrente do rio (MAZZONI *et al.*, 2000).



Figura 3 – Características estruturais do trecho montante (A) e médio (B) no riacho 11 e do trecho à jusante (C) no riacho 10. Fotos: João Alberto Paschoa dos Santos.

4.2 Caracterização dos riachos

Os riachos de água clara possuem água cristalina com trechos de água corrente ao longo dos canais (Figura 4A). As margens são caracterizadas pela presença majoritária de vegetação arbustiva e gramíneas nos trechos médio e vegetação arbórea nos trechos montante e jusante dos riachos. A composição dos substratos varia longitudinalmente nos canais com presença de matacão e seixo, principalmente nos trechos montante, e sedimentos de menor diâmetro nos trechos médio e jusante.

Os riachos de água escura, ou riachos de mata de restinga, possuem uma coloração avermelhada com água menos corrente (Figura 4B). A vegetação marginal nesses riachos é similar ao dos riachos de água clara, apresentando gramíneas nas margens nos trechos médio e vegetação arbórea nos trechos jusante. O leito nos riachos de água escura foi predominantemente composto por substratos finos, como silte e lama.

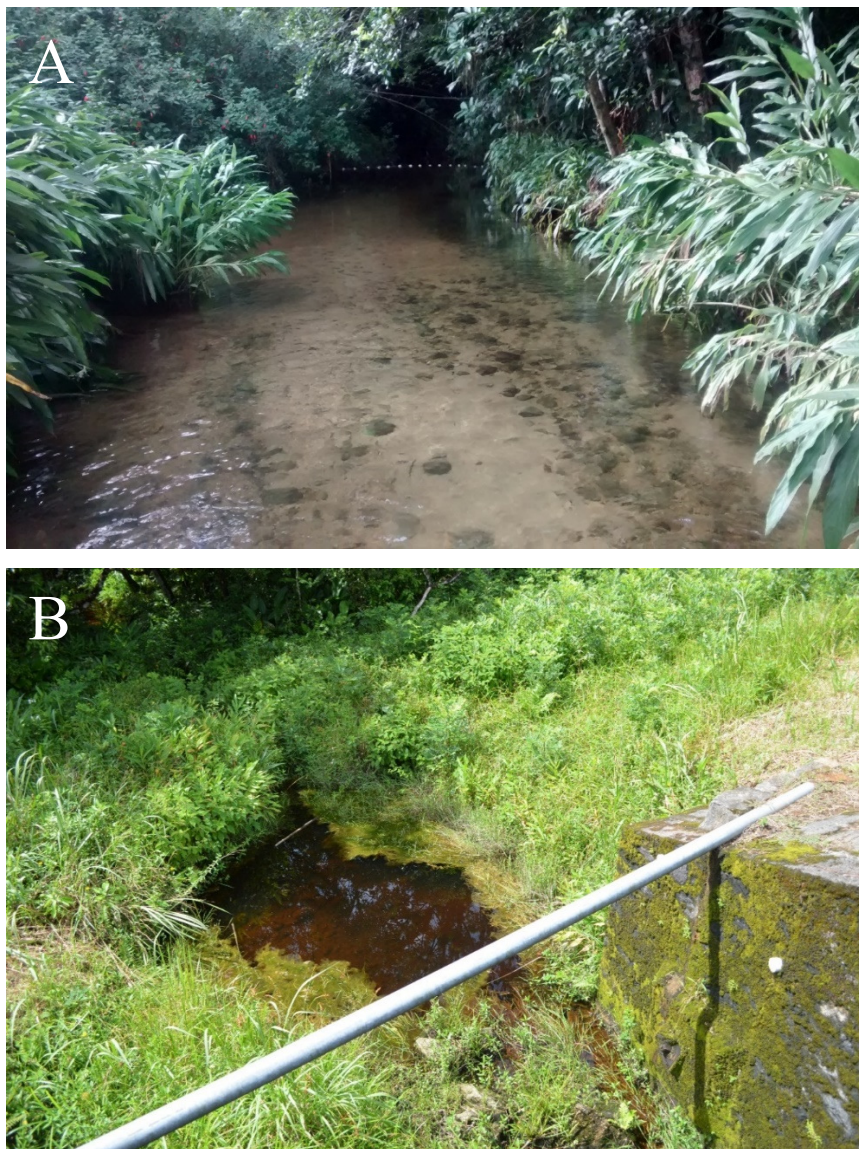


Figura 4 – Caracterização de um riacho de água clara, trecho médio do riacho 4 (A), e de um riacho de água escura, trecho jusante do riacho 1 (B). Fotos: João Alberto Paschoa dos Santos (A) e autoria própria (B).

A tese integra um projeto intitulado “Peixes de Itatinga” realizado e executado pelo Laboratório de Peixes Continentais (LAPEC) da Universidade Santa Cecília (UNISANTA) em parceria com o Laboratório de Dinâmica Populacional do Departamento de Hidrobiologia da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). O projeto foi aprovado pelo Comitê de Ética sob protocolo: CEUA-UNISANTA-01/2016, com autorização de pesquisa em Unidade de Conservação pela COTEC, nº 145/2016 D156/2015, e autorização de coleta pelo SISBIO nº 45262-2.

4.3 Coleta de dados

4.3.1 Dados abióticos

As variáveis ambientais estruturais dos riachos que foram obtidas são: largura (m), utilizando-se uma trena; profundidade (cm), usando um cano de PVC com fita métrica; área, (m²); vazão (m³.S⁻¹), com o auxílio do fluxômetro General Oceanics 2030R6; cobertura vegetal (%), através de uma estimativa visual; tipo de substrato – matacão, seixo, cascalho, areia e silte/lama – (%), seguindo a escala de Wentworth (ALLAN, 1995); e meso-habitat – poção, rápido e corredeira – (%), por meio de uma estimativa visual, de acordo com RINCÓN (1999). As variáveis limnológicas também foram registradas utilizando-se uma sonda multiparâmetro Horiba U-10. São elas: temperatura da água (°C), oxigênio dissolvido (mg.l⁻¹), condutividade (uS.cm⁻¹) e pH.

4.3.1 Dados bióticos

Os exemplares capturados foram transportados vivos em baldes com sistema de aeração até o Laboratório de Peixes Continentais da Universidade Santa Cecília (LAPEC-UNISANTA), onde foram imersos em uma solução de superdosagem de Eugenol para a eutanásia, conforme LUCENA *et al.*, (2003). Os peixes foram triados de acordo com as espécies para a realização da biometria, na qual foram tomados o comprimento total (cm), o comprimento padrão (cm) e o peso total (g). Os exemplares testemunho foram depositados no Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília (AZUSC) (Apêndice M). Os espécimes foram dissecados por meio de uma incisão abdominal para a retirada, pesagem (em uma balança de precisão 0,0001g) e armazenamento dos estômagos em frascos contendo formol 10% para fixação do conteúdo estomacal. A determinação do grau de repleção externo foi feita utilizando uma escala que varia de 0 e 3 para cada estômago dissecado, conforme o volume do bolo alimentar (GOMES & VERANI, 2003):

- 0 – estômago vazio;
- 1 – estômago parcialmente vazio;
- 2 - estômago parcialmente cheio;
- 3 – estômago cheio.

As espécies com menos de 1.000 exemplares coletados durante todo o período de estudo foram totalmente analisadas, enquanto, aquelas com mais de 1.000 indivíduos

foram subamostradas. Nesse último caso, a espécie com mais de 30 indivíduos para cada trecho coletado teve um terço dos estômagos analisados, os quais foram selecionados baseando-se, primeiramente, no grau de repleção externo 3, supondo que estômagos com maior grau de repleção apresentam uma maior quantidade de itens alimentares consumidos, logo, possuem uma melhor representação da disponibilidade dos recursos no ambiente. A seleção posteriormente levou em consideração o comprimento padrão, peso do estômagos, sexo e outras características reprodutivas dos exemplares.

O conteúdo estomacal foi analisado com o auxílio de um microscópio estereoscópico, onde os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando chaves de identificação e consulta a especialista, quando necessário (MUGNAI *et al.*, 2009). A frequência de ocorrência, em porcentagem, foi utilizada para calcular a frequência do número de estômagos em que um item ocorreu em relação ao total de estômagos analisados (HYNES, 1950). A fórmula utilizada é apresentada a seguir:

$$FO = \frac{Fi}{Ft} \times 100$$

Em que:

- FO% é a frequência de ocorrência de um item alimentar, em porcentagem;
- Fi é o número de estômagos em que um item alimentar (*i*) ocorreu entre os estômagos analisados;
- Ft é o número total de estômagos analisados.

O volume de cada item alimentar, em porcentagem, foi obtido utilizando-se uma lâmina milimetrada com um suporte de altura conhecida ($h = 1\text{mm}$) e o auxílio de uma lamínula para evitar a extrapolação do conteúdo (HELLAWELL & ABEL, 1971). A fórmula utilizada é apresentada a seguir:

$$V\% = (\text{altura} \times \text{largura} \times \text{comprimento}) \times 100$$

Em que:

- V% é o volume de um item alimentar, em porcentagem.

Os itens com altura superior à do suporte foram usados em uma proveta graduada, onde o deslocamento da água equivale ao volume do conteúdo. A frequência de ocorrência e o volume de cada item alimentar foram combinados para realizar o Índice

Alimentar, em porcentagem, que calcula a importância relativa de cada item (KAWAKAMI & VAZZOLER, 1980). A fórmula utilizada é apresentada a seguir:

$$IAi = \frac{FO\% \times V\%}{\sum(FO\% \times V\%)}$$

Em que:

- IAi é o Índice Alimentar de um item alimentar;
- $FO\%$ é a frequência de ocorrência de um item alimentar, em porcentagem;
- $V\%$ é o volume de um item alimentar, em porcentagem.

Os itens alimentares foram divididos em cinco categorias:

- Perifíton - engloba o fitoplâncton aderido aos troncos submersos e sedimentos no leito do riacho;
- Decapoda - devido ao grande volume encontrado no total de estômagos analisados, foi separada das demais categorias;
- Outros invertebrados aquáticos - engloba moluscos, anelídeos e insetos aquáticos, tanto adultos quanto juvenis;
- Detrito alóctone animal - compreende aracnídeos e insetos terrestres, tanto adultos quanto juvenis; e
- Detrito alóctone vegetal - inclui folhas, caules, flores, galhos e sementes de plantas terrestres.

4.4 Modelos Ecopath

O programa *Ecopath with Ecosim* possibilita a elaboração de modelos matemáticos em estado de equilíbrio (*steady-state*) de um determinado ecossistema aquático em que se é possível estimar a biomassa e o consumo de diferentes componentes do sistema com o intuito de verificar os fluxos que ocorrem nesse ambiente (POLOVINA, 1984; ULANOWICZ, 1986; PAULY *et al.*, 1987). Um modelo é formado por equações lineares em que cada uma corresponde a um compartimento. Elas representam um sistema balanceado, de acordo com POLOVINA (1984), ou seja, quando não há variação da biomassa média anual para cada compartimento (CHRISTENSEN & PAULY, 1992). A equação matemática é descrita a seguir:

$$B_i * \left(\frac{P}{B_i}\right) * EE_i - \sum \left(B_j * \left(\frac{Q}{B_j}\right) * DC_{ji}\right) * Y_i - E_i - B_{Ai} = 0$$

Em que:

- B_i é a biomassa da presa (i);
- P/B_i é a razão entre produção e biomassa da presa (i);
- EE_i é a eficiência ecotrófica da presa (i);
- B_j é a biomassa do predador (j);
- Q/B_j é a razão entre o consumo e a biomassa do predador (j);
- DC_{ji} é a porção da presa (i) na composição da dieta do predador (j);
- Y_i é a captura da presa (i);
- E_i é o *export* da presa (i);
- B_{Ai} é a biomassa acumulada da presa (i).

O *Export* equivale à biomassa extraída de uma determinada população ou de espécies que migram para outro ambiente (ANGELINI, 1999). O programa é capaz de estimar um dos quatro parâmetros, dado que as equações lineares estão em equilíbrio. São eles: B – biomassa; P/B – produção/biomassa; Q/B – consumo/biomassa; EE – eficiência ecotrófica, embora o ideal é que a EE seja calculada pelo E_wE ; como no presente estudo para a ictiofauna.

Foi gerado um modelo matemático para cada riacho, portanto foram confeccionados 11 modelos anuais baseando-se na junção dos dados bióticos da ictiofauna por riacho. O número de compartimentos em cada modelo variou de acordo com o número de espécies nos locais de coleta, uma vez que cada espécie equivale a um compartimento, além dos seis compartimentos fixos (cinco categorias alimentares + detrito). A biomassa (t/km^2) de uma espécie foi calculada pela somatória do peso total dos exemplares em um determinado riacho e dividida pela área do local amostrado. A P/B ($ton.km^{-2}.ano^{-1}$) foi calculada por meio do modelo empírico de PAULY (1980), que se baseou em equações da ciência pesqueira utilizando a seguinte equação:

$$M = 0,9849 * K^{0,65} + L_{\infty}^{-0,279} * T^{0,463}$$

Em que:

- M é a mortalidade natural que, em sistemas em estado de equilíbrio (“*steady-state*”), equivale a P/B (ALLEN, 1971);
- K é a constante de crescimento de Von Bertalanffy;
- L_{∞} é o comprimento assintótico;
- T é a temperatura da água. O Q/B ($ton.km^{-2}.ano^{-1}$) foi calculado utilizando o modelo empírico de PALOMARES & PAULY (1998).

A equação do modelo empírico acima é descrita a seguir:

$$\log Q/B = 7,964 - (0,204 * \log W_{\infty}) - (1,965 * T') + (0,083 * Ar) + (0,532 * H) + (0,398 * D)$$

Em que:

- Q/B é o consumo/biomassa;
- W_{∞} é o peso assintótico;
- T' é a temperatura média da água;
- Ar é a razão entre a altura e a área superficial da nadadeira caudal;
- H e D referem-se ao hábito alimentar da espécie, caso seja herbívora ou detritívora, respectivamente, acrescenta-se o valor 1 na equação.

O uso da razão entre a altura e a superfície da nadadeira caudal é explicado pela atividade de natação e metabolismo dos peixes, uma vez que espécies mais ativas apresentam um maior gasto metabólico, como é o caso de alguns integrantes da ordem Characiformes, e tendem a ter uma alta razão, enquanto peixes que são nadadores lentos possuem um nível metabólico menor apresentando um baixo valor na razão (LINDSEY, 1978; PAULY, 1989). A expressão matemática utilizada é representada a seguir:

$$Ar = h^2/S$$

Em que:

- Ar é a razão entre a altura e a superfície da nadadeira caudal;
- h é a altura da nadadeira caudal;
- S é a área da nadadeira caudal.

A matriz de composição da dieta foi preenchida com os valores obtidos através do Índice Alimentar (IA_i) para as cinco categorias alimentares mais o detrito, que vem como *default* (padrão) no programa.

A análise sazonal foi realizada através da construção de 22 modelos matemáticos, dois para cada riacho em períodos distintos ao longo do ano, úmido e seco (Figura 1). O cálculo da biomassa foi feito pela somatória dos pesos dos exemplares de uma determinada espécie nos meses úmidos e, posteriormente, nos meses secos. O P/B e o Q/B foram divididos pela metade, assim como a matriz de composição da dieta. Os valores de B para perifíton e outros invertebrados aquáticos foram estimados pelo próprio Ecopath. As taxas de P/B e Q/B de Decapoda e outros invertebrados aquáticos foram retiradas da literatura; o mesmo procedimento foi adotado para P/B de perifíton (ANGELINI & AGOSTINHO, 2005).

A eficiência ecotrófica é um parâmetro que varia numa escala de 0 a 1, onde 1 indica alta pressão sobre a produção de uma determinada presa e 0 significa ausência de predadores sobre um determinado componente (ANGELINI *et al.*, 2013). Os compartimentos que apresentaram uma EE superior a 1, tiveram os valores de biomassa alterados e/ou as porcentagens na composição da dieta redistribuídas para, enfim, haver o balanceamento das equações lineares. Os moradores da vila de Itatinga utilizam armadilhas de covão para capturar peixes, como lambaris, e usam como isca para peixes de maior porte. Porém, a pressão sobre esses organismos é ínfima, então, para as espécies sem predadores dentro do sistema foi atribuída uma mortalidade de 40% (Angelini, comunicação pessoal, 2019). As espécies com menos de três indivíduos ao longo de todo o período de estudo não foram incluídas nos modelos, pois não seria possível calcular os parâmetros de P/B e Q/B.

O Ecopath calcula uma série de atributos ecossistêmicos após o balanceamento dos modelos. Nas análises anual e sazonal dos dados, foram selecionados os atributos a seguir para determinar os padrões de desenvolvimento, como:

- TB – é a biomassa total, expressa em t/km², que consiste na somatória de todas as biomassas do sistema, excluindo o detrito;
- CI – é o Índice de Conectância que corresponde à proporção de ligações entre os componentes do sistema;
- H' – é o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, expresso em bits.ind⁻¹, que mede a diversidade de um conjunto de dados utilizando a riqueza e a abundância de espécies do sistema;
- PATH – é o número de caminhos que equivale ao número de ligações que fluem entre compartimentos dentro do sistema;
- OVER – é o overhead, expresso em porcentagem, que mede a informação desordenada do sistema (entropia);
- FINN – é o Índice de Ciclagem de Finn, expresso em porcentagem, que calcula o total de fluxos que são efetivamente reciclados dentro do sistema;
- NT – é o nível trófico que corresponde às proporções dos diferentes níveis tróficos das presas na dieta de um componente;

- KSI – é o Índice de Espécie-Chave que identifica as espécies-chave na teia alimentar e o mecanismo do controle do sistema.

Foi utilizada a versão 6.6.16540.0 do programa *Ecopath with Ecosim*.

4.5 Análise de dados

4.5.1 Análise Anual

Os dados das variáveis ambientais foram padronizados previamente para serem utilizados numa Análise de Componentes Principais (PCA) com o propósito de verificar a existência ou não de diferenças nas variáveis estruturais e/ou limnológicas dos dados entre os 11 riachos amostrados (PEARSON, 1901). Foi realizada uma análise de agrupamento utilizando a presença/ausência da ictiofauna, a fim de observar algum padrão de distribuição das espécies nos riachos. Os dados ambientais e os parâmetros ecossistêmicos retirados dos modelos matemáticos, foram combinados para compor uma análise de redundância (RDA) com a finalidade de verificar a influência que esses fatores exercem sobre a teia trófica (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). A PCA e a RDA foram realizadas no programa estatístico CANOCO versão 4.5 e o agrupamento foi realizado no programa estatístico PAST, versão 4.11 (BRAAK & SMILAUER, 2002; HAMMER *et al.*, 2001). Os parâmetros ecossistêmicos utilizados nas análises anuais foram: biomassa total, Índice de Conectância, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, número de caminhos, *overhead* e Índice de Ciclagem de Finn.

4.5.2 Análise Sazonal

Os dados ambientais sazonais foram plotados em uma Análise de Componentes Principais para verificar a presença da sazonalidade no conjunto de dados entre os dois períodos (Figura 1). Os parâmetros ecossistêmicos sazonais, obtidos através dos 22 modelos, foram testados para verificar diferenças estatísticas entre os valores sazonais nos períodos úmido e seco através do Teste-t (FISHER, 1926; HAMMER *et al.*, 2001). Os atributos ecossistêmicos foram padronizados e, posteriormente, plotados em um Análise de Componentes Principais (PCA) para verificar a sazonalidade dos dados entre os riachos (PEARSON, 1901). As duas PCA foram realizadas no programa estatístico CANOCO versão 4.5 e o Teste-t foi realizado no programa estatístico PAST, versão 4.11

(HAMMER *et al.*, 2001; BRAAK & SMILAUER, 2002). O Índice de Espécie-Chave foi calculado para identificar as espécies que desempenham um papel central no mecanismo dos ecossistemas no programa *Ecopath with Ecosim* (POLOVINA, 1984; LIBRALATO *et al.*, 2006). Os parâmetros ecossistêmicos utilizados nas análises sazonais foram: biomassa total, Índice de Conectância, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, número de caminhos, *overhead*, Índice de Ciclagem de Finn, nível trófico e Índice de Espécie-Chave.

5. RESULTADOS

5.1 Análises Anuais

5.1.1 Variáveis ambientais

A temperatura da água variou entre 19,75°C no riacho 11 e 21,09°C no riacho 3. A condutividade teve mínima de 0,021 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos riachos 5 e 9 e máxima de 0,031 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ no riacho 6 (Tabela 1). O oxigênio dissolvido oscilou entre 3,36 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no riacho 3 e 8,84 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ no riacho 8, enquanto o pH foi menor no riacho 4 (4,16) e maior no riacho 8 (5,98). Os riachos registraram pouca variação na temperatura da água, condutividade e pH; entretanto, a oxigenação da água nos riachos 3, 4 e 9 foi completamente diferente em relação aos outros riachos, chegando a valores inferiores a 4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

A menor largura foi a do riacho 9, com 1,52 m, e a maior foi a do riacho 7, com 7,48 m. Já a profundidade variou entre 15,55 cm no riacho 8 e 41,42 cm no riacho 4. A área de coleta dos riachos oscilou entre 27,07 m^2 no riacho 9 e 255,26 m^2 no riacho 7. A mínima registrada de cobertura vegetal foi de 39,09% no riacho 11 e a máxima foi de 64,70% no riacho 5. Os menores valores de vazão foram obtidos nos riachos 3, 4 e 9, com $<0,001 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ e o maior valor no riacho 2, com 0,149 $\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Os riachos 3, 4 e 9 registraram os menores valores de largura, profundidade, área e vazão, a qual chegou a ser inferior à capacidade de medição do fluxômetro em comparação aos outros riachos.

As maiores porcentagens de matacão como substrato foram registradas nos riachos 8, 10 e 7 com valores de 63,79%, 56,06% e 53,47%, respectivamente. O seixo foi predominante no riacho 1, com 38,23%, e no 6, com 35,39%, enquanto as maiores porcentagens de cascalho ocorreram nos riachos 1 (41,80%) e 5 (58,58%). O riacho 5 possui o maior valor de areia como substrato, com 35,55%. O silte/lama foi predominante nos riachos 3, 9 e 4, que obtiveram valores de 96,14%, 96,14% e 89,77%, respectivamente, podendo ser relacionado ao baixo fluxo da água desses locais.

A maior quantidade de troncos foi observada no riacho 5, ocupando 13,79% da área amostrada, já o folhiço depositado no fundo do leito foi maior nos riachos 5 (12,30%) e 6 (11%), coincidindo com as maiores porcentagens de cobertura vegetal. Os meso-habitats de corredeiras ocorreram em maior grau nos riachos 8 (42,58%), 10 (34,09%) e 7 (32,88%). Os riachos 7 e 11 registraram os maiores valores de rápido com 42,97% e 40%, respectivamente. O meso-habitat de poção ocupou integralmente os riachos 3, 4 e 9 com 100% de ocorrência demonstrando se tratar de ambientes semi-lênticos.

Tabela 1 – Valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas e estruturais registradas nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: Temp. Água – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; Cober. Vegetal – cobertura vegetal.

| Variáveis ambientais | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
|--|----------------|----------------|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|
| Temp. Água (°C) | 21,05 ± 2,58 | 20,63 ± 2,46 | 21,09 ± 2,88 | 20,83 ± 2,71 | 20,28 ± 2,80 | 20,67 ± 2,64 | 20,35 ± 2,60 | 20,65 ± 1,96 | 20,49 ± 2,31 | 19,88 ± 2,05 | 19,75 ± 2,01 |
| O.D. (mg.L ⁻¹) | 7,95 ± 0,88 | 7,88 ± 1,00 | 3,36 ± 1,37 | 3,44 ± 0,92 | 8,33 ± 1,00 | 8,52 ± 0,63 | 8,68 ± 0,68 | 8,84 ± 0,59 | 3,95 ± 1,27 | 8,80 ± 0,81 | 8,69 ± 0,83 |
| Condutividade (µS.cm ⁻¹) | 0,025 ± 0,011 | 0,022 ± 0,002 | 0,024 ± 0,004 | 0,025 ± 0,003 | 0,021 ± 0,002 | 0,031 ± 0,002 | 0,024 ± 0,003 | 0,028 ± 0,002 | 0,021 ± 0,003 | 0,024 ± 0,003 | 0,024 ± 0,003 |
| pH | 5,08 ± 0,38 | 4,84 ± 0,83 | 4,23 ± 0,83 | 4,16 ± 0,74 | 4,92 ± 0,67 | 5,52 ± 0,41 | 5,59 ± 0,41 | 5,98 ± 0,51 | 4,21 ± 0,36 | 5,59 ± 0,52 | 5,39 ± 0,57 |
| Vazão (m ³ .s ⁻¹) | 0,088 ± 0,108 | 0,149 ± 0,134 | < 0,001 | < 0,001 | 0,124 ± 0,062 | 0,047 ± 0,025 | 0,110 ± 0,064 | 0,040 ± 0,026 | < 0,001 | 0,060 ± 0,032 | 0,117 ± 0,051 |
| Largura média (m) | 5,81 ± 0,42 | 5,70 ± 0,67 | 2,11 ± 0,18 | 2,45 ± 0,41 | 5,36 ± 0,26 | 3,23 ± 0,23 | 7,48 ± 0,69 | 3,64 ± 0,53 | 1,52 ± 0,18 | 4,13 ± 0,33 | 5,45 ± 0,37 |
| Profundidade média (cm) | 23,32 ± 7,12 | 22,83 ± 6,87 | 40,78 ± 2,87 | 41,42 ± 3,19 | 23,17 ± 5,37 | 22,85 ± 1,51 | 18,56 ± 2,73 | 15,55 ± 2,05 | 32,97 ± 1,78 | 22,72 ± 3,46 | 25,13 ± 2,70 |
| Área (m ²) | 204,91 ± 13,75 | 200,05 ± 23,81 | 30,14 ± 7,42 | 35,28 ± 15,19 | 190,94 ± 19,33 | 116,55 ± 12,36 | 255,26 ± 22,84 | 131,25 ± 14,69 | 27,07 ± 3,97 | 145,46 ± 16,80 | 199,79 ± 27,02 |
| Cober. Vegetal (%) | 47,27 ± 5,83 | 40,30 ± 4,64 | 43,64 ± 4,66 | 42,05 ± 6,00 | 64,70 ± 11,13 | 61,36 ± 2,45 | 47,12 ± 10,98 | 60,15 ± 2,04 | 49,32 ± 4,34 | 47,42 ± 6,12 | 39,09 ± 6,85 |
| Matacão (%) | 5,73 ± 6,33 | 27,51 ± 10,36 | 2,73 ± 7,54 | 8,64 ± 19,73 | 0 | 36,21 ± 9,11 | 53,47 ± 13,66 | 63,79 ± 5,92 | 1,14 ± 3,77 | 56,06 ± 10,76 | 46,48 ± 6,87 |
| Seixos (%) | 38,23 ± 10,75 | 27,81 ± 11,56 | 0 | 0,68 ± 2,26 | 3,45 ± 3,75 | 35,39 ± 5,48 | 25,56 ± 9,62 | 25,46 ± 7,54 | 2,50 ± 5,81 | 32,33 ± 10,93 | 30,91 ± 7,76 |
| Cascalho (%) | 41,80 ± 13,11 | 32,81 ± 7,62 | 1,14 ± 2,59 | 0,68 ± 2,26 | 58,58 ± 9,76 | 17,58 ± 10,01 | 18,68 ± 8,42 | 8,36 ± 3,40 | 0,23 ± 0,75 | 8,82 ± 3,73 | 16,94 ± 4,27 |
| Areia (%) | 10,03 ± 4,14 | 6,21 ± 6,59 | 0 | 0,23 ± 0,75 | 35,55 ± 10,42 | 6,64 ± 4,21 | 1,39 ± 1,93 | 1,48 ± 2,43 | 0 | 1,97 ± 1,66 | 4,76 ± 2,18 |
| Silte/lama(%) | 4,21 ± 3,49 | 5,67 ± 4,90 | 96,14 ± 15,54 | 89,77 ± 30,73 | 2,42 ± 2,62 | 4,18 ± 4,16 | 0,91 ± 0,98 | 0,91 ± 1,15 | 96,14 ± 18,37 | 0,82 ± 1,54 | 0,91 ± 1,37 |
| Troncos (%) | 5,15 ± 2,37 | 8,45 ± 3,17 | 0,36 ± 1,21 | 0,09 ± 0,30 | 13,79 ± 3,50 | 7,18 ± 3,50 | 2,79 ± 2,07 | 4,21 ± 2,55 | 0 | 2,88 ± 1,74 | 4,09 ± 1,81 |
| Folhiços (%) | 9,73 ± 4,75 | 7,09 ± 2,34 | 3,05 ± 6,78 | 2,64 ± 6,20 | 12,30 ± 5,31 | 11,00 ± 6,51 | 7,45 ± 4,21 | 5,09 ± 2,98 | 5,45 ± 10,54 | 6,03 ± 3,28 | 4,70 ± 2,73 |
| Corredeira (%) | 1,97 ± 1,95 | 20,45 ± 5,17 | 0 | 0 | 4,55 ± 4,02 | 14,39 ± 5,74 | 32,88 ± 4,78 | 42,58 ± 7,90 | 0 | 34,09 ± 9,76 | 16,30 ± 4,98 |
| Rápido (%) | 9,85 ± 13,10 | 23,48 ± 19,11 | 0 | 0 | 25,91 ± 9,76 | 23,33 ± 5,87 | 42,97 ± 11,40 | 26,97 ± 6,82 | 0 | 24,55 ± 8,95 | 40,00 ± 13,76 |
| Poção (%) | 88,18 ± 15,82 | 56,06 ± 20,32 | 100 | 100 | 69,55 ± 11,74 | 62,27 ± 8,86 | 24,15 ± 10,58 | 30,45 ± 10,38 | 100 | 41,36 ± 5,37 | 43,70 ± 11,88 |

O eixo 1 da Análise de Componentes Principais (PCA) explicou 54,4% da variação de dados, enquanto o eixo 2 explicou 22% (Figura 5). O eixo principal separou os riachos 3, 4 e 9 dos demais, indicando que há uma distinção estrutural e limnológica entre os riachos de água escura e de água clara (1, 2, 5, 6, 7, 8, 10 e 11). O primeiro grupo é caracterizado por ambientes mais profundos e estreitos, com água estagnada de baixa vazão e sedimentos finos no leito. Os riachos também possuem uma baixa concentração de oxigênio dissolvido e maior acidez da água. O oposto foi observado no segundo grupo, que registraram ambientes rasos e largos com água corrida e leito composto por substratos de maior diâmetro, além de pH e oxigenação da água mais altos em comparação aos riachos de mata de restinga.

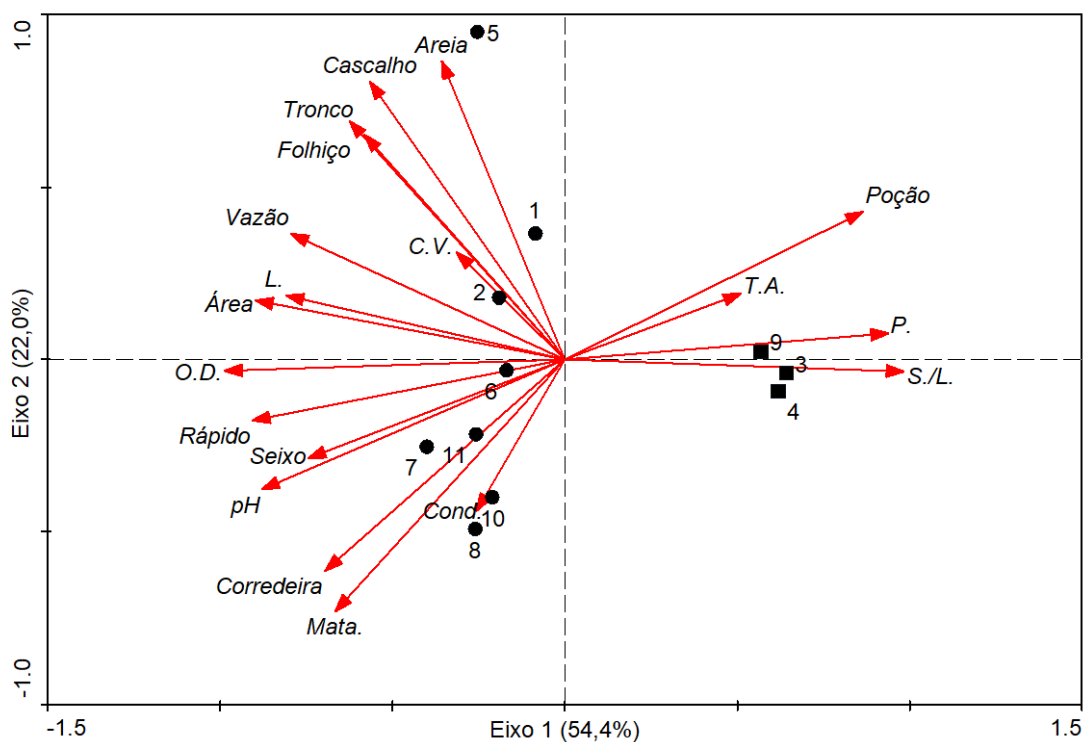


Figura 5 – Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais dos 11 riachos costeiros (os círculos pretos representam os riachos de água clara e os quadrados pretos representam os riachos de água escura) em Bertioiga (SP). Legenda: T.A. – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; Cond. – condutividade; L. – largura; P. – profundidade; C.V. – cobertura vegetal; Mata. – matação; S/L – silte/lama.

5.1.2 Ictiofauna

Um total de 26.760 exemplares de peixes foram capturados nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP), distribuídos em 26 espécies, 15 famílias e oito ordens (Tabela 2). A ordem Characiformes obteve a maior riqueza, com nove espécies inventariadas; em seguida está a Siluriformes, com sete espécies, e a Gobiiformes, com três espécies. Os Cyprinodontiformes foram os mais numerosos, com 15.777 exemplares, seguidos dos Characiformes (7.524 indivíduos) e Siluriformes (2.973 indivíduos). O poecilídeo *Phalloceros harpagos* foi a espécie mais abundante durante o período de coleta, correspondendo a 58,81% do total de peixes, além de ser o táxon dominante em todos os riachos, com exceção do riacho 5, onde o caracídeo *Mimagoniates microlepis* teve maior abundância. A ocorrência de algumas espécies foi delimitada a apenas um único riacho, como nos casos dos indivíduos da família Eleotridae, no riacho 1, e de *Callichthys callichthys* e *Pseudotothyris obtusa*, presentes apenas no riacho 5 ao longo de todo o ano. O número de exemplares coletados nos locais 3, 4, 9 e 10 foi baixo em comparação com os outros riachos, enquanto os riachos 1, 2, 5 e 11 concentraram 66,17% do total de indivíduos coletados. A riqueza nos riachos 7 e 5, de água clara, variou entre 13 e 20 espécies, respectivamente, enquanto nos riachos de água escura houve menor riqueza, com registro de sete espécies no riacho e 11 espécies no riacho 4.

Tabela 2 – Lista taxonômica das espécies de peixes coletadas, com suas respectivas abundâncias, nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: **a** – espécies de ocorrência exclusiva em riachos de água clara; **b** – espécies de ocorrência exclusiva em riachos de água escura.

| Lista de espécies | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | Somatório |
|--|--------------|--------------|------------|------------|--------------|--------------|--------------|--------------|------------|------------|--------------|---------------|
| Characiformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Characidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Deuterodon iguape</i> ^a Eigenmann, 1907 | 39 | 184 | | | 520 | 91 | 81 | 787 | | 185 | 191 | 2.078 |
| <i>Hollandichthys multifasciatus</i> (Eigenmann & Norris, 1900) | 97 | 65 | 38 | 25 | 111 | 78 | 56 | 79 | 33 | 13 | 14 | 609 |
| <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> ^b Ellis, 1911 | | | 37 | 59 | | | | | | | | 96 |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877) | 135 | 111 | 23 | 16 | 1.614 | 296 | 337 | 663 | 45 | 226 | 501 | 3.967 |
| <i>Spintherobolus broccea</i> Myers, 1925 | | | | 2 | | | | 1 | | | | 3 |
| <u>Crenuchidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Characidium japyhybense</i> ^a Travassos, 1949 | 1 | 23 | | | 44 | | | 73 | | 28 | 93 | 262 |
| <i>Characidium lanei</i> ^a Travassos, 1967 | 1 | 28 | | | 75 | 1 | 5 | 106 | | 54 | 161 | 431 |
| <u>Curimatidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cyphocharax santacatarinae</i> (Fernández-Yepez, 1948) | | 2 | 28 | 12 | 5 | 1 | | | | | | 48 |
| <u>Erythrinidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1784) | 3 | 5 | 4 | 4 | 2 | 4 | 2 | 2 | 1 | | 3 | 30 |
| Cichliformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Cichlidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | 31 | 18 | 5 | 10 | 18 | 4 | | 5 | 6 | 2 | 24 | 123 |
| Cyprinodontiformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Poeciliidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008 | 6.366 | 1.974 | 154 | 337 | 719 | 1.495 | 1.308 | 1.024 | 333 | 381 | 1.647 | 15.738 |
| <u>Rivulidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Atlantirivulus santensis</i> (Köhler, 1906) | 2 | 5 | | 3 | 5 | 14 | 1 | 3 | 1 | 3 | 2 | 39 |
| Gobiiformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Eleotridae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Dormitator maculatus</i> ^a (Bloch, 1792) | 6 | | | | | | | | | | | 6 |
| <i>Eliotris pisonis</i> ^a (Gmelin, 1789) | 1 | | | | | | | | | | | 1 |
| <u>Gobiidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Awaous tajasica</i> ^a (Lichtenstein, 1822) | 42 | 10 | | | 3 | 5 | 2 | 1 | | 1 | 16 | 80 |
| Gymnotiformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Gymnotidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908) | 27 | 56 | | | 40 | 11 | 5 | 19 | | 12 | 39 | 209 |
| <i>Gymnotus sylvius</i> ^b Albert & Fernandes-Matioli, 1999 | | | 5 | 2 | | | | | | | | 7 |
| Perciformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Centropomidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Centropomus parallelus</i> ^a Poey, 1960 | 12 | 1 | | | | 3 | | | | | | 16 |
| Siluriformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Callichthyidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callichthys callichthys</i> ^a (Linnaeus, 1758) | | | | | 1 | | | | | | | 1 |
| <i>Scleromystax barbatus</i> ^a (Quoy & Gaimard, 1824) | 125 | 159 | | | 386 | 103 | 20 | 67 | | 1 | 48 | 909 |
| <u>Heptapteridae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Acentronichthys leptos</i> ^a Eigenmann & Eigenmann, 1889 | 4 | 127 | | | 170 | 51 | 2 | 15 | | | 18 | 387 |
| <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | | 6 | | | 23 | 7 | 7 | 52 | 1 | 5 | 11 | 112 |
| <i>Rhamdioglanis frenatus</i> ^a Ihering, 1907 | | | | | 1 | 1 | | 6 | | 49 | 57 | 114 |
| <u>Loricariidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Kronichthys heylandi</i> ^a (Boulenger, 1900) | 1 | 610 | | | 174 | | | | | 6 | 653 | 1.444 |
| <i>Pseudotothyris obtusa</i> ^a (Miranda Ribeiro, 1911) | | | | | 6 | | | | | | | 6 |
| Synbranchiformes | | | | | | | | | | | | |
| <u>Synbranchidae</u> | | | | | | | | | | | | |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1975 | 14 | 4 | 1 | 1 | 6 | | 1 | 2 | | 4 | 11 | 44 |
| Total | 6.907 | 3.388 | 295 | 471 | 3.923 | 2.165 | 1.827 | 2.905 | 420 | 970 | 3.489 | 26.760 |

O agrupamento permitiu observar um padrão de distribuição da ictiofauna em que há uma separação entre os riachos de água clara e água escura, onde os riachos 3, 4 e 9 formaram um grupo com aproximadamente 65% de similaridade taxonômica e os riachos 1, 2, 5, 6, 7, 8, 10 e 11 com cerca de 80% de similaridade (Figura 6). Os riachos de água escura registraram a ocorrência de 12 espécies, sendo que duas ocorreram exclusivamente nesses locais: *Hyphessobrycon bifasciatus* e *Gymnotus sylvius*. Já nos riachos de água clara foi observado um número maior de espécies de ocorrência exclusiva (n = 13): *Deuterodon iguape*, *Characidium lanei*, *Characidium japuhybense*, *Dormitator maculatus*, *Eleotris pisonis*, *Awaous tajasica*, *Centropomus parallelus*, *Callichthys callichthys*, *Scleromystax barbatus*, *Acentronichthys leptos*, *Rhamdioglanis frenatus*, *Kronichthys heylandi* e *Pseudotothyris obtusa*.

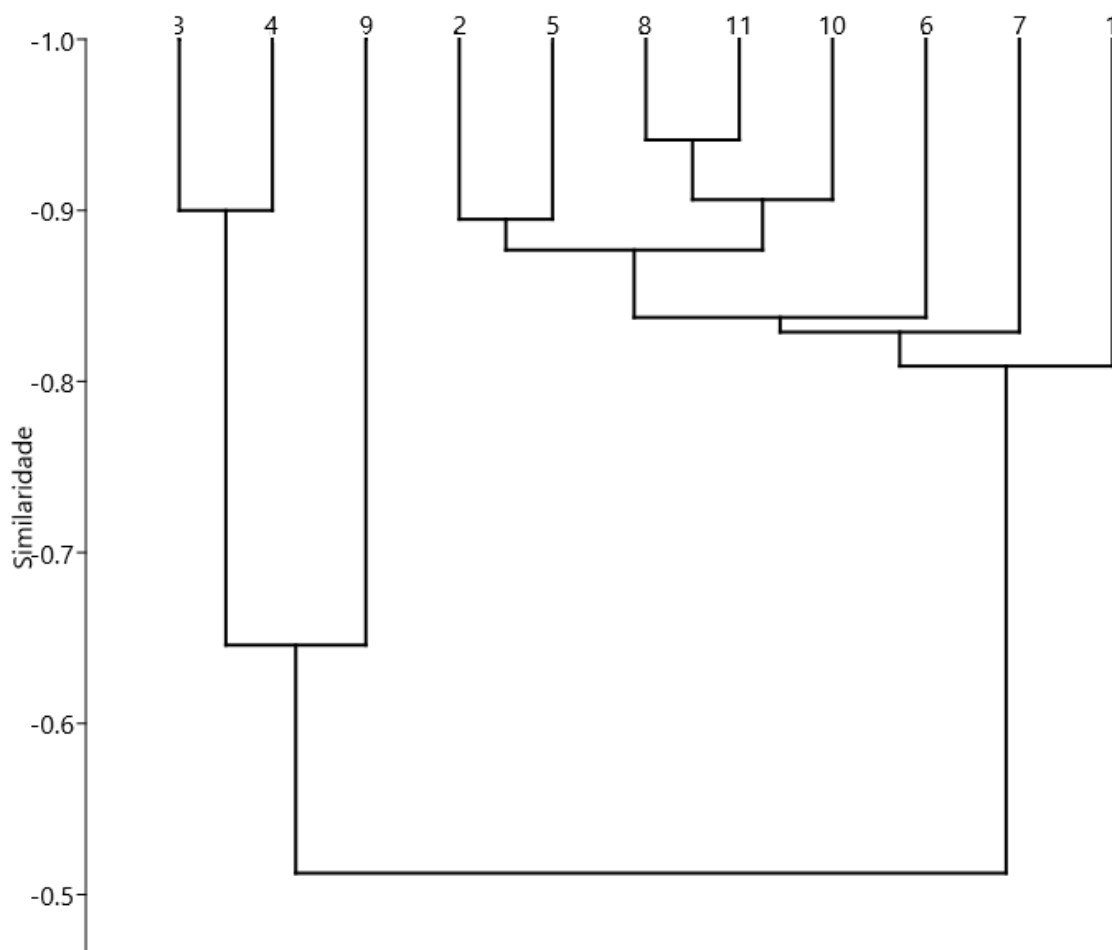


Figura 6 – Análise de agrupamento com a presença/ausência das espécies coletadas nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP).

5.1.3 Dieta

As espécies com mais de 1.000 indivíduos durante o período analisado e tiveram os estômagos subamostrados foram: *P. harpagos*, *M. microlepis*, *D. iguape* e *K. heylandi*. O estômago de 464 exemplares de *P. harpagos* foram analisados, nos quais foram encontrados 89 itens alimentares (Figura 7A). As duas espécies de caracídeos, *M. microlepis* e *D. iguape*, tiveram 582 e 530 estômagos analisados com a identificação de 54 e 56 itens alimentares, respectivamente (Figura 7B-C). A espécie *K. heylandi* teve 351 estômagos analisados, nos quais foram identificados 63 itens alimentares (Figura 7D). As curvas de rarefação das espécies subamostradas demonstraram que a quantidade de estômagos analisados foi suficiente para determinar o hábito alimentar, pois a assíntota das curvas tende à estabilidade.

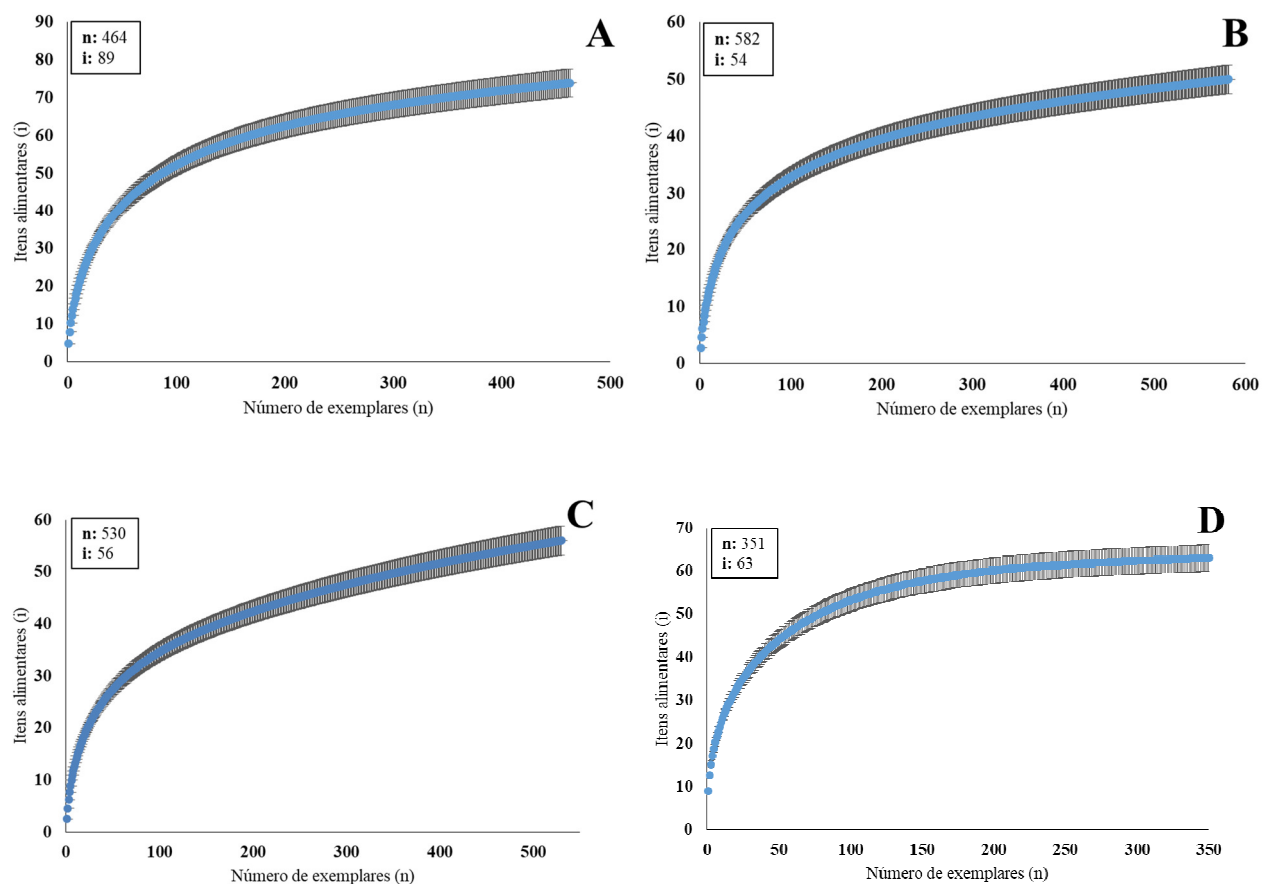


Figura 7 – Curvas de rarefação das espécies subamostradas nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP).

Legenda: A – *Phalloceros harpagos*; B – *Mimagoniates microlepis*; C – *Deuterodon iguape*; D – *Kronichthys heylandi*; n - número de estômagos analisados; i - número de itens alimentares encontrados.

O hábito alimentar insetívoro foi predominante entre os peixes, principalmente os com tendência à insetivoria aquática (

Tabela 3), correspondendo a 53,85% das espécies cuja dieta foi composta majoritariamente por insetos de origem alóctone, como Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera e Odonata, e/ou autóctone, como Formicidae e Coleoptera, tanto em formas imaturas quanto em adultos (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Os bagres *Rhamdia quelen* e *R. frenatus*, o muçum *Synbrachus marmoratus* e o amoré *E. pisonis* registraram hábitos carnívoros na área de estudo, conforme a literatura no caso de *E. pisonis* (TEIXEIRA, 1994), o que equivale a 15,38% das espécies, consumindo essencialmente recursos alimentares como peixes de pequeno porte, principalmente *P. harpagos*, e camarões do gênero *Macrobrachium* sp. O hábito fitoplanctívoro foi registrado em três espécies (*Cyphocharax santacatarinae*, *K. heylandi* e *P. harpagos*) ocorrendo em 11,54% da ictiofauna. Nesse grupo, as algas, majoritariamente diatomáceas, foram o principal recurso alimentar. Os integrantes desta guilda também consumiram uma grande quantidade de sedimento; no entanto, foram classificados como fitoplanctívoros pois o ingeriram a fim de retirar as algas que ficam retidas entre os grãos. As espécies *C. callichthys* e *D. maculatus* foram classificadas como onívoras de acordo com a literatura (FERREIRA & CASATTI, 2006; TEIXEIRA, 1994, respectivamente), pois tiveram um baixo número de exemplares para determinar o hábito alimentar. A herbivoria, piscivoria e detritivoria ocorreram em apenas uma espécie cada (*D. iguape*, *Hoplias malabaricus* e *P. obtuda*, respectivamente), equivalendo cada hábito a 3,85% da ictiofauna. O caracídeo *D. iguape* consumiu principalmente plantas de origem alóctone que incluem folhas, sementes, flores, galhos e caules, além de ingerir, em menor grau, insetos terrestres. A traíra *H. malabaricus* consumiu grande quantidade de peixes de pequeno porte, principalmente *M. microlepis* e *P. harpagos*. O loricarídeo *P. obtusa* foi a única espécie que teve o detrito como principal recurso alimentar.

Tabela 3 – Hábito alimentar dos peixes coletados nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: * - hábito alimentar retirado da literatura devido ao baixo número de exemplares (TEIXEIRA, 1994; FERREIRA & CASATTI, 2006).

| Ictiofauna | Hábito alimentar |
|--------------------------------------|-------------------------|
| <i>Acentronichthys leptos</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Atlavivulus santensis</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Awaous tajasica</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Centropomus parallelus</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Characidium japyhybense</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Characidium lanei</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Geophagus brasiliensis</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Gymnotus pantherinus</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Gymnotus sylvius</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Scleromystax barbatus</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Spintherobolus broccea</i> | Insetívoro aquático |
| <i>Hollandichthys multifasciatus</i> | Insetívoro terrestre |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> | Insetívoro terrestre |
| <i>Eleotris pisonis*</i> | Carnívoro |
| <i>Rhamdia quelen</i> | Carnívoro |
| <i>Rhamdioglanis frenatus</i> | Carnívoro |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> | Carnívoro |
| <i>Cyphocharax santacatarinae</i> | Fitoplanctívoro |
| <i>Kronichthys heylandi</i> | Fitoplanctívoro |
| <i>Phalloceros harpagos</i> | Fitoplanctívoro |
| <i>Callichthys callichthys*</i> | Onívoro |
| <i>Dormitator maculatus*</i> | Onívoro |
| <i>Deuterodon iguape</i> | Herbívoro |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | Piscívoro |
| <i>Pseudotothyris obtusa</i> | Detritívoro |

5.1.4 Modelagem da estrutura trófica

A menor biomassa total foi registrada no riacho 7, com 21,86 t/km², e a maior no riacho 8, com 77,43 t/km² (Tabela 4). O Índice de Conectância variou de 0,20, nos riachos 1 e 5, até 0,35, no riacho 9, enquanto o menor número de caminhos ocorreu no riacho 9 e o maior no riacho 5. A diversidade nos riachos foi alta, apresentando valores entre 1,44 bits.ind⁻¹ no riacho 7 e 2,21 bits.ind⁻¹ no riacho 4. O riacho 1 registrou a menor porcentagem de *overhead*, com 62,01% e o riacho 3 teve a maior, com 74,54%. O Índice

de Ciclagem de Finn foi menor no riacho 8, com 8,20% e a maior foi no riacho 1, com 29,56%.

Tabela 4 - Parâmetros ecossistêmicos com valores anuais relacionados à complexidade de habitats nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). B.T.: biomassa total; I.C.: Índice de Conectância; H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH: número de caminhos; OVER: *overhead*; FINN: Índice de Ciclagem de Finn.

| Riachos | B.T. (t/lm ²) | I.C. | H' (bits.ind ⁻¹) | PATH (n) | OVER (%) | FINN (%) |
|---------|---------------------------|------|------------------------------|----------|----------|----------|
| 1 | 21,9 | 0,20 | 1,80 | 31 | 62,01 | 29,56 |
| 2 | 44,56 | 0,22 | 1,87 | 40 | 68,8 | 8,86 |
| 3 | 76,35 | 0,30 | 1,98 | 24 | 74,54 | 10,82 |
| 4 | 73,82 | 0,28 | 2,21 | 36 | 74,44 | 10,08 |
| 5 | 61,24 | 0,20 | 1,96 | 60 | 69,77 | 8,29 |
| 6 | 47,56 | 0,21 | 1,95 | 35 | 70,89 | 9,76 |
| 7 | 21,86 | 0,33 | 1,44 | 27 | 67,7 | 12,43 |
| 8 | 77,43 | 0,27 | 2,06 | 45 | 64,92 | 8,20 |
| 9 | 25,9 | 0,35 | 1,47 | 10 | 73,16 | 12,64 |
| 10 | 35,18 | 0,24 | 1,81 | 26 | 70,74 | 10,75 |
| 11 | 66,93 | 0,21 | 2,02 | 47 | 72,76 | 7,52 |

Os eixos 1 e 2 da RDA explicaram 48,8% e 31,8% da variação dos dados, respectivamente (Figura 8). O eixo principal permitiu observar que, apesar das evidentes diferenças estruturais e limnológicas, os riachos possuem padrões de desenvolvimentos ecossistêmicos semelhantes entre si, além de exercerem maior influência sobre a teia trófica dos ecossistemas. O eixo 1 da análise separou os riachos de água clara e os riachos de água escura, agrupando os locais 1, 7, 9 e 10 que tiveram os maiores valores de ciclagem de nutrientes e conectância, enquanto os demais riachos foram associados a ambientes de maior diversidade biológica com alta biomassa, um grande número de ligações entre os componentes e *overhead* elevado.

O eixo 2 da RDA separou os riachos de água escura e os riachos 7, 10 e 11, os quais foram associados aos atributos ecossistêmicos de *overhead* e Índice de Conectância, e os demais riachos foram aos maiores valores do Índice de Ciclagem de Finn e número de caminhos. Os riachos 3, 4 e 9 tiveram forte relação com o meso-habitat de poção e substrato fino (silte/lama) sendo associados aos maiores valores de conectância e *overhead*. A ciclagem de nutrientes apresentou maior ligação com o riacho 1, o qual foi associado a um ambiente de maior área e largura com presença de folhiço e seixo como substrato. Os meso-habitats (corredeira, rápido e poção) e o substrato de matacão pouco

explicaram a variação dos dados da análise. As variáveis ambientais como temperatura da água, condutividade e cobertura vegetal não foram incluídas na RDA pois tiveram pouca influência sobre os dados na PCA.

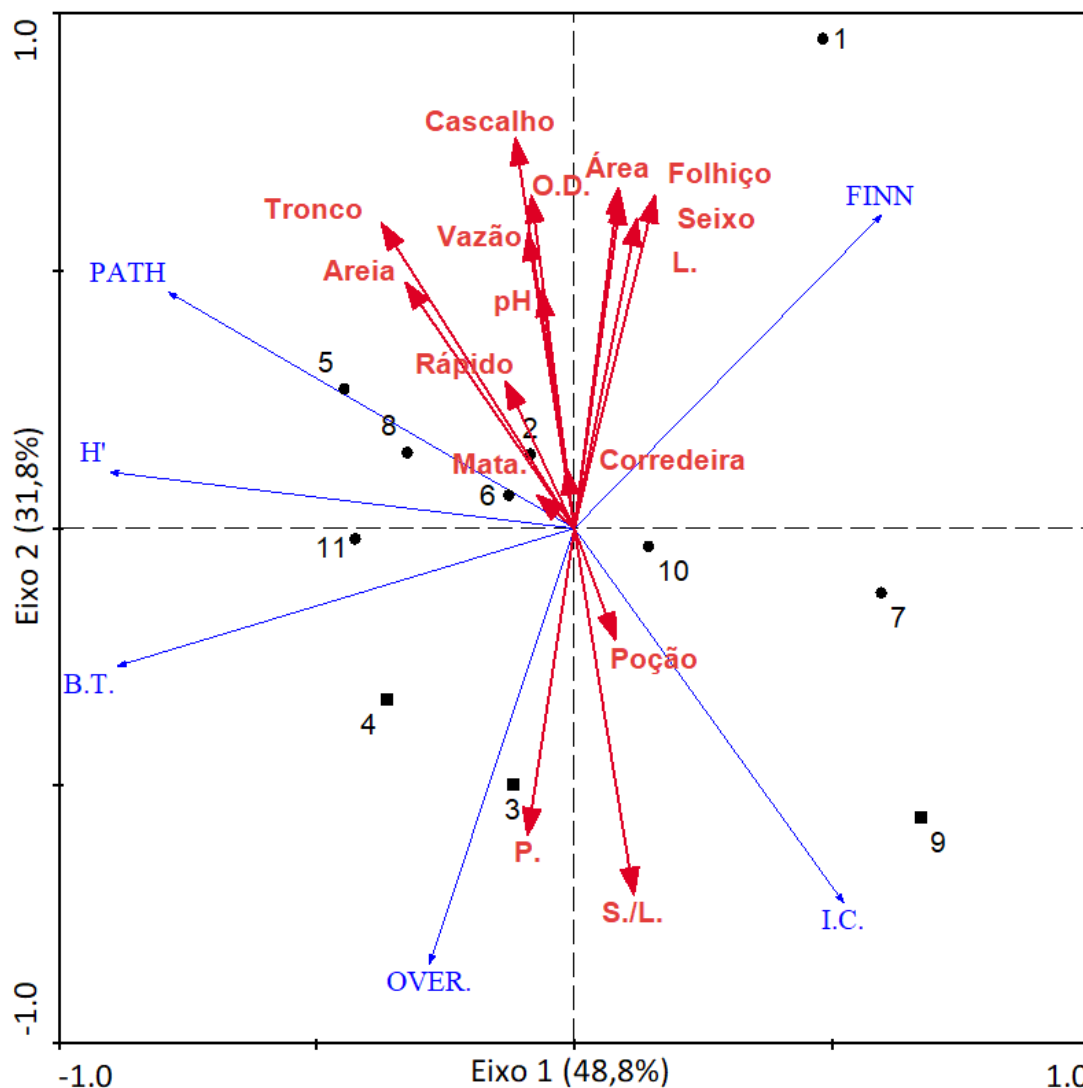


Figura 8 – Análise de Redundância (RDA) dos parâmetros ecossistêmicos (vetores azuis) e variáveis ambientais (vetores vermelhos), onde os círculos pretos representam os riachos de água clara e os quadrados pretos representam os riachos de água escura, com os 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). B.T.: biomassa total; I.C.: Índice de Conectância; H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH: número de caminhos; OVER: *overhead*; FINN: Índice de Ciclagem de Finn; P.: profundidade; S/L: silte/lama; L.: largura; O.D.: oxigênio dissolvido; Casc.: cascalho.

5.2 Análises Sazonais

5.2.1 Variáveis ambientais

O eixo 1 da PCA explicou 76% da variação dos dados sazonais, enquanto, o eixo 2 explicou 15,2% (Figura 9). A análise permitiu observar a ausência da sazonalidade das variáveis estruturais e limnológicas nos locais, onde os riachos de restinga tiveram características ambientais semelhantes durante os dois períodos analisados (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). O mesmo foi observado para os riachos de água clara. A cobertura vegetal, temperatura da água e condutividade pouco explicaram a variação dos dados sazonais.

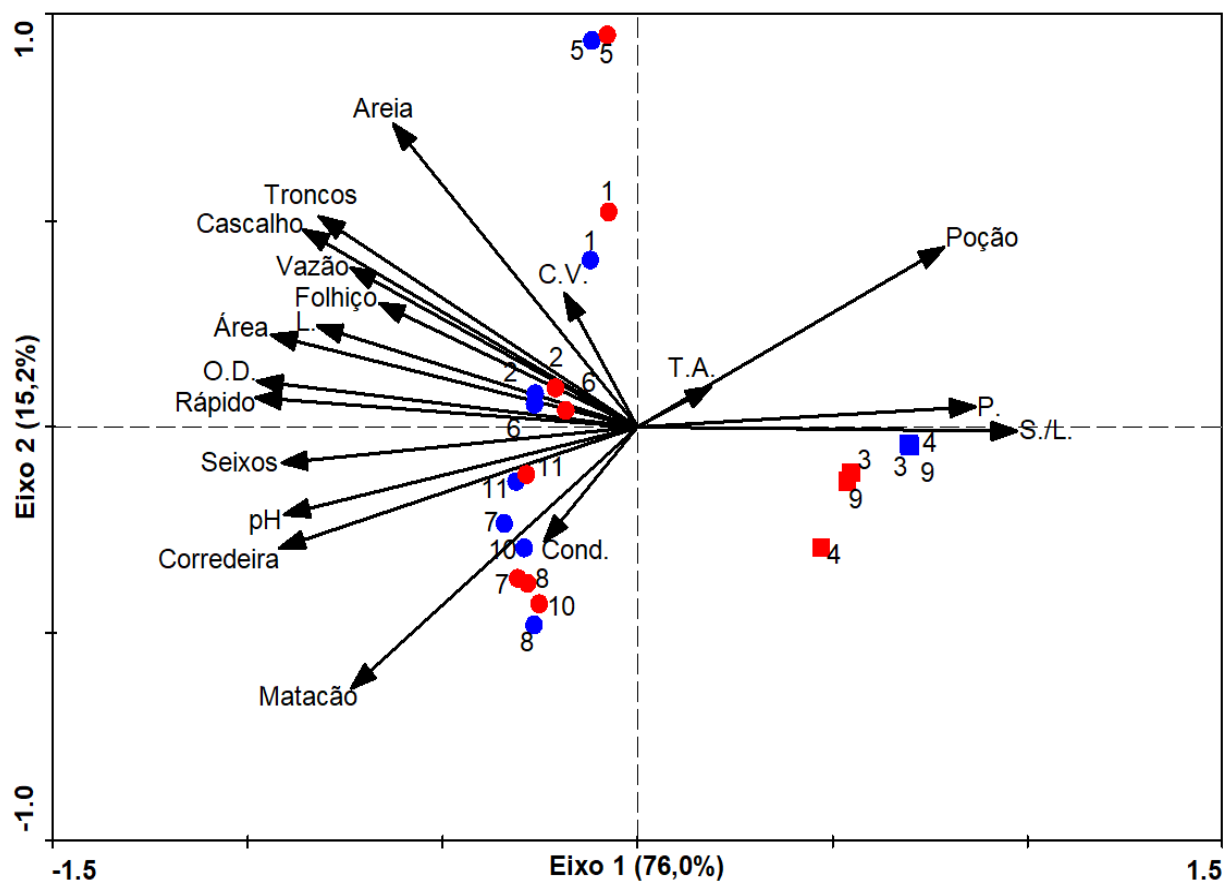


Figura 9 - Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis ambientais sazonal, onde os símbolos em azul representam o período úmido e os símbolos em vermelho representam o período seco, dos 11 riachos costeiros (os círculos representam os riachos de água clara e os quadrados representam os riachos de água escura) em Bertiooga (SP). Legenda: T.A. – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; Cond. – condutividade; L. – largura; P. – profundidade; C.V. – cobertura vegetal; S/L – silte/lama.

5.2.2 Modelagem da estrutura trófica

A biomassa total apresentou uma variação sazonal, a qual durante o período seco ($\bar{x} = 30,22 \text{ t/km}^2$) foi estatisticamente superior em relação ao úmido em todos os riachos ($\bar{x} = 19,42 \text{ t/km}^2$), com exceção do riacho 2 (Tabela 5). O mesmo padrão foi observado com a diversidade biológica em que no seco foi estatisticamente maior ($\bar{x} = 1,91 \text{ bits.ind}^{-1}$), enquanto no úmido apresentou um valor médio de $1,63 \text{ bits.ind}^{-1}$, embora os ecossistemas tenham sido considerados altamente diversos nos dois períodos. O *overhead* não teve um padrão sazonal, sendo elevado nos riachos 1, 2, 5, 6, 7 e 9 durante o período seco e superior nos riachos 3, 4, 8, 10 e 11 durante o úmido. Uma alta taxa de ciclagem foi observada nos riachos no seco ($\bar{x} = 18,23\%$) quando comparada ao úmido ($\bar{x} = 15,33\%$), com exceção dos riachos 2 e 5. O nível trófico nos dois períodos não foi observado variação sazonal, com exceção do riacho 1, onde a teia trófica foi mais longa no seco ($NT = 3,21$) do que no úmido ($NT = 3,00$). A conectância e o número de caminhos não apresentaram variação sazonal em razão de ambas os períodos terem o mesmo número de compartimentos.

Tabela 5 – Parâmetros ecossistêmicos com valores sazonais, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, relacionados à complexidade de habitats nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). B.T.: biomassa total; I.C.: Índice de Conectância; H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH: número de caminhos; OVER: *overhead*; FINN: Índice de Ciclagem de Finn. *: indica diferença significativa entre os conjuntos de dados.

| Riacho | B.T. (tkm ²)* | | I.C. | | H' (bits.ind ⁻¹)* | | PATH (n) | | OVER (%) | | FINN (%) | | NT | |
|--------|---------------------------|-------|------|------|-------------------------------|------|----------|-------|----------|-------|----------|-------|------|------|
| | U | S | U | S | U | S | U | S | U | S | U | S | U | S |
| 1 | 7,59 | 15,01 | 0,20 | 0,20 | 1,03 | 2,10 | 31,00 | 31,00 | 58,32 | 66,59 | 37,10 | 29,97 | 3,21 | 3,00 |
| 2 | 23,13 | 21,30 | 0,22 | 0,22 | 1,86 | 1,87 | 40,00 | 40,00 | 71,86 | 72,94 | 14,37 | 14,89 | 3,00 | 3,00 |
| 3 | 25,09 | 53,00 | 0,30 | 0,30 | 1,59 | 2,05 | 24,00 | 24,00 | 76,80 | 74,71 | 16,96 | 13,37 | 3,06 | 3,06 |
| 4 | 26,61 | 37,21 | 0,28 | 0,28 | 1,72 | 2,11 | 36,00 | 36,00 | 76,96 | 75,53 | 16,36 | 10,65 | 3,05 | 3,05 |
| 5 | 32,25 | 38,48 | 0,20 | 0,20 | 1,90 | 1,98 | 60,00 | 60,00 | 72,75 | 73,30 | 11,04 | 11,94 | 3,00 | 3,00 |
| 6 | 19,47 | 27,77 | 0,21 | 0,21 | 1,84 | 1,97 | 35,00 | 35,00 | 73,54 | 74,45 | 15,82 | 14,98 | 3,00 | 3,00 |
| 7 | 9,85 | 12,01 | 0,33 | 0,33 | 1,23 | 1,58 | 27,00 | 27,00 | 70,13 | 72,79 | 22,87 | 19,36 | 2,98 | 2,98 |
| 8 | 18,82 | 49,90 | 0,27 | 0,27 | 1,89 | 1,94 | 45,00 | 45,00 | 72,36 | 66,37 | 15,84 | 11,30 | 3,00 | 3,00 |
| 9 | 11,88 | 14,02 | 0,35 | 0,35 | 1,34 | 1,56 | 10,00 | 10,00 | 75,19 | 75,29 | 18,86 | 17,11 | 2,23 | 2,23 |
| 10 | 15,32 | 19,83 | 0,24 | 0,24 | 1,73 | 1,84 | 26,00 | 26,00 | 72,34 | 72,03 | 16,24 | 13,65 | 3,00 | 3,00 |
| 11 | 23,57 | 43,87 | 0,21 | 0,21 | 1,82 | 2,06 | 47,00 | 47,00 | 77,47 | 75,27 | 15,10 | 11,38 | 3,00 | 3,00 |

Os eixos 1 e 2 da PCA explicaram 72,1% e 22,6% da variação sazonal dos dados, respectivamente (Figura 10), e permitiram observar que houve uma sazonalidade em alguns dos riachos, como o 3, 4, 6, 8 e 11, onde os maiores valores de biomassa total e a diversidade foram associadas ao período seco. Os demais riachos não registraram variação sazonal nos valores dos parâmetros ecossistêmicos, uma vez que os pontos no úmido e seco ficaram dentro do mesmo quadrante. O Índice de Conectância foi elevado no riacho 9 tanto no úmido quanto na seco, assim como, os riachos 1 e 7 foram relacionados aos altos valores do Índice de Ciclagem de Finn e o riacho 5 associado a altos valores de números de caminhos nos dois períodos.

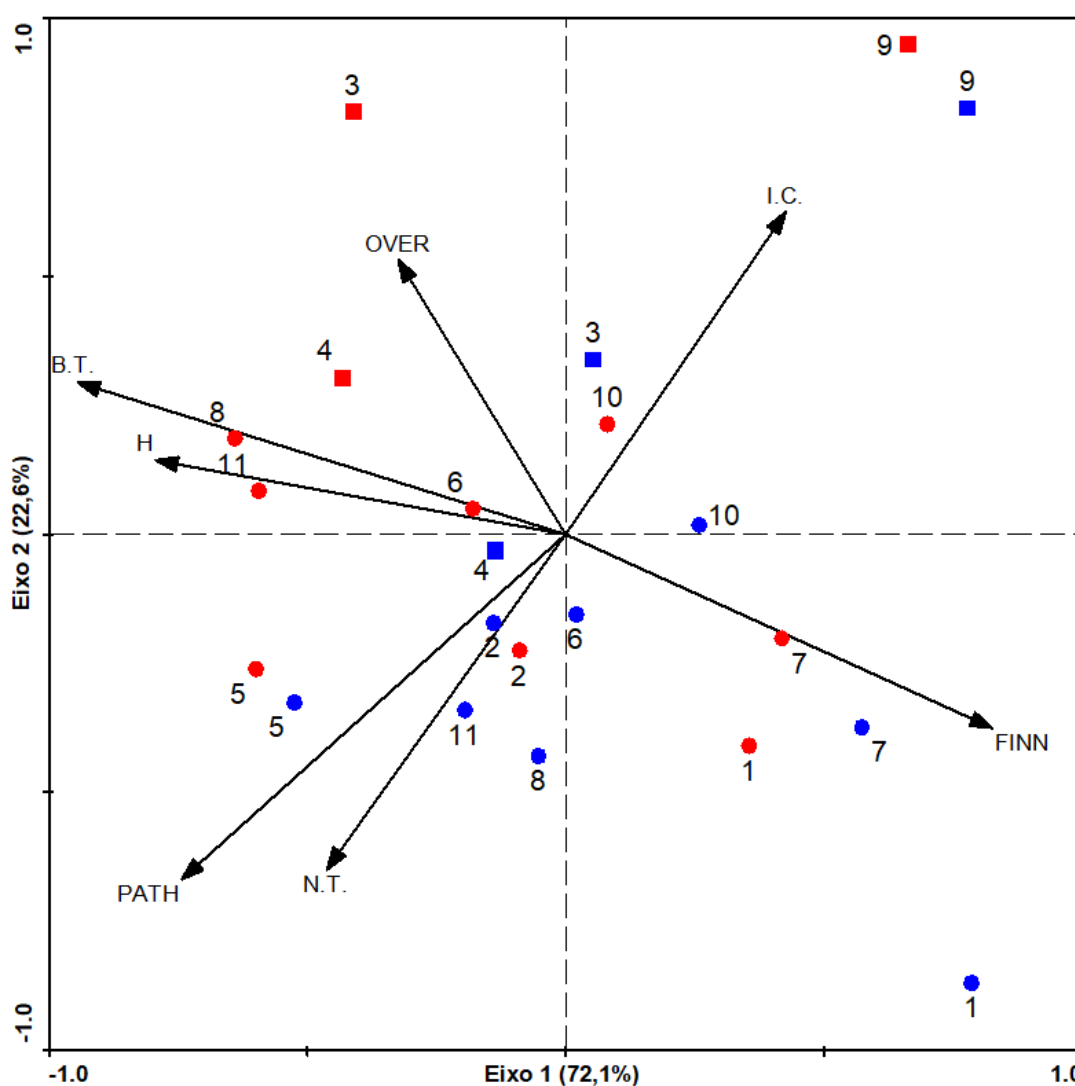


Figura 10 - Análise de Componentes Principais (PCA) com os parâmetros ecossistêmicos sazonais, onde os símbolos em azul representam o período úmido e os símbolos em vermelho representam o período seco, dos 11 riachos costeiros (os círculos representam os riachos de água clara e os quadrados representam os riachos de água escura) em Bertioiga (SP). Legenda: B.T.- biomassa total; I.C. - Índice de Conectância; H' - Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; PATH - número de caminhos; NT - nível trófico; FINN - Índice de Ciclagem de Finn.

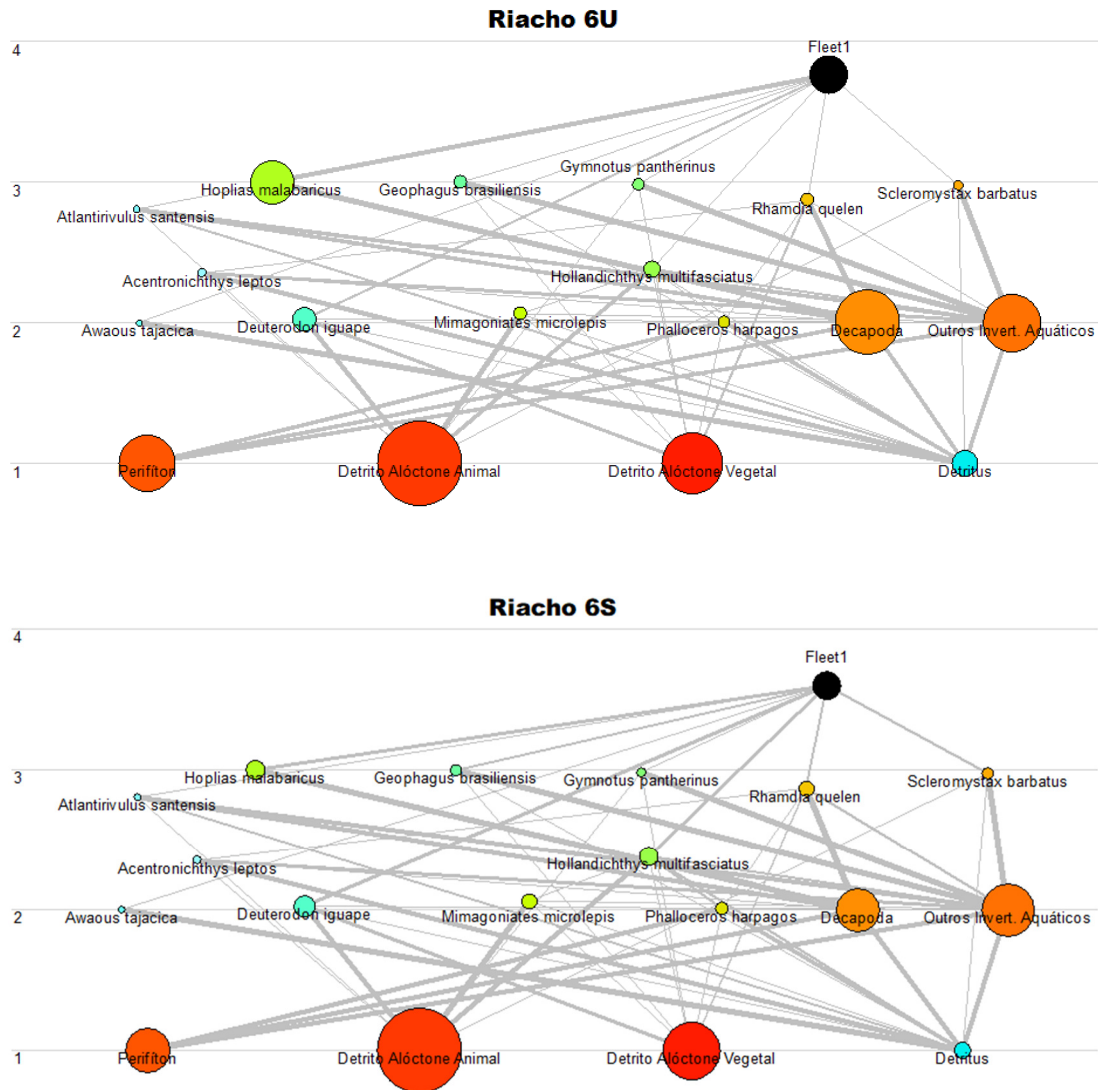
5.2.3 Teias alimentares

O Índice de Espécie-Chave demonstrou que a traíra (*H. malabaricus*), tucunaré (*G. pantherinus*), o jundiá (*R. quelen*) e muçum (*S. marmoratus*) foram as espécies centrais em alguns riachos, como predadores de topo atuando como reguladores no efeito *top-down*, enquanto, dentre os peixes, o lambari (*H. multifasciatus*) e o tetra-amarelo (*H. bifasciatus*), além de outros invertebrados aquáticos foram as espécies-chave, ou grupo-chave no caso dos invertebrados, atuando como consumidores intermediários regulando o sistema como *wasp-waist* (Tabela 6). A análise sazonal indicou que nos riachos 1, 2, 8, 9 e 11 não houve variação nas espécies-chave durante o período amostrado, onde os riachos 1, 2 e 11 tiveram sistemas com efeito *top-down* e sistemas *wasp-waist* nos riachos 8 e 9. Os riachos 5 e 7, apesar da alteração na espécie central, o mecanismo de controle continuou sendo *top-down* tanto no úmido quanto no seco. A alteração de *H. malabaricus* ou *R. quelen* por consumidores intermediários (*H. bifasciatus* e outros invertebrados aquáticos) durante o seco ocorreu nos riachos 3, 4 e 10, enquanto o oposto foi registrado no riacho 6, onde *H. multifasciatus* foi alterado pelo predador de topo *R. quelen* (Figura 11).

Tabela 6 – Índice de Espécie-Chave sazonal, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP).

| Riachos | Índice de Espécie-Chave | |
|---------|--------------------------|--------------------------|
| | U | S |
| 1 | <i>H. malabaricus</i> | <i>H. malabaricus</i> |
| 2 | <i>R. quelen</i> | <i>R. quelen</i> |
| 3 | <i>H. malabaricus</i> | <i>H. bifasciatus</i> |
| 4 | <i>H. malabaricus</i> | <i>H. bifasciatus</i> |
| 5 | <i>R. quelen</i> | <i>S. marmoratus</i> |
| 6 | <i>H. multifasciatus</i> | <i>R. quelen</i> |
| 7 | <i>G. pantherinus</i> | <i>R. quelen</i> |
| 8 | <i>H. multifasciatus</i> | <i>H. multifasciatus</i> |
| 9 | <i>H. multifasciatus</i> | <i>H. multifasciatus</i> |
| 10 | <i>R. quelen</i> | Outros Invertebrados |
| 11 | <i>R. quelen</i> | <i>R. quelen</i> |

Figura 11 – Teia trófica com os fluxos sazonais no riacho 6, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, dos 11 riachos costeiros em Bertioga (S). Legenda: Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



6. DISCUSSÃO

As planícies costeiras das matas de restinga abrigam dois tipos de riachos, os de água clara com água oxigenada e os de água escura com baixa concentração de oxigênio e pH. Estes últimos ocorrem em regiões de baixa declividade da floresta, o que contribui para uma baixa vazão da água favorecendo o acúmulo de material orgânico e substâncias húmicas nos ambientes (FERREIRA, 2007). Os riachos de água escura na área de estudo foram representados pelos riachos 3, 4 e 9, e caracterizam-se pela água estagnada com baixas concentrações de oxigênio e alta acidez, conforme observado na PCA (Figura 5). A análise também permitiu concluir que os riachos de água escura são mais estreitos e mais profundos que os riachos de água clara, com substrato composto majoritariamente por sedimentos de grãos finos, como silte e lama. Os riachos de água clara possuem características estruturais e limnológicas opostas, pois são ambientes rasos e largos com água corrente e substrato formado por sedimento de maior diâmetro, além da alta oxigenação da água.

A coloração escura da água dos riachos de restinga ocorre devido à presença de ácidos húmicos que, acrescidos da hipóxia e acidez em decorrência do acúmulo de matéria orgânica, contribuem para que tais riachos possuam uma baixa riqueza, porém com uma ictiofauna bastante específica (POR, 1992; FERREIRA, 2007). O número de espécies nos riachos de água escura variou entre 7 e 11, sendo inferior em relação aos riachos de água clara ($S = 13$ a 20). A baixa riqueza também pode ter sido influenciada pelo tamanho dos riachos, dado que ambientes mais amplos abrigam um maior número de espécies por possibilitar a criação de diversos habitats, ou seja, maior relação espécie-área (MACARTHUR & WILSON, 1967). Os riachos de água escura, entretanto, demonstraram ter capacidade de abrigar uma alta riqueza ($S = 17$) conforme relatado por OTTO (2006) ao estudar riachos de mata de restinga na Ilha de São Francisco, em Santa Catarina. O mesmo foi observado por FERREIRA (2007) na Bacia do rio Itanhaém, em São Paulo, onde identificou 19 espécies de peixes nos riachos de restinga.

O agrupamento das espécies demonstrou que há uma diferenciação na composição taxonômica entre os dois tipos de riachos, indicando que as características ambientais podem ter influenciado a distribuição das espécies. As condições extremas registradas nos riachos de restinga exigem que certas espécies disponham adaptações fisiológicas para sobreviver, como é o caso do muçum *S. marmoratus*, que em condições de hipóxia

utiliza as brânquias para respiração aérea (SCHIMIDT-NIELSEN, 2002), ou da traíra *H. malabaricus*, que diminui a taxa de metabolismo e é capaz de respirar na superfície aquática (RANTIN *et al.*, 1992; TAGLIANI *et al.*, 1992), enquanto outras espécies são incapazes de regular seu próprio pH dificultando a absorção de oxigênio (MATTHEWS, 1998; SCHIMIDT-NIELSEN, 2002). Na literatura, o tetra amarelo *H. bifasciatus* é considerado um organismo intolerante a ambientes com baixa concentração de oxigênio; entretanto, na área de estudo essa espécie e a tuvira *G. sylvius* foram os únicos peixes a ocorrerem exclusivamente nos riachos de água escura (CRUZ *et al.*, 2013). A espécie *H. bifasciatus* tem preferência por ambientes semi-lênticos e profundos, o que pode explicar sua ocorrência nos riachos de mata de restinga, a qual pode utilizar os locais como refúgio contra predadores, além de utilizar a coloração escura das águas, ocupando o espaço próximo ao fundo em sistemas de água doce, sendo associada a locais de maiores profundidades (DUFECH, 2004; LIMA *et al.*, 2008; MACEDO-SOARES *et al.*, 2010; CRUZ *et al.*, 2013). A ocorrência do gimnotídeo *G. sylvius* também parece estar associada a ambientes mais profundos, com maior turbidez e menor fluxo da água sendo comumente capturado em ecossistemas aquáticos com baixa concentração de oxigênio, o que pode justificar sua presença nos riachos 3, 4 e 9 (ALBERT *et al.*, 1999; CASCIOTTA *et al.*, 2013; RIBEIRO *et al.*, 2016).

Os integrantes das ordens Characiformes e Siluriformes são predominantes nos ecossistemas aquáticos, pois correspondem a aproximadamente 90% da ictiofauna neotropical (LOWE-MCCONNELL, 1987). A predominância dos dois grupos foi observada no presente estudo e tal fato pode estar relacionado à alta fecundidade desses organismos, contribuindo para que atinjam um grande tamanho populacional (AZEVEDO, 2010).

A curva de rarefação das quatro espécies mais numerosas (*P. harpagos*, *M. microlepis*, *D. iguape* e *K. heylandi*) demonstrou que a quantidade de estômagos analisados foi suficiente para determinar o hábito alimentar, como demonstrado na Figura 7. Os caracídeos (*H. multifasciatus* e *M. microlepis*) e o poecilídeo (*P. harpagos*) possuem um comportamento alimentar oportunista que, na ausência do item de preferência, utilizam os recursos alimentares disponíveis. Logo, a curva dificilmente atingirá uma estabilidade, dado que esses organismos estão constantemente forrageando itens na coluna d'água (REZENDE & MAZZONI, 2003; BARRILLI, 2012).

Foi verificado que os parâmetros ecossistêmicos tiveram maior influência sobre a teia trófica em relação aos dados ambientais, uma vez que o eixo principal da RDA dividiu os riachos de água clara e os riachos de água escura (Figura 8), refutando a primeira hipótese do trabalho. A composição do substrato, a presença de troncos nos canais, a alta oxigenação, a maior vazão e o elevado pH da água dos riachos 2, 3, 4, 5, 6, 8 e 11 podem ter influência na diversidade biológica e na biomassa total desses locais. A variedade no tamanho dos grãos pode ter colaborado na presença e na distribuição da ictiofauna, uma vez que insetos aquáticos constituíram o principal recurso alimentar para mais da metade dos peixes na área de estudo, apesar desse cenário limitar-se aos riachos 2, 5, 6, 8 e 11. O tamanho da partícula, bem como a textura do substrato e o espaço intersticial são aspectos importantes para a movimentação e o estabelecimento de macroinvertebrados num habitat, assim como a presença de troncos submersos, onde há o crescimento de perífiton servindo de alimento para insetos, no caso das larvas de efemerópteros, e peixes, como o cascudinho *K. heylandi* (JUNK, 1973; FERREIRA, 1984; SILVEIRA, 2004). A diversificação do substrato e troncos submersos nos canais favorecem a formação de diferentes micro-habitats permitindo a exploração do espaço por diferentes tipos de organismos e aumentando a riqueza e a diversidade do ambiente (CASATTI *et al.*, 2009; CETRA *et al.*, 2020).

As condições limnológicas ideais para os peixes, como maior oxigenação e pH nos riachos de água clara, também podem ter corroborado uma maior diversidade e biomassa, uma vez que os organismos não necessitam de adaptações fisiológicas para sobreviver nesses ambientes. A alta oxigenação da água e do pH permite que um maior número de espécies possa ocupar estes locais, uma vez que a concentração de oxigênio dissolvido para a maioria dos peixes fica acima de 4 mg.L, assim como o pH ideal oscile na faixa entre 6 e 9. Logo, valores inferiores a estes (no caso do O.D. e pH), ou superiores (no caso do pH) podem ocasionar a mortalidade de certas espécies (KUBITZA, 1999; LEIRA *et al.*, 2017). A baixa quantidade de material orgânico depositado no leito dos riachos de água clara, em razão da maior vazão da água, também pode ter contribuído para os níveis de oxigênio e pH registrados evitando que ocorresse o acúmulo de nutrientes (MENEZES *et al.*, 2007). A elevada biomassa observada neste grupo de riachos pode ter sido ocasionada pela ocorrência de predadores, como o piscívoro *H. malabaricus* e os carnívoros *R. quelen* e *S. marmoratus*, que apresentam grande tamanho corpóreo, o que contribuiu expressivamente no aumento da biomassa da ictiofauna (ANJOS, 2005).

A diversidade observada nos riachos 3 e 4 pode estar associada às maiores profundidades que contribui para a heterogeneidade dos ambientes favorecendo a ocupação dos peixes em diferentes micro-habitats do canal, bem com a uniformidade na abundância das espécies que, apesar da baixa riqueza nesses os riachos, também colaborou para tal resultado (MATTHEWS, 1998; MAGURRAN, 2004). Os peixes de pequeno porte são predominantes em locais rasos; logo, a profundidade desses riachos pode ter influenciado no tamanho dos indivíduos, abrigando peixes de porte médio e, consequentemente, de maior massa (GARUTTI, 1988; MARTINS, 2000).

Os demais riachos (1, 7, 9 e 10) registraram elevados valores de ciclagem de nutrientes e conectância que foram associados a área, largura, folhiço, substratos de seixo e silte/lama. O alto nível de conectância observado no riacho 9 pode estar relacionado a baixa riqueza, dado que o índice mede a proporção entre o número de ligações que ocorreram pelo número máximo possível de ligações dentro de um ecossistema. Portanto, uma teia trófica com poucas espécies irá corresponder a um alto número de conexões (PIMM, 1982). O riacho 9 também foi altamente associado ao substrato de lama e silte. A instabilidade do substrato fino pode ter contribuído para o baixo número de espécies, além das características limnológicas discutidas anteriormente, em que a hipóxia e a acidez da água também podem ter influenciado a baixa diversidade nesses locais (KIKUCHI & UIEDA, 2005; MONTEIRO *et al.*, 2008).

A alta taxa de ciclagem de nutrientes associada ao riacho 1 pode estar relacionada à maior área amostrada, visto que pode abrigar um número elevado de organismos, neste caso, possivelmente é o poecilídeo *P. harpagos*, que registrou uma abundância local quase sete vezes superior à dos demais riachos (Tabela 2). A espécie, apesar de possuir um hábito alimentar fitoplanctívoro, também ingeriu uma grande quantidade de detrito. Contudo, tanto o detrito quanto o fitoplâncton são alimentos de baixa qualidade nutricional e necessitam de um tempo maior de processamento no sistema digestório a fim de extrair o máximo de nutrientes dos alimentos (HORN, 1989; SIBLY, 1981; ZANDONÀ *et al.*, 2015). A presença de organismos detritívoros é fundamental nos ecossistemas, pois estes exercem uma função importante na transferência de energia e matéria orgânica utilizando as teias detritívoras, o que pode ter influenciado o alto valor do Índice de Ciclagem de Finn no riacho 1 (MANN, 1988). A baixa participação de espécies detritívoras nos riachos costeiros é algo esperado em virtude das características dos ambientes de nascentes e riachos de pequenas ordens, pois a grande inclinação da

serra aumenta o fluxo da água, o que dificulta a sedimentação do detrito oriundo da mata ciliar no leito do canal (OYAKAWA *et al.*, 2006; VALLE, 2013).

Os riachos com um alto número de ligações registraram uma baixa conectância e vice-versa. O atributo ecossistêmico de número de caminhos indica a quantidade de ligações energéticas que ocorreram entre os componentes de um ecossistema, enquanto o Índice de Conectância calcula a proporção entre o número de conexões obtidas pelo número máximo de conexões dentro do sistema, conforme mencionado anteriormente (PIMM, 1982; ULANOWICZ, 1986). A teia trófica composta por um baixo número de espécies apresentou um maior número de ligações entre os componentes, o que pode ter aumentado a conectância. Entretanto, nos riachos com uma riqueza elevada ocorreu o oposto, provavelmente por conta do maior número de caminhos alternativos que a energia pode percorrer dentro do ecossistema, diminuindo a conectância.

Os riachos 3 e 4 registraram altos valores de *overhead* sendo associados às maiores profundidades desses ambientes. O *overhead* é um parâmetro ecossistêmico que mede o grau de desordem, sendo diretamente ligado à redundância. Assim, uma redundância elevada corresponde a um ambiente capaz de manter a estabilidade perante um distúrbio ambiental (ANGELINI, 2002; MUKHERJEE *et al.*, 2015). Um riacho estável indica um ambiente heterogêneo sendo composto por uma combinação de diferentes variáveis em que a profundidade é uma delas, promovendo o estabelecimento dos peixes em diferentes áreas do canal (JUNK *et al.*, 1989; ANGERMEIER & WINSTON, 1998; MATTHEWS, 1998; BROWN, 2003).

Os ecossistemas, de um modo geral, possuem grande diversidade, com valores acima de $1,44 \text{ bits.ind}^{-1}$, quando comparados a outros riachos de pequena ordem da Mata Atlântica (CASTRO *et al.*, 2003; CASTRO *et al.*, 2004; CUNICO *et al.*, 2006; VIEIRA & SHIBATTA, 2007; SEREIA *et al.*, 2017). A conectância nas teias alimentares obteve valores intermediários (0,20) a altos (0,35), indicando que os riachos possuem certa resiliência frente a rápidas perturbações, sendo capazes de resistir à retirada de um dos “nós” ou compartimentos da teia trófica. Entretanto, caso uma espécie que apresente um alto número de ligações tróficas seja removida, isso poderá afetar o ecossistema e torná-lo mais vulnerável (DUNNE *et al.*, 2002; GIACOMINI & PRETERE JR, 2010). Os valores registrados foram similares aos de outros estudos em riachos de Mata Atlântica no Rio

Grande do Norte e em Igarapés no Pará (GOMES, 2017; ROSA, 2017), porém, inferiores aos de outros riachos de primeira ordem no Paraná (GAMBAROTTO, 2017).

A energia reserva do sistema, expressa pelo *overhead*, demonstra o grau de desordem e tende a aumentar conforme o seu desenvolvimento, podendo ser interpretada como um ambiente mais estável e até mesmo maduro (CHRISTENSEN, 1995; ANGELINI, 2002). Os riachos, ao todo, registraram um grau de desordem superior a 62,01% indicando uma alta resiliência, o que demonstra a energia disponível a ser utilizada em caso de uma perturbação inesperada. Ambas são características de ecossistemas em desenvolvimento (ODUM, 1986; ULANOWICZ, 1986). O *overhead* e o Índice de Ciclagem de Finn são parâmetros ecossistêmicos que estão associados, pois quando a desordem aumenta, a ciclagem de nutrientes também aumenta. Dessa forma, ambos podem ser utilizados para interpretar a maturidade de um ecossistema (ODUM, 1969; CHRISTENSEN, 1995).

O Índice de Ciclagem de Finn representa a quantidade de nutrientes que é efetivamente reciclada pelo sistema (Finn, 1976). A transferência de energia e matéria orgânica nos ambientes aquáticos ocorre, majoritariamente, através das teias detritívoras, em que os organismos detritívoros desempenham papel fundamental na reciclagem de energia dentro dos ecossistemas utilizando material depositado no leito dos riachos, tal qual algas, folhiço, fragmentos de invertebrados, entre outros (MANN, 1988; CHRISTENSEN & PAULY, 1993; AGOSTINHO *et al.*, 1997). Os riachos analisados possuem valores intermediários (7,52%) a altos (29,56%), o que indica que tais ecossistemas tenham alguns caminhos alternativos para o fluxo de energia, apesar de a alta taxa no riacho 1 apontar uma capacidade moderada de ciclagem da matéria característica de ecossistemas em desenvolvimento (ODUM, 1969; VASCONCELLOS *et al.*, 1997; SU, 2016). Os ecossistemas da área de estudo, no geral, apesar das diferenças estruturais e limnológicas, podem ser considerados, em razão dos padrões de desenvolvimento ecossistêmicos, como ambientes estáveis com um certo grau de resiliência. Contudo, devido à moderada ciclagem de nutrientes, ainda estão em processo de desenvolvimento, o que confirma a segunda hipótese do trabalho.

Os riachos costeiros de Mata Atlântica são constantemente castigados com grandes volumes de chuvas, especialmente nos meses mais quentes, onde eventos de enchentes e trombas d'água contribuem para mudanças nos aspectos estruturais e limnológicos dos canais interferindo na estruturação da ictiofauna (JUNK, 1980; LOWE-

MCCONNELL, 1999; WINEMILLER *et al.*, 2008; TERASSI & GALVANI, 2017). Os sistemas da área de estudo, contudo, não registraram uma variação sazonal dos dados ambientais e em alguns dos atributos ecossistêmicos, conforme as Figura 9 e Figura 10, respectivamente, o que possivelmente está relacionado ao regime pluvial da região de Bertioga, ocasionado pelas chuvas orográficas, colaborando para precipitações constantes distribuídas ao longo do ano (KRUPPEK *et al.*, 2008; MARTINS *et al.*, 2008; SANT'ANNA NETO, 1995). A ausência da sazonalidade observada nos riachos também pode estar relacionada ao período de coleta dos dados ambientais, sendo incapaz de verificar as variações sazonais que ocorrem em ambientes tropicais de Mata Atlântica, ocasionadas pelos pulsos de inundação, os quais voltam a apresentar as mesmas características ambientais previamente a instabilidade ocasionada pelas chuvas. A alta disponibilidade, a variedade e a oferta constante de recursos alimentares provenientes da vegetação arbórea, comum em ambientes tropicais, possivelmente contribuiu para a estabilidade na ocorrência das espécies durante o período estudado, o que pode explicar a constância no número de caminhos e nos valores do Índice de Conectância tanto no período seco quanto no úmido (CASTRO *et al.*, 2003; MAZZONI *et al.*, 2010). A regularidade na frequência dos itens alimentares também pode ser associada a pluviosidade da região que apesar das variações hidrológicas ao longo do ano parece não interferir na estabilidade dos recursos.

A biomassa total e o Índice de Diversidade, entretanto, foram estatisticamente diferentes, com os dois valores superiores durante o período seco ($\bar{x} = 30,22 \text{ t/km}^2$) em comparação com ao úmido ($\bar{x} = 19,42 \text{ t/km}^2$), especialmente nos riachos 3, 4, 6, 8 e 11. A intensificação do forrageio e o consumo de itens alimentares no seco podem estar relacionados ao aumento da biomassa por conta do acúmulo de reserva energética em preparação para o período reprodutivo na primavera e no verão. Tal comportamento é comum em indivíduos da ordem Characiformes (VAZZOLER & MENEZES, 1992; PEREIRA, 2008). A maior abundância de exemplares capturados durante o seco também pode ter sido influenciada pela redução da área dos riachos, visto que nos ambientes de água doce, durante o período úmido, o volume de água aumenta por conta das chuvas (efeito diluição), o que facilita o escape e dificulta a captura da ictiofauna (ZALEWSKI & COWX, 1990; LOWE-MCCONNELL, 1999; MELO *et al.*, 2007). A equivalência na abundância das espécies no período seco provavelmente contribuiu para o aumento do Índice de Diversidade de Shannon, já que o cálculo se baseia tanto na riqueza quanto na abundância dos organismos (MAGURRAN, 2004).

O nível trófico demonstra a posição em que um organismo ou grupo está inserido na teia alimentar, indicando o comprimento do fluxo de energia dentro de um ecossistema e as mudanças sazonais podem influenciar a disponibilidade de habitats ocasionando variação na biota, o que afeta a dinâmica populacional e as interações tróficas das espécies (LINDEMAN, 1942; WINEMILLER & JEPSEN, 1998). Os níveis tróficos na área de estudo não tiveram variação sazonal, com exceção do riacho 1, mantendo-se estáveis nos períodos úmido e seco o que, em razão das constantes chuvas ao longo do ano e o *input* de nutrientes, possivelmente colaborou para a contínua oferta alimentar provida pela mata ciliar densa no entorno dos riachos contribuindo com a permanência das espécies e refutando a terceira hipótese do trabalho, dado que as cadeias tróficas nos riachos estudados foram curtas ao longo do ano (SANT'ANNA NETO, 1995; CASTRO *et al.*, 2003; MAZZONI *et al.*, 2010). O ligeiro aumento registrado no riacho 1 no período úmido pode ter sido provocado pelo aumento no volume das chuvas, típico dos meses mais quentes na região (TERASSI & GALVANI, 2017). A curta cadeia alimentar observada nos riachos costeiros pode estar associada à característica comportamental dos peixes tropicais que, devido a flutuações sazonais nos níveis da água, apresentam larga plasticidade trófica e forrageio oportunista, sendo comuns em ecossistemas lóticos, especialmente em riachos tropicais (BRIAND, 1985; VANDER ZANDEN *et al.*, 1997; JEPSEN & WINEMILLER, 2002; VALLE, 2013).

Os organismos que possuem uma grande influência sobre a teia trófica são considerados espécies-chave do sistema. Mesmo tendo uma baixa biomassa, desempenham uma função significativa na estruturação da comunidade e sua remoção poderá implicar em alterações na resiliência e no equilíbrio do ecossistema (POWER *et al.*, 1996; DUNNE *et al.*, 2002; ESTES *et al.*, 2011). O Índice de Espécie-Chave analisa as relações tróficas dos organismos para verificar quais espécies poderiam ocasionar um forte impacto na comunidade, além de possibilitar o entendimento do comportamento do sistema a fim de determinar o tipo de mecanismo de controle, podendo ser *top-down*, *bottom-up* ou *wasp-waist* (ANGELINI *et al.*, 2006; LIBRALATO *et al.*, 2006). O mecanismo do tipo *top-down*, ou efeito cascata trófica, indica que os predadores regulam a biomassa dos organismos dos níveis tróficos inferiores, seja por meio de efeitos diretos, como a predação sobre a presa, ou indiretos, com mudanças na própria biomassa, enquanto o efeito *bottom-up* ocorre quando o detrito e/ou os produtores, a base da teia trófica, regulam a biomassa dos organismos de níveis tróficos superiores (NIELSEN, 2001; SHURIN

et al., 2002; TESTA *et al.*, 2016). Um controle do tipo *wasp-waist* significa que espécies de níveis tróficos intermediários regulam o ecossistema, onde influenciam na biomassa tanto dos predadores quanto das presas (CURY *et al.*, 2000). Um sistema com efeito *top-down* é esperado em riachos tropicais; entretanto, predizer qual o tipo de mecanismo de controle nesses ambientes torna-se difícil por conta da alta variabilidade ambiental. Logo, não se verifica um padrão definido e os efeitos *top-down* e *bottom-up* nos ecossistemas aquáticos tropicais dependem de um contexto, podendo variar conforme o período do dia, a época do ano, o perfil dos consumidores e do ciclo hídrico (PRINGLE & HAMAZAKI, 1997; HILLBRAND, 2009; GARCIA *et al.*, 2015).

As espécies-chave de predadores de topo atuando como reguladores no efeito *top-down* nos riachos costeiros foram a traíra (*H. malabaricus*), a tuvira (*G. pantherinus*), o jundiá (*R. quelen*) e o muçum (*S. marmoratus*). O lambari (*H. multifasciatus*), o tetra-amarelo (*H. bifasciatus*) e outros invertebrados aquáticos atuaram como consumidores intermediários regulando o sistema como *wasp-waist* (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Os riachos 1, 2, 5, 7 e 11 tiveram sistemas do tipo *top-down* ao longo do ano, com peixes carnívoros e piscívoros como predadores topo de cadeia corroborando outros estudos e evidenciando tal mecanismo de controle em riachos tropicais, o que confirma a quarta hipótese do trabalho para alguns dos riachos (PRINGLE & HAMAZAKI, 1998; POLIS *et al.*, 2000; ROSEMOND *et al.*, 2001; RAMÍREZ & PRINGLE, 2004; BOYERO *et al.*, 2008). O efeito *top-down* em ecossistemas aquáticos tropicais é diferente dos temperados em razão da não existência ou da baixa frequência de peixes essencialmente zooplactívoros, sendo que aqui representados por peixes onívoros, assim como os poucos piscívoros passam a ser os macrocarnívoros generalistas, como *R. quelen* e *S. marmoratus* (LAZZARO *et al.*, 2003).

A regulação nos riachos 8 e 9, entretanto, tiveram o efeito *wasp-waist* em ambos os períodos, onde o consumidor intermediário *H. multifasciatus* foi a espécie central das teias tróficas, regulando o fluxo de energia dos sistemas de modo *top-down* para suas presas, mas também *bottom-up* para seus predadores (CURY *et al.*, 2000; GRIFFITHS *et al.*, 2012). Os sistemas *wasp-waist* são frequentes em ambientes aquáticos costeiros e estuarinos pois há uma elevada biomassa dos níveis tróficos superiores e inferiores, enquanto os níveis intermediários apresentam baixa biomassa, o que torna esse grupo de peixes insetívoros espécies centrais para a transferência de fluxos de energia devido à grande abundância de macroinvertebrados nestes ecossistemas (EDGAR, 1999; JORDÁN,

et al., 2005; PEREIRA, 2018). A sustentação das teias tróficas em sistemas *wasp-waist* nos riachos de pequenas ordens da área de estudo ocorreu através da insetivoria terrestre dos consumidores intermediários, onde a cadeia trófica é altamente dependente de matéria orgânica de origem alóctone oriunda do denso dossel de árvores em torno dos canais, fornecendo disponibilidade alimentar suficiente ao longo do ano (SANT'ANNA NETO, 1995; LOWE-McCONNELL, 1999).

Os riachos 3, 4, 6 e 10 tiveram oscilação sazonal nas espécies-chave. No período úmido o sistema teve comportamento do tipo *top-down* e no seco passou a ser *wasp-waist*, como foi o caso dos riachos 3, 4 e 10. O oposto ocorreu no riacho 6. O aumento no volume das chuvas nos meses mais quentes provoca enchentes e trombas d'água nos riachos costeiros o que pode ocasionar um aumento na heterogeneidade dos ecossistemas beneficiando os predadores topo de cadeia, pois nesse período também há uma maior oferta dos recursos alimentares alóctones, aumentando o número de consumidores intermediários nesses riachos (SANT'ANNA NETO, 1995; POLIS, 1999; MESERVE *et al.*, 2003; TERASSI & GALVANI, 2017). A grande variabilidade típica de ambientes tropicais, principalmente no regime hídrico, pode explicar tal variação sazonal no mecanismo de controle, em que a redução na disponibilidade dos recursos alimentares durante o seco pode ter contribuído para a mudança no mecanismo de controle nos riachos 3, 4 e 10, influenciando na diminuição da biomassa dos consumidores intermediários e gerando o efeito *wasp-waist* nos meses mais frios (MESERVE *et al.*, 2003; GARCIA *et al.*, 2015).

A densa mata ciliar nas margens dos riachos costeiros dificulta a incidência de luz solar, reduzindo a fotossíntese e limitando o crescimento de algas e plantas nas águas, o que diminui a produtividade aquática. Logo, a cadeia alimentar nesses ecossistemas depende do material alóctone de origem terrestre proveniente da vegetação arbórea (VANNOTE *et al.*, 1980; LOWE-McCONNELL, 1999). Os macroinvertebrados constituem um dos itens alimentares mais importantes na dieta dos peixes pois são organismos altamente diversos e presentes em diferentes ambientes (LOWE-McCONNELL, 1999). A insetivoria terrestre, embora tenha ocorrido em baixa frequência, desempenha uma importante função dentro das teias alimentares dos riachos, pois espécies como os lambaris *H. multifasciatus* e *M. microlepis*, são alguns dos principais responsáveis por incorporar matéria orgânica alóctone dentro de ecossistemas de água doce, servindo de *link* entre os ambientes terrestre e aquático (CASATTI, 2010; SILVA, 2018). Os itens autóctones nos riachos, como insetos e camarões, presentes na dieta da maioria dos peixes

também obtêm energia através da matéria orgânica proveniente do ambiente terrestre e, como observado no riacho 10, a categoria “outros invertebrados aquáticos” foi considerada o grupo-chave da teia trófica durante o seco nesse sistema (ANGERMEIER & KARR, 1984; UIEDA *et al.*, 1997).

A vegetação ripária constitui uma parte importante desses ecossistemas atuando como base da cadeia alimentar para os riachos costeiros e a dependência da comunidade íctia com a mata ciliar em ecossistemas tropicais é bastante difundida (ANGERMEIER & KARR, 1984; VANNOTE *et al.*, 1980; BARRELLA *et al.*, 2001; OYAKAWA *et al.*, 2006; CASATTI, 2010). A alteração na vegetação pode impactar negativamente os riachos afetando a estrutura dos peixes, além dos parâmetros ecossistêmicos e das variáveis ambientais, que a utilizam não apenas como fonte de energia mas também por diferentes organismos como abrigo contra predadores e locais de alimentação e reprodução (LOWE-MCCONNELL, 1999; MENEZES *et al.*, 2007; CETRA *et al.*, 2011). A área de estudo integra duas Unidades de Conservação: o Parque Estadual Serra do Mar (PESM) e Parque Estadual Restinga de Bertiooga (PERB), que possuem papel importante na preservação dos recursos naturais da região e representam um refúgio para as espécies que dependem da vegetação arbórea (HASSLER, 2005; SARMENTO-SOARES & MARTINS-PINHEIRO, 2013; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2019). As informações obtidas no presente estudo podem auxiliar no manejo do ecossistema nas áreas de conservação, além de servirem como referência para políticas públicas em ambientes impactados (BROOKS *et al.*, 2006).

7. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos pode-se concluir que os riachos costeiros tiveram diferenças estruturais e limnológicas em que os típicos riachos de restinga (3, 4 e 9) são constituídos por ambientes mais estreitos e com maior profundidade, baixa vazão e substratos finos, além de uma coloração escura da água ocasionada pelo acúmulo de substâncias húmicas, propiciando condições de hipóxia e acidez da água. Os demais riachos (1, 2, 5, 6, 7, 8, 10 e 11) são locais com características ambientais opostas, ou seja, são largos, rasos, possuem alta vazão e têm substratos de maior diâmetro com alta oxigenação da água, além da baixa quantidade de material em suspensão. A diferenciação entre os dois tipos de riachos influenciou a composição da ictiofauna, restringindo a ocorrência de certas espécies devido à necessidade de adaptações fisiológicas a ambientes com condições extremas, como no caso de *G. sylvius* e *H. bifasciatus*, sendo que a segunda apresentou uma nova ocorrência, habitando riacho com condições de hipóxia. Embora tenham apresentado diferenças estruturais e limnológicas, os ecossistemas foram considerados ambientes estáveis com um certo grau de resiliência perante distúrbios ambientais, porém, ainda em processo constante de desenvolvimento.

O regime hídrico da região de Bertioga e a presença de uma vegetação arbórea densa em torno dos riachos contribuíram para a ausência de uma variação sazonal nos atributos ecossistêmicos nos períodos úmido e seco. As cadeias tróficas também não tiveram sazonalidade e os comprimentos do fluxo de energia foram curtos, típicos de ambientes tropicais em razão das flutuações sazonais das chuvas que promovem uma alta plasticidade trófica e forrageio oportunista. Os mecanismos de controle na região de Bertioga variaram entre os riachos e, em alguns casos, sazonalmente. Por se tratar de ecossistemas tropicais, a grande variabilidade ambiental torna difícil determinar um padrão. A presença da mata ciliar em torno dos riachos desempenha uma importante parte nos ecossistemas servindo de base da teia alimentar para os riachos estudados e sua remoção poderá impactar negativamente a estruturação e a dinâmica da comunidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; FERRETTI, C. M. L.; GOMES, L. C.; HAHN, N. S.; SUZUKI, H. I.; FUGI, R.; ABUJANRA, F. Ictiofauna de dois reservatórios do rio Iguaçu em diferentes fases de colonização: Segredo e foz do Areia. *In*: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Eds.). **Reservatório do Segredo: base ecológica para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997. p. 275-292.
- ALBERT, J. S.; FERNANDES-MATIOLI, F. M. de C.; ALMEIDA-TOLEDO, L. F. de. New species of *Gymnotus* (Gymnotiformes, Teleostei) from southeastern Brazil: toward the deconstruction of *Gymnotus carapo*. **Copeia**, v. 2, p. 410-421, 1999.
- ALLEN, K. R. Relation between production and biomass. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, v. 28, p. 1573-84, 1971.
- ALLAN, J. D. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1995. 388 p.
- ALMEIDA, L. M. W.; BRITO, D. S. Atividades de modelagem matemática: que sentido os alunos podem lhe atribuir? **Ciência & Educação**, v. 11, n. 3, p. 483-98, 2005.
- ANGELINI, R. Ecossistemas e modelagem ecológica. **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, v. 1, p. 1-19, 1999.
- ANGELINI, R. Bases para aplicação da teoria de informação em ecossistemas, com ênfase na ascendência. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 275-83, 2002.
- ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A. A. Food web modelo of the Upper Paraná River Floodplain: description and aggregation effects. **Ecological Modelling**, v. 181, n. 2-3, p. 109-21, 2005.
- ANGELINI, R.; FABRÉ, N. N.; SILVA, U. L. Trophic analysis and fishing simulation of the biggest Amazonian catfish. **African Journal of Agriculture Research**, v. 1, p. 151-58, 2006.
- ANGELINI, R.; GOMES, L. C. **O artesanato de ecossistemas: construindo modelos com dados**. Maringá: EDUEM, 2008. 188 p.
- ANGELINI, T.; de MORAIS, R. J.; CATELLA, A. C.; RESENDE, E. K.; LIBRALATO, S. Aquatic food webs of the oxbow lakes in the pantanal: a new site for fisheries guaranteed by alternated control? **Ecological Modelling**, v. 253, p. 82-96, 2013.
- ANGERMEIER, P.; WINSTON, M. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, n. 2, p. 117-35, 1984.
- ANGERMEIER, P.; WINSTON, M. R. Local vs. regional influence on local diversity in stream fish communities of Virginia. **Ecology**, v. 79, n. 3, p. 911-27, 1998.
- ANJOS, M. B. **Estrutura de comunidades de peixes em igarapés de terra firme na Amazônia Central: estudo da composição, distribuição e características tróficas**. 2005. 85f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2005.
- AZEVEDO, M. A. Reproductive characteristics of characid fish species (Teleostei, Characiformes) and their relationship with body size and phylogeny. **Iheringia**, v. 100, n. 4, p. 469-82, 2010.

- BARRELA, W.; PETRERE Jr.; M., SMITH, W.S.; MONTAG, L.F. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. *In*: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 187-207.
- BARRILLI, G. H. C. **Indicadores físicos, químicos e biológicos da integridade ambiental em seis córregos da porção superior da bacia do rio Monjolinho, São Carlos-SP, Brasil**. 2014. 93f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2014.
- BARROS, T. F. de. **Estrutura populacional, estratégia reprodutiva e deslocamento de *Rhamdioglanis transfaciatus* Miranda Ribeiro, 1908, bagre endêmico de riachos costeiros de Mata Atlântica**. 2017. 85f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.
- BAUER, R. C.; REJOWSKI, M. Oferta turística de Bertioga (SP): caracterização, evolução e análise. **Turismo em análise**, v. 14, n. 1, p. 85-97, 2003.
- BAZZAZ, F. A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, v. 56, p. 485-88, 1975.
- BOYERO, L.; RINCON, P. A.; PEARSON, R. G. Effects of a predatory fish on a tropical detritus-based food web. **Ecological Research**, v. 23, p. 649-55, 2008.
- BRAAK, C. J. F. ter; SMILAUER, P. **CANOCO reference manual CanoDraw for Window's user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)**. Nova Iorque, Microcomputer Power, 2002.
- BRIAND, F. Structural singularities of freshwater food webs. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 22, p. 3356-64, 1985.
- BROOKS, T. M.; MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B. da; GERLACH, J.; HOFFMAN, M.; LAMOREUX, J. F.; MITTERMEIER, C. G.; PILGRIM, J. D.; RODRIGUES, A. S. L. Global biodiversity conservation priorities. **Science**, n. 313, v. 5783, p. 58-61, 2006.
- BROWN, B. L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. **Ecology Letters**, v. 6, p. 316-25, 2003.
- CAPITANI, L.; ANGELINI, R.; KEPPELER, F. W.; HALLWASS, G.; SILVANO, R. A. M. Food web modeling indicates the potential impacts of increasing deforestation and fishing pressure in the Tapajós River, Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 42, p. 1-12, 2021.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. D. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominant 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. 273-83, 2009.
- CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31-4, 2010.
- CASCIOTTA, J.; ALMIRÓN, A.; SÁNCHEZ, S.; IWASZKIW, J.; BRUNO, M. C. The genus *Gymnotus* (Gymnotiformes: Gymnotidae) in Argentina. How bad taxonomy results in poor regulations and no conservation. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 29, p. 208-212, 2013.

- CASTILHO, A. L. H. **Itatinga – a hidrelétrica e seu legado**. São Paulo: Editora Neotropica, 2010. 98 p.
- CASTRO, R. M. C.; MENEZES, N. A. Estudo diagnóstico da diversidade de peixes do estado de São Paulo. *In*: JOLY, C. A.; BICUDO, C. E. M. (Eds.). **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX**. Vertebrados. São Paulo: Programa BIOTA/FAPESP, 1998. p. 3-13.
- CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; FERREIRA, K. M.; RIBEIRO, A. C.; BENINE, R. C.; DARDIS, G. Z. P.; MELO, A. L. A.; STOPIGLIA, R.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; CARVALHO, M.; GIBRAN, F. Z.; LIMA, F. C. T. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1-31, 2003.
- CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L.; SANTOS, H. F.; MELO, A. L. A.; MARTINS, L. S. F.; FERREIRA, K. M.; GIBRAN, F. Z.; BENINE, R. C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO, A. C.; ABREU, T. X.; BOCKMAN, F. A.; PELIÇÃO, G. Z.; STOPIGLIA, R.; LANGEANI, F. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da Bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 1, p. 1-39, 2004.
- CBH – BS. Comitê das Bacias Hidrográficas da Baixada Santista. **Plano de bacia hidrográfica para o Quadriênio 2008-2011 do Comitê da Bacia Hidrográfica da Baixada Santista. Relatório Final**. São Paulo, 2009.
- CETRA, M.; RONDINELLI, G. R.; SOUZA, U. P. Compartilhamento de recursos por duas espécies de peixes nectobentônicas de riachos na bacia do rio Cachoeira (BA). **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 25-57, 2011.
- CETRA, M.; MATTOX, G.; ROMERO, P. B.; ESCOBAR, S. H.; GUIMARÃES, E. A.; TURIN, R. A. F. Ichthyofauna from “serranias costeiras” of the Ribeira de Iguape River basin, Southeast Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 4, p. 1-12, 2020.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Ecopath: a software for balancing steady state ecosystems models and calculating network characteristics. **Ecological Modelling**, v. 61, p. 169-85, 1992.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. **Trophic models of aquatic ecosystem**. Manila, ICLARM, 1993. 390 p.
- CHRISTENSEN, V. Ecosystem maturity – towards quantification. **Ecological Modelling**, v. 77, p. 3-32, 1995.
- CLARAMUNT, S.; CRACRAFT, J. A new time tree reveals Earth history’s imprint on the evolution of modern birds. **Science Advances**, v. 1, n. 1, p. 1-13, 2015.
- COLLÉTER, M.; VALLS, A.; GUITTON, J.; GASCUEL, D.; PAULY, D.; CHRISTENSEN, V. Global overview of the applications of the *Ecopath with Ecosim* modeling approach using the EcoBase models repository. **Ecological Modeling**, v. 302, n. 2015, p. 42-53, 2015.
- CRUZ, B. B.; MIRANDA, L. E.; CETRA, M. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. **Ecology of Freshwater**, v. 22, p. 607-16, 2013.

- CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 4, p. 1101-10, 2006.
- CURY, P.; BAJUN, A.; CRAWFORD, R. J. M.; JARRE, A.; QUINOSSES, R. A. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in “wasp-waist” ecosystems. **ICES Journal of Marine Sciences**, v. 57, n. 3, p. 603-18, 2000.
- DOWNING, A. S.; VAN NES, E. H.; JANSE, J. H.; WITTE, F.; CORNELISSEN, I. J. M.; SCHEFFER, M.; MOOIJ, W. M. Collapse and reorganization of a food web of Mwanza Gulf, Lake Victoria. **Ecological Applications**, v. 22, n. 1, p. 229-39, 2012.
- DUFECH, A. P. S. **Estudo da taxocenose de peixes da praia das Pombas e lagoa Negra, Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil**. 2004. 134f. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.
- DUNNE, J. A.; WILLIAMS, R. J.; MARTINEZ, N. D. Network structure and biodiversity loss in food webs: Robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, p. 558-67, 2002.
- ECOBASE. **EcoBase: a dataset of Ecopath with Ecosim models**. Disponível em: <<http://ecobase.ecopath.org/#discoverytools>>. Acesso em: 01 set. 2022.
- EDGAR, G. J. Experimental analysis of structural versus trophic importance of seagrass beds: effects on macrofaunal and meiofauna invertebrates. **Vie et Milieu**, v. 49, n. 4, p. 239-348, 1999.
- ESTES, J. A.; TERBORGH, J.; BRASHARES, J. S.; POWER, M. E.; BERGER, J.; BOND, W. J.; CARPENTER, S. R.; ESSINGTON, T. E.; HOLT, R. D.; JACKSON, J. B. C.; MARQUIS, R. J.; OKSANEN, L.; OKSANEN, T.; PAINE, R. T.; PIKITCH, E. K.; RIPPLE, W. J.; SANDIN, S. A.; SCHREFFER, M.; SCHOENER, T. W.; SHURIN, J. B.; SINCLAIR, A. R. E.; SOULÉ, M. E.; VIRTANEN, R.; WARDLE, D. A. Trophic downgrading of planet earth. **Science**, v. 333, p. 301-06, 2011.
- ESTEVEZ, K. E.; SILVA, M. H. C.; NANINI-COSTA, M. H.; PETESSE, M. L. Organization of fish assemblages in blackwater Atlantic Forest streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 1, p. 1-12, 2019.
- FERREIRA, E. J. G. A ictiofauna da Represa Hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. II – Alimentação e hábitos alimentares das principais espécies. **Amazoniana**, v. IX, n. 1, p. 1-16, 1984.
- FERREIRA, F. C. **Ictiofauna de riachos na planície costeira da bacia do rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo**. 2007. 143f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2007.
- FERREIRA, F. C.; SILVA, A. T. da; GONÇALVES, C. da S.; PETRERE Jr., M. Disentangling the influences of habitat structure and limnological predictors on stream fish communities of a coastal basin, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 1, p. 177-86, 2014.

- FERREIRA, C. de P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25, 2006.
- FETAHI, T.; MENGISTOU, S. Trophic analysis of Lake Awassa (Ethiopia) using mass-balance Ecopath model. **Ecological Modelling**, v. 201, p. 398-408, 2007.
- FISHER, R. A. The arrangement of field experiments. **Journal of Ministry of Agriculture of Great Britain**, v. 33, p. 503 – 13, 1926.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL – Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. **Plano Estadual Restinga de Bertioiga – Plano de Manejo**. São Paulo, 2019.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL – Secretaria do Meio Ambiente. **Parque Estadual Restinga de Bertioiga**. São Paulo, Disponível em: <<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/parque-estadual-restinga-de-bertioiga/>>. Acesso em: 19 fev. 2022.
- FUNDAÇÃO FLORESTAL – Secretaria do Meio Ambiente. **Parque Estadual Serra do Mar**. Disponível em: <<http://www.parqueestadualserradomar.sp.gov.br/pesm/sobre/>>. Acesso em: 19 fev. 2022.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **The Atlantic forest of south America: biodiversity, status, threats and outlook**. Washington: Science and Island Press, 2003. 408 p.
- GAMBAROTTO, B. L. **Redes de interação trófica de peixes em riachos expostos a diferentes pressões ambientais**. 2017. 60f. Dissertação de Mestrado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.
- GARCIA, E. A.; TOWNSEND, S. A.; DOUGLAS, M. M. Context dependency of top-down and bottom-up effects in a Northern Australian tropical river. **Freshwater Science**, v. 34, n. 2, p. 679-90, 2015.
- GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 48, n. 4, p. 747-59, 1988.
- GIACOMINI, H. C.; PRETERE Jr., M. A. A estrutura de teias tróficas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 38, n. 1, 1-33, 2010.
- GOMES, E. F. **Simulação de impactos ambientais na teia trófica aquática do rio Prati (RN)**. 2017. 40f. Monografia de Graduação - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.
- GOMES, J. H. C. & VERANI, J. R. Alimentação de espécies de peixes no reservatório de Três Marias. *In*: H.P. GODINHO & A.L. GODINHO (Eds). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte, CNPq/PADCT, Editora PUC Minas, 2003. p. 195-227.
- GRIFFITHS, S. P.; OLSON, R. J.; WATTERS, G. M. Complex wasp-waist regulation of pelagic ecosystems in the Pacific Ocean. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 23, p. 459-75, 2012.

- GUBIANI, E. A. **Atributos ecossistêmicos e abordagens de comunidades: explorando padrões espaciais e temporais para reservatórios neotropicais**. 2007. 93f. Tese de doutorado - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2007.
- GUEDES, D.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertoga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 2, p. 299-311, 2006.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological Statistic Software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.
- HASSLER, M. L. A importância das unidades de conservação no Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 17, n. 33, p. 79-89, 2005.
- HELLAWELL, J. M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 3, p. 29-37, 1971.
- HERRÁN, R. A. Analisis de contenidos estomacales en peces. Revision bibliográfica de los objetivos y la metodología. **Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía**, v. 63, p. 1-73, 1988.
- HILLEBRAND, H. Meta-analysis of grazer control of periphyton biomass across aquatic ecosystems. **Journal of Phycology**, v. 45, p. 789-806, 2009.
- HORN, M. L. Biology of marine herbivorous fishes. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, v. 27, 167-272, 1989.
- HYNES, H. B. N. The food of fresh-water stickbacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. **The Journal of Animal Ecology**, p. 36-58, 1950.
- 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.
- JORDÁN, F.; LIU, W.; WYATT, T. Topological constraints on the dynamics of wasp-waist ecosystems. **Journal of Marine Systems**, v. 57, p. 250-63, 2005.
- JUNK, W. J. Investigations on the ecology and production-biology of the floating meadows (Paspalo-Echinochloetum) on the Middle Amazon. Part II – Aquatic fauna in the root zone of the floating vegetation. **Amazoniana**, v. 4, n. I, p. 9-12, 1973.
- JUNK, W. J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazonica**, v. 10, n. 4, p. 775-96, 1980.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in River-Floodplain. **Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110-27, 1989.
- KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 205-07, 1980.
- KAVALCO, K. F.; PAZZA, R. Aspectos biogeográficos de componentes da ictiofauna da América Central. **ConScientiae Saúde**, v. 6, n. 1, p. 147-53, 2007.

- KIKUCHI, R. M.; UIEDA, V. S. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Entomologia y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 193-231, 2005.
- KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic botany**, v. 89, p. 201-19, 2008.
- KRUPEK, R. A.; BRANCO, C. C. Z.; PERES, C. K. Variação sazonal de alguns parâmetros físicos e químicos em três rios pertencentes a uma bacia de drenagem na região centro-sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. **Acta Scientiarum**, v. 30, n. 4, p. 431-38, 2008.
- KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes**. Jundiaí: Degaspari, 1999. 97 p.
- LAZZARO, X.; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, R. A.; OLIVERIA, V. S.; SALES, L. T.; VASCONCELOS, A. R. M.; MATA, M. R. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? **Freshwater Biology**, v. 48, p. 649-68, 2003.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Developments in Environmental Modelling: Numerical Ecology**. Nova Iorque, Elsevier, 1998. 1006p.
- LEIRA, M. H.; CUNHA, L. T. da; BRAZ, M. S.; MELO, C. C. V.; BOTELHO, H. A.; REGHIM, L. S. Qualidade da água e seu uso em pisciculturas. **Pubvet**, v. 11, n. 1, p. 11-7, 2017.
- LIBRALATO, S.; CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. A method for identifying keystone species in food web models. **Ecological Modelling**, v. 195, p. 153-71, 2006.
- LIMA, S. M. Q.; CUNHA, A. A.; SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; CARAMASCHI, E. P. Vertical segregation of two species of *Hyphessobrycon* (Characiformes: Characidae) in the Cabiúnas coastal lagoon, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 6, n. 4, p. 683-688, 2008.
- LINDEMAN, R. L. The trophic-dynamic aspect of ecology. **Ecology**, v. 23, n. 4, p. 399-418, 1942.
- LINDSEY, C. C. Form, Function, and Locomotory Habits in Fish. *In*: HOAR, W. S., RANDALL, D. J. (Eds.). **Fish Physiology**. New York: Academic Press, 1978. p. 1-88.
- LIU, Q.-G.; CHEN, Y.; LI, J.-L.; CHEN, L.-Q. The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem. **Ecological Modelling**, v. 203, n. 3-4, p. 279-89, 2007.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 382 p.
- LOWE-McCONNELL, R. H. **Estudos ecológicos das comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 535 p.
- LUCENA, C. A. S. CALEGARI, B. B.; PEREIRA, E. H. L.; DALLEGRAVE, E. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia**, v. 5, p. 20-4, 2013.

- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.
- MACEDO-SOARES, P. H. M.de; PETRY, A. C.; FARJALLA, V. F.; CARAMASCHI, E. P. Hydrological connectivity in coastal inland systems: lessons from a Neotropical fish community. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, p. 7-18, 2010.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Science, 2004. 256 p.
- MANN, K. H. Production and use of detritus in various freshwater, estuarine and coastal marine ecosystems. **Limnology and Oceanography**, v. 33, p. 910-30, 1988.
- MARTINS, S. E.; ROSSI, L.; SAMPAIO, P. de S. P.; MAGENTA, M. A. G. Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertiooga, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 249-74, 2008.
- MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Nova Iorque: Chapman & Hall, 1998. 756 p.
- MARTINS, C. S. **Estrutura de comunidades da ictiofauna em igarapés da bacia do rio Urubu, Amazônia Central, Brasil**. 2000. 65f. Dissertação de Mestrado - Universidade do Amazonas, Manaus, 2000.
- 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. 205-16, 2000.
- MAZZONI, R.; ARAUJO, R.S.; SANTOS, G.C.T.; IGLESIAS-RIOS, R. Feeding ecology of *Phalloceros anisophallos* (Osteichthyes, Cyprinodontiformes) from Andorinha Stream, Ilha Grande, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 8, n. 1, p. 179-82, 2010.
- MELO, T. L. de; TEJERINA-CASTRO, F. L.; MELO, C. E. de. Diversidade biológica da comunidade de peixes no baixo rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 657-665, 2007.
- MENEZES, N. A.; WEITZMAN, S. H.; OYAKAWA, O. T.; LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C.; WEITZMAN, M. J. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentários sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 2007. 407 p.
- MENIN, M. Amazônia: diversidade biológica e história geológica. **Reptilia**, v. 708, p. 273, 2007.
- MESERVE, P. L.; KELT, D. A.; MILSTEAD, B.; GUTIÉRREZ, J. R. Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. **Bioscience**, v. 53, n. 7, p. 633-46, 2003.
- MIRANDA, J. C. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. **Natureza Online**, v. 10, n. 3, p. 136-39, 2012.
- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, J.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOURUX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots 12 revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. Cidade do México: Cermex, 2004. 392 p.

- MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento.html. Acesso em: 08 fev. 2022.
- MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponto – GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-63, 2008.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, Editora Technical Books, 2009. 176 p.
- MUKHERJEE, J.; SHCARLER, U. M.; FATH, B. D.; RAY, S. Measuring sensitivity of robustness and network indices for an estuarine food web model under perturbations. **Ecological Modelling**, v. 306, p. 160-73, 2015.
- MÜLLER, F. State-of-the-art in ecosystem theory. **Ecological Modelling**, v. 100, p. 135-61, 1997.
- MUNIZ, C. M.; FROTA, A.; GANASSIN, M. J. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Do river basins influence the composition of functional traits of fish assemblages in Neotropical reservoirs? **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, n. 3, p. 765-75, 2021.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Science**, v. 403, p. 853-58, 2000.
- NIELSEN, K. J. Bottom-up and top-down forces in tide pools: Test of a food chain model in an intertidal community. **Ecological Modeling**, v. 71, p. 187-217. 2001.
- NOBILE, A. B. **A ictiofauna do rio Taquari, Alto rio Paranapanema, Bacia do Alto Paraná, distribuição espaço-temporal e aspectos reprodutivos**. 2015. 74f. Tese de doutorado - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2015.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-70. 1969.
- ODUM, E. P. Energy in ecosystem. *In*: POLUNIN, N. (Eds.). **Ecosystem theory and application**. Nova Iorque: Wiley, 1986. p. 337-369.
- ODUM, E. P. **Fundamentos em ecologia**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001. 927 p.
- OTTO, G. **Ecologia trófica de duas espécies de *Mimagoniates* (Characiformes: Characidae: Glandulocaunidae) em riachos de restinga na ilha de São Francisco – SC**. 2006. 86f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- OTTO, S. B.; RALL, B. C.; BROSE, U. Allometric degree distributions facilitate food-web stability. **Nature**, v. 450, p. 1226-29. 2007.
- OYAKAWA, O. T.; AKAMA, A.; MAUTARI, K. C.; NOLASCO, J. C. **Peixes de riachos da mata atlântica nas unidades de conservação do vale do rio Ribeira de Iguape no estado de São Paulo**. São Paulo: Editora Neotropica, 2006. 201 p.

- OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 19-31, 2011.
- OYAKAWA, T. O.; MENEZES, N. A.; SHIBATTA, O. A.; LIMA, F. C. T.; LANGEANI, F.; PAVANELLI, C. S.; NIELSEN, D. T. B.; HILSDORF, A. W. S. Peixes de água doce. *In*: BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M. C. M.; SUGIED, A. M. (eds.). **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: vertebrados**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2011. p. 648.
- PAES, J. V. K. **A ictiofauna do Rio do Peixe sob influência da represa de Barra Bonita (SP): índices ecológicos e condições limnológicas**. 2010. 134f. Tese de Doutorado - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2010.
- PALOMARES, M. L. D.; PAULY, D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. **Marine and freshwater research**, v. 49, n. 5, p. 447-53. 1998.
- PARENTE, K. S. **O sistema integrado de gerenciamento de recursos hídricos no Comitê de Bacia Hidrográficas da Baixada Santista**. 2007. 191f. Tese de doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.
- PAULY, D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. **Journal du Conseil**, v. 39, n. 2, p. 175-92. 1980.
- PAULY, D. Food consumption by tropical temperate fish populations: some generalizations. **Journal of Fish Biology**, v. 35, p. 11-20, 1989.
- PAULY, D; SORIANO, M.; PALOMARES, M. L. On improving the construction, parametrization and interpretation of “steady-state” multispecies models. *In*: SHRIMP AND FINFISH FISHERIES MANEGEMENT WORKSHOP, 9, 1987. Kuwait: ICLARM, 1987. p. 1-27.
- PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science**, v. 2, n. 11, p. 559–72. 1901.
- PEREIRA, A. S. **Variação sazonal e estrutura trófica da assembléia de peixes do delta do rio Jacuí, RS, Brasil**. 2008. 142f. Tese de Doutorado - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.
- PEREIRA, F. B. **Modelagem trófica de um estuário hipersalino com intervenção antrópica (Ceará, Brasil)**. 2018. 43f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- PIMM, S. L. **Food webs**. Chicago: The University of Chicago Press, 1982. 219 p.
- POLIS, G. A. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. **Oikos**, v. 86, p. 3-15. 1999.
- POLIS, G. A.; SEARS, A. L. W.; HUXEL, G. R. STRONG, D. R.; MARON, J. When is a trophic cascade a trophic cascade? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, p. 473-75. 2000.
- POLOVINA, J. J. Model of a coral reef ecosystem. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoal. **Coral Reef**, v. 3, p. 1-11. 1984.

- POR, F. D. **Sooretama, the Atlantic rainforest of Brazil**. Hague: SPB Academic Publishin, 1992. 130 p.
- POWER, M. E.; TILMAN, D.; ESTES, J. A.; MENGE, B. A.; BOND, W. J.; MILLS, S.; DAILY, G.; CASTILLA, J. C.; LUBCHENCO, J.; PAINE, R. Challenges in the quest for keystones. **Bioscience**, v. 46, n. 8, p. 609-20. 1996.
- PRINGLE, C. N.; HAMAZAKI, T. Effects of fishes on algal response to storms in a tropical stream. **Ecology**, v. 78, p. 2432-42. 1997.
- PRINGLE, C. M.; HAMAZAKI, T. The role of omnivory in a neotropical stream: separating diurnal and nocturnal effects. **Ecology**, v. 79, p. 269-80. 1998.
- RAMÍREZ, A.; PRINGLE, C. M. Do macroconsumers affect inset responses to a natural stream phosphorus gradient? **Hydrobiology**, v. 515, p. 235-46. 2004.
- RANTIN, F. T.; KALININ, A. L.; GLASS, M. L.; FERNANDES, M. N. Respiratory responses to hypoxia in relation to mode of life of two erythrinid species (*Hoplias malabaricus* and *Hoplias lacerdae*). **Journal of Fish Biology**, v. 41, p. 805-12. 1992.
- REIS, R. E.; ALBERT, J. S.; DARIO, F. Di; MINCARONES, M. M.; PETRY, P.; ROCHA, L. A. Fish biodiversity and conservation in South America. **Journal of Fish Biology**, v. 89, p. 12-47. 2016.
- REZENDE, C. F.; MAZZONI, R. Aspectos da alimentação de *Bryconamericus microcephalus* (Characiformes, Tetragonopterinae) no córrego Andorinha. **Biota Neotropica**, v. 3, n. 1, p. 1-6. 2003.
- RIBEIRO, M. D.; TERESA, F. B.; CASATTI, L. Use of functional traits to assess changes in stream fish assemblages across a habitat gradient. **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 1, p. 1-10, 2016.
- RINCÓN, P. A. Uso de micro-habitat em peixes de riachos: métodos e perspectivas. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (Eds.). **Ecologia de peixes de riachos**. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis, 1999. p. 91-138.
- ROSA, D. C. de O. **Estrutura trófica da ictiofauna e modelagem ecossistêmica de igarapés de cabeceira no gradiente fluvial**. 2017. 251f. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.
- ROSEMOND, A. D.; PRINGLE, C. M.; RAMÍREZ, A.; PAUL, M. J. A test of top-down and bottom-up control in a detritus based food web. **Ecology**, v. 82, p. 2279-93. 2001.
- SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Estudo de Impacto Ambiental: processo – 166/15. Relatório de Impacto Ambiental de aproveitamento da Bacia do Rio Itapanhaú para abastecimento da RMSP**. São Paulo, 2015.
- SABO, J. L.; GERBER, L. R. Trophic ecology. **Access Science**. Disponível em: <<https://doi.org/10.1036/1097-8542.711650>>. Acesso em: 01 mar. 2022.
- SALATTI, E.; JUNK, W. J.; SHUBART, H. O. R.; OLIVEIRA, A. E. **Amazônia: Desenvolvimento, integração e ecologia**. São Paulo: Editora Brasiliense e CNPq, 1983. 178 p.

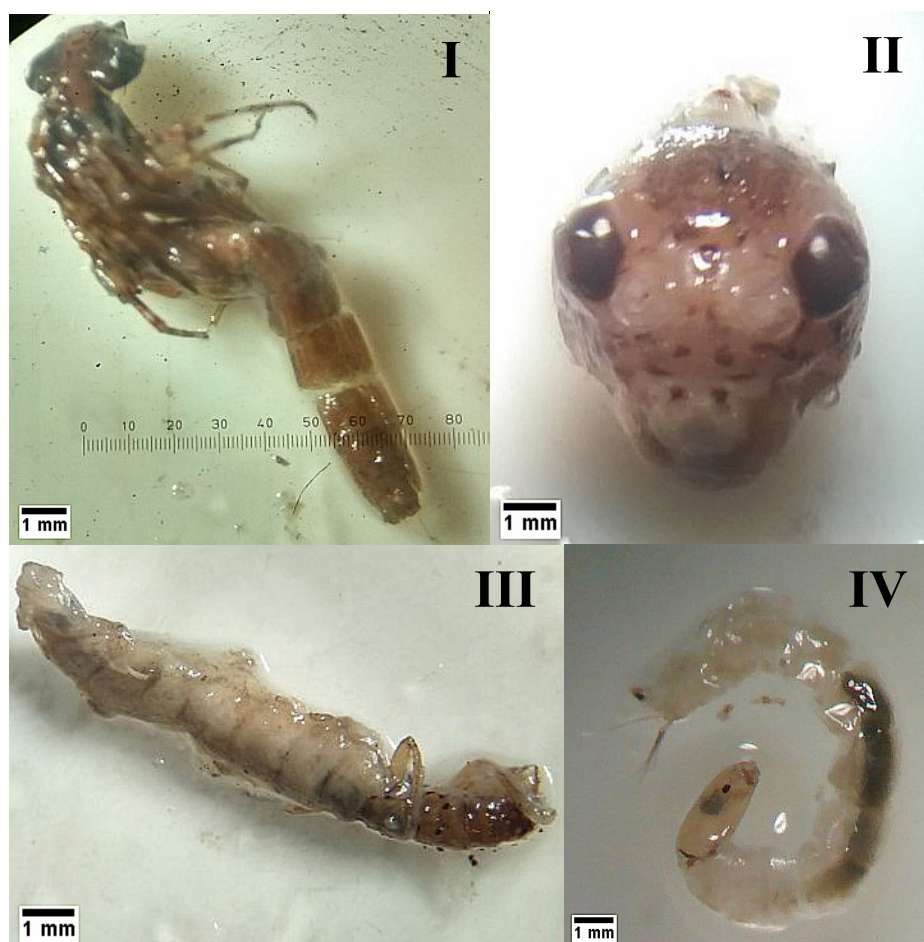
- SANT'ANNA NETO, J. L. **As chuvas no Estado de São Paulo: contribuição ao estudo da variabilidade e tendência da pluviosidade na perspectiva da análise geográfica**. 1995. 200f. Tese de doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1995.
- SANTOS, J. A. P. dos. **Estrutura e qualidade ambiental dos riachos costeiros na ictiofauna e suas redes tróficas de uma região neotropical**. 2019. 72f. Tese de doutorado - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2019.
- SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. A fauna de peixes na REBIO Córrego Grande e seu encontro direto, Espírito Santo, Brasil. **Boletim do Museu Biológico Mello Leitão**, v. 31, p. 25-57. 2013.
- SEREIA, D. A. de O.; DUARTE, G. S. C.; DEBONA, T. A importância das Unidades de Conservação para a preservação da diversidade de peixes em riachos. Estudo de caso: riacho Sanga 2 do poço Preto, um afluente da Bacia do rio Iguaçu, Parque Nacional do Iguaçu. **Revista Latino-Americana de Estudos Avançados**, v. 1, n. 2, p. 39-56. 2017.
- SERRA, J. P.; CARVALHO, R. F.; LANGEANI, F. Ichthyofauna of the rio Itatinga in the Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo State: composition and biogeography. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 81-6. 2007.
- SCHIMIDT-NIELSEN, K. **Fisiologia animal: adaptação e meio ambiente**. São Paulo: Livraria Santos, 2002. 611 p.
- SHURIN, J. B.; BORER, E. T.; SEABLOOM, E. W.; ANDERSON, K.; BLANCHETTE, C. A.; BROITMAN, B.; COOPER, S. D.; HALPERN, B. S. A cross-ecosystem comparison of the strength of trophic cascades. **Ecology Letters**, v. 5, p. 785-91. 2002.
- SIBLY, R. M. Strategies of digestion and defecation. *In*: TOWNSEND, C. R.; CALOW, P. (Eds.). **Physiological Ecology: An evolutionary approach to resource use**. Oxford: Blackwell, 1981. p. 109-139.
- SILVA, V. P. G. **Simpatria entre duas espécies de peixes invertívoros de Bertioga (SP)**. 2018. 71f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.
- SILVEIRA, M. P. Aplicação do biomonitoramento para Avaliação da Qualidade da Água em rios. **Embrapa Meio Ambiente**, 2004. p. 68 p.
- STARFIELD, A. M.; BLELOCH, A. L. **Building models for conservation and wildlife management**. Londres: Collier Macmillan Publishers, 1986. 253 p.
- SU, M. Preliminary analysis of the Jimo coastal ecosystem with Ecopath model. **Journal of Ocean University of China**, v. 15, p. 1059-66. 2016.
- TAGLIANI, P. R. A.; BARBIERI, E.; CORREIA-NETO, A. About a sporadic phenomenon of fish mortality by environmental hypoxia in the Senandes streamlet, State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Cultura**, v. 44, n. 6, p. 404-06. 1992.
- TEIXEIRA, R. L. Abundance, reproductive period and feeding habits of eleotrid fishes in estuarine habitats of north-east Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 45, p. 749-61. 1994.

- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTINI, R.; RODRIGUEZ, M. A. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon Basin. **Environmental Biology of Fishes**, v. 51, p. 399-419. 1998.
- TERASSI, P. M. de B.; GALVANI, E. O efeito orográfico da Serra do Mar e o potencial erosivo das chuvas nas bacias hidrográficas do Ribeira e Litorânea – Paraná. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 13, p. 21, p. 327-45. 2017.
- TESTA, J. M.; KEMP, W. M.; HARRIS, L. A.; WOODLAND, R. J.; BOYNTON, W. R. Challenges and directions for the advancement of estuarine ecosystem science. **Ecosystems**, p. 1-9. 2016.
- THOMPSON, R. M.; BROSE, U.; DUNNE, J. A.; HALL, R. O.; HLADYZ, S.; KITCHING, R. L.; TYLIANAKIS, J. M. Food webs: reconciling the structure and function of biodiversity. **Trends in ecology & evolution**, v. 27, n. 12, p. 689-97. 2012.
- THORP, J. H.; THOMS, M. C.; DELONG, M. D. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, v. 22, n. 2, p. 123-47. 2006.
- TICKNER, D.; ARMITAGE, P. D.; BICKERTON, M. A.; HALL, K. A. Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and character. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater ecosystems**, v. 10, p. 179-96. 2000.
- UIEDA, V. S.; BUZZATO, P.; KIKUCHI, M. Partilha de recursos alimentares em peixes em um riacho de serra do sudeste do Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 69, p. 243-52. 1997.
- ULANOWICZ, R. E. **Growth and development: ecosystem Phenomenology**. Nova Iorque, Springer-Verlag, 1986. 203 p.
- VALLE, F. A. S. do. **Influência da heterogeneidade do substrato e da profundidade sobre as categorias tróficas de peixes de igarapés na Amazônia**. 2013. 60f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2013.
- VANDER ZANDEN, M. J.; CABANA, G.; RASMUSSEN, J. B. Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios (^{15}N) and literature dietary data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 54, p. 1142-58. 1997.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-37. 1980.
- VASCONCELLOS, M.; SLOMAN, K.; PAULY, D.; MACKINSON, S. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. **Ecological Modelling**, v. 100, n. 1, p. 125-34. 1997.
- VAZZOLER, A. E. A. de M.; MENEZES, N. A. Síntese de conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo das Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysi). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 4, p. 627-40. 1992.

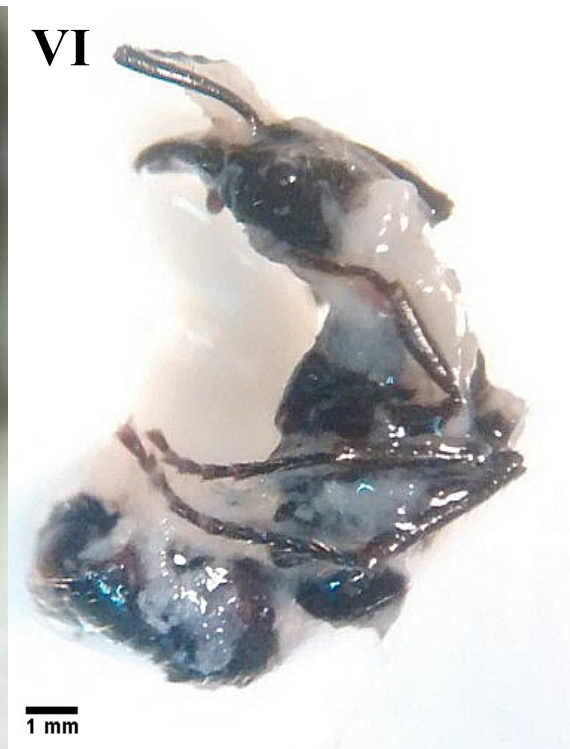
- VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores de qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 57-65. 2007.
- WINEMILLER, K. O.; AGOSTINHO, A. A.; CARAMASCHI, E. P. Fish ecology in tropical streams. *In: Tropical stream ecology*. Dudgeon, D. (eds.). São Diego: Elsevier Academic Press, 2008. p. 107-126.
- WINEMILLER, K. O.; JEPSEN, D. B. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. **Journal of Fish Biology**, v. 53, p. 267-96. 1998.
- WOOTTON, R. J. **Fish ecology**. Nova Iorque: Chapman & Hall, 1992. 212 p.
- ZANDONÀ, E.; AUER, S. K.; KILHAM, S. S.; REZNICK, D. N. Contrasting population and diet influences on gut length of an omnivorous tropical fish, the Trinidadian guppy (*Poecilia reticulata*). **PLoS one**, v. 10, n. 9, p. 1-18. 2015.
- ZALEWSKI, M.; COWX, I. G. Factors affecting the efficiency of electric fishing. *In: COWX, I. G.; LAMARQUE, P. (Eds.). Fish with electricity: Applications in freshwater fisheries management*. Oxford: Fishing News Books, 1990. p. 89-111.

APÊNDICES

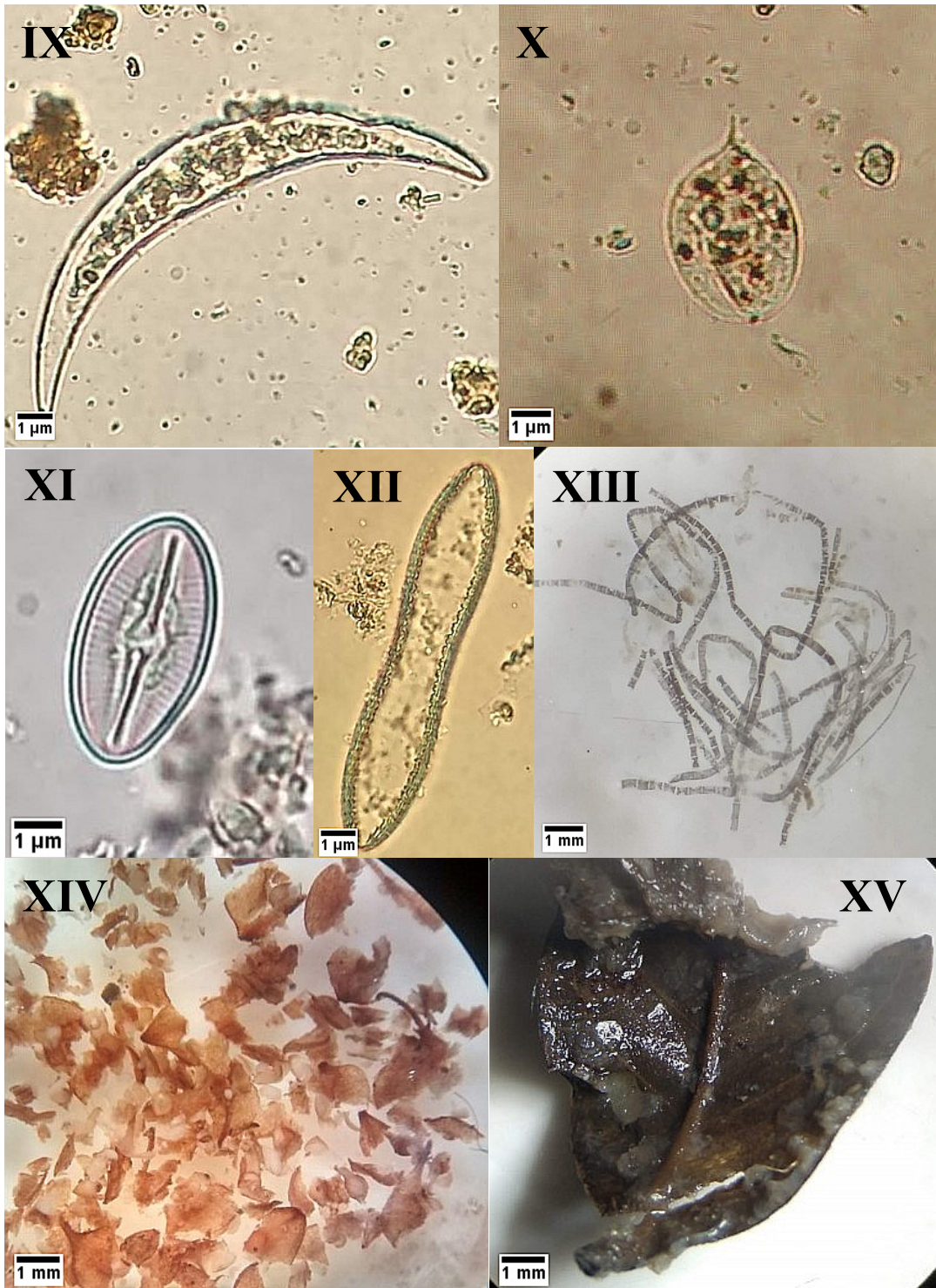
Apêndice A – Registro fotográfico de alguns itens alimentares consumidos pela ictiofauna nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: I – ninfa da subordem Zygoptera (ordem Odonata); II – ninfa da família Baetidae (ordem Ephemeroptera); III – larva da ordem Trichoptera; IV – larva da família Chironomidae (ordem Diptera); V – inseto adulto da ordem Coleoptera; VI – inseto adulto da família Formicidae (ordem Hymenoptera); VII – camarão do gênero *Macrobrachium* sp. (ordem Decapoda); VIII – *Phalloceros harpagos*; IX – alga unicelular do gênero *Closterium* sp. (classe Zygnematophyceae); X – alga unicelular do gênero *Phacus* sp. (classe Euglenaceae); XI – alga unicelular do gênero *Cocconeis* sp. (classe Bacillariophyceae); XII – alga unicelular do gênero *Surirella* sp. (classe Bacillariophyceae); XIII – alga filamentosa; XIV – fragmentos de casca de uma semente; XV – fragmentos de fragmentos de uma folha; XVI – galho; XVII – semente; XVIII – *Phalloceros harpagos*. Fotos: autoria própria.



Apêndice A – continuação



Apêndice A – continuação



Apêndice A – continuação

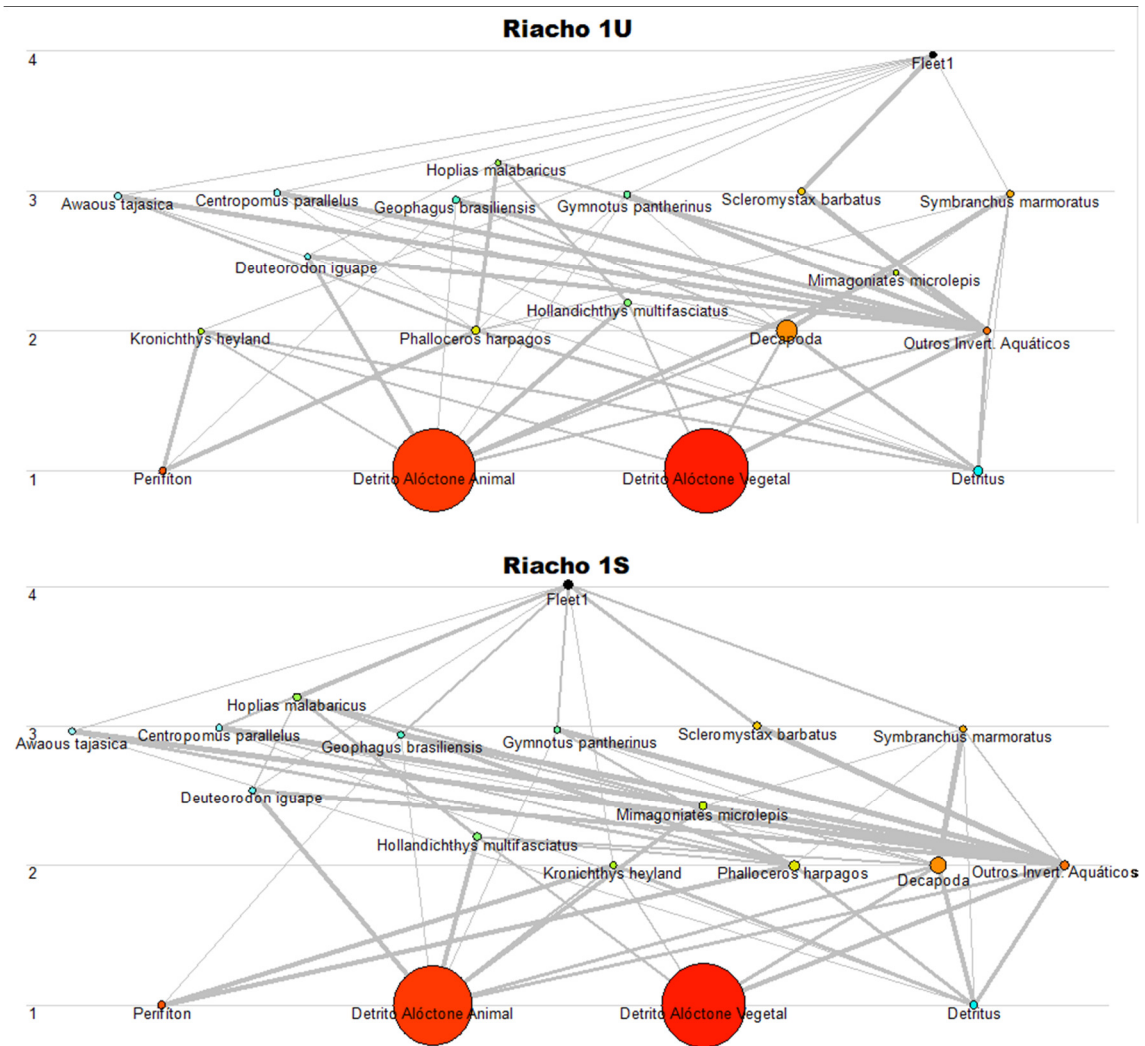


Apêndice B - Valores médios e desvio padrão das variáveis limnológicas e estruturais sazonais, onde “U” indica úmido e “S” indica seco, registradas nos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: Temp. Água – temperatura da água; O.D. – oxigênio dissolvido; P – período do ano.

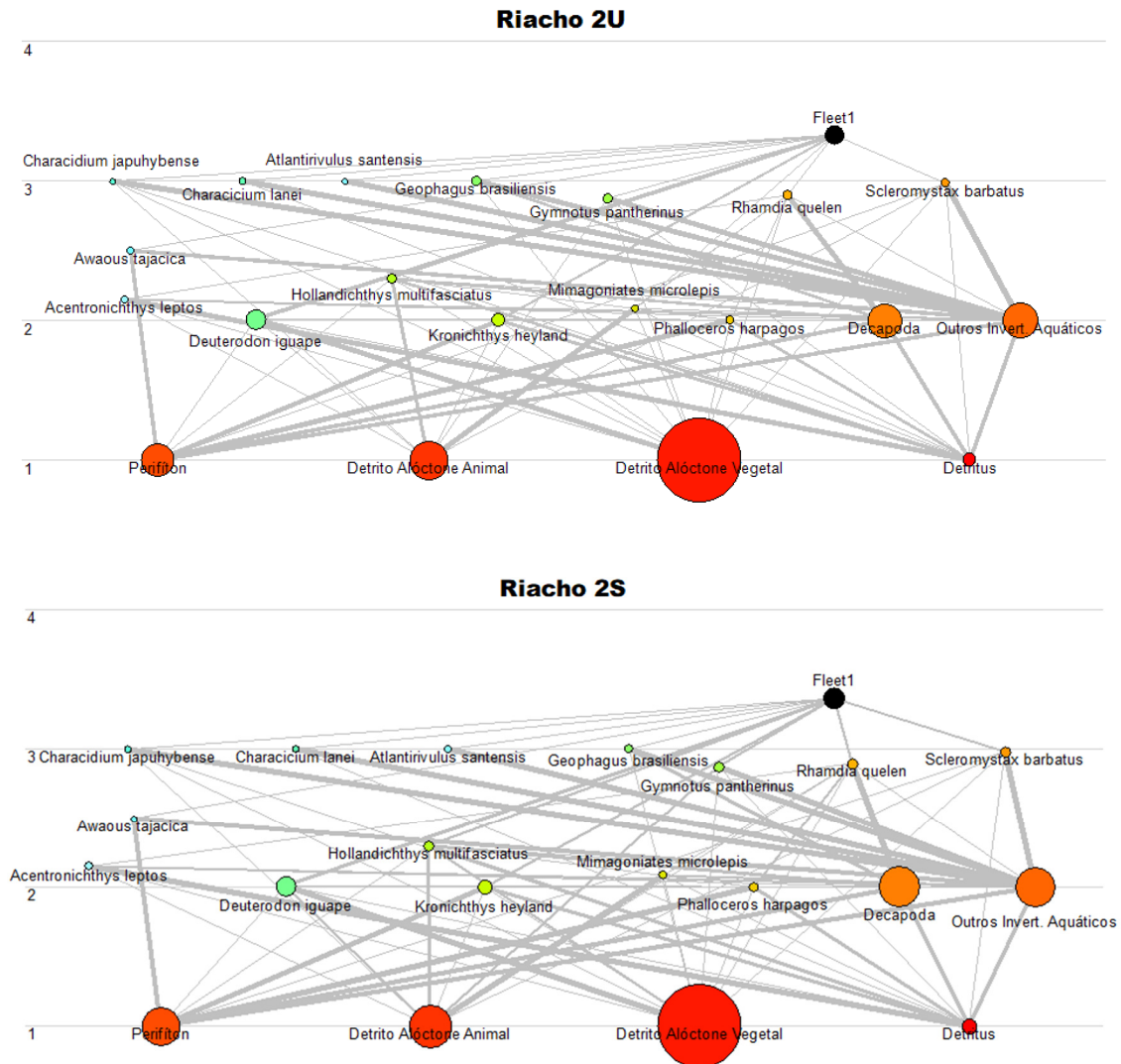
| Variáveis Ambientais | P | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
|---|---|---------------|----------------|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|---------------|----------------|----------------|
| Temp. Água (°C) | U | 22,76 ± 1,46 | 22,32 ± 1,19 | 22,95 ± 1,54 | 22,54 ± 1,38 | 22,03 ± 1,29 | 21,91 ± 2,07 | 21,38 ± 2,14 | 21,62 ± 2,06 | 21,67 ± 1,77 | 20,77 ± 2,05 | 20,65 ± 1,92 |
| | S | 19,62 ± 2,51 | 19,22 ± 2,39 | 19,54 ± 2,88 | 19,41 ± 2,80 | 18,82 ± 2,96 | 19,63 ± 2,77 | 19,50 ± 2,81 | 19,85 ± 1,60 | 19,50 ± 2,36 | 19,15 ± 1,91 | 19,01 ± 1,91 |
| O.D. (mg.L ⁻¹) | U | 7,82 ± 0,75 | 7,73 ± 0,80 | 3,11 ± 1,39 | 3,54 ± 1,21 | 7,99 ± 0,84 | 8,35 ± 0,88 | 8,45 ± 0,95 | 8,57 ± 0,79 | 3,37 ± 1,43 | 8,57 ± 1,08 | 8,46 ± 1,04 |
| | S | 8,06 ± 1,04 | 8,02 ± 1,19 | 3,58 ± 1,45 | 3,36 ± 0,71 | 8,62 ± 1,10 | 8,66 ± 0,35 | 8,87 ± 0,34 | 9,07 ± 0,25 | 4,44 ± 0,98 | 8,99 ± 0,53 | 8,89 ± 0,63 |
| Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹) | U | 0,019 ± 0,010 | 0,020 ± 0,001 | 0,024 ± 0,010 | 0,023 ± 0,001 | 0,020 ± 0,001 | 0,029 ± 0,001 | 0,023 ± 0,001 | 0,027 ± 0,001 | 0,021 ± 0,001 | 0,023 ± 0,001 | 0,022 ± 0,001 |
| | S | 0,030 ± 0,010 | 0,023 ± 0,001 | 0,024 ± 0,001 | 0,026 ± 0,001 | 0,023 ± 0,001 | 0,032 ± 0,001 | 0,026 ± 0,001 | 0,030 ± 0,001 | 0,021 ± 0,001 | 0,026 ± 0,001 | 0,025 ± 0,001 |
| pH | U | 5,10 ± 0,45 | 4,85 ± 0,95 | 4,17 ± 0,88 | 4,18 ± 0,85 | 4,83 ± 0,70 | 5,46 ± 0,47 | 5,47 ± 0,40 | 5,80 ± 0,21 | 4,15 ± 0,19 | 5,45 ± 0,42 | 5,33 ± 0,54 |
| | S | 5,06 ± 0,36 | 4,85 ± 0,81 | 4,27 ± 0,87 | 4,14 ± 0,72 | 5,00 ± 0,71 | 5,56 ± 0,39 | 5,69 ± 0,44 | 6,14 ± 0,65 | 4,25 ± 0,47 | 5,70 ± 0,60 | 5,44 ± 0,63 |
| Vazão (m ³ .s ⁻¹) | U | 0,093 ± 0,050 | 0,147 ± 0,060 | <0,001 | <0,001 | 0,156 ± 0,060 | 0,061 ± 0,020 | 0,155 ± 0,040 | 0,057 ± 0,030 | <0,001 | 0,078 ± 0,030 | 0,140 ± 0,050 |
| | S | 0,084 ± 0,15 | 0,151 ± 0,180 | <0,001 | <0,001 | 0,097 ± 0,050 | 0,036 ± 0,001 | 0,072 ± 0,050 | 0,025 ± 0,010 | <0,001 | 0,046 ± 0,020 | 0,097 ± 0,050 |
| Largura média (m) | U | 5,85 ± 0,24 | 6,03 ± 0,34 | 2,22 ± 0,00 | 2,37 ± 0,12 | 5,33 ± 0,32 | 3,39 ± 0,11 | 8,01 ± 0,24 | 4,08 ± 0,25 | 1,59 ± 0,10 | 4,35 ± 0,15 | 5,59 ± 0,36 |
| | S | 5,77 ± 0,55 | 5,44 ± 0,78 | 2,01 ± 0,19 | 2,51 ± 0,56 | 5,39 ± 0,23 | 3,11 ± 0,24 | 7,04 ± 0,63 | 3,32 ± 0,51 | 1,46 ± 0,23 | 3,94 ± 0,33 | 5,32 ± 0,37 |
| Profundidade média (cm) | U | 21,75 ± 0,94 | 21,87 ± 1,47 | 40,33 ± 0,00 | 39,41 ± 1,27 | 21,85 ± 1,87 | 23,57 ± 1,13 | 20,76 ± 1,42 | 15,49 ± 1,82 | 33,34 ± 1,66 | 25,23 ± 2,68 | 25,78 ± 2,17 |
| | S | 24,62 ± 9,80 | 23,62 ± 9,54 | 41,15 ± 3,89 | 43,10 ± 3,41 | 24,27 ± 7,18 | 22,24 ± 1,60 | 16,73 ± 2,11 | 15,60 ± 2,39 | 32,66 ± 1,97 | 20,63 ± 2,57 | 24,59 ± 3,17 |
| Área (m ²) | U | 207,13 ± 9,84 | 211,90 ± 13,02 | 29,48 ± 0,00 | 31,00 ± 1,76 | 186,37 ± 11,38 | 117,17 ± 3,64 | 271,67 ± 9,35 | 141,37 ± 9,11 | 28,88 ± 1,61 | 147,43 ± 6,14 | 198,13 ± 11,85 |
| | S | 203,06 ± 4,88 | 190,18 ± 27,22 | 30,69 ± 10,38 | 38,85 ± 20,62 | 194,75 ± 24,61 | 116,04 ± 17,15 | 241,58 ± 21,90 | 122,83 ± 13,34 | 25,56 ± 4,85 | 143,82 ± 22,96 | 201,17 ± 36,64 |
| Cobertura Vegetal (%) | U | 46,33 ± 7,49 | 40,00 ± 4,71 | 45,00 ± 0,00 | 43,00 ± 5,70 | 62,33 ± 12,22 | 60,00 ± 3,12 | 42,00 ± 9,60 | 61,33 ± 1,83 | 48,00 ± 5,42 | 49,33 ± 1,49 | 34,67 ± 1,83 |
| | S | 48,06 ± 4,64 | 40,56 ± 5,02 | 42,50 ± 6,32 | 41,25 ± 6,66 | 66,67 ± 10,85 | 62,50 ± 0,91 | 51,39 ± 10,92 | 59,17 ± 1,75 | 50,42 ± 3,32 | 45,83 ± 8,15 | 42,78 ± 7,43 |
| Cascalho (%) | U | 25,33 ± 8,28 | 23,13 ± 7,07 | 0,00 | 0,00 | 44,00 ± 8,38 | 21,00 ± 10,97 | 18,33 ± 10,74 | 9,00 ± 2,53 | 0,00 | 9,53 ± 4,41 | 18,67 ± 3,61 |
| | S | 41,83 ± 11,85 | 31,00 ± 6,51 | 2,08 ± 3,32 | 1,25 ± 3,06 | 47,22 ± 11,34 | 14,72 ± 9,09 | 11,78 ± 5,11 | 7,83 ± 4,16 | 0,42 ± 1,02 | 8,22 ± 3,38 | 15,50 ± 4,54 |
| Areia (%) | U | 11,67 ± 2,64 | 9,33 ± 6,73 | 0,00 | 0,00 | 26,67 ± 8,58 | 5,20 ± 2,87 | 1,67 ± 2,04 | 0,33 ± 0,75 | 0,00 | 2,80 ± 1,98 | 4,80 ± 2,34 |
| | S | 8,67 ± 17,08 | 3,61 ± 5,72 | 0,00 | 0,42 ± 1,02 | 19,44 ± 11,39 | 7,83 ± 5,01 | 1,17 ± 1,99 | 2,44 ± 2,99 | 0,00 | 1,28 ± 1,06 | 4,72 ± 2,26 |
| Matacão (%) | U | 8,00 ± 8,61 | 27,67 ± 2,79 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 24,67 ± 11,87 | 43,67 ± 9,08 | 65,33 ± 6,06 | 0,00 | 48,67 ± 9,82 | 48,00 ± 5,19 |
| | S | 3,83 ± 3,35 | 17,50 ± 12,33 | 5,00 ± 10,00 | 15,83 ± 25,33 | 0,00 | 26,39 ± 7,18 | 54,44 ± 15,62 | 62,50 ± 6,03 | 2,08 ± 5,10 | 62,22 ± 7,35 | 45,22 ± 8,29 |
| Seixos (%) | U | 35,67 ± 11,70 | 22,00 ± 9,23 | 0,00 | 0,00 | 3,47 ± 4,66 | 27,00 ± 6,71 | 21,00 ± 5,48 | 16,00 ± 7,32 | 0,00 | 26,67 ± 13,79 | 19,00 ± 2,53 |
| | S | 26,67 ± 8,80 | 22,78 ± 14,09 | 0,00 | 1,25 ± 3,06 | 3,44 ± 3,28 | 22,94 ± 3,89 | 22,17 ± 12,66 | 16,56 ± 8,40 | 4,58 ± 7,49 | 20,17 ± 7,98 | 23,61 ± 10,19 |

| | | | | | | | | | | | | |
|----------------|---|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Silte/lama (%) | U | 3,47 ± 2,80 | 3,13 ± 3,72 | 100,00 | 100,00 | 2,00 ± 2,17 | 1,13 ± 2,18 | 0,67 ± 0,91 | 1,00 ± 1,49 | 100,00 | 0,67 ± 0,91 | 0,33 ± 0,75 |
| | S | 4,83 ± 4,12 | 7,78 ± 5,02 | 87,50 ± 19,94 | 61,25 ± 32,70 | 2,78 ± 3,10 | 6,72 ± 3,71 | 1,11 ± 1,07 | 0,83 ± 0,91 | 82,92 ± 22,72 | 0,95 ± 2,00 | 1,39 ± 1,64 |
| Troncos (%) | U | 5,87 ± 2,42 | 8,20 ± 3,13 | 0,00 | 0,00 | 14,00 ± 3,84 | 8,67 ± 2,17 | 4,00 ± 1,49 | 4,00 ± 1,90 | 0,00 | 3,53 ± 1,46 | 3,13 ± 1,73 |
| | S | 4,56 ± 2,37 | 8,67 ± 3,48 | 0,67 ± 1,63 | 0,17 ± 0,41 | 13,61 ± 3,56 | 5,94 ± 4,08 | 1,78 ± 2,02 | 4,39 ± 3,17 | 0,00 | 2,33 ± 1,89 | 4,89 ± 1,59 |
| Folhiços (%) | U | 9,40 ± 4,30 | 5,87 ± 0,84 | 0,00 | 0,00 | 10,20 ± 2,77 | 9,00 ± 2,17 | 7,33 ± 3,65 | 4,67 ± 2,74 | 0,00 | 7,13 ± 3,83 | 5,40 ± 0,72 |
| | S | 10,00 ± 5,49 | 8,11 ± 2,77 | 5,58 ± 8,66 | 4,83 ± 8,01 | 14,06 ± 6,48 | 12,67 ± 8,18 | 7,56 ± 4,97 | 5,44 ± 3,38 | 10,00 ± 12,94 | 5,11 ± 2,75 | 4,11 ± 3,69 |
| Rápido (%) | U | 9,33 ± 3,03 | 21,67 ± 10,00 | 0,00 | 0,00 | 28,67 ± 2,17 | 25,67 ± 4,01 | 41,33 ± 5,94 | 28,67 ± 5,70 | 0,00 | 25,00 ± 9,86 | 37,67 ± 10,45 |
| | S | 9,72 ± 18,33 | 25,00 ± 25,39 | 0,00 | 0,00 | 23,61 ± 13,14 | 21,39 ± 6,78 | 44,33 ± 15,06 | 25,56 ± 7,86 | 0,00 | 24,17 ± 9,06 | 41,94 ± 16,78 |
| Corredeira (%) | U | 2,33 ± 0,91 | 21,33 ± 5,19 | 0,00 | 0,00 | 6,00 ± 3,25 | 14,33 ± 5,48 | 34,67 ± 2,98 | 40,67 ± 10,11 | 0,00 | 35,00 ± 10,93 | 18,00 ± 5,82 |
| | S | 1,67 ± 2,58 | 19,72 ± 5,52 | 0,00 | 0,00 | 3,33 ± 4,47 | 14,44 ± 6,47 | 31,39 ± 5,72 | 44,17 ± 6,03 | 0,00 | 33,33 ± 9,66 | 14,89 ± 4,15 |
| Poção (%) | U | 88,33 ± 3,54 | 57,00 ± 5,45 | 100,00 | 100,00 | 65,33 ± 3,21 | 60,00 ± 8,08 | 24,00 ± 5,48 | 30,67 ± 6,93 | 100,00 | 40,00 ± 3,33 | 44,33 ± 5,08 |
| | S | 88,06 ± 22,15 | 55,28 ± 28,29 | 100,00 | 100,00 | 73,06 ± 15,33 | 64,17 ± 9,76 | 24,28 ± 14,13 | 30,28 ± 13,31 | 100,00 | 42,50 ± 6,73 | 43,44 ± 16,15 |

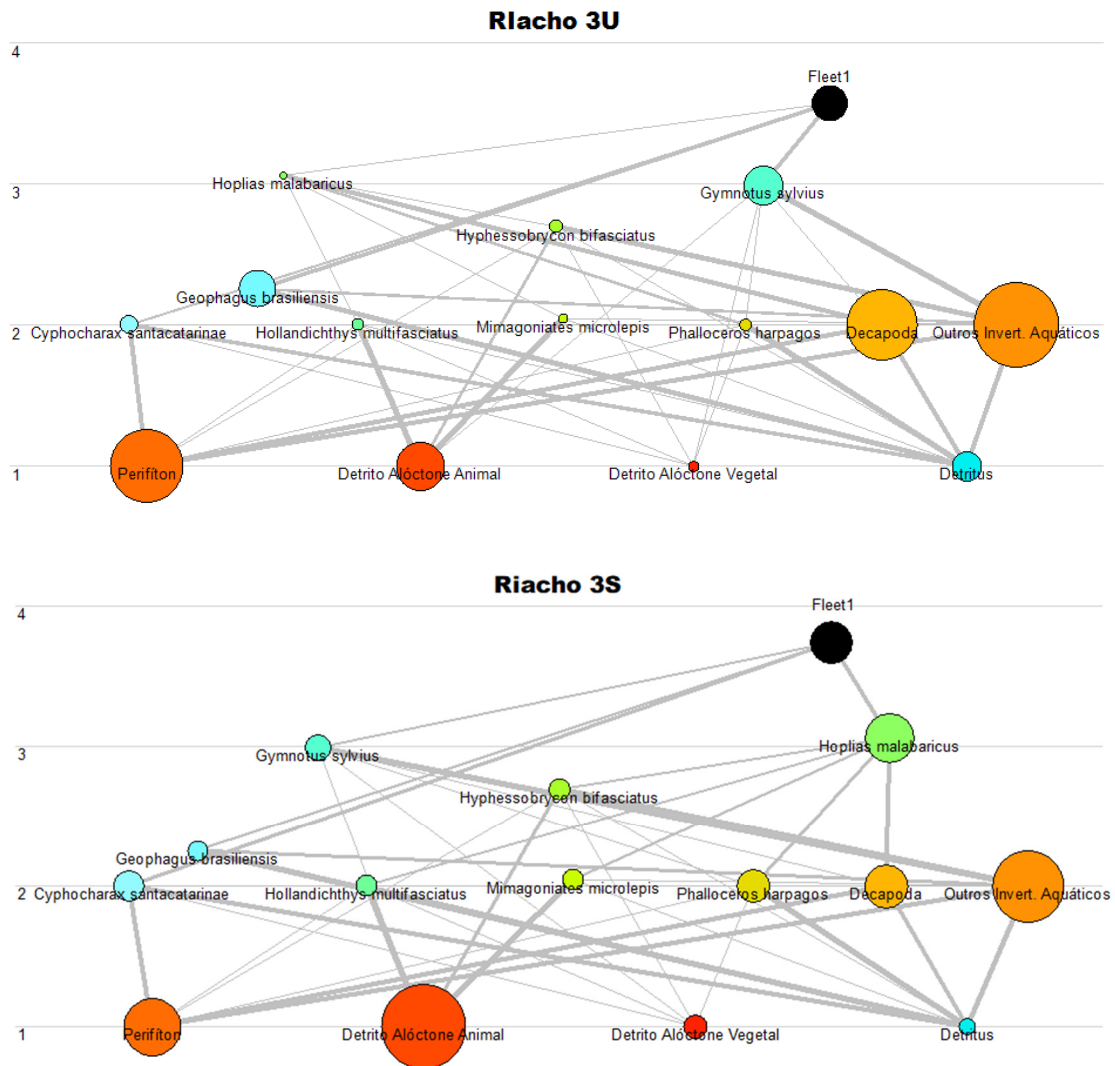
Apêndice C – Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 1 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



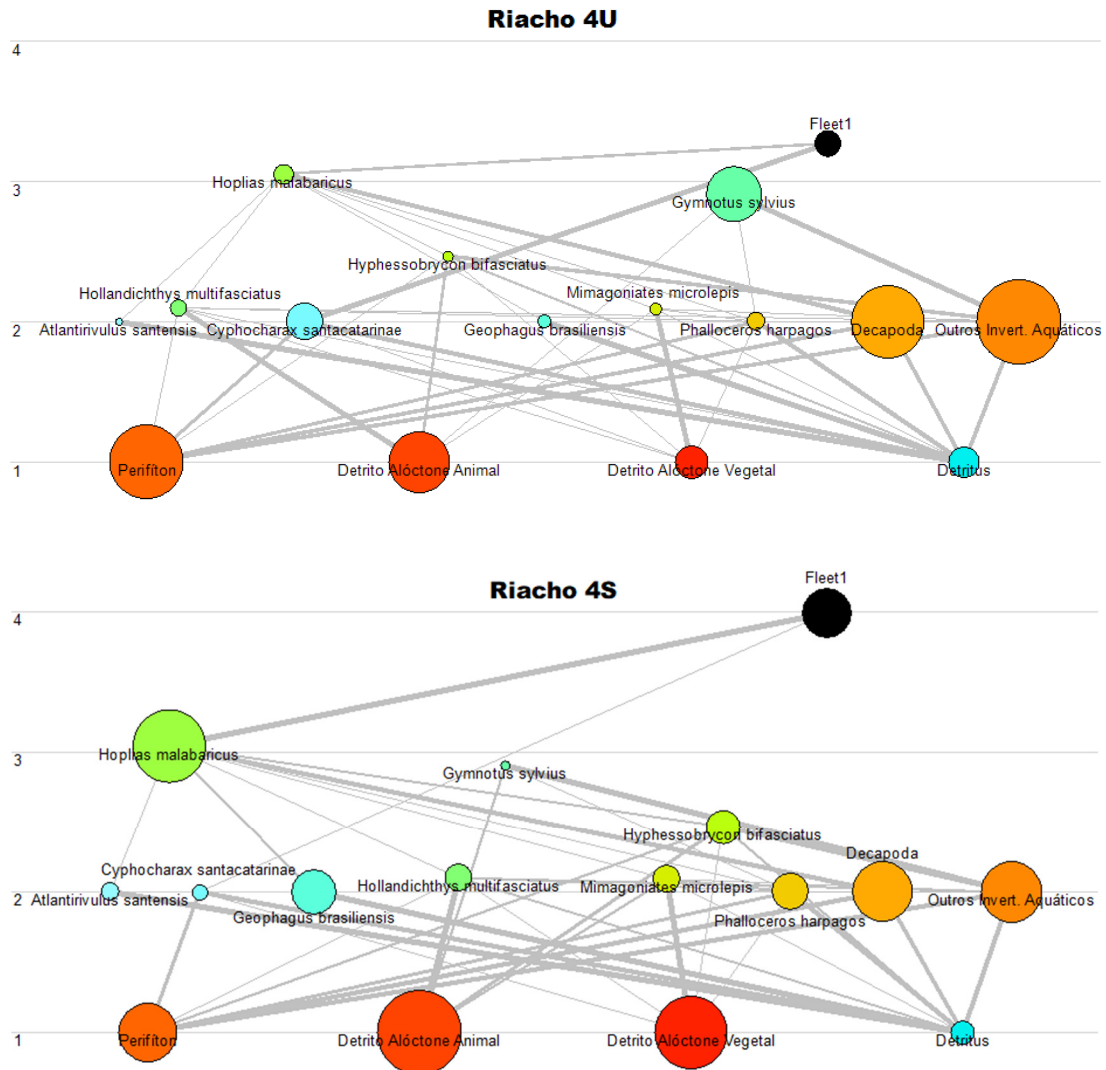
Apêndice D - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 2 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



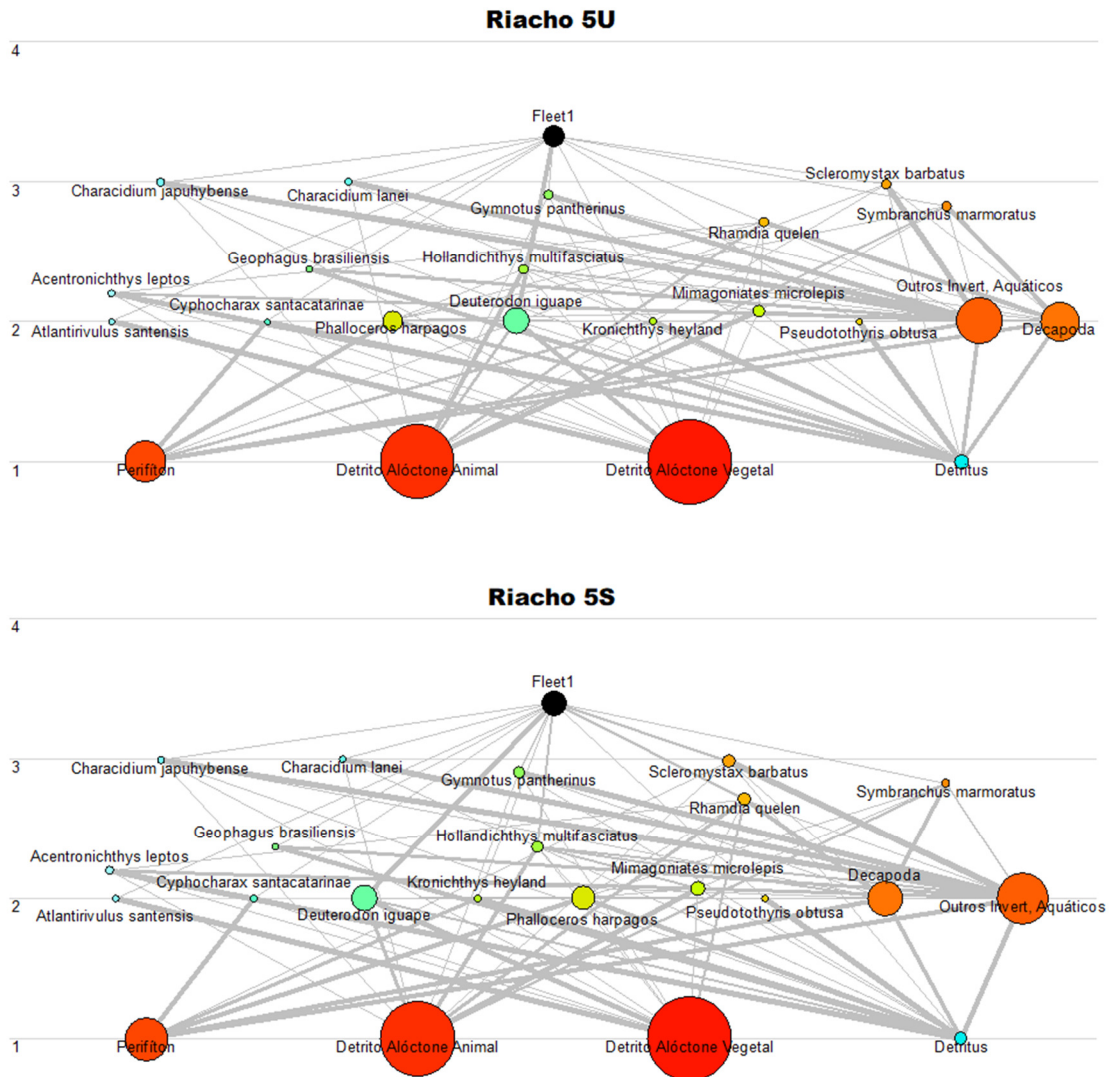
Apêndice E - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 3 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



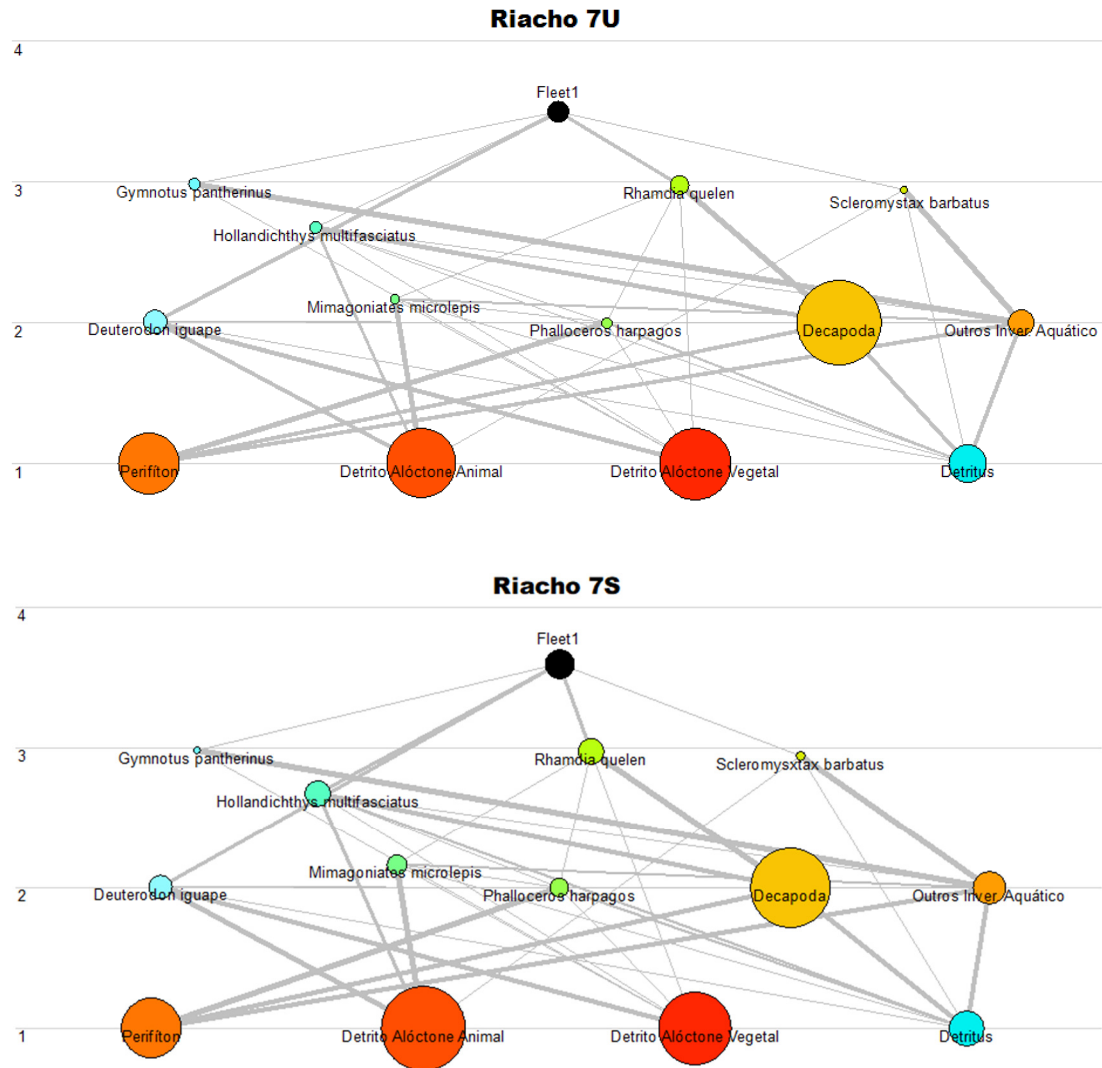
Apêndice F - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 4 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



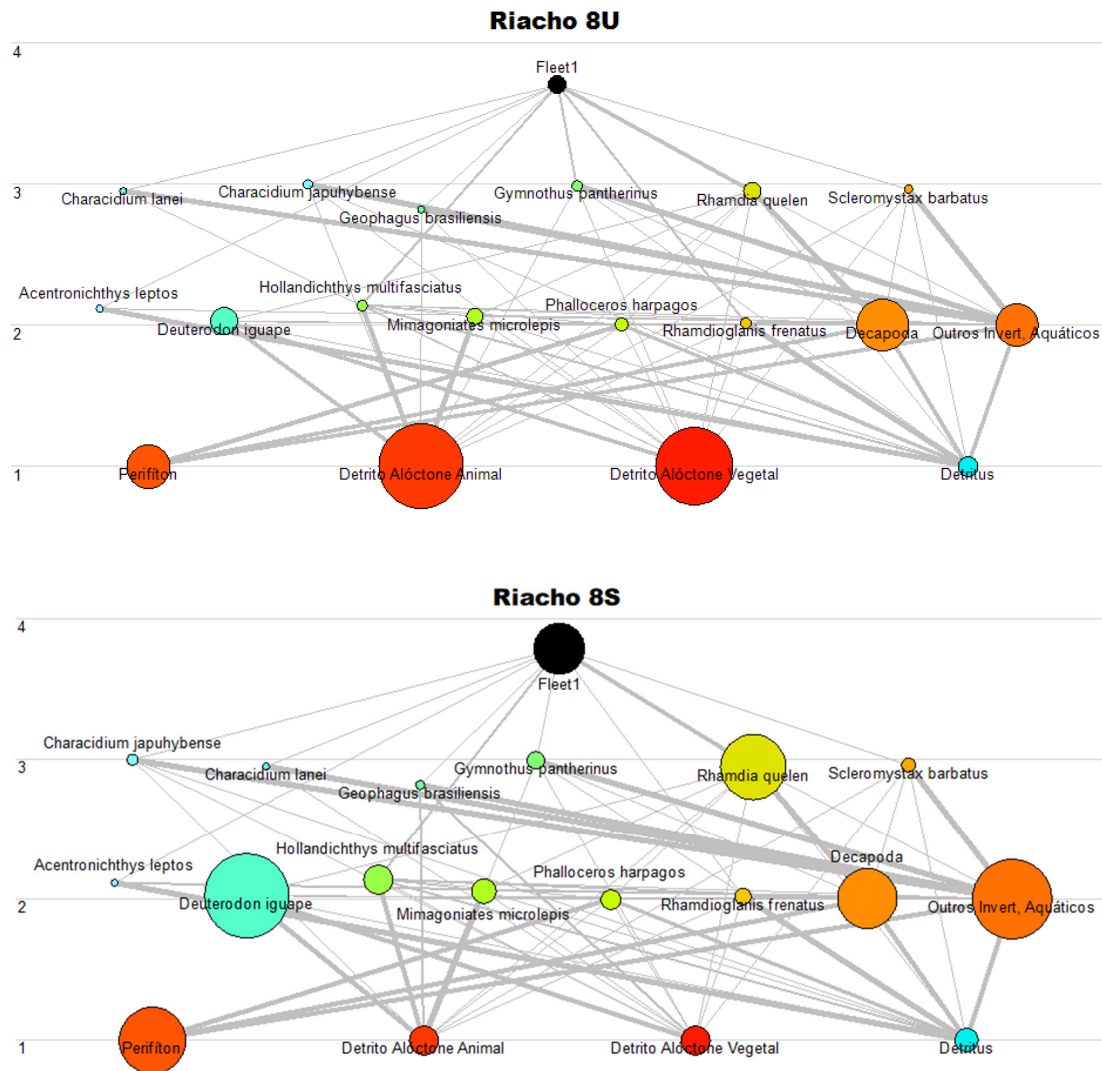
Apêndice G - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 5 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



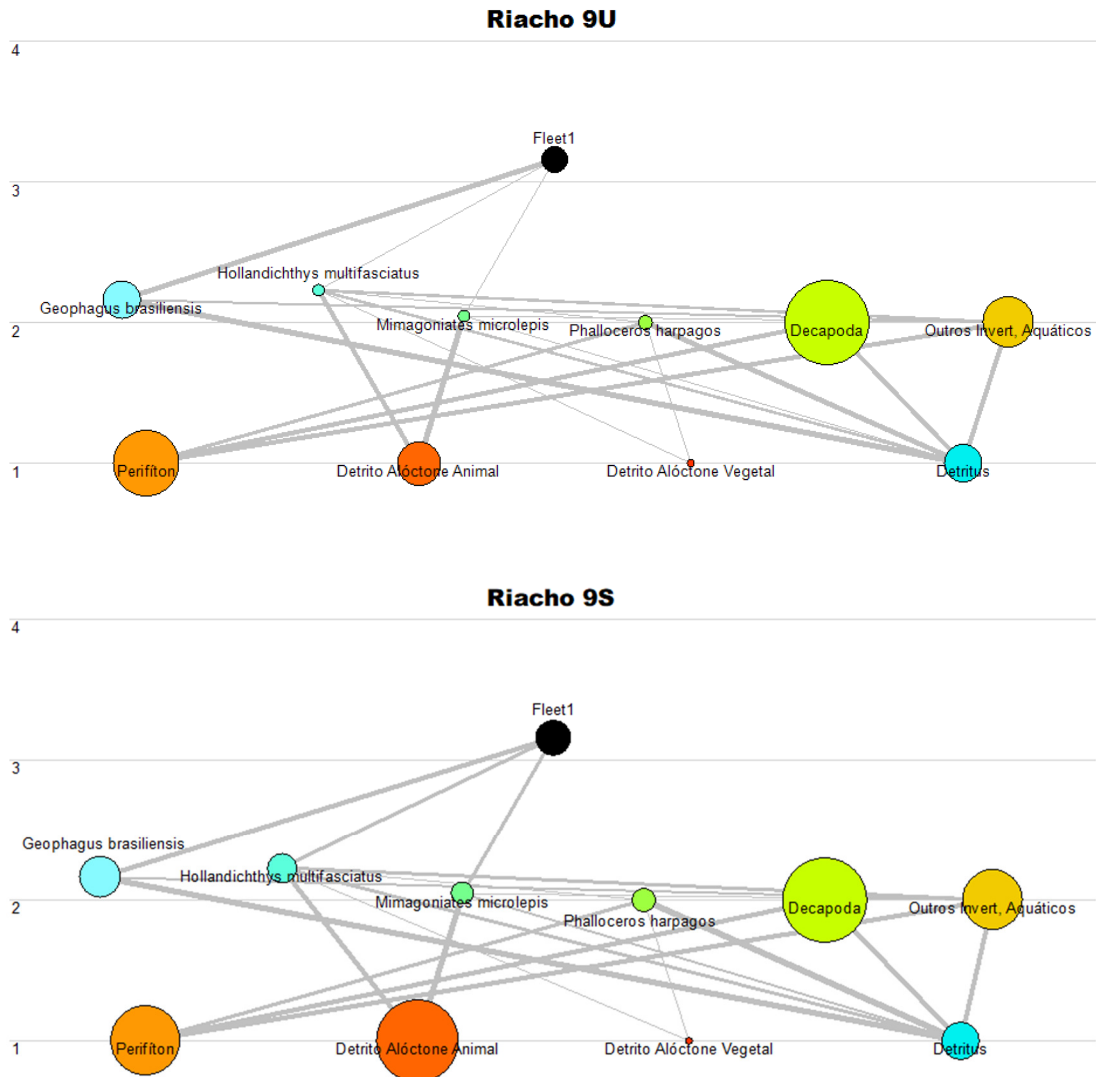
Apêndice H - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 7 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



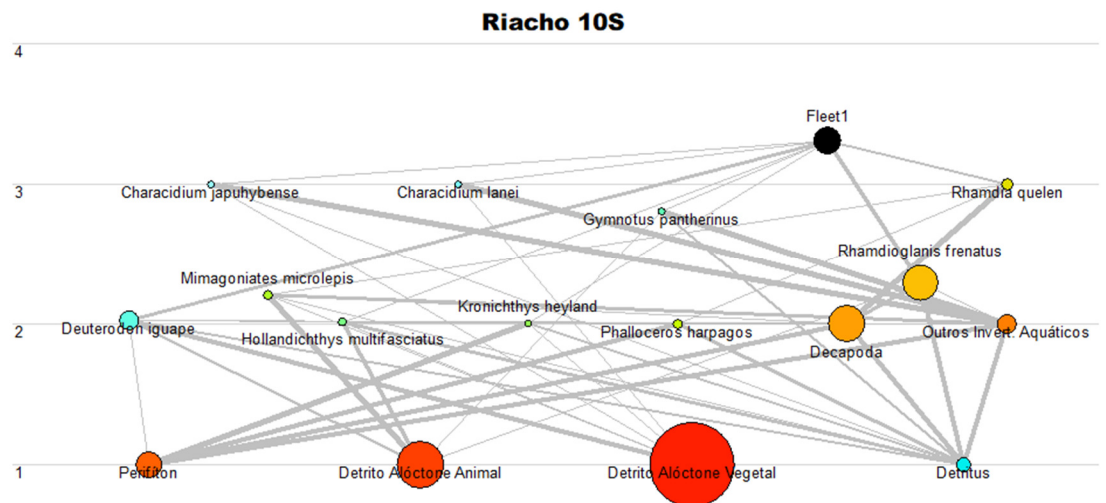
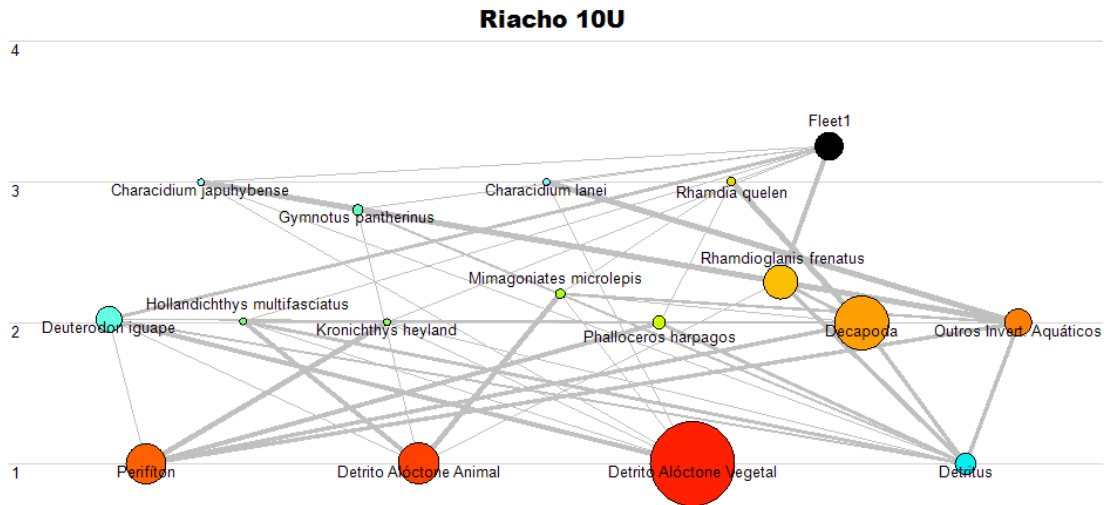
Apêndice I - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 8 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



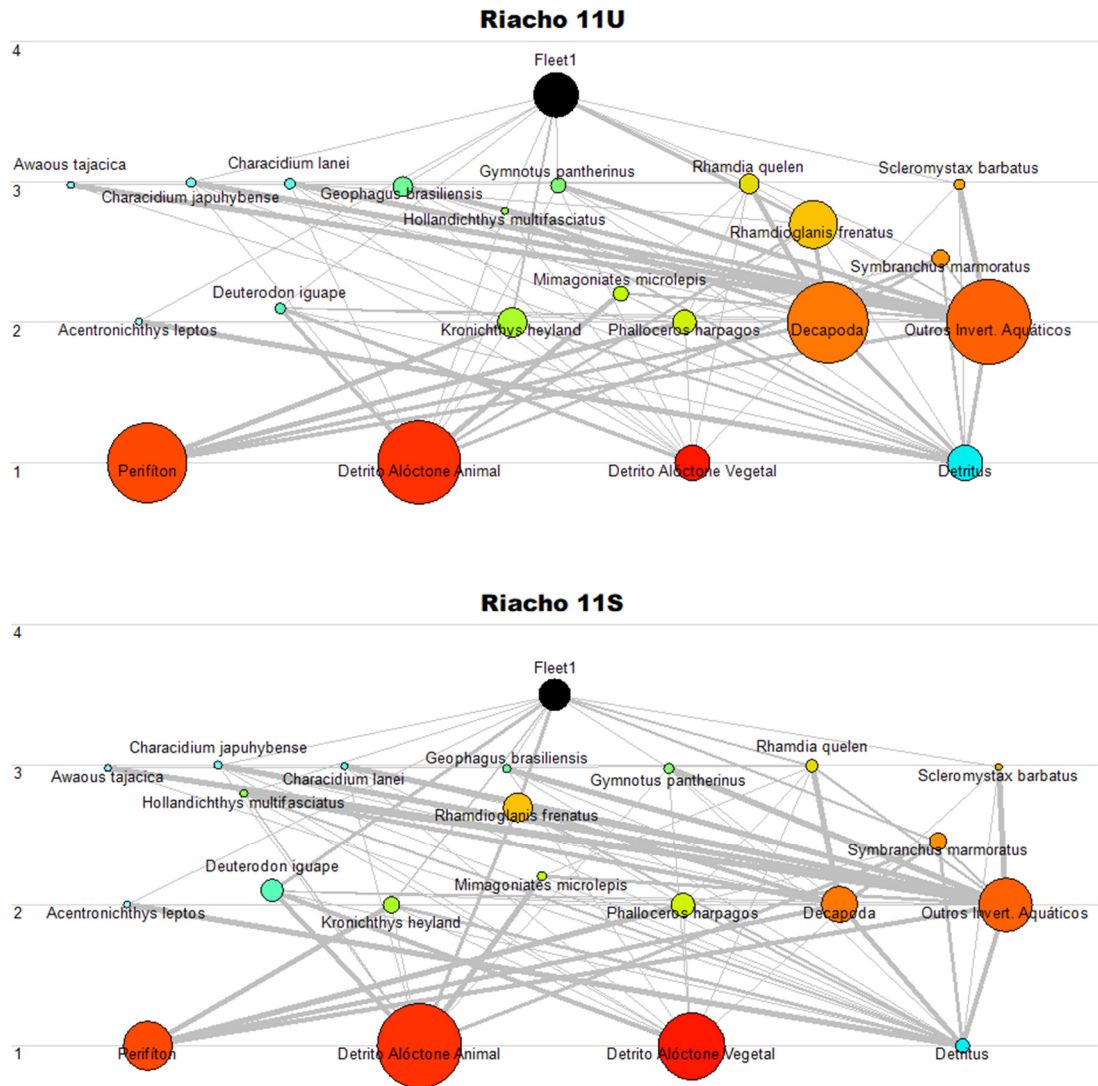
Apêndice J - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 9 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



Apêndice K - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 10 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



Apêndice L - Diagrama de fluxos sazonais do *Ecopath with Ecosim* no riacho 11 dos 11 riachos costeiros em Bertioga (SP). Legenda: U – úmido; S – seco; Fleet1 – taxa de mortalidade imposta sobre a espécie sem predador dentro da teia trófica.



Apêndice M – Número de tombo no Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília (AZUSC) das espécies coletadas nos 11 riachos costeiros em Bertiooga (SP).

| Espécies | n.º de tombo |
|--------------------------------------|--------------|
| <i>Acentronichthys leptos</i> | LAPEC 000741 |
| <i>Atlantirivulus santensis</i> | LAPEC 000734 |
| <i>Awaous tajacica</i> | LAPEC 000753 |
| <i>Callichthys callichthys</i> | - |
| <i>Centropomus parallelus</i> | LAPEC 000865 |
| <i>Characidium japuhybense</i> | LAPEC 000754 |
| <i>Characidium lanei</i> | LAPEC 000858 |
| <i>Cyphocharax santacatarinae</i> | LAPEC 000737 |
| <i>Deuterodon iguape</i> | LAPEC 000742 |
| <i>Dormitator maculatus</i> | LAPEC 000103 |
| <i>Eleotris pisonis</i> | LAPEC 000764 |
| <i>Geophagos brasiliensis</i> | LAPEC 000730 |
| <i>Gymnotus pantherinus</i> | LAPEC 000759 |
| <i>Gymnotus sylvius</i> | LAPEC 000927 |
| <i>Hollandichthys multifasciatus</i> | LAPEC 000740 |
| <i>Hoplias malabaricus</i> | LAPEC 000774 |
| <i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> | LAPEC 000735 |
| <i>Kronichthys heylandi</i> | LAPEC 001515 |
| <i>Mimagoniates microlepis</i> | LAPEC 000736 |
| <i>Phalloceros harpagos</i> | LAPEC 000732 |
| <i>Pseudotothyris obtusa</i> | LAPEC 000746 |
| <i>Rhamdia quelen</i> | LAPEC 000748 |
| <i>Rhamdioglanis frenatus</i> | LAPEC 000757 |
| <i>Scleromystax barbatus</i> | LAPEC 000773 |
| <i>Spintherobolus broccea</i> | LAPEC 000733 |
| <i>Synbranchus marmoratus</i> | LAPEC 000793 |