

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
(UNIRIO)

WILLIAN FERNANDES DE AZEVEDO CUNHA DE MOURA

**O PAPEL DOS FATORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A FAUNA DE
ELMIDAE (HEXAPODA: COLEOPTERA: BYRRHOIDEA) EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA DA PARTE BAIXA DO PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA, RJ**

Rio de Janeiro

– 2019 –

WILLIAN FERNANDES DE AZEVEDO CUNHA DE MOURA

**O PAPEL DOS FATORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A FAUNA DE
ELMIDAE (HEXAPODA: COLEOPTERA: BYRRHOIDEA) EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA DA PARTE BAIXA DO PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA, RJ**

Monografia apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO) como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientação: Prof.^a Dr.^a Maria Inês da Silva dos Passos
Coorientação: Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

Rio de Janeiro

– 2019 –

FICHA CATALOGRÁFICA

Moura, Willian Fernandes de Azevedo Cunha de

O papel dos fatores ambientais e espaciais sobre a fauna de Elmidae (Hexapoda: Coleoptera: Byrrhoidea) em riachos de mata atlântica da parte baixa do Parque Nacional do Itatiaia, RJ.

Orientadora: Maria Inês da Silva dos Passos
Coorientador: Pitágoras da Conceição Bispo
Monografia (Graduação em Ciências Biológicas)
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO).
Rio de Janeiro, 2019. 26 páginas.

Palavras Chave: 1. Insetos aquáticos; 2. Ecologia; 3. Metacomunidades.

**O PAPEL DOS FATORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS SOBRE A FAUNA DE
ELMIDAE (HEXAPODA: COLEOPTERA: BYRRHOIDEA) EM RIACHOS DE MATA
ATLÂNTICA DA PARTE BAIXA DO PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA, RJ**

WILLIAN FERNANDES DE AZEVEDO CUNHA DE MOURA

Monografia apresentada ao Instituto de
Biotecnologia da Universidade Federal do
Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO) como
parte dos requisitos para obtenção do título
de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovada em 11 de dezembro de 2019.

BANCA EXAMINADORA

Brunno Henrique L. Sampaio

Jorge Luiz Nessimian

Maria Inês da Silva dos Passos (Orientadora)

AGRADECIMENTOS

A monografia representa, além da conclusão do trabalho árduo que foi feito ao longo de um longo ano, o fim do ciclo acadêmico da graduação. Durante esse ciclo e, principalmente durante o ano de confecção desta monografia, obtive inúmeras ajudas. Nenhum trabalho é feito sozinho, e por isso gostaria de agradecer a algumas pessoas.

Primeiramente, à UNIRIO e suas instalações que me permitiram que o trabalho de laboratório fosse concluído. Além disso, agradeço pelo fomento de minha iniciação científica com a bolsa de pesquisa IC-UNIRIO.

Aos meus orientadores, Maria Inês da Silva dos Passos e Pitágoras da Conceição Bispo. Sem vocês esse trabalho não iria para a frente. Obrigado por sempre me acalmarem nas horas de ansiedade e me ajudarem com os inúmeros conhecimentos que me passaram.

Às professoras Christina Wyss Castelo Branco e Samira da Guia Mello Portugal, pelo empréstimo das sondas que utilizamos neste estudo.

À equipe de coleta que me ajudou imensamente durante o longo fim de semana do sete de setembro de 2018: Maria Inês, Nina e Alexandre. O trabalho de campo sempre fica menos cansativo com vocês. Agradeço também ao Parque Nacional do Itatiaia e sua divisão de pesquisa, que nos deram permissão e alojamento durante tantas vezes.

Agradeço ao corpo docente da UNIRIO pelos ensinamentos acerca da arte de fazer ciência e por me mostrarem todas as coisas incríveis da biologia, em especial aos professores Joel Campos de Paula, Maria Inês da Silva dos Passos e Wanderson Carvalho.

Ao Laboratório de Insetos Aquáticos e todos que um dia passaram por lá. Durante três anos, o laboratório 404 foi minha segunda casa. Inês, Elidiomar, Ferraz, Egito, Sequoia, Seraphim, Estrela, Gui, Raíssa, Dhara e outros “agregados” fizeram com que o trabalho de bancada fosse extremamente incrível de se fazer.

Agradeço também a amigos de fora do laboratório, alguns inclusive de outros estados: Bill, Breno, Bud, Camila, Danilo, Derek, João Pais, Júlia Bandeira, Lary, Líbera, Luana, Luis Bernardo, Mariah, Osmir, Sávio, Vic, entre outros. Todos vocês contribuíram com conversas, dicas, abraços e auxílios que me impulsionaram imensamente.

À minha família, Gerson Cunha de Moura, Elizete Fernandes de Azevedo e Thaís Fernandes de A. C. de Moura. Se o Labiaqua é minha segunda casa, vocês são a minha primeira, seja aqui ou no Pará.

Agradeço imensamente à minha namorada, Maria Laura. Você estava lá do meu lado sempre que eu precisava, até nas horas em que eu não conseguia sair da *imobilidade* criativa, me dando conselhos e, inclusive, ajudando na escrita deste trabalho. Todo meu carinho e gratidão a você. Te amo.

Agradeço, por mais que pareça piada, ao *website* sinonimos.com.br. A escrita deste trabalho nunca seria concluída se não fosse esse dicionário de sinônimos.

Por fim, agradeço a Bruno Sampaio e Jorge Nessimian, por aceitarem fazer parte da banca avaliadora deste trabalho. Espero que gostem.

Como havia dito, a monografia representa o fim do ciclo acadêmico da graduação. Foram cinco anos que passaram como cinco dias, mas que tive cinco milhões de ajudas. Por isso não consegui fazer um agradecimento que coubesse em uma página. Novamente, muito obrigado a todos; vocês removem barreiras no caminho da ciência.

RESUMO

Insetos aquáticos vêm sendo utilizados como modelos para estudar metacomunidades, procurando compreender quais fatores afetam a diversidade, abundância e composição de espécies nos seus habitats. Dentre os representantes dos besouros aquáticos existe a família Elmidae Curtis, 1830, com indivíduos de tamanho diminuto que habitam ambientes lóticos. Este estudo teve como objetivo estudar a influência dos fatores ambientais locais e espaciais sobre uma metacomunidade de Elmidae em riachos de Mata Atlântica, dando ênfase nas análises de abundância, composição e riqueza de espécies. Coletas foram realizadas em dez pontos localizados na parte baixa do Parque Nacional do Itatiaia, RJ. Em cada ponto, utilizamos puçá (250 μ m) para coletar cinco amostras de folhiço de correnteza. Variáveis ambientais também foram medidas em cada ponto. Os espécimes coletados foram identificados até o menor nível taxonômico possível. Foram amostrados 881 elmídeos adultos, distribuídos em 24 espécies e nove gêneros. Os estimadores não paramétricos mostram valores de riqueza variando de 27 (Bootstrap) a 33 (Jackknife 2) espécies para o parque estudado. Os dois primeiros eixos da PCA explicaram 69,46% da variabilidade dos fatores ambientais. O primeiro eixo (52,99%) correlacionou-se positivamente com concentração de oxigênio dissolvido (OD), pH, largura, profundidade e vazão, e negativamente com a temperatura e o percentual de cobertura vegetal (CV). A dissimilaridade das assembleias de Elmidae foi significativamente correlacionada com a distância ambiental baseada nas variáveis ambientais que mais contribuíram com o primeiro eixo da PCA, e não foi correlacionada com a distância geográfica nem com a distância ambiental baseada nas variáveis ambientais que mais contribuíram com o segundo eixo da PCA. Considerando as condições particulares do estudo, as variáveis ambientais correlacionadas com o tamanho do riacho, bem como fatores como CV, OD e pH podem influenciar a variação da composição e abundância de Elmidae em riachos de Mata Atlântica. Nossos dados sugerem que os fatores ambientais têm maior papel na estruturação da fauna local que a distância entre os pontos. Sendo assim, o modelo de metacomunidades que melhor responde nossos dados é o de *species sorting*.

Palavras-chave: Insetos aquáticos; ecologia; metacomunidade.

ABSTRACT

Aquatic insects have been used as models to study metacommunities, trying to understand which factors affect the diversity, abundance and composition of species in their habitats. Among the representatives of aquatic beetles is the family Elmidae Curtis, 1830, with individuals of small size that inhabit lotic environments. This study aimed to analyze the influence of local environmental factors and spatial factors on an Elmidae metacommunity in streams of the Atlantic Forest, with emphasis in analyzes of abundance, composition and species richness. Samples were collected at ten points located in the lower part of Itatiaia National Park, RJ. At each point, we used *puçás* (250 μ m) to collect five samples. Environmental variables were also measured at each point. The collected specimens were identified to the lowest possible taxonomic level. A total of 881 adult elmids were sampled, distributed in 24 species and nine genera. Nonparametric estimators show richness values ranging from 27 (Bootstrap) to 33 (Jackknife 2) species for the studied park. The first two axes of the PCA explained 69.46% of the variability of environmental factors. The first axis (52.99%) correlated positively with dissolved oxygen concentration (OD), pH, width, depth and flow, and negatively correlated with temperature and percentage of canopy cover (CV). The dissimilarity of the Elmidae assemblages was significantly correlated with the environmental distance based on the environmental variables that most contributed to the first axis of the PCA, and was not correlated with the geographical distance or the environmental distance based on the environmental variables that most contributed with the second. PCA axis. Considering the particular conditions of this study, environmental variables correlated with stream size, as well as factors such as CV, OD and pH, may influence the variation of Elmidae composition and abundance in Atlantic Forest streams. Our data suggest that environmental factors play a greater role in structuring local fauna than the distance between the points. Thus, the metacommunity model that best responds to our data is species sorting.

Keywords: Aquatic insects; ecology; metacommunities.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	5
3.1. Área de estudo.....	5
3.2. Amostragem e identificação.....	6
3.3. Fatores ambientais e espaciais.....	7
3.4. Triagem e identificação do material.....	7
3.5. Análise de dados.....	8
4. RESULTADOS.....	9
5. DISCUSSÃO.....	16
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	20
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21

1. INTRODUÇÃO

Estudos ecológicos sobre comunidades procuram compreender e explicar quais fatores afetam a diversidade, abundância e composição de espécies nos seus determinados habitats. Dessa forma, pesquisadores tentam entender padrões que descrevam a biodiversidade de diferentes locais usando conceitos teóricos consolidados, como a Teoria do Nicho e a Teoria Neutra da Biodiversidade (FAVRETTO, 2017).

A Teoria do Nicho defende que a disponibilidade de nicho determina a diversidade e a composição de uma comunidade (HUTCHINSON, 1957). Nesta perspectiva, Hutchinson postula que as espécies possuem diferentes necessidades de recursos e irão ocupar diferentes nichos, o que irá estruturar a comunidade. Logo, pode-se inferir que locais mais heterogêneos possuirão maior variedade de recursos, e, portanto, maior riqueza de espécies. Adicionalmente, espera-se que comunidades em ambientes parecidos sejam mais similares entre si.

Em 2001, Hubbel propôs a Teoria Neutra da Biodiversidade. Ela tem como princípio a equivalência ecológica entre todos os indivíduos de uma determinada categoria trófica, de forma que eles teriam semelhanças funcionais e poderiam ocupar qualquer nicho do ambiente (FAVRETTO, 2017). O poder de migração dos indivíduos é o único fator explicativo da biodiversidade nessa teoria: a riqueza e composição das comunidades são consequências da limitação da dispersão das espécies a partir de comunidades adjacentes (COSTA *et al.*, 2014; HUBBEL, 2001).

O conceito de metacomunidades é baseado no fato de que diferentes manchas de comunidades próximas podem interagir, estando ligadas pela dispersão de múltiplas espécies (BRAGA *et al.*, 2017). Diante disso, pesquisas têm sido feitas para entender a estrutura de metacomunidades e os modelos que melhor descrevem os processos que as regem (BRAGA *et al.*, 2017; COSTA *et al.*, 2014; GÖTHE *et al.*, 2013; LEIBOLD *et al.*, 2004; MCCREADIE & BEDWELL, 2014).

Historicamente, o estudo de metacomunidades vem sendo aprofundado acerca de quatro principais modelos, ou paradigmas (COSTA *et al.*, 2014; GÖTHE *et al.*, 2013; HEINO *et al.*, 2015; LEIBOLD *et al.*, 2004):

- Modelo de dinâmica de manchas (*patch dynamics*): melhores colonizadores dominarão áreas isoladas ou recentemente perturbadas. A diversidade em cada ponto depende da dispersão e dos processos de

extinção e colonização, que determinam a dinâmica das metacomunidades;

- Modelo neutro (HUBBEL, 2001): as espécies são ecologicamente equivalentes e as manchas não possuem diferenças ambientais. A estrutura da comunidade, portanto, é determinada pelo poder de dispersão dos indivíduos;
- Modelo *species sorting*: as espécies são ecologicamente diferentes e existe variabilidade ambiental entre os pontos. A comunidade então é estruturada pela combinação de fatores ambientais locais, uma vez que a dispersão das espécies é suficiente para a colonização. Este modelo se assemelha à teoria do nicho;
- Modelo de efeito de massa (*mass effects*): neste modelo, a estrutura das metacomunidades é determinada tanto pelos fatores ambientais locais quanto pela dispersão.

Insetos aquáticos vêm sendo utilizados como modelos para estudar metacomunidades (BINCKLEY & RESETARITS, 2007; COSTA *et al.*, 2014; GÖTHE *et al.*, 2013; MCCREADIE & BEDWELL, 2014), uma vez que possuem grande diversidade e diferentes modos de dispersão, aliado à facilidade dos métodos de coleta (MERRITT & CUMMINS, 1996). Muitos grupos possuem pelo menos uma fase de vida aquática, podendo possuir fase aérea, e conseqüentemente suas estratégias migratórias são variadas: dispersão pelo riacho (*drift*), realizada por imaturos no ambiente aquático e adultos ao longo das margens, e por voo terrestre, pelos adultos alados (COSTA *et al.*, 2014; MCCREADIE & BEDWELL, 2014; MERRITT & CUMMINS, 1996).

Um dos maiores grupos de insetos aquáticos é a ordem Coleoptera, com um número estimado de 18 mil espécies, com cerca de 12.600 (70%) já descritas (JÄCH & BALKE, 2008). Dentre os representantes dos besouros aquáticos existe a família Elmidae Curtis, 1830, que possui indivíduos de tamanho diminuto que geralmente habitam ambientes de correnteza. O ciclo de vida dos elmídeos pode variar de um a dois anos e alguns fatores ambientais como temperatura e disponibilidade de alimento podem interferir no desenvolvimento desses animais (BROWN, 1987). A alimentação de larvas e adultos é baseada em algas filamentosas ou madeira em decomposição, sendo considerados raspadores (WHITE & BRIGHAM, 1996).

Morfologicamente, os elmídeos adultos são caracterizados por apresentarem de 1,0 a 8,0 mm de comprimento; coloração variando de marrom a preto; coxas anteriores tipicamente globulares e sem exposição do trocântino; antena geralmente filiforme, nunca pectinada ou lamelada (BROWN, 1972; SPANGLER & SANTIAGO-FRAGOSO, 1992). São conhecidas 1498 espécies de 147 gêneros de Elmidae no mundo, distribuídas em duas subfamílias: Elminae Curtis, 1830 e Larinae LeConte, 1961 (JÄCH & BALKE, 2008; JÄCH *et al.*, 2016). Atualmente no Brasil já foram registrados 23 gêneros e 148 espécies (PASSOS & SEGURA, 2017).

Por viverem boa parte da vida em ecossistemas aquáticos, os macroinvertebrados desse habitat acabam sujeitos às mudanças no ambiente, respondendo a alterações físicas e químicas do rio. Rosenberg e colaboradores (1993) propuseram que os insetos aquáticos podem ser utilizados para o monitoramento de riachos devido ao seu tamanho corporal, ciclo de vida curto, diversidade e densidade. Embora Elmidae apresente um ciclo de vida mais longo, alguns autores sugerem que o grupo tem potencial bioindicador, justamente pelos motivos supracitados (ELLIOTT, 2008; GARCIA-CRIADO & FERNANDEZ-ALAEZ, 2001; JÄCH & BALKE, 2008; SEGURA, 2007).

Jäch & Balke (2008) comentam que as comunidades de besouros aquáticos vêm sofrendo com a desertificação e eutrofização provocadas pela ação agropecuária e antrópica. Em especial, espécies que vivem em região de floresta tropical parecem ser altamente vulneráveis ao desmatamento, que altera diretamente as características físicas e químicas dos riachos.

Segundo Mccreadie e Bedwell (2014), apesar da abundância e da possibilidade de existirem espécies-chave de Elmidae em riachos, o estudo de ecologia das comunidades desse grupo tem recebido menos atenção quando comparado a outras áreas de estudo. Por se tratar de um grupo com potencial bioindicador de qualidade da água (ELLIOTT, 2008; GARCIA-CRIADO & FERNANDEZ-ALAEZ, 2001; JÄCH & BALKE, 2008; SEGURA, 2007), é importante entender o comportamento das comunidades de Elmidae diante de fatores ambientais e espaciais locais objetivando uma melhor preservação de cursos d'água e, conseqüentemente, de habitats aquáticos e ripários.

2. OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo estudar a influência dos fatores ambientais locais e espaciais sobre uma metacomunidade de Elmidae em riachos de Mata Atlântica, dando ênfase nas análises de abundância, composição e riqueza de espécies.

A pesquisa se propôs a analisar os dados de uma coleta realizada em uma bacia de pequena escala situada na parte baixa do Parque Nacional do Itatiaia – RJ, tendo os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar parâmetros de abundância, riqueza e composição de Elmidae entre os pontos amostrados;
- Entender quais variáveis ambientais são mais importantes para explicar a composição das assembleias de Elmidae;
- Analisar o que é mais importante na estruturação da metacomunidade estudada: 1) as variáveis ambientais locais ou 2) o espaço geográfico.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional do Itatiaia (PNI) é a primeira unidade de conservação ambiental do Brasil, sendo criado em junho de 1937. A reserva foi estabelecida em terras de uma antiga fazenda do Visconde de Mauá, que vendeu a propriedade para o governo após ela falhar como projeto agrícola (LEITE, 2007).

A ideia da instalação de um Parque Nacional no local data de 1913, tendo sido defendida pelo naturalista e geógrafo José Hubmayer. Segundo ele, a região era "sem igual no mundo, às portas da bela capital, oferecendo, portanto, aos cientistas e estudiosos, inesgotável potencial para pesquisas as mais diversas [...]".

Com uma área de 28 mil hectares, o Parque Nacional do Itatiaia abrange os municípios de Resende e Itatiaia, no Rio de Janeiro, além de Bocaina de Minas e Itamonte, em Minas Gerais. Situa-se no Maciço do Itatiaia, na serra da Mantiqueira. Possui relevo com amplitude altitudinal que varia de 540 a 2791 metros, de forma que o parque é subdividido em parte alta e baixa (ICMBIO, 2018).

A parte alta, também chamado de Planalto do Itatiaia, possui relevo montanhoso e vegetação típica de campos de altitude. É comumente visitada por turistas devido à alta quantidade de formações rochosas, como Agulhas Negras, Prateleiras, Altar, entre outras (LEITE, 2007).

A parte baixa do Parque, onde predomina a Mata Atlântica, apresenta vegetação densa de Floresta Subtropical e se destaca pela grande rede hidrográfica. Apresenta alto endemismo e fauna muito diversa, com cerca de cinco mil espécies de insetos, 385 de aves e 50 de mamíferos (ICMBIO, 2018). Suas principais atrações são os rios e suas quedas d'água, como Campo Belo e Maromba.

A parte inferior do Parque abrange nascentes de 12 bacias hidrográficas regionais que drenam para duas grandes bacias principais: ao Norte, a do rio Grande; e ao Sul, a do rio Paraíba do Sul, o mais importante do Rio de Janeiro. É na parte baixa que se concentra a maioria dos estudos biológicos do Parque (ICMBIO, 2018; LEITE, 2007). A presente pesquisa foi desenvolvida na parte inferior do Parque, na bacia do Rio Campo Belo, um grande curso d'água que corta uma ampla área da região, bem como afluentes adjacentes a ele (Figura 1). Rios menores (entre 1ª e 3ª ordem *sensu* Strahler 1957) foram priorizados.

3.2. AMOSTRAGEM E IDENTIFICAÇÃO

As coletas foram realizadas em dez pontos localizados no Rio Campo Belo e afluentes adjacentes (Figura 1). A amostragem em cada ponto foi feita em um trecho de vinte metros.

Em cada ponto de coleta, cinco amostras de substrato rochoso ou de folhiço retido em área de correnteza foram recolhidas com rede do tipo *brunding*, com malha de 250 μm . O material foi pré-triado em campo, fixado em álcool 93° e levado para o laboratório para identificação. Todos os pontos de coleta foram amostrados na estação seca, em setembro de 2018.

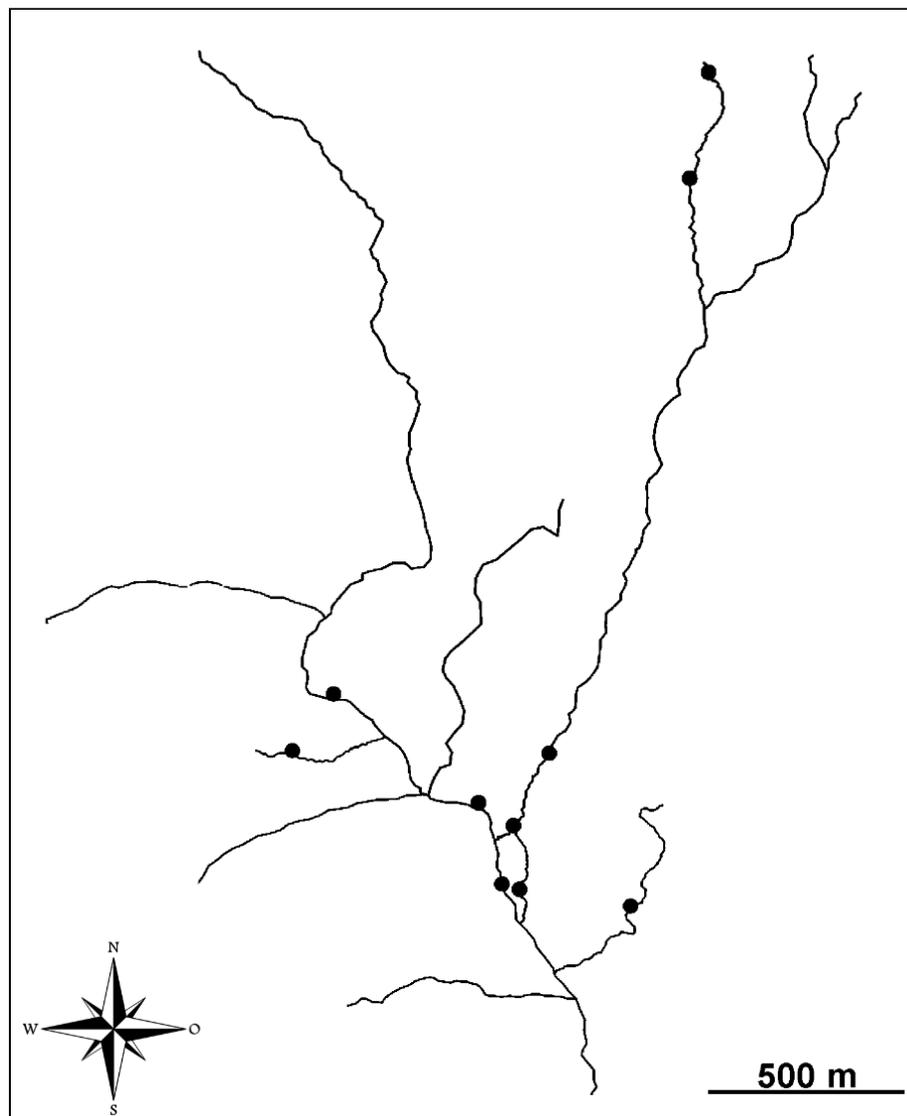


FIGURA 1. Pontos de coleta distribuídos pela rede hidrográfica da parte baixa do Parque Nacional do Itatiaia (PNI).

3.3. FATORES AMBIENTAIS E ESPACIAIS

A localização de cada ponto de coleta foi registrada com o auxílio do programa GPS Essentials, um aplicativo de geolocalização para *smartphones* (SCHOLLMEYER, 2012), disponível em <http://www.gpsessentials.com>. Com esse software, foram registrados dados de latitude, longitude e altitude dos pontos de coleta.

Cada um dos pontos amostrados foi caracterizado com base nos seguintes fatores ambientais: temperatura (°C), condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), concentração de oxigênio dissolvido (OD) (mg/L) e potencial hidrogeniônico (pH), utilizando uma sonda multiparamétrica Thermo Scientific Orion 5 Star; a turbidez do riacho, utilizando um turbidímetro Instrutherm TD-300; a largura (m), a profundidade (m) e velocidade média do riacho (m/s). A vazão dos riachos (m^3/s) foi calculada através do produto entre largura, profundidade e velocidade do rio. A vazão foi utilizada como uma representação do tamanho tridimensional do riacho, por ser uma medida que inclui informações de variáveis físicas como velocidade da correnteza, profundidade e largura do canal (LIND, 1979).

Adicionalmente, o percentual de cobertura vegetal (CV) do dossel de cada ponto de coleta foi registrado. Para isso, foram utilizadas fotografias digitais capturadas com o *smartphone* Motorola Moto X Style XT1572 (16 megapixels, abertura f/2.0). Foram feitas três fotografias do dossel em cada ponto de coleta. Essas imagens foram tratadas no software imageJ (SCHNEIDER *et al.*, 2012) para se chegar ao valor da cobertura vegetal do dossel, em percentual.

3.4. TRIAGEM E IDENTIFICAÇÃO DO MATERIAL

Os indivíduos triados em campo foram examinados com auxílio de um estereomicroscópio Nikon SMZ 745 e identificados ao nível de gênero com auxílio de chaves de identificação como Brown (1972), Hinton (1940) e Passos *et al.* (2007). Quando possível, os indivíduos foram identificados até o nível específico; quando não, foram morfotipados. Os espécimes foram conservados em via úmida, em álcool 93°.

3.5. ANÁLISE DE DADOS

Apenas os indivíduos adultos foram utilizados em todas as análises de dados realizadas, uma vez que a identificação de larvas não pode ser feita até nível de espécie. Estimativas de riqueza de espécies foram feitas, utilizando os seguintes estimadores não paramétricos: Jackknife 1, Jackknife 2, Bootstrap e Chao 2. Para comparar a riqueza padronizada para o mesmo número de indivíduos entre os pontos, curvas de rarefação foram utilizadas. Para verificar a similaridade entre as biotas de cada ponto de coleta, foi feito um escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis.

As variáveis ambientais foram resumidas através de uma análise de componentes principais (PCA), usando como critério a correlação entre as variáveis. A partir desta análise, dois agrupamentos de variáveis ambientais foram construídos: um incluindo todas as variáveis correlacionadas com o primeiro componente principal ("PCA 1") e outro com as variáveis correlacionadas com o segundo componente principal ("PCA 2"). A partir desses dois agrupamentos, duas matrizes de dissimilaridade ambiental foram feitas. Além disso, foi feita uma matriz de distância geográfica (distância euclidiana) entre os pontos de coleta. Adicionalmente, foi confeccionada uma matriz de dissimilaridade da fauna de Elmidae entre os pontos, utilizando o índice de Bray-Curtis.

Os papéis das variáveis ambientais (matrizes de dissimilaridade ambiental PCA 1 e PCA 2) e do espaço (distância geográfica) sobre a composição faunística (dissimilaridade de Bray-Curtis) de Elmidae foram avaliados usando o teste de Mantel (9999 permutações). O teste de Mantel é usado para avaliar a relação entre duas matrizes de dissimilaridade. Nesse sentido, ele testa hipóteses em que as distâncias entre objetos em uma matriz A são linearmente independentes das distâncias entre alguns objetos em outra matriz B (DALE *et al.*, 2002).

As estimativas de riqueza, a curva de rarefação, o nMDS e a análise de componentes principais foram realizadas no software PAST (PAleontological STatistics), disponível em <https://folk.uio.no/ohammer/past> (HAMMER, 2019). Os testes de Mantel foram realizados no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), disponível em <http://r-project.org>. Dentro do software, foi utilizado o pacote Vegan (OKSANEN *et al.*, 2011).

4. RESULTADOS

Foram coletados 909 espécimes de elmídeos, de forma que a maior abundância foi encontrada no ponto 9 (238 indivíduos) e a menor nos pontos 7 e 10 (51 e 52 indivíduos, respectivamente). A localização e caracterização dos pontos coletados são apresentadas nas tabelas 1 e 2. Considerando os pontos amostrados, a altitude variou de 744 (Ponto 4) a 1082 m (Ponto 6); e a vazão variou de 0,0043 (Ponto 7) a 3,5606 m³/s (Ponto 1) (Tabelas 1 e 2). A temperatura dos riachos variou de 12,7 °C a 15,9 °C. A média do pH entre os pontos foi de 7,19 e a cobertura vegetal média do dossel foi de 69,9% (Tabela 2).

TABELA 1. LOCALIZAÇÃO ESPACIAL (LATITUDE, LONGITUDE E ALTITUDE) DOS PONTOS DE COLETA DO ESTUDO E ABUNDÂNCIA DE INDIVÍDUOS ADULTOS COLETADOS POR PONTO.

Ponto de coleta	Descrição	Localização	Altitude (m)	Nº de elmídeos adultos coletados	Nº de elmídeos imaturos coletados
p1	Rio Campo Belo (alto)	22°27'1.98"S 44°36'51.84"W	797	85	5
p2	Tromba d'água	22°27'19.116"S 44°36'26.244"W	784	108	2
p3	Garagem	22°27'17.748"S 44°36'35.748"W	753	91	1
p4	Rio Campo Belo (baixo)	22°27'17.316"S 44°36'37.296"W	744	61	4
p5	Córrego Simon (baixo)	22°26'20.004"S 44°36'21.096"W	997	67	3
p6	Córrego Simon (alto)	22°26'11.4"S 44°36'19.476"W	1082	82	1
p7	Casas Abandonadas	22°27'6.552"S 44°36'55.404"W	799	50	1
p8	Trilha da "casa 11"	22°27'12.6"S 44°36'36.324"W	779	57	1
p9	Rio Campo Belo (meio)	22°27'10.764"S 44°36'39.312"W	764	231	7
p10	Obelisco (acima da ponte)	22°27'6.768"S 44°36'33.228"W	799	49	3
Total	–	–	–	881	28

FONTE: Dados de pesquisa, 2018.

TABELA 2. VARIÁVEIS AMBIENTAIS QUÍMICAS E FÍSICAS DOS PONTOS DE COLETA DO ESTUDO. T: temperatura (°C). Cond: Condutividade elétrica (µS/cm). OD: Oxigênio dissolvido (mg/L). pH: potencial hidrogeniônico. Tb: Turbidez do riacho (ntu). CV: cobertura vegetal do dossel, em porcentagem. Larg: largura do riacho (m). Prof: Profundidade do riacho (m). V: Velocidade da correnteza (m/s). Vazão: Vazão do riacho (m³/s).

Ponto	T	Cond	OD	pH	Tb	CV	Larg	Prof	V	Vazão
p1	12,7	8,65	8,3	7,79	2,16	44,65	13,65	0,705	0,37	3,5606
p2	15,0	16,41	7,32	7,32	8,70	75,14	2,90	0,163	0,25	0,1182
p3	15,0	15,74	7,44	7,41	1,15	77,63	1,56	0,138	0,47	0,1012
p4	15,5	8,99	7,96	7,07	0,00	54,50	11,06	0,404	0,5	2,2341
p5	13,0	11,45	8,04	8,04	0,02	80,36	1,68	0,140	0,25	0,0588
p6	13,2	10,34	7,59	6,62	0,00	84,27	1,51	0,130	0,25	0,0491
p7	15,9	25,83	6,91	6,69	0,00	75,95	0,27	0,053	0,3	0,0043
p8	15,1	16,09	7,86	7,10	0,00	78,01	0,82	0,250	0,49	0,1005
p9	13,3	8,83	8,31	7,15	0,00	44,36	12,50	0,443	0,15	0,8306
p10	14,3	15,35	7,84	6,74	1,15	84,11	1,62	0,253	0,21	0,0861
média	14,3	13,77	7,76	7,19	1,32	69,90	4,76	0,268	0,324	0,7144

FONTE: Dados de pesquisa, 2018.

Dos 909 elmídeos coletados, 881 foram indivíduos adultos e 28 imaturos. Dentre os adultos, foram encontradas 24 espécies divididas em 9 gêneros: *Austolimnius* Hinton, 1965; *Cylloepus* Erichson, 1847; *Heterelmis* Sharp, 1882; *Hexacylloepus* Hinton, 1940; *Macrelmis* Motschulsky, 1859; *Microcylloepus* Hinton, 1935; *Neoelmis* Musgrave, 1935; *Phanocerus* Sharp, 1882 e *Xenelmis* Hinton, 1936 (Tabela 3).

O gênero *Cylloepus* apresentou maior riqueza taxonômica, com 5 espécies encontradas (*C. gigas* Grouvelle, 1889; *C. friburguensis* Sampaio, Passos & Ferreira, 2011; *C. sharpi* Grouvelle, 1889; *C. quinquecarinatus* Sampaio, Passos & Ferreira, 2011; e *Cylloepus* sp1).

Heterelmis foi o gênero mais abundante, com 448 indivíduos coletados. *Heterelmis* sp1 foi a espécie mais abundante no estudo, com 240 indivíduos registrados em todos os dez pontos de coleta. O gênero *Microcylloepus* foi representado por 297 indivíduos, sendo que a espécie *M. longipes* Grouvelle, 1888 foi representada por 219 espécimes nos pontos 1, 3, 4 e 9.

TABELA 3. LISTA DE TÁXONS DE ELMIDAE ENCONTRADOS NOS PONTOS DE COLETA NO PARQUE NACIONAL DE ITATIAIA, ITATIAIA, RJ.

	p1	p2	p3	p4	p5	p6	p7	p8	p9	p10
<i>Austrolimnius formosus</i> Sharp, 1882				X					X	
<i>Austrolimnius sulcicollis</i> Sharp, 1882									X	
<i>Cylloepus friburguensis</i> Sampaio, Passos & Ferreira, 2011		X								
<i>Cylloepus gigas</i> Grouvelle, 1889		X								
<i>Cylloepus quinquecarinatus</i> Sampaio, Passos & Ferreira, 2011									X	
<i>Cylloepus sharpi</i> Grouvelle, 1889		X	X			X				
<i>Cylloepus</i> sp 1					X		X			
<i>Heterelmis</i> sp 1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Heterelmis</i> sp 2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hexacylloepus geiseri</i> Polizei, 2017		X	X		X		X	X		
<i>Macrelmis celsa</i> Hinton, 1946		X					X			
<i>Macrelmis itatiaiensis</i> Passos, Miranda & Nessimian, 2015	X	X		X	X	X				
<i>Macrelmis</i> sp 1								X		
<i>Macrelmis</i> sp 2		X						X		
<i>Microcylloepus longipes</i> Grouvelle, 1888	X		X	X					X	
<i>Microcylloepus</i> sp 1	X	X		X	X	X		X	X	
<i>Microcylloepus</i> sp 2	X			X		X			X	
<i>Neoelmis cf. maculata</i> Hinton, 1940					X					
<i>Neoelmis cf. plaumanni</i> Hinton, 1940			X				X		X	
<i>Neoelmis lobata</i> Hinton, 1939	X				X	X			X	
<i>Neoelmis prosternalis</i> Hinton, 1939		X	X	X	X	X	X	X	X	X

FONTE: Dados de pesquisa, 2018.

TABELA 3. (CONTINUAÇÃO) LISTA DE TÁXONS DE ELMIDAE ENCONTRADOS NOS PONTOS DE COLETA NO PARQUE NACIONAL DE ITATIAIA, ITATIAIA, RJ.

	p1	p2	p3	p4	p5	p6	p7	p8	p9	p10
<i>Phanocerus</i> sp 1					X	X	X			X
<i>Xenelmis micros</i> Grouvelle, 1889	X	X	X	X	X	X		X	X	X
<i>Xenelmis</i> sp 1	X									
<i>Heterelmis</i> sp. (larva)		X	X	X				X	X	X
<i>Hexanchorus</i> sp. (larva)	X			X	X	X			X	X
<i>Macrelmis</i> sp. (larva)		X							X	
<i>Promoesia</i> sp. (larva)	X			X					X	
Larva A							X			
Larva C	X									

FONTE: Dados de pesquisa, 2018.

Os pontos 2 e 9 apresentaram a maior riqueza taxonômica (12 espécies). O ponto 2 apresentou condutividade, temperatura, pH e CV acima das médias dos pontos, além de ser o ponto com maior turbidez do riacho (Tabela 2). O ponto 9 apresentou a maior abundância de elmídeos adultos (231 indivíduos), além de possuir a maior concentração de oxigênio dissolvido (OD) do estudo (8,31 mg/L). O ponto 10 apresentou a menor riqueza (cinco espécies) e também a menor abundância de adultos (49 indivíduos).

Dentre as 28 larvas encontradas, o gênero mais abundante foi *Hexanchorus* Sharp, 1882 com 11 indivíduos. O ponto de coleta com maior abundância de imaturos e maior riqueza taxonômica foi o ponto 9 (sete espécimes distribuídas em quatro gêneros). Foram encontrados dois gêneros representados apenas por indivíduos imaturos: *Hexanchorus* Sharp, 1882 e *Promoesia* Sanderson, 1954.

No presente trabalho, foram registradas 24 espécies de adultos, sendo que os estimadores não paramétricos predisseram valores de 27 (Bootstrap) a 33 (Jackknife 2) espécies para a bacia amostrada. Considerando a riqueza padronizada pela rarefação para 45 indivíduos, os pontos 2, 4, 5 e 6 foram os que apresentaram maior riqueza; os pontos 1, 7, 8 e 9 riquezas intermediárias e os pontos 3 e 10 menores riquezas (Figura 2).

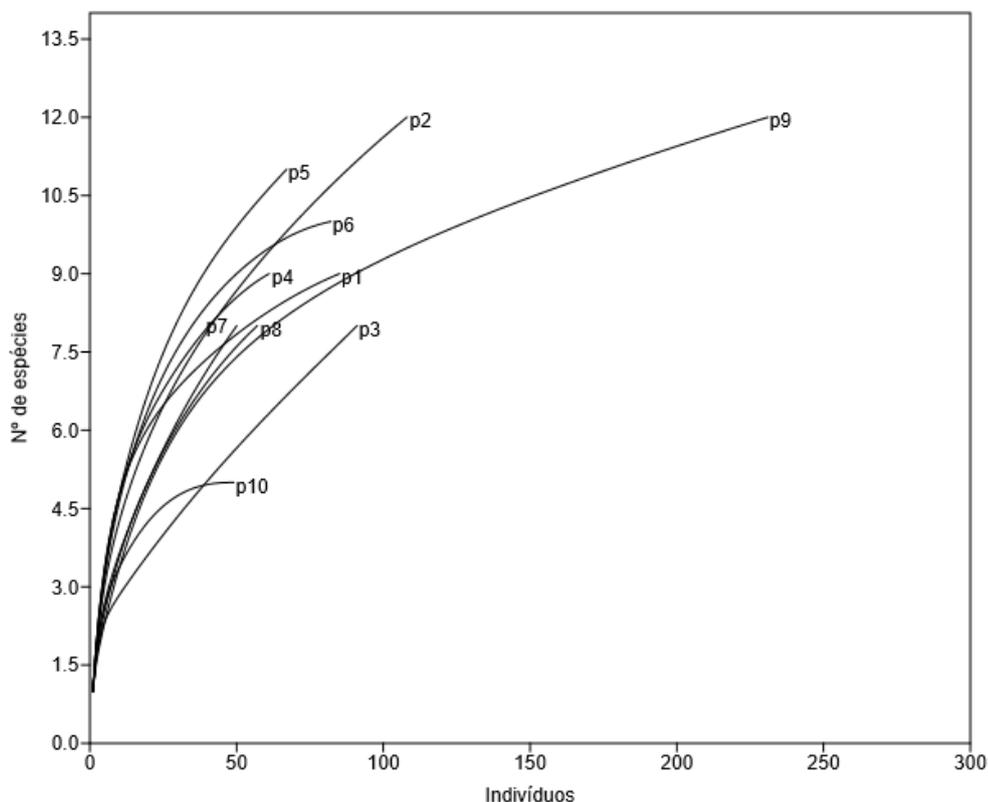


FIGURA 2. Curva de rarefação por indivíduo das espécies de adultos de Elmidae Curtis, 1830, para cada um dos dez pontos de coleta situados no Parque Nacional de Itatiaia, RJ.

A análise de componentes principais (PCA) explicou 69,46% da variabilidade dos dados abióticos nos seus dois primeiros eixos. O primeiro componente (52,99%) associou-se positivamente com as variáveis OD (0,8782), pH (0,5000), largura (0,9266), profundidade (0,9386) e vazão (0,8575), e negativamente com temperatura (-0,6127), condutividade (-0,8266) e CV (-0,8586). O segundo componente (16,47%) se associou positivamente à temperatura (0,7265) e velocidade (0,8018) e não se relacionou negativamente com nenhuma variável (Figura 3).

Sendo assim, dois agrupamentos de variáveis foram feitos para as análises posteriores: o agrupamento 1, que consiste das variáveis correlacionadas ao primeiro eixo da PCA (OD, pH, largura, profundidade, vazão, temperatura, condutividade e CV) e o agrupamento 2, que possui as variáveis correlacionadas com o 2º eixo da PCA (temperatura e velocidade).

O nMDS mostrou que as composições de Elmidae nos riachos de menor porte (pontos 2, 3, 5, 6, 7, 8 e 10) são similares entre si, mas diferem daquelas de riachos com maior porte (pontos 1, 4 e 9) tiveram composições que diferiram dos demais pontos. Entre os riachos de maior porte, a biota dos pontos 1 e 4 é bastante similar, mas muito diferente da biota do ponto 9 (Figura 4).

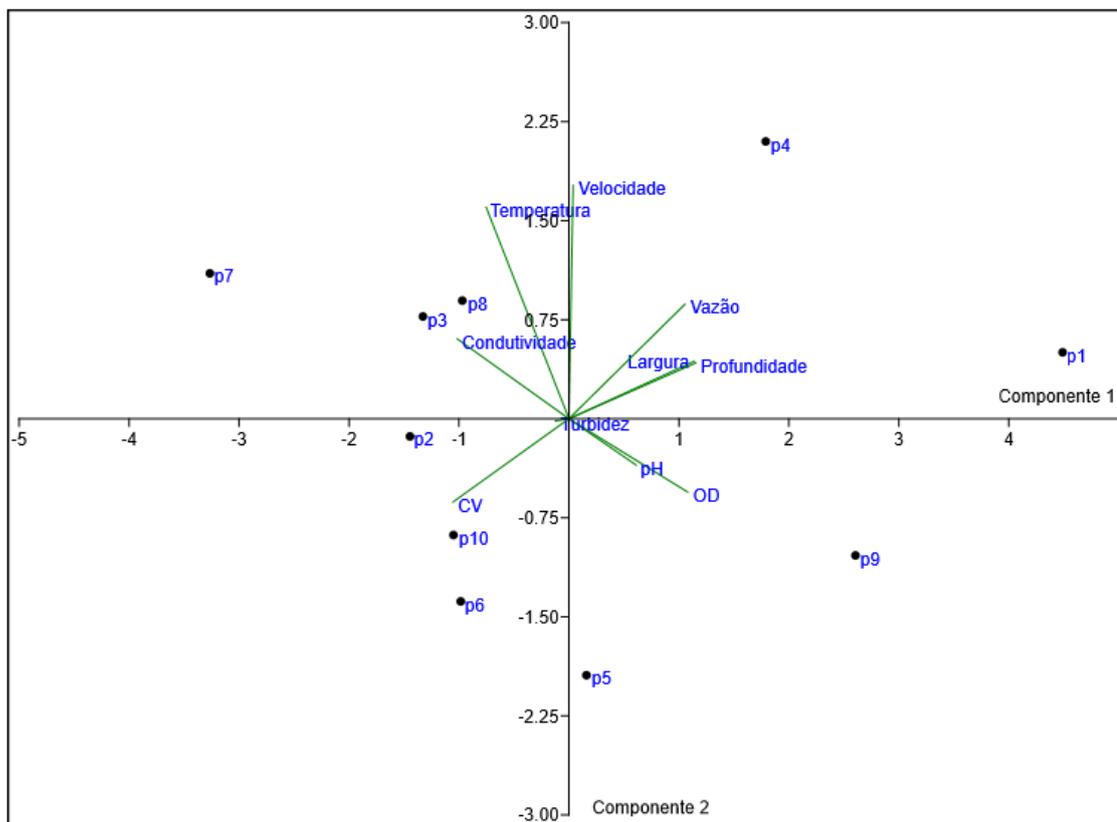


FIGURA 3. Análise de componentes principais (PCA) realizada para as variáveis ambientais de cada um dos dez pontos de coleta situados no Parque Nacional de Itatiaia, RJ.

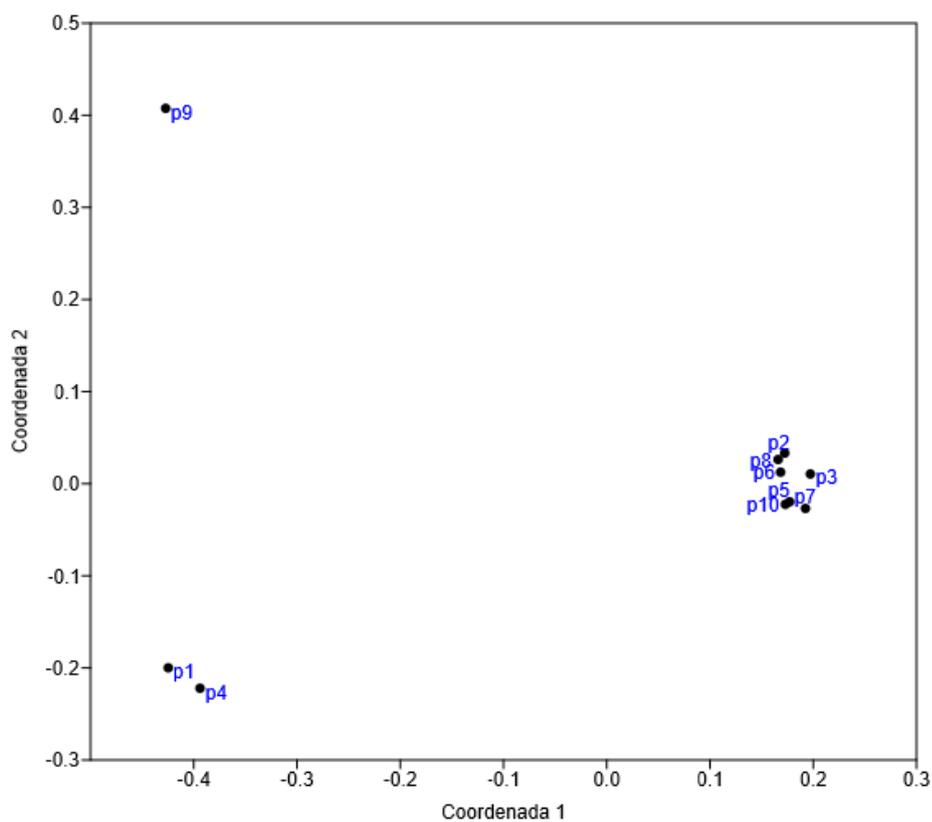


FIGURA 4. Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) utilizando o índice de Bray-Curtis para a biota de adultos de Elmidae presente nos dez pontos de coleta situados no Parque Nacional de Itatiaia, RJ. STRESS = 0,1294.

A dissimilaridade entre os pontos baseado na fauna de Elmidae não foi correlacionada com a distância geográfica (Teste de Mantel, $r = -0,3034$, $p = 0,9891$ para 9999 permutações). A dissimilaridade das assembleias de Elmidae foi: 1) correlacionada com a distância ambiental baseada nas variáveis ambientais que mais contribuíram com o primeiro eixo da PCA (Teste de Mantel, $r = 0,8478$, $p = 0,0023$ para 9999 permutações); 2) não correlacionada com a distância ambiental baseada nas variáveis ambientais que mais contribuíram com o segundo eixo da PCA (Teste de Mantel, $r = 0,0856$, $p = 0,2419$ para 9999 permutações) (Tabela 4 e Figura 5).

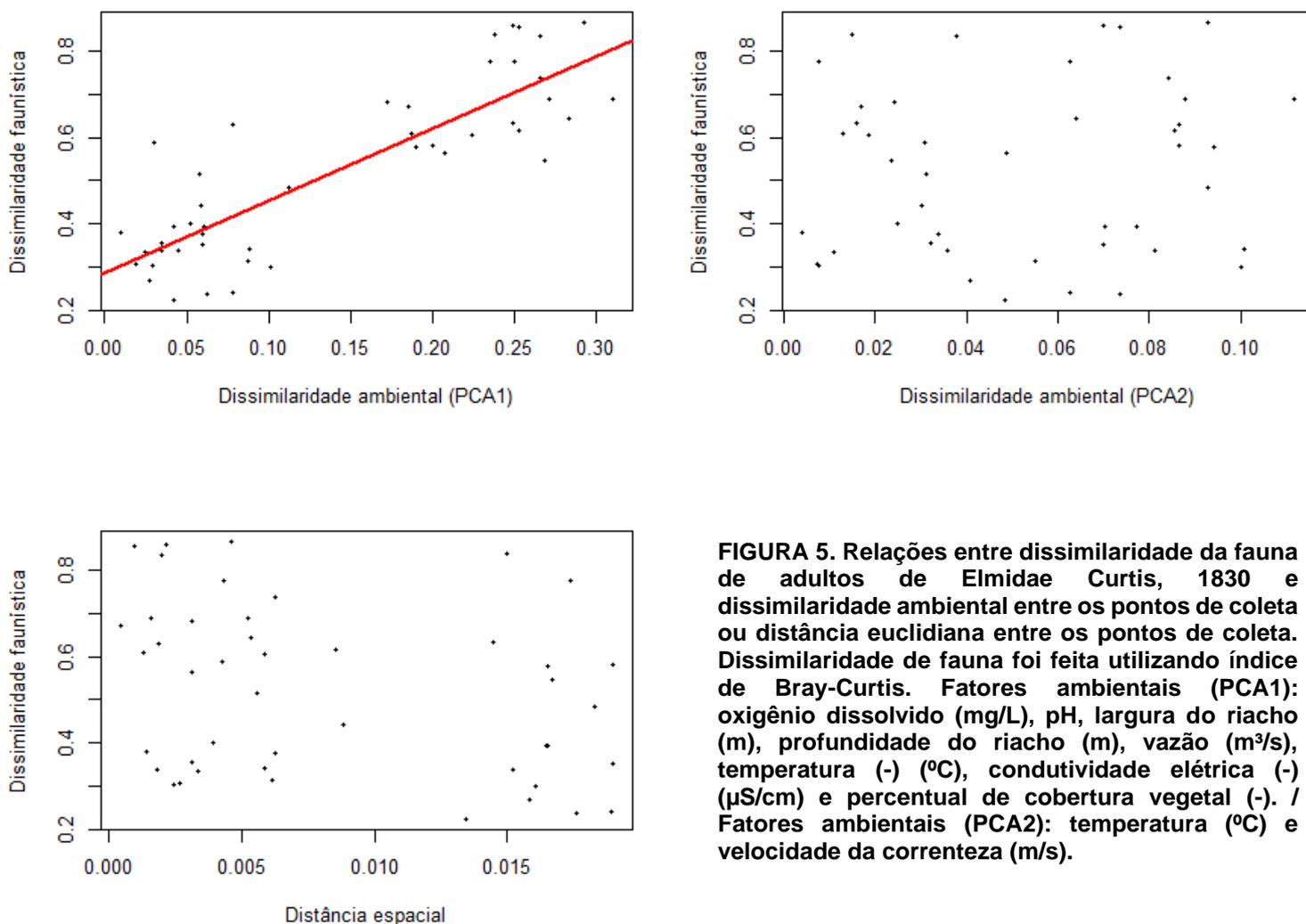


FIGURA 5. Relações entre dissimilaridade da fauna de adultos de Elmidae Curtis, 1830 e dissimilaridade ambiental entre os pontos de coleta ou distância euclidiana entre os pontos de coleta. Dissimilaridade de fauna foi feita utilizando índice de Bray-Curtis. Fatores ambientais (PCA1): oxigênio dissolvido (mg/L), pH, largura do riacho (m), profundidade do riacho (m), vazão (m³/s), temperatura (-) (°C), condutividade elétrica (-) (μS/cm) e percentual de cobertura vegetal (-). / Fatores ambientais (PCA2): temperatura (°C) e velocidade da correnteza (m/s).

TABELA 4. TESTE DE MANTEL (9999 PERMUTAÇÕES) RELACIONANDO O EFEITO DOS FATORES AMBIENTAIS E DA DISTÂNCIA GEOGRÁFICA SOBRE A FAUNA DE ADULTOS DE ELMIDAE NOS DEZ PONTOS DE COLETA EM RIACHOS DO PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA, RJ. Variáveis ambientais PCA1: oxigênio dissolvido (mg/L), pH, largura do riacho (m), profundidade do riacho (m), vazão (m³/s), temperatura (°C), condutividade elétrica (μS/cm) e percentual de cobertura vegetal. / Variáveis ambientais PCA2: temperatura (°C) e velocidade da correnteza (m/s).

	r	p
fauna – variáveis ambientais (PCA1)	0,8478	0,0023
fauna – variáveis ambientais (PCA2)	0,0856	0,2419
fauna – localização espacial	- 0,3034	0,9891

FONTE: Dados de pesquisa, 2018.

5. DISCUSSÃO

Segundo os estimadores não paramétricos, o esforço amostral utilizado neste trabalho subestimou a riqueza taxonômica dos pontos, uma vez que o número de 24 espécies encontradas para o estudo ficou pouco abaixo do menor valor de estimativa. Portanto, é esperado que outras espécies de Elmidae sejam registradas com o aumento do esforço amostral na bacia. De acordo com as curvas de rarefação por local (Figura 2), a riqueza padronizada varia entre os pontos, no entanto, esta variação aparentemente não tem uma relação com o tamanho do riacho, o qual segundo a PCA (PCA 1; Figura 3) é o principal gradiente ambiental na bacia estudada.

Embora o estudo tenha ligeiramente subamostrado a fauna local, o número de 24 espécies de Elmidae encontradas para a área é interessante. Os dois últimos *checklists* de Elmidae para o Brasil listam apenas três espécies para a região do Parque Nacional do Itatiaia: *Austrolimnius laevigatus* Grouvelle, 1889, *Austrolimnius formosus* Sharp, 1882 e *Phanocerus clavicornis* Sharp, 1882 (SEGURA *et al.*, 2012, 2013). Dessas três espécies, apenas *A. formosus* foi encontrada neste estudo, mas foram encontrados outros 23 táxons que não estão listadas em *checklists* para o local e que podem ser novos registros para a área. É importante ressaltar, entretanto, que existem trabalhos mais recentes que os *checklists* da área que citam a ocorrência de mais espécies que não estão listadas nos *checklists*, como é o exemplo de *Macrelmis itatiaiensis*, que foi descrita recentemente (PASSOS *et al.*, 2015). Isso significa que os últimos *checklists* já se encontram levemente defasados.

O primeiro eixo da análise de componentes principais (Figura 3) correlacionou-se positivamente com três variáveis físicas do riacho (largura, profundidade e vazão). Isso sugere que o tamanho do riacho é o principal gradiente ambiental entre os riachos estudados. Além disso, é interessante notar que o ponto de coleta que obtém maior abundância e riqueza de Elmidae é o ponto 9, localizado no Rio Campo Belo, o riacho de maior tamanho do estudo. É importante salientar também que a cobertura vegetal é correlacionada negativamente com o tamanho do riacho (e.g. vazão), mostrando que riachos maiores tem menor cobertura vegetal.

No presente trabalho, o gradiente relacionado ao tamanho do riacho afetou a fauna de Elmidae, como pode ser evidenciado pelos seguintes resultados: 1) a maior abundância e maior riqueza de Elmidae registradas no ponto 9 (um dos riachos com maior tamanho); 2) segundo o NMDS, as composições das assembleias de Elmidae coletadas em riachos maiores diferiram daquelas coletadas em riachos menores; 3) a matriz de distâncias ambientais baseadas nas variáveis correlacionadas com o primeiro eixo da PCA (que representa o gradiente de tamanho) correlacionada significativamente com a matriz de dissimilaridade faunística.

O tamanho do riacho já foi encontrado por outros estudos como forte preditor da fauna de insetos aquáticos. Por exemplo, Henriques-Oliveira (2006), ao estudar a distribuição altitudinal de insetos aquáticos na Serra da Bocaina, verificou que o tamanho do riacho pode influenciar na distribuição na comunidade de Coleoptera. Trabalhos envolvendo outras ordens de insetos aquáticos também chegaram à mesma conclusão (COSTA *et al.*, 2014; HEINO & MYKRÄ, 2008; MYKRÄ *et al.*, 2007; SHIMANO *et al.*, 2013).

É importante ressaltar também que, neste trabalho, o aumento do tamanho do riacho está correlacionado positivamente com o oxigênio dissolvido e negativamente com a cobertura vegetal (PCA 1; Figura 3). A quantidade de oxigênio dissolvido na água (OD) habitualmente é um fator que influencia toda a fauna de invertebrados aquáticos e costuma estar ligada a fatores como temperatura e altitude (JACOBSEN, 2000). Os dados do presente estudo mostram que este fator também pode ser importante na variação de composição de Elmidae. Este resultado também foi encontrado em trabalhos considerando outros grupos de insetos aquáticos (e.g. AMARAL *et al.*, 2015; SIQUEIRA *et al.*, 2012). Elliott (2008) comenta que a quantidade de oxigênio dissolvido na água é ainda mais importante para a fauna de Elmidae devido ao modo de respiração por plastrão presente na família, percorrendo ainda

sobre como atividades humanas que reduzem o OD dos ambientes lóticos são prejudiciais para o grupo.

O percentual de cobertura vegetal (CV) correlacionou-se negativamente com o primeiro eixo do PCA (Figura 3). Assim, a variação na cobertura vegetal pode ser um fator importante, o qual pode afetar a variação da composição de Elmidae na bacia estudada. De fato, vários estudos têm demonstrado o efeito da cobertura vegetal sobre a fauna de insetos aquáticos (LINARES *et al.*, 2018; MASESE *et al.*, 2014; MD RAWI *et al.*, 2013). Riachos com cobertura vegetal se comportam como sistemas heterotróficos baseados em uma grande quantidade de material alóctone oriundo da vegetação riparia. Por outro lado, riachos sem cobertura vegetal se comportam como sistemas autotróficos baseados principalmente no material autóctone produzido pelas algas. Estas diferenças funcionais afetam a diversidade e a composição dos insetos aquáticos (HENRIQUES-OLIVEIRA, 2006; MERRITT & CUMMINS, 1996).

Amaral *et al.* (2015), ao examinarem a influência do uso da terra nas faunas de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT) em riachos de Mata Atlântica, encontraram maior diversidade e riqueza de fauna em locais de maior percentual de cobertura vegetal, o que contrapõe os dados do nosso estudo. Essa discrepância pode ter sido dada devido à diferença de categorias funcionais entre EPT e Elmidae. As espécies de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são, em sua maioria, coletores-catadores, filtradores, fragmentadores ou predadores (HENRIQUES-OLIVEIRA, 2006; MERRITT & CUMMINS, 1996), enquanto que a família Elmidae possui adultos raspadores (WHITE & BRIGHAM, 1996).

Animais raspadores costumam ser mais abundantes em ambientes lóticos em que, sob condições favoráveis de luminosidade, ocorre o crescimento do biofilme, que servirá de alimento para este grupo funcional. Henriques-Oliveira (2006) comenta que o dossel fechado pode exercer uma grande influência sobre a distribuição de algas e perifíton, o que afeta a abundância de raspadores. Em seu trabalho, a maior quantidade de raspadores foi encontrada nos pontos de coleta cujo dossel era mais aberto e a quantidade de pedras era maior. Li & Dudgeon (2008) discutem que o grupo dos raspadores é predominante em áreas de menor largura da zona ripária, onde a quantidade de matéria orgânica alóctone é menor e a luminosidade é maior, o que leva à maior produção de perifíton. Aqui, a composição de Elmidae em riachos maiores e com menor cobertura vegetal diferiu da composição observada em riachos menores.

Os testes de mantel (Tabela 4; Figura 5) demonstram que pontos similares em termos de variáveis ambientais (PCA 1) terão composição da fauna de Elmidae mais similares entre si. Segundo nossos dados, para a escala do trabalho, a distância euclidiana entre os pontos não é significativa para determinar a composição da fauna de Elmidae dos locais. Portanto, os resultados sugerem que na escala estudada a dispersão aérea de adultos de Elmidae é suficiente para sustentar a chegada de indivíduos nos diferentes riachos e que variáveis ambientais controlam a composição local.

Muitos estudos de metacomunidades de insetos aquáticos têm chegado à conclusão de que os fatores ambientais locais são mais importantes que os fatores espaciais na estruturação da fauna de ambientes lóticos (BROWN & SWAN, 2010; COSTA *et al.*, 2014; GÖTHE *et al.*, 2013; HEINO & MYKRÄ, 2008; MYKRÄ *et al.*, 2007; SHIMANO *et al.*, 2013; SIQUEIRA *et al.*, 2012). Nossos dados sugerem que o processo de *species sorting* predomina, indicando que, na escala deste trabalho, os mecanismos de nicho desempenham um papel importante na variação da composição de Elmidae (COSTA *et al.*, 2014; LANDEIRO *et al.*, 2012; LEIBOLD *et al.*, 2004).

A dispersão é um processo importante quando se avalia o papel do espaço. Os processos de dispersão dos insetos aquáticos são amplamente discutidos em trabalhos de metacomunidades de riachos, justamente por esse grupo possuir diversos tipos de dispersão: ao longo da rede hidrográfica, realizada por imaturos e adultos; e por via terrestre, feita pelos adultos alados (COSTA *et al.*, 2014; MERRITT & CUMMINS, 1996).

No geral, a importância das dispersões aérea e ao longo do rio para a caracterização das assembleias de insetos aquáticos não é muito bem entendida. Por exemplo, Nicacio & Juen (2018), estudando assembleias de Chironomidae na Amazônia, chegaram à conclusão de que a distância ao longo do curso d'água afeta a dinâmica de dispersão pelo rio e deve ser mais importante que a dispersão aérea para os organismos aquáticos. Entretanto, McCreddie & Bedwell (2014), estudando a influência de fatores locais e regionais sob a fauna de Elmidae em riachos no Golfo do México, obtiveram resultados similares entre a importância da dispersão aérea e dispersão ao longo do curso d'água, concluindo que o voo terrestre deve, sim, ser considerado uma rota de dispersão viável para os elmídeos.

Aqui, como consideramos apenas a distância euclidiana entre os pontos, a ausência do efeito do espaço sugere que a dispersão pelo voo de Elmidae é efetiva

na bacia estudada, confirmando os resultados de Mccreadie & Bedwell (2014). Não podemos fazer considerações acerca da dispersão ao longo do curso d'água.

A escala do trabalho tem um papel importante nos estudos de metacomunidades. A maioria dos trabalhos descrevem escalas maiores tendo maior importância de fatores espaciais e regiões menores sendo estruturadas pelas condições ambientais (BROWN & SWAN, 2010; LANDEIRO *et al.*, 2012; NICACIO & JUEN, 2018). No entanto, Mykrä e colaboradores (2007), ao realizarem um estudo de grande escala em riachos da Finlândia, encontraram fatores ambientais sendo importantes na estruturação de assembleias. Isso indica que o modelo de *species sorting* pode ser importante até em larga escala. É importante, portanto, que a escala do trabalho seja levada em consideração ao tentar generalizar os resultados obtidos em um estudo (MARCHANT *et al.*, 1999; MYKRÄ *et al.*, 2007).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando as condições particulares do estudo, as variáveis ambientais correlacionadas com o tamanho do riacho, bem como fatores como percentual de cobertura vegetal, quantidade de oxigênio dissolvido e pH podem influenciar a variação da composição e abundância de Elmidae em riachos de Mata Atlântica.

Tendo em vista a metacomunidade local, nossos dados sugerem que os fatores ambientais têm maior papel na estruturação da fauna local que a distância entre os pontos, o que significa que a dispersão aérea de adultos não é um fator limitante para as assembleias estudadas. Sendo assim, o modelo de metacomunidades que melhor responde nossos dados é o de *species sorting*. Portanto, considerando a escala estudada, a beta diversidade de Elmidae é determinada principalmente pela distância ambiental, sugerindo que os mecanismos de nicho são importantes na estruturação da metacomunidade estudada.

É importante ter em mente, entretanto, que os dados e conclusões aqui apresentados não podem ser extrapolados ou generalizados para toda a Mata Atlântica, uma vez que o estudo possui escala local. Para que isso ocorra mais análises devem ser feitas, como por exemplo aumentar o tamanho da área de estudo e estudar, também, a dispersão ao longo do rio pelos elmídeos adultos e imaturos, bem como entender o componente temporal da ecologia da comunidade de Elmidae.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, P. H. M. DO; SILVEIRA, L. S. DA; ROSA, B. F. J. V.; OLIVEIRA, V. C. DE; ALVES, R. DA G. (2015). Influence of habitat and land use on the assemblages of ephemeroptera, plecoptera, and trichoptera in neotropical streams. **Journal of Insect Science**, v. 15, p. 1–7.
- BINCKLEY, C. A.; RESETARITS, W. J. (2007). Effects of forest canopy on habitat selection in treefrogs and aquatic insects: implications for communities and metacommunities. **Oecologia**, v. 153, p. 951–958.
- BRAGA, C.; OLIVEIRA, J. A. DE; CERQUEIRA, R. (2017). Metacomunidades: Uma introdução aos termos e conceitos. **Oecologia Australis**, v. 21, n. 2, p. 108–118.
- BROWN, B. L.; SWAN, C. M. (2010). Dendritic network structure constrains metacommunity properties in riverine ecosystems. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 3, p. 571–580.
- BROWN, H. P. (1972). Aquatic dryopoid beetles (Coleoptera) of the United States. **Biota of Freshwater Ecosystems Identification Manual. Water Pollution Conference Series, Washington: United States Environmental Protection Agency.**, p. 82.
- BROWN, H. P. (1987). Biology Of Riffle Beetles. **Annual Review of Entomology**, v. 32, n. 1, p. 253–273.
- COSTA, L. DE S. M.; BRANCO, C. C. Z.; BISPO, P. DA C. (2014). O Papel dos Fatores Ambientais e Espaciais Sobre a Fauna de Ephemeroptera (Insecta) em Riachos de Mata Atlântica. **EntomoBrasilis**, v. 7, n. 2, p. 86–92.
- DALE, M. R. T.; DIXON, P.; LEGENDRE, P.; MYERS, D. E.; ROSENBERG, M. S. (2002). Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. **Ecography**, v. 25, n. 5, p. 558–577.
- ELLIOTT, J. M. (2008). The Ecology of Riffle Beetles (Coleoptera: Elmidae). **Freshwater Reviews**, v. 1, n. 2, p. 189–203.

- FAVRETTO, M. A. (2017). Teoria neutra de biodiversidade: controvérsias e uma transvaloração da conservação de espécies. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 12, n. 3, p. 224–231.
- GARCIA-CRIADO, F.; FERNANDEZ-ALAEZ, M. (2001). Hydraenidae and Elmidae assemblages (Coleoptera) from a Spanish river basin: good indicators of coal mining pollution? **Archiv für Hydrobiologie**, v. 150, p. 641–660.
- GÖTHE, E.; ANGELER, D. G.; SANDIN, L. (2013). Metacommunity structure in a small boreal stream network. **Journal of Animal Ecology**, v. 82, p. 449–458.
- HAMMER, Ø. **Palentological Statistics, Version 3.25, Reference Manual**. Oslo: Natural History Museum, University of Oslo. Disponível em: <<https://folk.uio.no/ohammer/past/past3manual.pdf>>.
- HEINO, J.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S.; BINI, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: Patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845–869.
- HEINO, J.; MYKRÄ, H. (2008). Control of stream insect assemblages: Roles of spatial configuration and local environmental factors. **Ecological Entomology**, v. 33, n. 5, p. 614–622.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L. (2006). Estudo da distribuição altitudinal da fauna de insetos aquáticos na bacia do rio mambucaba, Parque Nacional da Serra da Bocaina, SP/RJ. [s.l.] Tese (Doutorado em Zoologia) - Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.
- HINTON, H. E. (1940). A monographic revision of the Mexican water beetles of the family Elmidae. **Novitates Zoologicae**, v. 42, p. 19–396.
- HUBBEL, S. P. (2001). The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton: Princeton University Press.
- HUTCHINSON, G. E. (1957). Population studies - animal ecology and demography: concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative**

Biology, v. 22, p. 415–427.

ICMBIO. **Parque Nacional do Itatiaia**. Disponível em:
<<http://www.icmbio.gov.br/parnaitatiaia>>.

JÄCH, M. A.; BALKE, M. (2008). Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 419–442.

JÄCH, M. A.; KODADA, J.; BROJER, M.; SHEPARD, W. D.; CIAMPOR, F. (2016). World Catalogue of Insects. Vol 14. Coleoptera: Elmidae, Protelmidae. Leiden, Netherlands: Koninklijke Brill nv.

JACOBSEN, D. (2000). Gill size of trichopteran larvae and oxygen supply in streams along a 4000-m gradient of altitude. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 2, p. 329–343.

LANDEIRO, V. L.; BINI, L. M.; MELO, A. S.; PES, A. M. O.; MAGNUSSON, W. E. (2012). The roles of dispersal limitation and environmental conditions in controlling caddisfly (Trichoptera) assemblages. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 8, p. 1554–1564.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPEES, M. F.; HOLT, R. D.; SHURIN, J. B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALEZ, A. (2004). The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601–613.

LEITE, H. P. F. (2007). Planalto do Itatiaia - Região das Agulhas Negras. Rio de Janeiro: PublIt Soluções Editoriais.

LI, A. O. Y.; DUDGEON, D. (2008). Food resources of shredders and other benthic macroinvertebrates in relation to shading conditions in tropical Hong Kong streams. **Freshwater Biology**, v. 53, n. 10, p. 2011–2025.

LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. (2018). Compliance of secondary production and eco-exergy as indicators of benthic macroinvertebrates assemblages' response to canopy cover conditions in Neotropical

headwater streams. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 1543–1550.

LIND, O. T. (1979). *Handbook of Common Methods in Limnology*. London: The C.V. Mosby Company.

MARCHANT, R.; HIRST, A.; NORRIS, R.; METZELING, L. (1999). Classification of macroinvertebrate communities across drainage basins in Victoria, Australia: Consequences of sampling on a broad spatial scale for predictive modelling. **Freshwater Biology**, v. 41, n. 2, p. 253–268.

MASESE, F. O.; KITAKA, N.; KIPKEMBOI, J.; GETTEL, G. M.; IRVINE, K.; MCCLAIN, M. E. (2014). Macroinvertebrate functional feeding groups in Kenyan highland streams: Evidence for a diverse shredder guild. **Freshwater Science**, v. 33, n. 2, p. 435–450.

MCCREADIE, J. W.; BEDWELL, C. (2014). Species composition of local riffle beetle (Coleoptera: Elmidae) assemblages in small coastal streams of the Gulf of Mexico: The influences of local and regional factors. **Aquatic Ecology**, v. 48, p. 127–141.

MD RAWI, C. S.; AL-SHAMI, S. A.; MADRUS, M. R.; AHMAD, A. H. (2013). Local effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams: Implications for biological conservation. **Aquatic Ecology**, v. 47, n. 1, p. 75–85.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company. 3rd ed. ed.

MYKRÄ, H.; HEINO, J.; MUOTKA, T. (2007). Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 2, p. 149–159.

NICACIO, G.; JUEN, L. (2018). Relative roles of environmental and spatial constraints in assemblages of Chironomidae (Diptera) in Amazonian floodplain streams. **Hydrobiologia**, v. 820, n. 1, p. 201–213.

- OKSANEN, J.; BLANCHET, G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; (2011). **Vegan: Community Ecology Package (R package version 1.17-6)**. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 3 dez. 2018.
- PASSOS, M. I. S.; MIRANDA, G. S.; NESSIMIAN, J. L. (2015). Three new species of *Macrelmis* Motschulsky (Coleoptera: Elmidae: Elminae) from Southeastern Brazil with new definition of species groups to the genus. **Zootaxa**, v. 4058, n. 2, p. 195–210.
- PASSOS, M. I. S.; NESSIMIAN, J. L.; FERREIRA-JR, N. (2007). Chaves para identificação dos gêneros de Elmidae (Coleoptera) ocorrentes no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 51, n. 1, p. 42–53.
- PASSOS, M. I. S.; SEGURA, M. O. **Elmidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/122380>>.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 3 dez. 2018.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H.; VINCENT, H. (1993). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. London: Chapman & Hall.
- SCHNEIDER, C. A.; RASBAND, W. S.; ELICEIRI, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of Image Analysis HHS Public Access. **Nat Methods**, v. 9, n. 7, p. 671–675.
- SCHOLLMEYER, M. **GPS Essentials**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.gpsessentials.com/>>. Acesso em: 3 dez. 2018.
- SEGURA, M. O. (2007). *Composição E Distribuição De Coleoptera Composição E Distribuição De Coleoptera Aquáticos (Insecta) Em Córregos De Baixa Ordem No Estado De São Paulo, Brasil*. [s.l.] Universidade Federal de São Carlos.

- SEGURA, M. O.; PASSOS, M. I. S.; FONSECA-GESSNER, A. A.; FROEHLICH, C. G. (2013). Elmidae curtis, 1830 (coleoptera, polyphaga, byrrhoidea) of the neotropical region. **Zootaxa**, v. 3731, n. 1, p. 1–57.
- SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. (2012). Checklist of the Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea) of Brazil. **Zootaxa**, n. 3260, p. 1–18.
- SHIMANO, Y.; JUEN, L.; SALLES, F. F.; NOGUEIRA, D. S.; CABETTE, H. S. R. (2013). Environmental and spatial processes determining ephemeroptera (Insecta) structures in tropical streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 49, n. 1, p. 31–41.
- SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; ROQUE, F. O.; MARQUES COUCEIRO, S. R.; TRIVINHO-STRIXINO, S.; COTTENIE, K. (2012). Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, v. 35, n. 2, p. 183–192.
- SPANGLER, P. J.; SANTIAGO-FRAGOSO, S. (1992). The Aquatic Beetle Subfamily Larinae (Coleoptera: Elmidae) in Mexico, Central America, and the West Indies. **Smithsonian contributions to Zoology**, v. 528, p. 1–84.
- STRAHLER, A. N. (1957). Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology, Transactions of the American Geophysical Union. **American Geophysical Union Transactions**, v. 33, n. 6, p. pp.913-920.
- WHITE, D. S.; BRIGHAM, W. U. (1996). Aquatic Coleoptera. In: **Introduction to the aquatic insects of north america**. 3rd ed. ed. Dubuque, Iowa: Kendall/Hunt Publishing Company. p. 399–473.