

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

**Distribuição espacial de Chironomidae (Diptera) em riachos da região norte da
Serra do Mar, Estado de São Paulo.**

Ricardo Cardoso Leite

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia,
Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte
das exigências para a obtenção do título de Mestre em
Ciências, Área: Entomologia

RIBEIRÃO PRETO - SP

2010

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FFCLRP - DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

**Distribuição espacial de Chironomidae (Diptera) em riachos da região norte da
Serra do Mar, Estado de São Paulo.**

Ricardo Cardoso Leite

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia,
Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte
das exigências para a obtenção do título de Mestre em
Ciências, Área: Entomologia

RIBEIRÃO PRETO - SP

2010

FICHA CATALOGRÁFICA

Ricardo Cardoso Leite

Distribuição espacial de Chironomidae (Diptera) em riachos da região norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo.

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Área: Entomologia. vii+51pp.

Orientador: Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo

1. ação antrópica. 2. distribuição espacial. 3. fauna de córregos. 4. macroinvertebrados aquáticos; diversidade.

Dedico este trabalho à minha mãe, que me ensinou a importância de buscar conhecimento através do estudo, e ao meu pai, que me ensinou a buscar conhecimento através da experiência.

"Acreditar em algo e não o viver é desonesto"

Mohandas Karamchand "Mahatma" Gandhi

Agradecimentos

Agradeço primeiramente ao meu orientador, Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo, mestre e amigo, que mais do que dizer o que deve ser feito, é um exemplo do que deve ser feito. Agradeço pelas oportunidades que ele me ofereceu e também por uma lição simples que ele nos demonstra no dia a dia: a de que por mais que o tempo seja escasso, nada deve privar um sorriso ou uma boa conversa.

Em segundo lugar agradeço aos amigos, parceiros e quase “comparsas,” Gabriel Cestari “Velho Pesquisa” Vilardi, e Marcos Carneiro “Carnudinho” Novaes, que me acompanham desde o primeiro ano de graduação, sempre compartilhando as oportunidades e apoiando nos momentos de necessidade. Uma mão lavou a outra, na graduação na iniciação científica, nas coletas, nas triagens, no estudo para a prova de mestrado, nas disciplinas do mestrado, no dia a dia do laboratório e até na confecção da dissertação. Também agradeço a outros dois companheiros de trabalho: Gustavo Rincón Mazão, “o Goiano”, que embora não tenha acompanhado o trabalho desde o começo, com muita boa vontade, me auxiliou a solucionar as dúvidas que encontrei nas identificações, e Vera Garcia que mais do que me auxiliar na confecção das lâminas para a identificação dos Chironomidae, as fez com tanto capricho que foram as melhores feitas para este trabalho. Agradeço também a Lucas Costa, presente nas duas coletas e que também auxiliou nas triagens.

Agradeço a Noele Renó e a Thiago Vecci, que no momento em que precisamos de ajuda, sem ganhar nada em troca, “a não ser experiência”, viajaram 1300 quilômetros atrás de riachos. Muito obrigado aos dois pela boa vontade! Agradeço também aos funcionários do Parque Estadual Serra do Mar, que nos atenderam bem e a Luiz Carlos Pinho pelas dicas, alertas e opiniões sobre a identificação dos Chironomidae.

Também agradeço aos funcionários da UNESP e da USP, Gilberto Milani, Raquel Ronqui, e Renata Cavalari pela ajuda, à FAPESP (Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo apoio no projeto (04/09711-8) no qual este trabalho está inserido e ao CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa) pela bolsa de estudos concedida.

Não posso esquecer as muitas pessoas que me acolheram nas viagens e nas diferentes cidades que visitei para cursar as disciplinas. Agradeço pela companhia, experiências trocadas, ajuda e diversão proporcionada. Dentre estas pessoas, devo destacar os amigos Danilo “Vandeco”, Leonardo e Thiago, que me hospedaram durante todas as disciplinas que cursei em Ribeirão Preto. Digo a vocês que nunca esquecerei esse tempo em Ribeirão, não pelo canto da sala onde me deposei, mas pela hospitalidade, amizade, histórias e rodízios de sorvete de frutas do Cerrado.

Agradeço ao pessoal da ficologia, de Rio Preto e de São Paulo, e da entomologia de Ribeirão Preto, principalmente os do laboratório do Professor Dr. Claudio Gilberto Froehlich. Neste momento, deveria escrever uma lista enorme de nomes agradecendo as pessoas pela companhia, ajuda, ensinamentos, amizade, partidas de paintball e DOTA, mas vou agradecer a todos de uma só vez. Muito obrigado a todos do LABIA por esses quatro anos de convivência.

Por fim, lembro da minha família. Agradeço à minha avó que faleceu há poucos meses e a minha tia, Claudina, por serem as pessoas mais interessadas no que eu faço, e, mesmo sem entender muito bem as razões pelas quais eu estudo pequenos insetos, gostavam de ouvir atentamente relatos sobre o meu trabalho até os mínimos detalhes. Agradeço à minha irmã e a meus pais pelo carinho e apoio. Também agradeço à minha namorada e companheira, Fabiana, que esteve sempre presente, me incentivando e apoiando com seu carinho e dedicação.

ÍNDICE

Resumo	2
Abstract	3
1 – Introdução	4
2 - Materiais e Métodos	7
2.1. Área de estudo	7
2.2. Caracterização ambiental	7
2.3. Coleta e identificação	8
2.4. Análise dos dados	9
3 - Resultados	13
4 – Discussão	17
4.1. Abundância nos riachos	18
4.2. Diversidade nos riachos	22
4.3. Composição faunística e variáveis ambientais	26
4.4. Influência da vazão e da integridade ambiental na diversidade beta	28
4.5. Considerações finais	30
5 - Referências Bibliográficas	32
Figuras	37
Tabelas	45

**Distribuição espacial de Chironomidae (Diptera) em riachos da região norte da
Serra do Mar, Estado de São Paulo.**

Ricardo Cardoso-Leite^{1,2*} & Pitágoras da Conceição Bispo²

¹ Programa de Pós Graduação em Entomologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo - Av. Bandeirantes, 3900, Bairro Monte Alegre, CEP 14040-901, Ribeirão Preto, SP, Brasil.

Endereço eletrônico: ricardocardosoleite@yahoo.com.br

² Laboratório de Biologia Aquática, Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Assis, Universidade Estadual Paulista – UNESP – Av. Dom Antônio, 2100, Parque Universitário, CEP 19800-000, Assis, SP, Brasil

Endereço eletrônico: pitagoras@assis.unesp.br

* Autor para correspondência

RESUMO. O presente trabalho teve como objetivo testar se os fatores ambientais cobertura vegetal, estrutura ambiental, vazão e características físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água e condutividade) podem prever a abundância, a diversidade e a composição de Chironomidae em riachos. As coletas foram realizadas em riachos localizados nos núcleos Santa Virgínia e Cunha-Indaiá, Parque Estadual Serra do Mar, Estado de São Paulo, e suas adjacências, nos meses de outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007. Em cada riacho a fauna associada a 25 rochas (com aproximadamente 20 centímetros de diâmetro) foi coletada. Foram coletados 3758 indivíduos distribuídos em 71 táxons. A riqueza estimada para a região, através do método de Jacknife 2, foi de 105 táxons. Os coeficientes parciais estimados a partir da regressão linear múltipla demonstraram que a cobertura vegetal teve influência significativa sobre a abundância e o oxigênio dissolvido sobre a riqueza. Nenhum fator ambiental foi preditivo da composição faunística. Riachos que apresentaram as maiores vazões e os menores escores do RCE apresentaram menores valores para a diversidade beta.

PALAVRAS-CHAVES. Ação antrópica; diversidade beta; distintividade taxonômica; macroinvertebrados aquáticos; diversidade.

ABSTRACT. This study aimed to test the effects of vegetation cover, environmental structure, discharge and physical and chemical characteristics (pH, dissolved oxygen, water temperature and conductivity) on the abundance, diversity and composition of Chironomidae fauna in streams. The sampling was done in streams from Parque Estadual da Serra do Mar (Núcleos Santa Virgínia e Cunha-Indaiá) and neighborhoods, in October 2006, and October and November 2007. In each stream, the individuals of Chironomidae associated to 25 individual stones were sampled. The total of 3758 individuals in 71 taxa was collected. The richness, estimated by Jackknife 2, to the streams of the studied region was 105 taxa. The partial coefficients estimated by multiple linear regression showed that canopy cover was related to the abundance and the dissolved oxygen to the richness. No environmental factor was predictive of faunistic composition. Larger size and lower RCE scores streams presented lower beta diversity.

KEYWORDS. Anthropic action; beta diversity; taxonomic distinctness; aquatic macroinvertebrates; diversity

1 – INTRODUÇÃO

Tradicionalmente, as águas continentais são divididas em dois ecossistemas distintos para fins de estudo. O primeiro seria o ecossistema lêntico, ou de águas paradas, que compreende lagos, represas e outras massas de água que não possuem água corrente ou, que caso se mova, desenvolve baixas velocidades. O segundo tipo de ecossistema são os ambientes lóticos, ou de águas correntes, que são abertos, com fluxo unidirecional da água, instabilidade na morfologia de leito e do canal, alto grau de heterogeneidade em todas as escalas espaciais, aparente organização hierárquica do ecossistema (GILLER & MALMQVIST, 1998). Mesmo podendo haver uma ligação entre esses dois ecossistemas, suas características são bem distintas, tanto no que diz respeito à constituição física do meio como aos tipos de organismos que neles vivem.

Quanto ao ecossistema lótico, podemos interpretar sua variabilidade de acordo com as dimensões longitudinal, vertical, lateral e temporal (WARD, 1989). Os organismos aquáticos, sobretudo os macroinvertebrados, que vivem em ligação íntima com substrato, respondem a esta variabilidade. Variações quanto à sazonalidade, relações de entrada de energia, presença de microhabitats diversos e padrões de diversidade de organismos podem ocorrer em ambientes lóticos de diferentes dimensões (VANNOTE *et al.*, 1980).

Na Mata Atlântica encontramos poucos riachos que ainda não sofreram impactos devido à ação antrópica. Estes geralmente estão localizados dentro de áreas de proteção permanente como parques e estações ecológicas e geralmente são de pequeno porte com grande quantidade de matéria orgânica oriundas das margens que apresentam intensa cobertura vegetal. Segundo Vannote e colaboradores (1980) riachos de baixa ordem – ou de pequeno porte - tem seu metabolismo dependente da matéria orgânica oriunda da

vegetação ripária que normalmente cobre todo o leito. A mata nestes ambientes é fator determinante para o controle de fatores como a luminosidade incidente, acidez, turbidez, temperatura, e alimento que são importantes para a vida dos animais do local. Nesses ambientes, considerando os alimentos disponíveis, há, naturalmente, uma menor quantidade de matéria orgânica particulada fina na água, pois a matéria orgânica alóctone se particiona ao longo do curso d'água por ação de diversos fatores físicos ou biológicos e se acumula na água dos riachos maiores. Além disso, a comunidade algal perifítica, que também seria fonte de alimento para os animais, tem seu desenvolvimento inibido pela menor entrada de luz.

Os riachos localizados fora de áreas de conservação geralmente foram alterados devido à degradação das matas ciliares, erosão, assoreamento, poluição por lançamento de esgoto e retirada de areia (FARIA & MARQUES, 1999). Diante disto, a remoção da vegetação ripária, que é comum em áreas não protegidas, pode resultar em grande impacto para a fisiologia do riacho

As espécies de macroinvertebrados presentes em um riacho e sua distribuição espaço-temporal alteram-se pela ação dos impactos antrópicos, que, quanto mais intensos, mais afetam a ecologia dos organismos aquáticos. Grandes perturbações antrópicas podem levar ao desaparecimento de algumas formas mais sensíveis de macroinvertebrados aquáticos (CALLISTO *et al.*, 2001).

Dentre os macroinvertebrados aquáticos, os indivíduos da família Chironomidae (Insecta: Diptera) ocorrem em grande abundância, alta diversidade e são presente na maioria dos ecossistemas aquáticos (EPLER, 2001). Estimativas grosseiras apontam para a existência de dez a vinte mil espécies no mundo (COFFMAN, 1995) e na região tropical encontramos mais de cento e cinquenta gêneros e mais de setecentas espécies (SPIES & REISS, 1996., TRIVINO-STRIXINO & STRIXINO, 1999). Por ser

cosmopolita e devido a sua importância para os ecossistemas aquáticos, este grupo tem sido estudado amplamente por todo o mundo (ARMITAGE *et al.*, 1995). As larvas de quironomídeos que são geralmente detritívoras apresentam um importante papel na circulação de nutrientes nos ambientes aquáticos. Outro fator que os tornam importantes é o curto período entre uma geração e outra e a alta taxa de crescimento, o que garante uma disponibilidade de biomassa para os demais níveis tróficos (MENZIE, 1981). Mesmo diante da sua importância, em geral é o grupo numericamente dominante, esta família, se comparada a outros macroinvertebrados, tem seu estudo negligenciado na caracterização dos ambientes aquáticos, e talvez o motivo seja a dificuldade da identificação taxonômica (HARDWICK *et al.*, 1995).

Estudos sobre macroinvertebrados aquáticos tem frequentemente buscado estabelecer fatores preditivos da distribuição e diversidade de insetos aquáticos. Esta abordagem tem ganhado bastante espaço na literatura, principalmente porque permite comparar a fauna de insetos aquáticos submetida à ação antrópica com aquela esperada na ausência dessa perturbação. Neste contexto, o presente trabalho pretende contribuir para entender os fatores ambientais determinantes da fauna de Chironomidae em riachos. Para isso, a fauna associada a pedras e a caracterização ambiental de 22 riachos da Serra do Mar, Estado de São Paulo, foram levantadas com o objetivo de verificar se fatores ambientais como cobertura vegetal, intensidade de ação antrópica, características estruturais, vazão e características físicas e químicas da água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água e condutividade) podem predizer a abundância, a diversidade e a composição de Chironomidae em riachos.

2 - MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. – Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em riachos de montanha com fundos rochosos localizados no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleos Santa Virgínia e Cunha, e em suas adjacências. Estes núcleos estão situados nos municípios de São Luís do Paraitinga e Cunha, Estado de São Paulo. O Parque Estadual da Serra do Mar foi criado em 1977, possui 315 mil ha e é a maior área de proteção da Mata Atlântica no Estado de São Paulo (Fig. 1). O parque inclui áreas de 23 municípios do litoral e do Vale do Paraíba, constituindo um corredor florestal que conecta os remanescentes de Mata Atlântica do Sul do Estado do Rio de Janeiro até o Estado do Paraná. O Parque Estadual da Serra do Mar abriga nascentes que formam várias pequenas bacias com vertentes oceânicas, além de importantes bacias que correm para o interior, entre as quais as bacias dos rios Paraíba do Sul e Tietê, além de outros mananciais. A região possui riachos com acentuada declividade e que geralmente apresentam substrato rochoso.

2.2. – Caracterização Ambiental

Antes da amostragem, foi feita uma avaliação prévia para definir se cada riacho estava localizado em área protegida ou estava sujeito a ações antrópicas. Fotografias e vídeos foram feitos para auxiliar na avaliação posterior da cobertura vegetal e do status de ação antrópica a que cada riacho estava sujeito.

Em cada riacho amostrado foram registrados os seguintes fatores ambientais: a temperatura da água (°C), o potencial hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) e o oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), registrados através de uma sonda multiparâmetros Horiba; a velocidade média da água ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), mensurada através de um fluxômetro Soft, e a vazão ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), obtida através da multiplicação da área (largura x média das profundidades) (m^2) pela velocidade média (LIND, 1979). As coordenadas geográficas e a altitude (m) foram registradas com o auxílio de um GPS Garmin. A cobertura vegetal foi representada por meio de uma escala com cinco escores (aproximadamente: 1 – 0% , 2 – 25%, 3 – 50%, 4 – 75%, 5 – 100%). O status de ação antrópica foi representado por três categorias: riachos em áreas de proteção ambiental, riachos sob influência antrópica difusa e riachos impactados pela atividade pecuária. Uma adaptação do inventário de avaliação da vegetação ripária, morfologia do canal e das características ambientais (RCE) (PETERSEN, 1992) foi utilizada para avaliar os riachos onde realizamos as coletas (Anexo 1). A caracterização ambiental e as coordenadas geográficas de cada riacho são apresentadas na Tabela I.

2.3. – Coleta e identificação

Os riachos amostrados no presente trabalho assemelham-se por possuírem substrato rochoso com corredeiras onde a velocidade do fluxo é suficiente para provocar turbilhonamento da água. Os riachos também estão localizados nas regiões de proteção ambiental permanente ou na zona rural, sendo livres de poluição urbana ou industrial.

As larvas de Chironomidae foram coletadas em 22 riachos dos Núcleos Santa Virgínia e Cunha-Indaiá, Parque Estadual Serra do Mar e em suas adjacências (Fig. 2),

em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007. Em cada riacho, um trecho de aproximadamente 50 metros foi percorrido e unidades amostrais associadas a 25 rochas (aproximadamente 20 cm de maior diâmetro) foram coletadas com o auxílio de um puçá de malha de 0,250 milímetros (MELO & FROEHLICH, 2001).

O material coletado foi fixado em campo em álcool a 80% e triado com o auxílio de um microscópio estereoscópico no laboratório. Para a identificação, as larvas foram montadas em lâminas em meio de Hoyer. A identificação foi feita com o auxílio de microscópio óptico até gênero ou morfotipo: “tipo” para gênero e “sp” para espécie. Como material de apoio para a identificação foram consultados Epler (2001), Trivino-Strixino & Strixino (1995), Coffman & Ferrington (1996), além de artigos originais e consultas a especialistas.

2.4. – Análise dos dados

Os dados físicos e químicos da água, exceto o pH, assim como os dados faunísticos, foram logaritmizados [$\ln(x+1)$] antes das análises.

As matrizes obtidas foram analisadas do ponto de vista multivariado através da Análise de Correspondência Destendenciada (DCA). A similaridade entre as amostras foi calculada utilizando-se o índice de Morisita-Horn. O dendrograma foi obtido através da UPGMA, e as distorções geradas foram avaliadas pelo Índice de Correlação Cofenética (ROMESBURG, 1984). Matrizes de distâncias representativas de diferentes hipóteses foram construídas, considerando-se a distância geográfica, os escores do protocolo de avaliação RCE, variáveis ambientais (pH, oxigênio dissolvido e condutividade), cobertura vegetal, altitude, status da ação antrópica e vazão. No caso da

matriz de variáveis ambientais, esta foi padronizada antes das análises. As matrizes foram comparadas com a matriz de similaridade faunística com auxílio do Teste de Mantel (DINIZ-FILHO & BINI 1996).

As riquezas de cada riacho e a da região foram estimadas através do estimador Jacknife 2, tido como um dos bons estimadores para comunidades de macroinvertebrados aquáticos associados à pedras (MELO E FROEHLICH, 2001). Regressões múltiplas foram feitas com o objetivo de testar os efeitos das variáveis oxigênio dissolvido, vazão, altitude, condutividade, cobertura vegetal e escores do RCE sobre riqueza, riqueza estimada, abundância e abundâncias dos táxons com maior densidade e distribuição. Os gêneros e mofoespécies com maiores abundâncias (pelo menos 50 indivíduos) e maior distribuição (pelo menos 8 riachos) foram selecionados e suas abundâncias foram utilizadas como variáveis respostas de regressões lineares múltiplas como as citadas acima. Nos casos dos gêneros com mais de um táxon presente na amostra, os táxons deste gênero que foram distribuídos em pelo menos oito riachos também foram utilizados como variáveis respostas. Para as regressões que consideraram riqueza e riqueza estimada, a abundância foi incluída como uma das variáveis independentes com o objetivo de retirar o seu efeito sobre a riqueza. Este procedimento foi utilizado porque a abundância pode influenciar a riqueza. Segundo o índice de Moran (LEGENDRE & LEGENDRE 1998), os resíduos das análises não foram autocorrelacionados espacialmente, por isso não foi necessária a utilização de filtros espaciais (PERES-NETO *et al.*, 2006).

A análise de táxons indicadores através do método descrito por Dufrêne & Legendre (1997) foi utilizada para estabelecer os táxons indicadores das diferentes categorias de vazão e de ação antrópica. As três categorias de vazão criadas foram: pequena (menor que $0,1\text{m}^3/\text{s}$), média (de $0,1$ a $0,5\text{m}^3/\text{s}$) e grande (maior que $0,5\text{m}^3/\text{s}$).

As categorias de ações antrópicas foram: ambientes preservados (dentro de áreas de proteção permanente), ambientes com ação antrópica difusa (esse grupo abrange locais com diferentes níveis de ação antrópica, mas nenhum com grande entrada de matéria orgânica oriunda das margens) e ambientes com atividade pecuária evidente (nesses riachos, o esterco do rebanho é uma fonte extra de matéria orgânica para o riacho).

A diversidade beta foi representada pela forma complementar do Índice de Morisita-Horn, ou seja, 1- Índice de Morisita (MAGURAN, 2004). O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para testar a existência de diferenças significativas entre as diversidades beta médias das diferentes categorias de vazão e de integridade ambiental. No caso da vazão, os riachos foram separados em três categorias de vazão: baixa (menor que $0,1\text{m}^3/\text{s}$), média (de $0,1$ a $0,5\text{m}^3/\text{s}$) e grande (maior que $0,5\text{m}^3/\text{s}$). Já no caso da integridade ambiental, os riachos foram separados de acordo com os escores do RCE, assim, cada ponto apresentou baixos escores (escores menores que 180), médios escores (de 180 a 220) e altos escores (maior que 220).

O índice de distintividade taxonômica média, baseado em uma matriz de incidência e em uma matriz de agregação taxonômica (subfamília, tribo, gênero e espécie), foi calculado utilizando o método proposto por Clarke & Warwick (1998). O índice de distintividade taxonômica (Δ^+) média é a média da distância taxonômica (ω_{ij}) entre duas espécies, presentes na amostra, selecionadas ao acaso. Neste caso, uma simples medida de distância taxonômica foi adotada, por exemplo, para duas morfoespécies diferentes pertencentes ao mesmo gênero, $\omega=1$; para dois gêneros diferentes pertencentes a mesma tribo, $\omega=2$; e para duas tribos diferentes pertencentes a mesma subfamília, $\omega=3$. Para avaliar, se os valores calculados de Δ^+ estavam acima ou abaixo dos valores esperados ao acaso, um funil foi construído considerando os valores de Δ^+ calculados a partir da aleatorização de comunidades com diferentes números de

espécies, baseados em uma lista global de táxons (WARWICK & CLARKE, 2001). O funil foi construído considerando 1000 permutações e intervalo de confiança de 95%.

Os *softwares* PC-ORD 4 (MCCUNE & MEFFORD 1999), NTSYS 2.1 (ROHL, 2000), PRIMER 5 (CLARKE & GORLEY, 2001), SAM (RANGEL *et al.*, 2006) e STATISTIC 6.0 (STATSOFT, 2001) foram utilizados durante as análises.

3 – RESULTADOS

Nos 22 riachos amostrados, foram coletadas 3758 larvas de Chironomidae distribuídos em 71 táxons (Tabela II). Dentre as sub-famílias de Chironomidae, três foram amostradas, sendo Chironominae a mais abundante com 2258 larvas (60%) distribuídas em 41 táxons, seguida por Orthocladinae com 1352 larvas (36%) em 22 táxons e Tanypodinae com 147 larvas (4%) em 7 táxons (Tabela II). A riqueza foi estimada pelo Jacknife de segunda ordem e a análise mostrou uma variação de 13 a 37 táxons esperados para cada um dos riachos e um total de 105 táxons esperados para a região. Cabe destacar que entre os riachos estudados, aqueles com a presença de pecuária (P3, P7, P17 e P19) foram os que apresentaram as maiores abundâncias.

O dendrograma (UPGMA) baseado em uma matriz de similaridade de Morisita-Horn (Fig.3) mostra que, de uma forma geral, houve uma baixa similaridade entre as comunidades dos riachos estudados. A ordenação da fauna de insetos aquáticos baseada na Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) é apresentada na Figura 4. O primeiro eixo da DCA explicou 27% da variabilidade, enquanto o segundo eixo explicou 12%. Os dois primeiros eixos explicaram apenas 39% da variabilidade, o que no geral, pode ser considerada baixa. A dispersão das amostras, no espaço bidimensional fornecido pelos dois primeiros eixos da DCA, mostrou uma tendência tênue dos riachos de maior porte apresentarem maiores escores para o primeiro eixo e menores escores para o segundo (Fig. 4).

Os resultados dos Testes de Mantel realizados, no sentido de testar se a qualidade da água (condutividade, oxigênio dissolvido e pH), vazão, status de ação antrópica, altitude, localização geográfica, cobertura vegetal e escores do inventário RCE, poderiam explicar a similaridade faunística e são apresentados na tabela III. Das

hipóteses testadas, apenas os escores do RCE tiveram relação significativa com a fauna, porém com intensidade desprezível ($r=0,1139$; $p=0,00218$ para 5000 permutações).

A regressão linear múltipla indicou que nenhum dos fatores considerados (vazão, condutividade, oxigênio dissolvido, cobertura vegetal e escores do inventário RCE) foi um bom preditor da riqueza estimada pelo Jackknife de segunda ordem (Tabela IV). Por outro lado, a riqueza observada foi negativamente relacionada ao oxigênio dissolvido (Beta = $-0,39$; $p < 0,05$) (Tabela IV). No caso da abundância, esta foi negativamente relacionada com a cobertura vegetal (Beta = $-0,66$; $p < 0,01$) (Tabela IV). Em quatro pontos de coleta com interferência de pecuária e com baixa intensidade de cobertura vegetal, foram registradas abundâncias de larvas bem mais altas do que nos demais pontos. Devido a isso, a regressão múltipla para explicar abundância foi feita novamente retirando estes quatro pontos. Neste caso, a abundância foi negativamente relacionada com vazão (Beta = $-0,66$; $p < 0,01$) (Tabela IV). Considerando apenas os riachos de pequeno porte, é possível observar que os com baixa intensidade de cobertura vegetal e com a influência da pecuária apresentaram abundâncias maiores do que aqueles com cobertura vegetal total ou com baixa intensidade de cobertura vegetal (Kruskal-Wallis, $p= 0,001$) (Fig. 6).

Regressões lineares múltiplas também foram feitas com o objetivo de explicar a abundância dos gêneros e morfoespécies mais numerosos e melhor distribuídos (Tabela IV). Dentre os onze gêneros mais abundantes, sete foram relacionados a pelo menos uma das variáveis explicativas consideradas (vazão, condutividade, oxigênio dissolvido, cobertura vegetal e índice de integridade ambiental). Neste sentido, as abundâncias dos gêneros *Cricotopus* (Beta = $- 0,75$; $p < 0,05$), aff. *Orthocladius* (Beta = $- 0,71$; $p < 0,05$) e aff. *Riethia* (Beta = $- 0,71$; $p < 0,05$) foram relacionadas negativamente a cobertura vegetal do riacho. As abundâncias de *Caladomyia* (Beta = $0,53$; $p < 0,05$), aff. *Omisus*

(Beta = 0,64; $p < 0,05$) e *Parametriocnemus* (Beta = -0,65; $p < 0,01$) foram relacionadas à vazão e a de *Thienemaniella* foi relacionada negativamente à taxa de oxigênio dissolvido (Beta = -0,46; $p < 0,05$).

Para verificar o efeito da cobertura vegetal na abundância de riachos de pequeno porte, uma análise comparativa entre a abundância de três categorias de riachos (riachos com cobertura vegetal total; riachos com cobertura vegetal pequena ou ausente; riachos com cobertura vegetal pequena ou ausente e presença de atividade pecuária em seu entorno) foi feita por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ($p = 0,04$) e o resultado mostrou uma densidade de larvas de Chironomidae muito maior nos riachos com presença de atividade pecuária.

Os valores dos índices de distintividade taxonômica variaram entre 192 e 323. O funil (Fig. 8) representando os valores de Δ^+ em relação à riqueza de espécies mostrou que a fauna de nenhum dos locais estudados se posicionou fora dos intervalos de confiança a 95%. Portanto, os dados demonstraram que os valores de Δ^+ registrados podem ser considerados apenas como amostras aleatórias da lista global de táxons registrados no presente trabalho.

Análises de táxons indicadores foram realizadas testando a hipótese de que os Chironomidae respondem a diferentes níveis de impacto antrópico representados por três categorias: ambientes preservados, ambientes com ação antrópica difusa e ambientes com atividade de pecuária evidente. A análise de taxóns indicadores revelou indicadores significativos apenas para os pontos com atividades evidentes de pecuária, sendo: *Beardius* sp1 (valor indicador = 63,1%; $p = 0,017$), *Cricotopus* sp1 (valor indicador = 66,9%; $p = 0,001$), Orthocladinae Tipo 5 (valor indicador = 50,0%; $p = 0,02$), aff. *Orthocladius* (valor indicador = 58,5%; $p = 0,037$), *Parachironomus* (valor indicador = 50,0%; $p = 0,02$), Pseudochironomini Tipo 2 (valor indicador = 75,0%; $p =$

0,001), aff. *Riethia* sp4 (valor indicador 53,4%; $p = 0,036$), *Rheotanytarsus* sp3 (valor indicador = 59,7%; $p = 0,004$) e *Thienemaniella* sp1 (valor indicador = 54,1%; $p=0,031$).

A beta diversidade (1- Índice de Similaridade de Morisita) foi analisada considerando tanto riachos com diferentes tamanhos (pequeno, vazão menor que $0,1\text{m}^3/\text{s}$; médio, de $0,1$ a $0,5\text{m}^3/\text{s}$ e grande, maior que $0,5\text{m}^3/\text{s}$) quanto riachos com diferentes escores do inventário RCE (baixos escores, menor que 180; escores médios, de 180 a 220 e altos escores, maior que 220). Os riachos com maior vazão foram os que apresentaram menor beta diversidade (Kruskal-Wallis, $p = 0,001$) (Fig. 5). Adicionalmente, riachos com maior integridade ambiental apresentaram maior beta diversidade (Kruskal-Wallis, $p= 0,001$) (Fig. 6).

4 – DISCUSSÃO

Os riachos avaliados por este trabalho possuem muitos aspectos em comum, como a presença de corredeiras com declividade acentuada e altas velocidades da água. Essas duas características estão relacionadas com fluxos turbulentos, que acentuam as características erosivas dos riachos que passam, muitas vezes, a correr exclusivamente sobre o leito rochoso. Além dessa característica dos leitos, os riachos estão localizados na mesma região geográfica, a Serra do Mar, próximos entre si, e, portanto, estão sob condições climáticas, geológicas e biológicas semelhantes como a variação de temperatura, regime de chuvas e estiagem, relevo, composição do solo e fitofisionomia. Os dados referentes à caracterização dos riachos (Tabela I) mostram um conjunto com grandes altitudes, superiores a 794 m, chegando até 1440 m. Quanto às características físicas e químicas da água, temos uma pequena variação do pH dos riachos (5,80 – 7,06), com apenas um riacho fora do limite de tolerância da maioria das espécies de Chironomidae (6,0 – 9,0) (PINDER, 1986). As taxas de oxigênio dissolvido registradas nos riachos podem ser consideradas altas, com uma variação de 6,38 a 9,83 mg.L⁻¹, podendo-se dizer que este não representa um fator inibidor para comunidade de Chironomidae.

Apesar da similaridade dos riachos em relação a essas características, esses apresentam particularidades que dizem respeito às variações da condutividade elétrica, do escore de cobertura vegetal e do escore do inventário RCE que estão relacionadas não só com as características naturais, mas, também, com o uso e ocupação do solo na região, que é bastante diverso. Dos 22 riachos estudados, nove possuem um status de uso e ocupação do solo bem definido (Tabela I). Desses, cinco riachos estão localizados dentro de áreas de proteção ambiental do Parque Estadual da Serra do Mar, estando

livres de vestígios de ação antrópica no seu entorno. No outro extremo do gradiente de intervenção humana, temos quatro riachos com presença de atividade pecuária em seu entorno, onde a cobertura vegetal foi removida para a ampliação da área de pastagem e o esterco dos animais entra em contato direto com a água. Os outros treze riachos se distribuem em níveis intermediários entre os dois extremos, com influências difusas de ações antrópicas de baixa magnitude.

4.1. – Abundância nos riachos

Das 3758 larvas de Chironomidae coletadas nos 22 riachos, 1800 (47,8% do total) pertenciam aos riachos P19(16,1%), P07(15,2%), P17(9,3%) e P03(7,2%), que foram os únicos onde foi possível identificar com clareza a atividade pecuária em suas margens. Estes dados apoiam a hipótese de que esse tipo de atividade antrópica promove um enriquecimento nutricional capaz de sustentar a maior abundância encontrada. Nesses ambientes, o esterco bovino (P19, P07 e P17) e ovino (P03) entrava em contato direto com a água do riacho, representando um aporte de matéria orgânica e um possível aumento de nutrientes, que podem ter um efeito amplificado devido ao porte reduzido destes riachos (vazões menores que $0,287 \text{ m}^3/\text{s}$) e à ausência de cobertura vegetal. A maior concentração de matéria orgânica e de nutrientes, somados à entrada de luz, representam duas vias (alóctone e autóctone) de aumento na quantidade de alimento disponível para as larvas.

Para os Chironomidae de riachos de áreas florestais na Mata Atlântica, a matéria orgânica fina presente no detrito é o principal item alimentar da sua dieta (HENRIQUES-OLIVEIRA *et al.*, 2003). Nesse sentido, a primeira via do

enriquecimento nutricional, representado pela entrada da matéria orgânica presente no esterco bovino, proporciona um aumento direto na quantidade de matéria orgânica disponível para a alimentação das larvas. Como exemplo do aumento da abundância de Chironomidae em resposta ao aumento de matéria orgânica, pode-se citar o estudo de Buss e colaboradores (2002), também realizado na Floresta Atlântica. Esses autores avaliaram desde áreas preservadas até locais com lançamento de esgoto de áreas urbanas e verificaram que a abundância aumentou conforme houve o aumento de matéria orgânica nos riachos.

A segunda via do enriquecimento nutricional ocorre de forma indireta, uma vez que o aumento de nutrientes provocado pela entrada do esterco na água e o aumento de luminosidade, devido à remoção da mata ciliar, podem sustentar o desenvolvimento da comunidade produtora perifítica, que é fonte de alimento para alguns Chironomidae. Essa comunidade é composta por uma grande variedade de organismos produtores como por exemplo as diatomáceas. Esses organismos unicelulares têm como idiossincrasia uma frústula de sílica (FRANCESCHINI *et al.*, 2010), que pode ser facilmente reconhecida quando presente no conteúdo estomacal dos Chironomidae. Essas estruturas foram encontradas em grande quantidade nos tubos digestivos das larvas dos gêneros *Cricotopus* e aff. *Riethia* coletadas nos ambientes com atividade pecuária, indicando que os indivíduos analisados se alimentaram da comunidade perifítica. Esses gêneros, somados a *Rheotanytarsus*, foram os mais abundantes nesses riachos (Tabela II). Enquanto que os dois primeiros possuem hábitos coletores–catadores, se alimentando de detritos e algas perifíticas, larvas de *Rheotanytarsus* são coletores–filtradores se alimentando principalmente da matéria orgânica presente na água (COFFMAN & FERRINGTON, 1996). Neste sentido, seja pelo efeito direto da matéria orgânica presente no esterco ou pelo aumento da disponibilidade de algas

perifíticas, o aumento da abundância desses organismos nesse cenário corrobora com a hipótese de enriquecimento nutricional destes riachos.

Diante deste contexto, os riachos de pequeno porte e que são impactados pela atividade pecuária, do ponto de vista nutricional dos Chironomidae que habitam rochas, podem apresentar características similares aos riachos maiores. Esta proposição se apoia em parte nos preceitos do R.C.C. que diz, em termos gerais, que, quanto maior o riacho, maior a quantidade de matéria orgânica particulada fina disponível. Isso ocorre devido ao particionamento da matéria orgânica alóctone, que vai se acumulando continuamente ao longo do corpo d'água. O maior tamanho destes riachos também implica em maiores distâncias entre as margens, fazendo com que, mesmo em ambientes naturais, a incidência de luz no leito seja maior, o que possibilitaria o desenvolvimento de comunidades de produtores e dentre essas, as perifíticas. Deste modo, em ambientes naturais, a vazão e a cobertura vegetal estariam negativamente correlacionados entre si devido à distância entre as margens. Por outro lado, esta relação, pode ser quebrada quando há a remoção da vegetação em riachos de pequeno porte, propiciando, como em riachos maiores, uma maior entrada de luz e conseqüentemente maior produção autóctone.

Assumindo como verdadeiros os preceitos do R.C.C., que foram expostos anteriormente, riachos maiores podem sustentar maiores densidades de larvas devido à maior capacidade nutricional destes ambientes. Neste sentido, o resultado esperado seria que a vazão e a cobertura fossem fatores preditores da abundância de Chironomidae, pois essas variáveis são indicadoras indiretas de uma variável ambiental que não foi avaliada diretamente: a capacidade nutricional do riacho. Na análise com todos os riachos avaliados neste trabalho, temos a cobertura vegetal como preditor da abundância (Beta = -0,66; $p < 0,01$). No entanto, os riachos mais abundantes eram menores e

influenciados pela atividade pecuária, esse fato pode ter mascarado o efeito da vazão para os outros dezoito riachos. Por isso, uma nova análise, onde o grupo de riachos impactados pela pecuária foi excluído do conjunto amostral, foi realizada e mostrou a vazão como fator preditor da abundância (Beta = 0,62; $p < 0,05$). Desta vez, o efeito do desmatamento nos pequenos riachos pode ter mascarado o efeito da cobertura vegetal nos riachos de pequeno porte. Esses resultados apontam para um cenário onde efeitos mais amplos, como os que ocorrem na escala da bacia hidrográfica, e que são preditos pelo RCC, podem ser suprimidos por condições locais, que ocorrem na escala do trecho do riacho. Estas condições podem estar relacionadas com a atividade pecuária ou com a remoção da vegetação ripária. Como, tanto a cobertura vegetal como a vazão seriam, teoricamente, bons preditores da abundância, a questão mais relevante evidenciada por essas análises foi a segregação em termos da abundância do grupo de riachos abertos sob influência da pecuária do restante dos riachos estudados.

Uma primeira abordagem para avaliar essa segregação foi uma análise de táxons indicadores considerando três categorias de riachos: livres de perturbação antrópica, sob influência de atividade antrópica difusa e influenciados pela pecuária. Apenas para os ambientes com atividade pecuária evidente foram encontrados indicadores. Os táxons indicadores foram *Beardius* sp1, *Cricotopus* sp1, Orthocladinae Tipo 5, *Orthocladius*, *Parachironomus*, Pseudochironomini Tipo 2, *Riethia* sp4, *Rheotanytarsus* sp3 e *Thienemaniella* sp1. Baseado nas informações para os gêneros ou tribos as que os táxons pertencem, temos o predomínio de coletores (COFFMAN & FERRINGTON, 1996; HENRIQUES-OLIVEIRA *et al.*, 2003; NESSIMIAN & HENRIQUES-OLIVEIRA, 2005), que seriam beneficiados pela entrada de matéria orgânica no meio, conforme discutido anteriormente. O fato de esses táxons serem apontados como indicadores dos ambientes com atividade pecuária mostra que esses se beneficiam de

ambientes enriquecidos e que, de alguma forma, o funcionamento destes ambientes é distinto do dos outros riachos avaliados.

Os riachos influenciados pela pecuária se comparados aos outros riachos com vazão semelhante, apresentaram diferenças quanto a intensidades de cobertura vegetal e a ausência ou presença de gado em seu entorno. Diante desse cenário e dos resultados das análises anteriores, fez-se necessário compreender até que ponto a cobertura vegetal pode predizer a abundância de um riacho. Ao investigar a importância da cobertura vegetal é possível compreender melhor o efeito da atividade pecuária. A análise da influência da cobertura vegetal e da atividade pecuária em riachos de pequeno porte mostrou que a abundância de Chironomidae em riachos com atividade pecuária e pouca cobertura vegetal é muito maior do que nos outros riachos (Kruskal-Wallis, $p = 0,04$). Entre os riachos sem a influência da pecuária, não houve diferença significativa entre ambientes com pouca cobertura vegetal e riachos totalmente sombreados (Fig. 7). Esses resultados mostraram que, nos riachos afetados pela pecuária, a ausência da cobertura vegetal teria a sua influência amplificada pela entrada de matéria orgânica possibilitando um aumento da comunidade perifítica. Desta forma, os resultados obtidos reinteram a hipótese de enriquecimento nutricional, nos riachos de pequeno porte sob influência de atividade pecuária, o qual ocorre tanto pela entrada direta de matéria orgânica como pelo desenvolvimento das comunidades perifíticas.

4.2. – *Diversidade nos Riachos*

Apontado como um possível “*hotspot*” para os Chironomidae de ambientes lóticos, a Mata Atlântica tem riqueza estimada entre 195 a 288 espécies, sendo

observadas 191 morfoespécies, conforme apresentado por Roque e colaboradores (2007). A justificativa desses autores para a alta riqueza observada, se comparada a outros trabalhos na Floresta Atlântica, é o grande esforço amostral realizado, a coleta de todas as fases do ciclo de vida dos Chironomidae e a identificação da maioria dos táxons até o nível de morfoespécie. No presente trabalho, a riqueza estimada por meio do estimador Jackknife 2 ampliou os 71 táxons observados nos 22 riachos para 105 táxons estimados para a região de estudo. Se comparado aos valores apresentados por Roque e colaboradores (2007), a riqueza encontrada no substrato rochoso é menor. Uma possível causa para esta diferença é a principal característica da amostragem do presente trabalho onde as unidades amostrais foram pedras de aproximadamente 20 cm de diâmetro. A limitação do ambiente coletado pode ter sido o principal fator para os valores reduzidos de riqueza, uma vez que o substrato rochoso de corredeiras aparentam ter uma fauna distinta de áreas de remanso com predomínio de sedimento ou folhiço (MAZÃO, 2009, ROQUE & TRIVINHO-STRIXINHO, 2001 e SANSEVERINO & NESSIMIAN, 2001). O fato de apenas as larvas terem sido coletadas e de nem todos os táxons terem sido identificados até o nível de morfoespécie também podem ter contribuído com os baixos valores encontrados.

No presente trabalho, os riachos onde foram observadas as cinco maiores riquezas possuíam diferentes tamanhos e cobertura vegetal reduzida. Os riachos influenciados pela atividade pecuária, os quais apresentaram as maiores abundâncias, não tiveram um padrão similar quanto à riqueza, sendo que apenas dois deles estão entre os cinco riachos com as maiores riquezas observadas. Para avaliar se a fauna de Chironomidae foi afetada nos riachos impactados pela matéria orgânica advinda da atividade pecuária, uma análise utilizando o índice de distintividade taxonômica foi utilizada. O método foi proposto como uma ferramenta capaz de identificar efeitos de

degradações ambientais nas comunidades. Esse índice leva em conta que a distância taxonômica média entre os táxons é fortemente impactada quando táxons superiores desaparecem da comunidade e não sofre muitas alterações quando uma única espécie pertencente a um gênero bem representado é extinta. Deste modo, como é esperado que, geralmente, as primeiras espécies a serem excluídas diante da degradação ambiental são pertencentes a táxons superiores pobres em espécies (CLARKE & WARWICK, 2001), o índice de distintividade taxonômica é uma ferramenta útil para avaliar impactos ambientais. Em estudo realizado por Heino e colaboradores (2007), a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, para a qual foi feita uma análise baseada no índice de distintividade taxonômica, não apresentou respostas à degradação ambiental presente nos riachos estudados. Os autores não incluíram os Chironomidae nas análises e, diante da ausência de efeito significativo da perturbação ambiental sobre a redução da distintividade taxonômica em locais perturbados, apontaram que era provável que o fato de eles não ter incluído essa família na análise possa ter diminuído a capacidade do índice em discriminar locais perturbados. No presente trabalho, assim como no estudo realizado por Heino e colaboradores (2007), não foram registrados menores valores do índice de distintividade taxonômica em locais mais perturbados. Dentre as explicações possíveis para que o índice não tenha mostrado valores abaixo do esperado, é que a atividade pecuária, mesmo influenciando a abundância, não foi expressiva ao ponto de excluir alguns táxons superiores. Outra explicação é semelhante à encontrada por Heino e colaboradores (2007), os quais sugerem que o índice de distintividade taxonômica seria mais eficiente se aplicado a todos os macroinvertebrados bentônicos. Isso ocorreria porque diferentes Ordens, ou até Filos, que compõem essa comunidade, podem possuir diferentes tolerâncias à degradação ambiental, e caso estes altos níveis taxonômicos fossem excluídos, influenciariam fortemente no valor do índice.

Na busca de um fator que fosse capaz de prever a maior riqueza nos riachos estudados, a regressão linear múltipla apontou uma relação negativa para o oxigênio dissolvido (Beta = - 0,39; $p < 0,05$). É pouco provável que o efeito direto da quantidade de oxigênio dissolvido seja o responsável por esta relação, pois isto implicaria que altas concentrações de oxigênio inibiriam a riqueza dos Chironomidae. Neste contexto, é possível que outro fator ambiental, correlacionado com o oxigênio dissolvido, possa estar influenciando na riqueza dos riachos. Essa influência pode ter sido detectada indiretamente pela relação com a taxa de oxigênio dissolvido. Uma das justificativas para o resultado observado pode ser uma maior abundância de insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera em riachos com maiores concentrações de oxigênio. Esses organismos, geralmente, interagem negativamente com os Chironomidae, sendo predadores ou competidores. Os dados faunísticos destas ordens para estes riachos não estão disponíveis, impossibilitando que esta hipótese fosse testada.

Outra possível razão é a de que ambientes que possuem a água com maior quantidade de oxigênio, geralmente, apresentam pelo menos uma das seguintes características: alta velocidade da água, alta declividade ou irregularidade do substrato capaz de causar o turbilhonamento da água. Nesses ambientes, os Chironomidae, que não são totalmente adaptados a habitats com forte correnteza, podem apresentar dificuldades para se fixarem nas pedras, de modo que as espécies menos adaptadas a essas condições seriam excluídas deste tipo de habitat. Outra hipótese referente à velocidade da água é a de que em locais com menores velocidades, há uma maior deposição de sedimento e folhiço associados às pedras, o que aumentaria a disponibilidade de alimento para os quironomídeos. Em todas essas situações, a maior

velocidade e turbulência da água (maior oxigenação) poderiam resultar em uma menor riqueza de Chironomidae.

4.3. – Composição faunística e variáveis ambientais

Nesse trabalho, como já foi discutido, os riachos avaliados se localizam em uma mesma região, com muitas características em comum, como, por exemplo, o mesmo tipo de substrato, e, devido a essas semelhanças, era esperada uma grande similaridade da fauna encontrada em cada um deles. Ao contrário do esperado, foi observada uma baixa similaridade faunística (Morisita-Horn) (Fig. 3) entre os riachos. Os pontos P02 e P20 foram os que apresentaram maior similaridade, em torno de 60%, de modo que a distribuição da fauna de Chironomidae não mostrou o comportamento esperado.

Os Testes de Mantel, realizados com o objetivo de explicar a matriz de similaridade de Morisita-Horn considerando várias hipóteses, mostrou que nenhum deles explicou satisfatoriamente a composição faunística. Mesmo os escores do inventário RCE sendo significativamente relacionados com a composição faunística (Teste de Mantel, $p = 0,002$ para 5000 permutações), a relação observada é desprezível ($r = 0,11$), de modo que esta variável não pode ser considerada explicativa da fauna.

Ainda quanto à composição faunística, foi realizada uma Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) (Fig. 4), que mostrou uma explicabilidade baixa (Eixo I = 27% e Eixo II = 12%) totalizando 39% de explicabilidade nos seus dois primeiros eixos. A dispersão das amostras no primeiro eixo da DCA mostra uma tendência tênue de que riachos maiores tenham maiores escores em relação ao eixo I e

menores escores em relação ao eixo II. Apesar deste agrupamento, a baixa explicabilidade da análise não sustenta maiores considerações.

Em determinados cenários, os efeitos de alguns fatores ambientais sobre a fauna de insetos aquáticos podem ser tão intensos que sobrepõem e mascaram os efeitos de outros fatores. Quando isto acontece, os poucos e intensos fatores significativos podem determinar a estruturação da fauna. Assim, uma comunidade com estrutura bem definida é esperada quando poucos e intensos fatores ambientais determinam a organização da comunidade. A comunidade avaliada no presente estudo apresentou baixa similaridade entre os riachos e não apresentou uma estrutura clara que possa ser relacionada a nenhum dos fatores mensurados. Estes resultados indicam que a fauna de Chironomidae está submetida a múltiplos fatores e que os táxons podem responder de maneiras diferentes aos fatores ambientais. Neste sentido, entre os onze gêneros mais abundantes, pelo menos quatro tipos de respostas foram observadas (1. abundância de três gêneros predita pela vazão; 2. abundância de três gêneros predita pela cobertura vegetal; 3. abundância de um gênero predita pelo oxigênio dissolvido, 4. abundância de quatro gêneros sem nenhum fator preditor) (Tabela IV), o que indica que, conforme o esperado, os diferentes gêneros não se comportam da mesma maneira diante das variáveis ambientais. Essa variabilidade de respostas ambientais justifica a baixa estruturação da comunidade de Chironomidae.

Dentre os gêneros que tiveram suas abundâncias analisadas na tentativa de explicar a composição faunística, cinco deles apresentaram mais de uma morfoespécie no conjunto de dados, e desta forma, aquelas com maiores abundância e distribuição foram analisadas separadamente. Nesse contexto, algumas morfoespécies foram preditas por variáveis que não se mostraram correlacionadas com o gênero como um todo (Tabela IV). Esses resultados mostraram que assim como os gêneros mostram

particularidades diante do conjunto da família Chironomidae, as morfoespécies também podem apresentar particulares diante do conjunto representado pelo gênero. Pelo que foi dito anteriormente, pode-se dizer que análises realizadas considerando diferentes resoluções taxonômicas podem apresentar diferentes conclusões. Nesse sentido, um esforço para alcançar maiores resoluções taxonômicas na identificação dos Chironomidae é válido e pode fornecer informações relevantes não reveladas pelos dados indenticados em menores resoluções.

4.4. – Influência da vazão e da integridade ambiental na diversidade beta

Conjuntos de riachos de diferentes tamanhos podem apresentar diferentes diversidades beta entre si, uma vez que a dinâmica ecológica e as características ambientais podem variar com o tamanho. Por exemplo, no presente trabalho é possível observar do ponto de vista estrutural que os riachos menores divergiram entre si, principalmente no que diz respeito à cobertura vegetal (cobertura vegetal total ou parcial, sem cobertura vegetal e sem cobertura vegetal somada as atividades de pecuária). Por outro lado, a divergência entre os riachos de maior porte foi menor no que se refere à cobertura vegetal do leito, uma vez que riachos maiores são naturalmente mais abertos. Nesse sentido, a remoção da vegetação nesses riachos, aparentemente, tem um efeito menor sobre a dinâmica funcional quando comparada a mesma situação em riachos menores. Aliado a isso, riachos menores podem estar submetidos a um conjunto maior de fatores locais (*e.g.* inclinação, regime de perturbação, sequência de remanso e corredeira), os quais podem ser distintos entre eles. Já os riachos de maior porte, em geral são o reflexo das características da bacia, uma vez que variações locais são

diluídas pelo acúmulo de água de diferentes nascentes e pelas características geomorfológicas da bacia. Partindo destas considerações, é esperado que riachos menores apresentem maior distinção entre si e conseqüentemente maior diversidade beta, do que riachos de maior porte. Os resultados do nosso trabalho confirmam este pressuposto, já que os riachos maiores foram aqueles que apresentaram menores valores de beta diversidade (Fig. 6).

A influência da estrutura ambiental, que neste trabalho é representada pelos escores do inventário RCE, sobre a diversidade beta também foi avaliada. Os maiores valores do RCE, no contexto desse trabalho, representam mais do que os riachos onde há uma maior integridade ambiental. Esse escore representa, quantitativamente, um universo de possibilidades para o desenvolvimento das comunidades aquáticas, onde, quanto maior o escore, teoricamente, melhor a estruturação ambiental. Isso ocorre porque o RCE avalia o uso e ocupação do solo na região próxima ao riacho, a heterogeneidade do substrato, do canal e do regime hídrico, a preservação das margens, do leito, da mata ciliar e do seu entorno, e até a presença de organismos que poderiam revelar indiretamente se há ou não eutrofização no riacho. Portanto, o RCE pode ser um escore que resume a complexidade do hábitat. De qualquer maneira, é esperado que locais submetidos à ação antrópica diminuam a complexidade do riacho e, portanto, apresentem menores valores para o RCE. Assumindo que riachos submetidos ao mesmo tipo de ação antrópica (atividades agrícolas) se tornem mais homogêneos (menores escores de RCE) e mais parecidos entre si do que riachos protegidos (grande variabilidade natural entre os riachos), é esperado que riachos com menores escores RCE apresentem menor beta diversidade. Os dados do presente trabalho confirmam este pressuposto, uma vez que os riachos com maiores valores RCE apresentaram maior beta diversidade (Fig. 7).

4.5. Considerações Finais

No leito rochoso de riachos íngrimes de regiões montanhosas, como os aqui estudados, normalmente ocorrem o deslocamento de pedras em dias chuvosos, quando há rápidos aumentos de vazão. Estes deslocamentos representam um fator perturbador da fauna e leva a um deslocamento e redistribuição dos insetos aquáticos. A frequência e distância que uma pedra é deslocada depende da estação do ano e do tamanho do riacho (MELO & FROEHLICH, 2004). Aliado a isso, as pedras de menor porte e totalmente expostas a correnteza diferem em termos da probabilidade de deslocamento em relação às pedras maiores, protegidas da correnteza e bem encaixadas no leito. Portanto, como as pedras diferem em termos da vulnerabilidade ao deslocamento, a fauna coletada nestas pedras podem estar em diferentes estágios sucessionais, o que criaria uma grande variabilidade dentro de cada trecho. Portanto, os efeitos perturbadores dos deslocamentos de pedras e a redistribuição da fauna dentro de cada trecho podem ter sido fundamentais para a ausência de fatores ambientais preditores da composição faunística dos riachos estudados.

Os riachos avaliados nesse trabalho estavam localizados em regiões rurais, distantes de grandes centros urbanos. Alguns dos locais onde os Chironomidae foram coletados ficavam em áreas de proteção permanente, mas a maioria se localizava na zona rural, perto de estradas e de propriedades rurais com atividades de subsistência. Os resultados obtidos possibilitam uma melhor compreensão dos possíveis efeitos deste tipo de atividade antrópica, que é caracterizado por ações difusas e de baixa intensidade. Devido a essas características, os impactos no ambiente podem ser absorvidos pelo universo multivariado do riacho, seja por não serem intensos o suficiente para sobrepor

o efeito das outras forças, de forma a se tornarem evidentes, ou, por serem anulados devido a capacidade autodepurativa dos riachos.

Neste sentido, apenas os riachos de pequeno porte que estavam sujeitos ao desmatamento e à atividade pecuária, apresentaram efeitos suficientemente intensos para influenciar a abundância de Chironomidae, mas não a outros atributos da comunidade como a diversidade alfa e a composição faunística. Por outro lado, foi possível observar a redução da diversidade beta entre os riachos sujeitos à ação antrópica. Estes resultados indicaram que uma abordagem comparativa da diversidade (diversidade beta) pode revelar o efeito de perturbações difusas, não reveladas pela análise de outras métricas.

A avaliação da diversidade beta em estudos sobre efeitos de impactos ambientais sobre comunidades de Chironomidae é recomendada, pois este grupo de organismos é muito diverso, e possui espécies com diferentes níveis de tolerância a impactos ambientais. No caso dos impactos difusos, estes podem promover uma substituição de táxons sem que necessariamente ocorra uma diminuição da diversidade alfa do riacho. Portanto, os nossos resultados indicam que a diversidade beta, a qual é uma métrica negligenciada em estudos aplicados, pode ser um importante atributo na avaliação da perda de diversidade em ambientes aquáticos sujeitos aos impactos da ação antrópica.

5 - BIBLIOGRAFIA

- ARMITAGE, P. D., CRASTON, P. S, PINDER, L. C. V. (eds), 1995. **The Chironomidae: the biology and ecology of non biting midges**. Chapman & Hall, New York, 572p.
- BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., SILVEIRA, M. P., NESSIMIAN, J. L & DORVILLÉ, L. F. M., 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia** 481: 125-136.
- CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C., 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** 6(1) 71-82.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N., 2001. PRIMER v.5: **User Manual/ Tutorial**. PRIMER-E Ltd.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M., 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology** 35: 523-531.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M., 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine Ecology Progress Series** 216: 265-278.
- COFFMAN, W. P., 1995. Conclusions. In : ARMITAGE, P. D.; CRASTON, P. S; PINDER, L. C. V. (eds) **The Chironomidae: the biology and ecology of non biting midges**. Chapman & Hall, New York. P. 436-447

- COFFMAN, W. P. & FERRINGTON, L. C., 1996. Chironomidae . In: Merritt, R. W. & Cummins, K. W. Eds. **Aquatic Insects of North America** . Kendall, Hunt Publishing Co Dubuque, IOWA, 721.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. & BINI, L. M. 1996. Assessing the relationship between multivariate community structure and environmental variables. **Marine Ecology Progress Series** 143: 303-306.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs** 67: 345-366.
- EPLER, J.H. 2001. **Identification Manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina - A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida**. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Dept. of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL. 526 pp.
- FARIA, A. P. & MARQUES, J. S., 1999. O desaparecimento de pequenos rios brasileiros. **Ciência Hoje** 25 (146): 56-61.
- FRANCESCHINI, I. M., BURLIGA, A. L., REVIERS, B., PRADO, J. F. & RÉZIG, S. H., 2010. **Algas – Uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. 1^a Ed., Porto Alegre, Artmed, 332p.
- GILLER P. S. & MALQVIST, B. 1998. The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitat, Oxford, Oxford University Press. 296p.
- HARDWICK, R. A., COOPER, P. D., CRANSTON, P.S., HUMPHREY, C. L. & DOSTINE, P. L., 1995. Spatial and temporal distributions pattern of drifting pupal exuviae of Chironomidae (Diptera) in stream of tropical northern Australia. **Freshwater Biology** 34: 596-578.

- HEINO, J., MYKRÄ, H., HÄMÄLÄINEN, H., AROVIITA, J. & MUOTKA, T., 2007. Responses of taxonomic distinctness and species diversity indices to antropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. **Freshwater Biology** 52: 1846-1861.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L., NESSIMIAN, J. L. & DORVILLÉ, L. F. M., 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil – **Brazilian Journal of Biology** 63(2): 269-281
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. **Numerical Ecology**. Developments in Environmental Modelling, 20; New York, Elsevier. 853p.
- LIND, O. T. 1979. **Handbook of Common Methods in Limnology**. London, Cambridge, The C. V. Mosby Company. 199p.
- MAGURRAN, A. E., 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell Publishing. 260p.
- MAZÃO, G. R., 2009. **A complexidade do substrato e o mesohabitat (remanso e corredeira) são fatores que influenciam a fauna de Chironomidae (Diptera) em riachos do Brasil Central?** Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da USP. 30p.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M. J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4
- MELO, A. S. & FROEHLICH, C. G. 2001. Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between 2 seasons. **Journal of North American Benthological Society** 20(1):1-16.

- MELO, A. S. ; FROEHLICH, C. G., 2004. Substrate stability in streams: effects of stream size, particle size, and rainfall on frequency of movement and burial of particles. **Acta Limnologica Brasiliensia** 16(4): 381-390.
- MENZIE, C. A. 1981, Production ecology of *Cricotous sylvestris* (Fabricius) (Diptera: Chironomidae) in a shallow estuarine cover. **Limnol. Oceanogr.**, 26 (3): 467-481.
- PETERSEN, R. C., 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for Small Streams in the Agricultural Landscape. **Freshwater Biology** 27: 295-306.
- PERES-NETO, P. R., LEGENDRE, P., DRAY, S. and BOCARD, D., 2006. D. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology** 87(10): 2614-2625.
- PINDER, L. C. V., 1986. Biology of Freshwater Chironomidae – **Annual Review of Entomology** 31: 1-23
- RANGEL, T.F.L.V.B, DINIZ-FILHO, J.A.F AND BINI, L.M., 2006. Towards an Integrated Computational Tool for Spatial Analysis in Macroecology and Biogeography. **Global Ecology and Biogeography** 15: 321-327.
- ROMESBURG, H. C. 1984. **Cluster Analysis for Researchers**. Malabar, Robert E. Krieger Publishing Company. 334p.
- ROHL, F. J. 2000. NTSYS 2.1: **Numerical taxonomy and multivariate analysis system**. New York, Exeter software.
- ROQUE, F. O. & TRIVINHO-STRIXINO, S., 2001. Benthic macroinvertebrate in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos – SP). **Acta Limnologica Brasiliensia** 13: 69-77.

- ROQUE, F. O. & TRIVINHO-STRIXINO, S., 2007. Chironomidae species richness in low-order streams in the Brazilian Atlantic Forest: a first approximation through a Bayesian approach – **Journal of North American Benthological Society** 26(2): 221-231.
- SANSEVERINO, A. M. & NESSIMIAN, J. L., 2001. Habitats de larvas de chironomidae (Insecta, Diptera) em riachos de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Acta Limnologica Brasiliensia** 13: 29-38.
- SPIES, M. & REISS, F., 1996. Catalog and bibliography of Neotropical and Mexican Chironomidae (Insecta, Diptera). **Spixiana, Suppl.** 22: 61-119.
- STATSOFT, INC. 2001. **Statistica, version 6.0.** Tulsa, Stat Soft Inc.
- TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G., 1995. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de Identificação e Diagnose dos Gêneros.** PPG, ERN, UFSCar. 299.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W. L.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E., 1980. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fishing and Aquatic Science.** 37: 130-137.
- WARD, J. V., 1989. The four dimension nature of lotic ecosystems. **Journal of North American Benthological Society** 8: 2-8.
- WARWICK, R. M. & CLARKE, K. R., 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. **Oceanograph and Marine Biology: an annual review** 39: 207-231

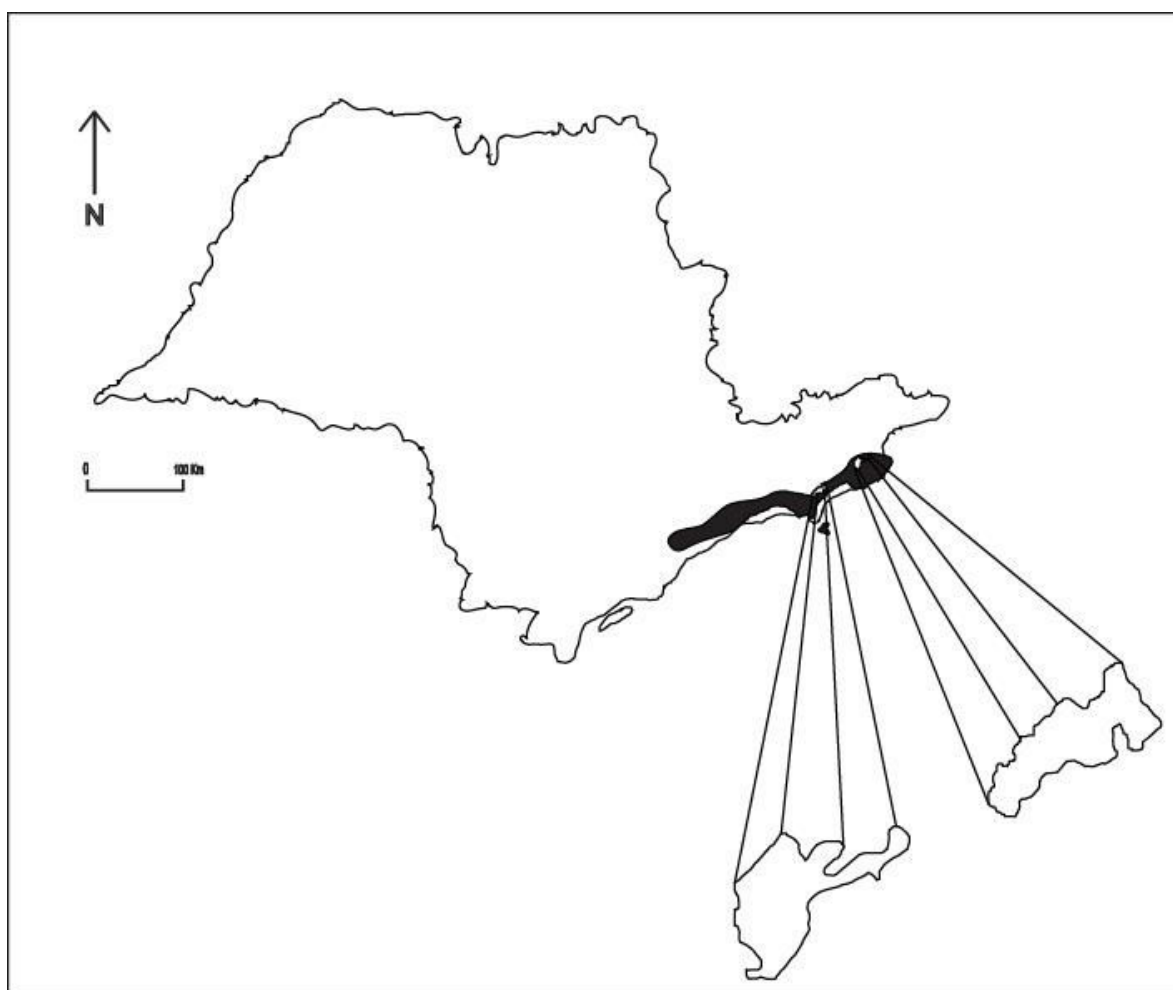


Fig. 1. Mapa do Estado de São Paulo com destaque para o Parque Estadual Serra do Mar e as projeções dos Núcleos Santa Virgínia (NSV) e Cunha-Indaiá (NCI).

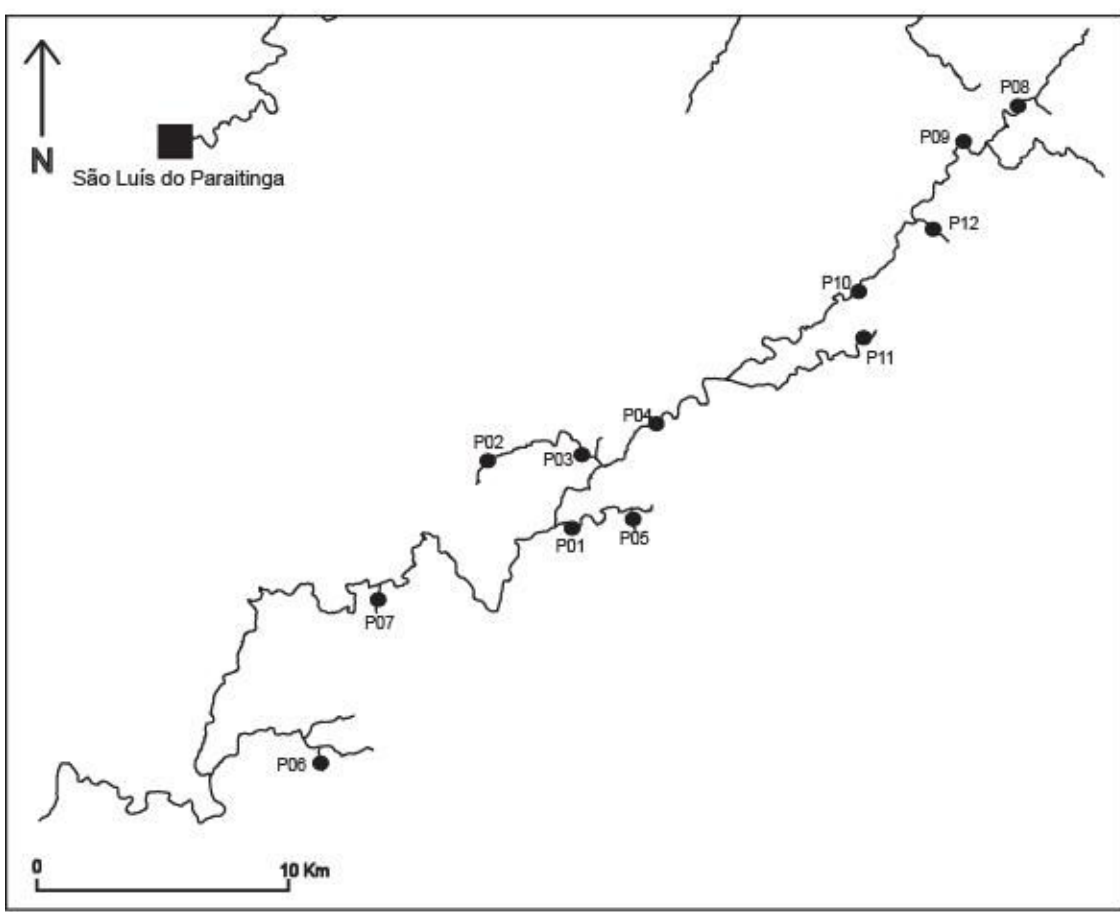
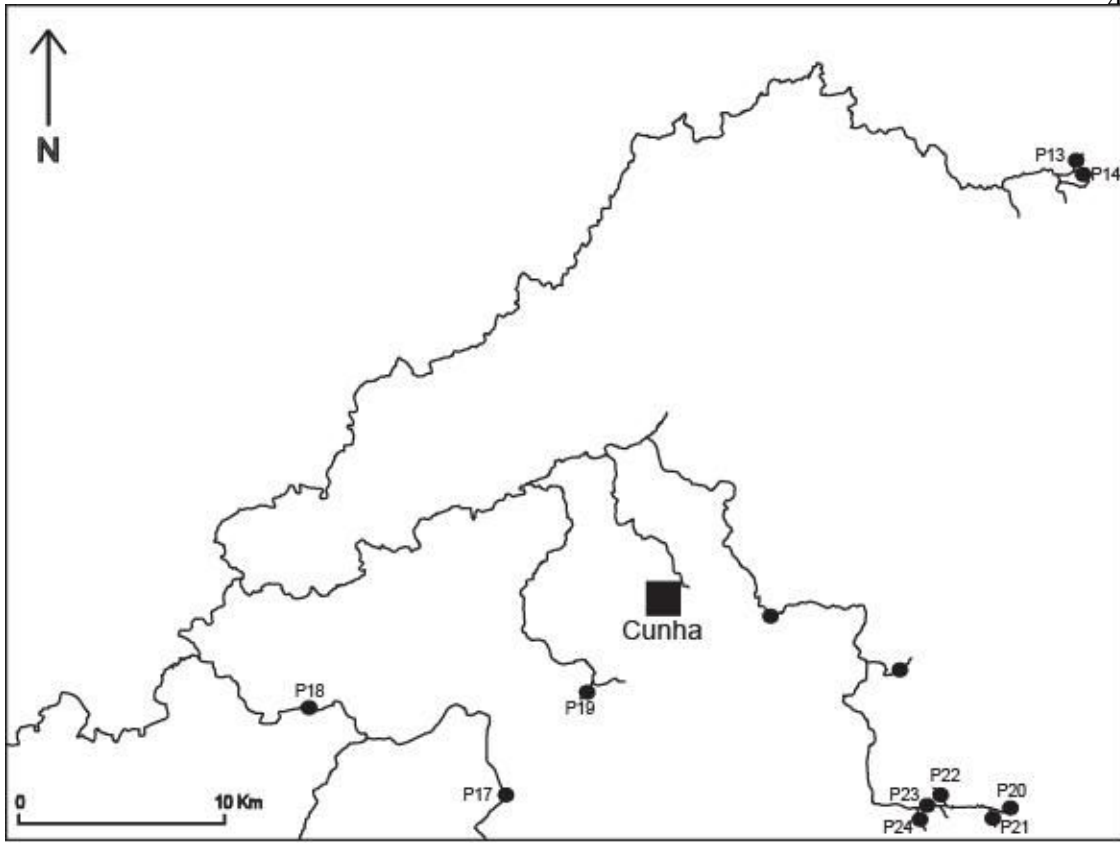


Fig. 2. Mapa mostrando a localização dos pontos de coleta no Parque Estadual Serra do Mar Núcleos Cunha-Indaiá (NCI) e Santa Virgínia (NSV) e suas adjacências.

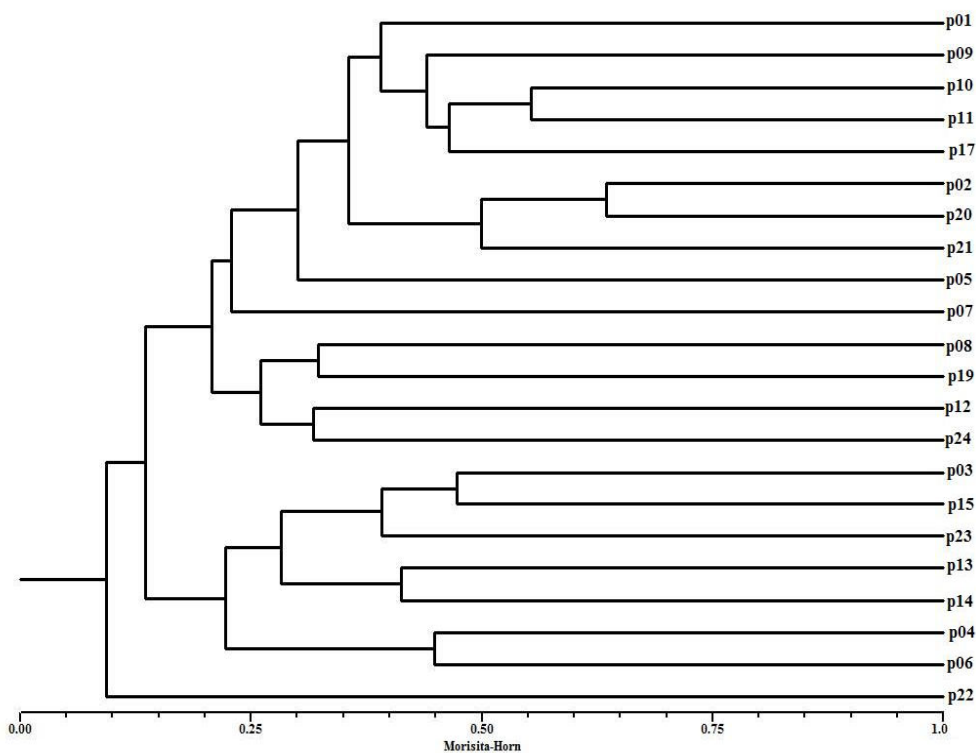


Fig. 3. Dendrograma obtido pela UPGMA, representando a similaridade entre as amostras (Morisita-Horn), baseado na fauna de Chironomidae coletada em 22 riachos no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007. Índice de correlação cofenética: 0,8.

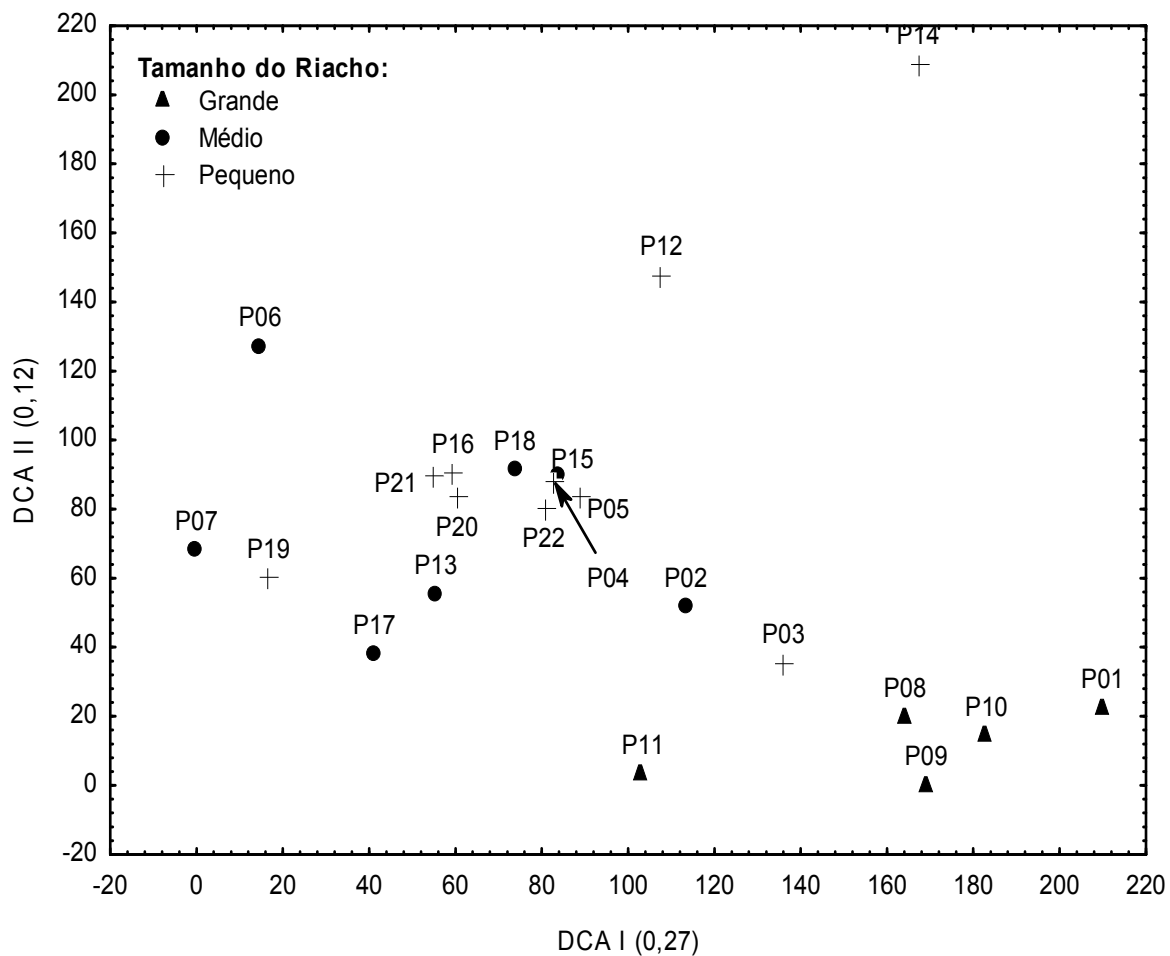


Fig. 4. Ordenação segundo a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) da fauna de Chironomidae colecionada em 22 riachos no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

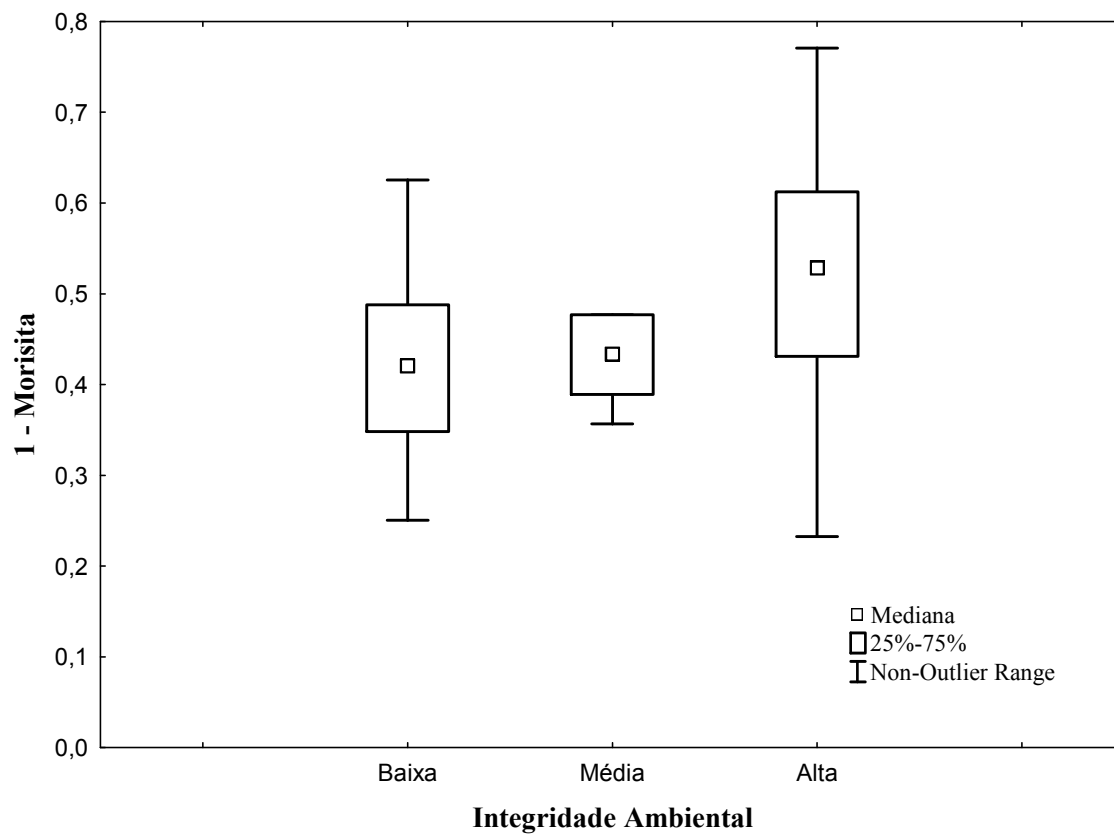


Fig. 7. Gráfico mostrando a diversidade beta ($1 - \text{Morisita}$) para 22 riachos, distribuídos em três categorias de integridade ambiental (Baixa, Média e Alta), no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

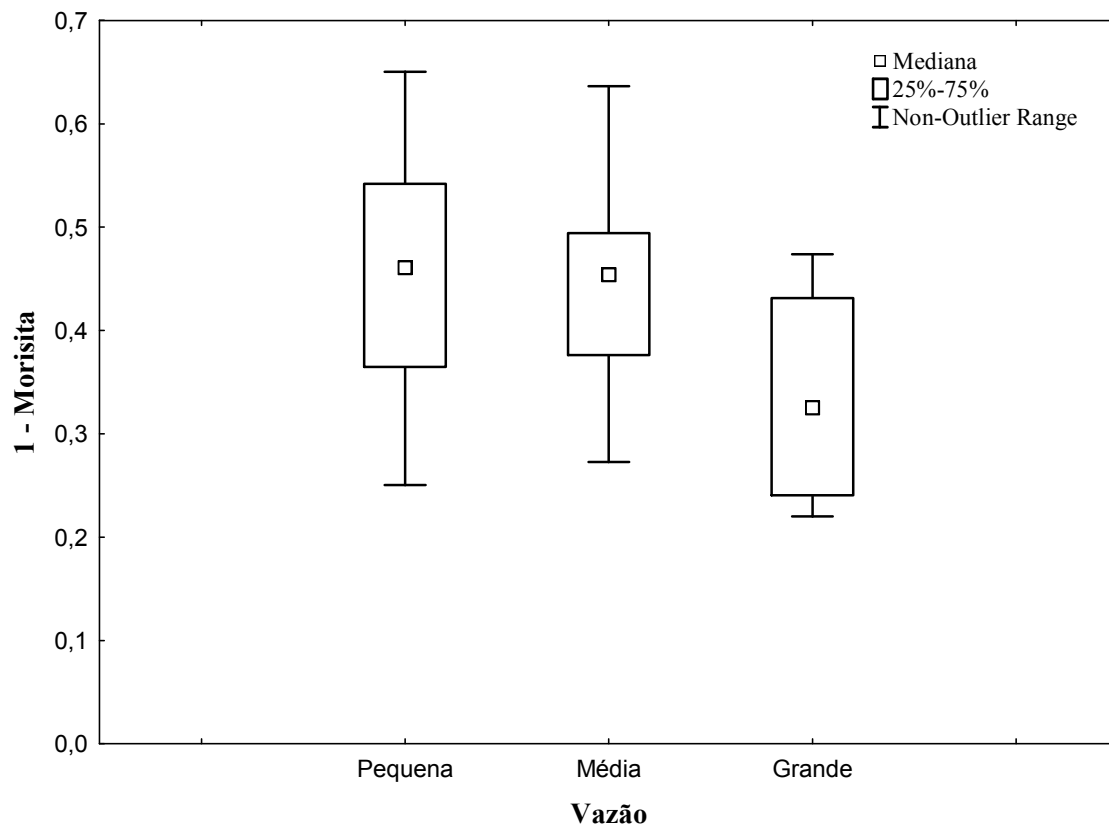


Fig. 6. Gráfico mostrando a diversidade beta ($1 - \text{Morisita}$) para 22 riachos, distribuídos em três categorias de vazão (pequena, média e grande), no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

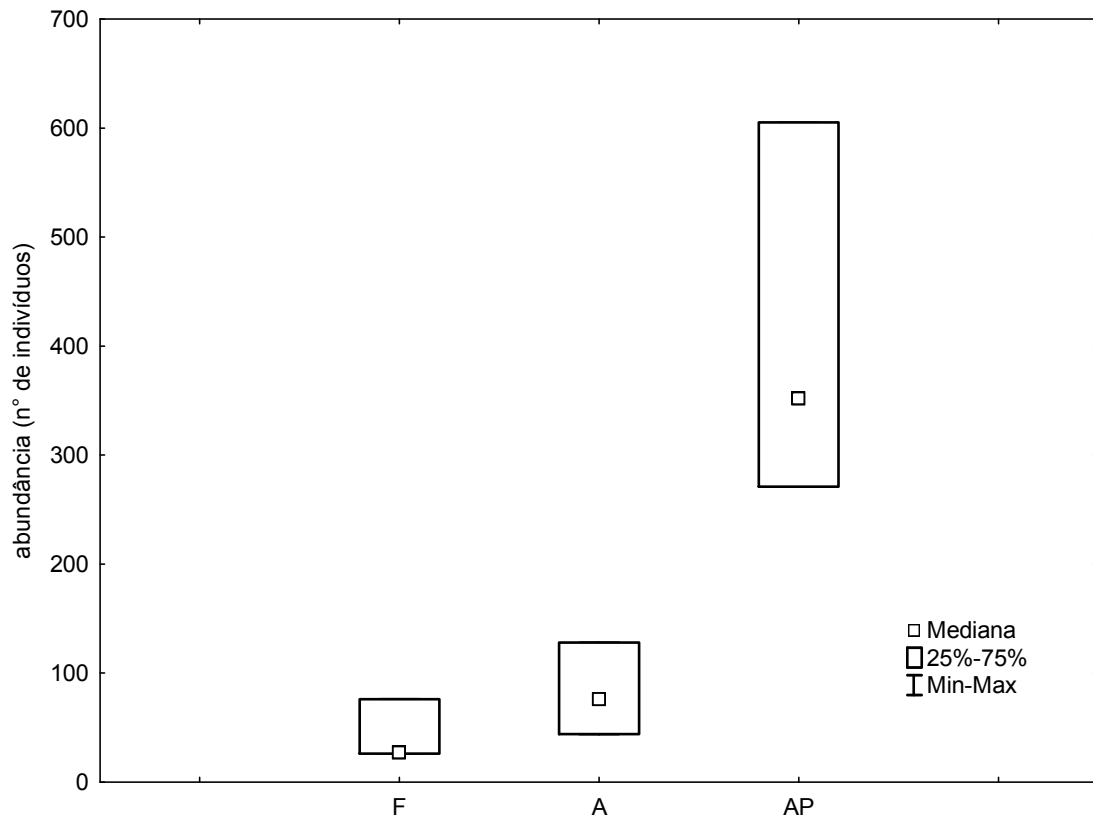


Fig. 7. Gráfico representando as diferentes abundâncias ($n=3$) para riachos de pequeno porte distribuídos em três categorias (F - riachos com cobertura vegetal total, A - riachos com pouca ou nenhuma cobertura vegetal e AP riachos com pouca ou nenhuma cobertura vegetal e presença de atividade pecuária em seu entorno), no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

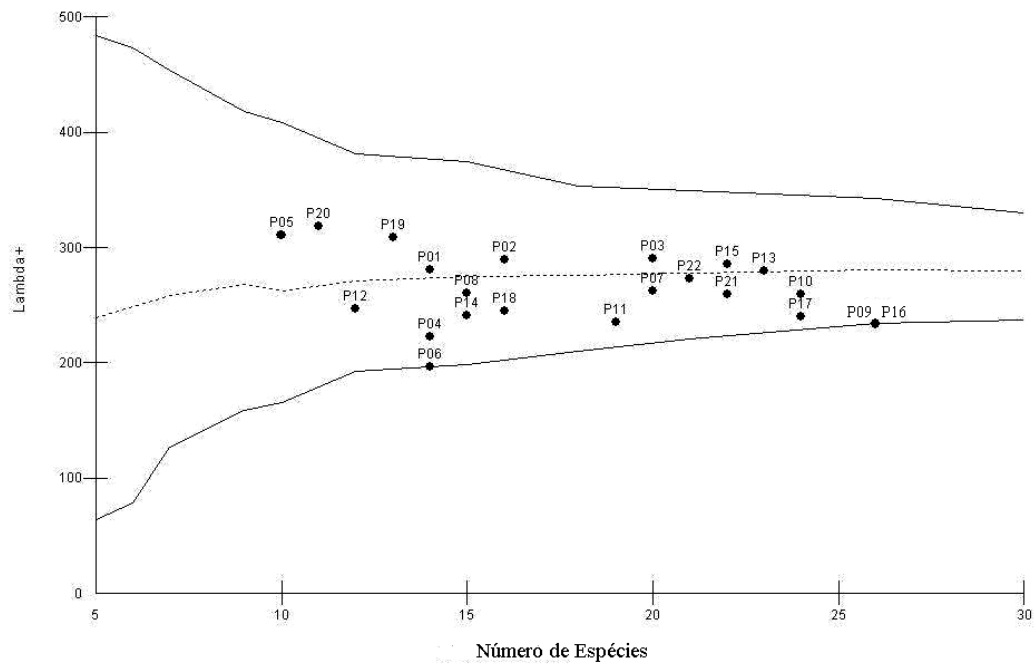


Fig. 8. Gráfico mostrando o funil de 95% de probabilidade para o índice de distintividade taxonômica médio (1000 simulações independentes) de Chironomidae de riachos do Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, coletados em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

Tabela I. Coordenadas geográficas, valores de pH, oxigênio dissolvido (OD), altitude, condutividade elétrica (COND), vazão (VA), cobertura vegetal (CV) (escala de 1 = ausente, 2 = pouca, 3 = média, 4 = grande e 5= total) e valores do escore RCE registrados em 22 riachos no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

¹ Riachos localizados em áreas protegidas, sem nenhum vestígio de atividade antrópica

² Riachos sob influência de atividade pecuária.

Riachos	Coordenadas geográficas	pH	OD (mg.L ⁻¹)	Altitude (m)	COND (μ S.cm ⁻¹)	VA (m ³ .s ⁻¹)	(CV)	RCE
P1 ¹	S 23°20'59" W 45°01'13"	6,47	9,70	847	10	0,952	3	265
P2	S 23°19'46" W 45°11'14"	6,50	9,54	888	11	0,155	3	145
P3 ²	S 23°19'31" W 45°01'38"	6,52	9,83	890	12	0,062	1	138
P4 ¹	S 23°18'46" W 45°07'13"	6,30	9,18	907	12	0,054	5	250
P5 ¹	S 23°20'37" W 45°07'44"	6,30	9,13	912	60	0,028	5	250
P6	S 23°26'22" W 45°14'53"	5,80	9,42	794	12	0,166	3	215
P7 ²	S 23°22'52" W 45°13'34"	6,80	9,65	833	16	0,287	1	165
P8	S 23°11'42" W 44°59'08"	6,70	8,84	1106	17	0,734	3	260
P9	S 23°12'35" W 45°00'35"	6,73	8,31	1063	16	2,384	3	160
P10	S 23°15'46" W 45°02'46"	6,98	9,08	1010	14	2,361	3	245
P11 ¹	S 23°16'53" W 45°02'35"	6,50	9,50	947	80	0,790	3	260
P12 ¹	S 23°14'21" W 45°00'54"	6,76	9,12	1053	90	0,027	5	255
P13	S 22°55'06" W 44°48'24"	6,97	6,38	980	58	0,371	4	245
P14	S 22°55'08" W 44°48'23"	7,06	7,78	986	18	0,024	3	205
P15	S 23°06'12" W 44°52'05"	6,63	8,50	1082	13	0,243	3	240
P16	S 23°09'06" W 44°50'48"	6,56	8,52	1274	10	0,012	2	160
P17 ²	S 23°09'16" W 45°01'07"	6,86	8,45	968	30	0,118	2	163
P18	S 23°09'17" W 44°51'20"	6,64	9,73	1257	30	0,188	4	215
P19 ²	S 23°06'56" W 45°00'20"	6,74	7,61	872	35	0,016	2	185
P20	S 23°09'01" W 44°49'14"	6,71	9,30	1440	10	0,014	3	165
P21	S 23°09'15" W 44°49'44"	6,52	9,16	1374	80	0,016	2	151
P22	S 23°09'04" W 44°50'49"	6,49	9,10	1270	13	0,015	4	200

Tabela II – Composição e número de indivíduos de Chironomidae amostrados em 22 riachos no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

*D = Número de riachos onde o táxon foi encontrado.

Gênero	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	total	D*
Chironominae																								
<i>Beardius</i> sp1	4		2				66		5	1	1		1		23	1	5	5	1				115	12
<i>Caladomyia orthoni</i>	1	5		20	5	8		5	10	4	15		1		3	7	1	5		6	4	2	102	17
<i>Caladomyia</i> sp1	1	6	5		1		6	2	10	18	14	3	3		3	1	6	3	11	2	1		96	18
Chironomini tipo1										1													1	1
<i>Dicrotendipes</i> sp1												1											1	1
aff. <i>Endotribelos</i> sp1														1				1					2	2
<i>Harniscgia</i> sp1														1									1	1
<i>Harniscgia</i> sp2									1														1	1
aff. <i>Kiefferulus</i>		2				1										1	2	1		2			9	6
<i>Nilotauma</i> sp2						1	1																2	2
aff. <i>Nilotauma</i> sp3			1																				1	1
aff. <i>Omisus</i>	2	15	13	3	3		1	6	40	8	42	1	4		2	6		5	2	6		2	161	18
aff. <i>Parachironomus</i> sp1							1																1	1
<i>Parachironomus</i> sp2																	2			1			3	2
<i>Phaenopsectra</i>													1							3			4	2
<i>Polypedilun</i> sp1										1													1	1
<i>Polypedilun</i> sp2												1	3		2	2				5	1		14	6
<i>Polypedilun</i> sp3	2																						2	1
<i>Polypedilun</i> sp4	1																						1	1
<i>Polypedilun</i> sp5							1		1	19										2			23	4
aff. <i>Polypedilun</i> sp6															1				2				3	2
<i>Polypedilum tripodura</i>									2														2	1
Pseudochironomini tipo1	1																					1	2	2
Pseudochironomini tipo 2							5										1		2				8	3
aff. <i>Riethia</i> sp1	1	10	43	3		1	104	47	7	97	56			7	18	7	50	12		4	2	18	487	18
aff. <i>Riethia</i> sp2	3	2	18					24	10	12	15												84	7
aff. <i>Riethia</i> sp3							68																68	1
aff. <i>Riethia</i> sp4			9					15	8	23	3		3				36		58				155	8
<i>Rheotanytarsus</i> sp1	1	2	7	20	4	1	45	38	38	3	40	8	3	3	25	2		3	3			11	257	19
<i>Rheotanytarsus</i> sp2		3	43							2			7					1			1		57	6
<i>Rheotanytarsus</i> sp3		25	18	4	2	39	88						40	5	12	24	12	7	162	2	11	8	459	16
<i>Rheotanytarsus</i> sp4			5						5	3	1		20		6	8	17						66	9
<i>Rheotanytarsus</i> sp5																					3		3	1
<i>Saetheria</i>													1			1							2	2
aff. <i>Stempelinella</i>															1								1	1
<i>Stenochironomus</i>	2							1	1				3	1	1			4	1				13	7
<i>Tanytarsini</i> tipo1							1																1	1
<i>Tanytarsini</i> tipo 2		1							1	1			1					1					6	6
<i>Tanytarsus</i> sp1													1		11								12	2
<i>Tanytarsus rhabdomantis</i>										4					1								5	2
<i>Zavreniella</i> sp2												1	1										2	2

Continua...

(Continuação) Tabela II – Composição e número de indivíduos de Chironomidae amostrados em 22 riachos no Norte da Serra do Mar, Estado de São Paulo, em outubro de 2006 e outubro e novembro de 2007.

*D = Número de riachos onde o táxon foi encontrado.

Gênero	P01	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	total	D*
Orthocladinae																								
<i>Corynoneura</i> sp1		1		3		3	2		3	1	6				1	1	3		4	16	1	1	46	14
<i>Cricotopus</i> sp1	1		76	3	1	12	142	31	7	29				5	9	1	101	14	59	7	1		499	17
<i>Cricotopus</i> sp2		4		3							25		10		5		4		172	2	2		227	9
<i>Cricotopus</i> sp3			1				1		1						4								7	4
<i>Cricotopus</i> sp4							16																16	1
aff. <i>Cricotopus</i> sp5																1							1	1
<i>Lopescladius</i>	1		1	1	2				1	2			2			1	4		1		2		18	11
aff. <i>Nanocladius</i> sp1						2					1					1	1		4				9	5
aff. <i>Nanocladius</i> sp2								1						1	5					1			16	6
<i>Onconeura</i>		1	3	7	4	12	7	1	6		2	4	1	1	2	35	8	15	17	11	3	2	134	18
Orthocladini tipo 1									1					1									2	2
Orthocladini tipo 2										2													2	1
Orthocladini tipo 3																	3						3	1
Orthocladini tipo 4																3		1	1			1	6	4
Orthocladini tipo 5																	44		4				48	2
Orthocladini tipo 6												27					1	1	9				38	4
aff. <i>Orthocladius</i>			1				1	2		22		2		1	6	14	5	21		2	1		78	12
aff. <i>Parametricnemus</i>			2	5	3	2	4				1	1	2	1	9	8	4	6	8	9	6	1	72	17
aff. <i>Rheocricotopus</i>				1		1					1												3	3
<i>Thienemanniella</i> sp1				1			12			5		37					27	4	29				115	7
<i>Thienemanniella</i> sp2		1							2	2			4										9	4
aff. <i>Thienemanniella</i> sp3						3																	3	1
Tanypodinae																								
<i>Ablabesmyia</i> sp1	1		8					1	13	4	1						1						29	7
<i>Djaulmabaptista</i> sp1										1													1	1
<i>Djaulmabaptista</i> sp2									1														1	1
<i>Monopelopia</i>									1														1	1
<i>Pentaneura</i>		6	14	2	1	2		2	12	7	2	4	5	1	2	6	2	5	27	3	8		111	19
<i>Lauterborniella</i>								2															2	1
<i>Thienemannimyia</i>		2																					2	1
Abundância	22	86	271	76	26	88	572	183	191	246	253	27	181	43	139	128	352	101	605	76	44	48	3758	--
Riqueza observada	14	16	20	14	10	14	20	15	26	24	19	12	23	15	22	22	26	21	24	16	13	11	71	--
Riqueza estimada (Jackknife2)	27	21	26	20	13	27	32	19	41	34	27	27	29	34	30	18	36	17	37	30	34	16	105	--

Tabela III. Análise de correlação entre as matrizes de similaridade de Morisita-Horn e matrizes hipóteses, através do Teste de Mantel com 5000 permutações.

* Variáveis da água compreendem as variáveis pH, condutividade e taxa de oxigênio dissolvido.

Matriz Hipótese	r	p
Ação Antrópica	- 0,0007	0,44
Altitude	0,0043	0,48
Coordenadas Geográficas	- 0,1396	0,09
Cobertura Vegetal	- 0,0716	0,15
Integridade Ambiental	0,1139	0,02
Variáveis da água*	0,0332	0,40
Vazão	0,0946	0,19

Tabela IV. Resultados da análise de regressão múltipla dos atributos da fauna de Chironomidae (abundância, riqueza observada e riqueza estimada) e as variáveis ambientais (oxigênio dissolvido, vazão e Índice de Integridade Ambiental).

¹incluindo a abundância como variável independente

²análise realizada sem considerar os riachos com presença de atividade pecuária (P03, P07, P17 e P19)

* valor de $p < 0,05$

** valor de $p < 0,001$

Variáveis Resposta	Vazão	Condutividade de	Oxigênio Dissolvido	Cobertura Vegetal	Índice de Integridade Ambiental	Altitude
Riqueza Observada¹	0,24	- 0,07	- 0,39*	- 0,03	- 0,27	0,00
Riqueza Estimada ¹	0,38	- 0,05	- 0,38	- 0,14	- 0,16	- 0,14
Abundância	0,04	0,11	- 0,20	- 0,66**	0,22	- 0,31
Abundância²	0,62*	0,06	- 0,22	- 0,24	0,21	0,13
<i>Beardius</i>	0,13	- 0,09	- 0,02	- 0,52	- 0,17	- 0,10
<i>Caladomyia</i>	0,53*	0,09	0,20	0,23	- 0,36	- 0,10
<i>Caladomyia</i> sp1	0,62**	0,40*	- 0,02	- 0,26	- 0,28	- 0,17
<i>Caladomyia orthoni</i>	0,33	- 0,11	0,26	0,47	0,13	0,23
<i>Cricotopus</i>	- 0,04	0,02	- 0,15	- 0,75*	- 0,19	- 0,24
<i>Cricotopus</i> sp1	- 0,01	- 0,26	- 0,07	- 0,60	- 0,13	- 0,15
<i>Cricotopus</i> sp2	- 0,17	0,28	- 0,40	- 0,28	- 0,09	- 0,17
<i>Cricotopus</i> sp3	--	--	--	--	--	--
<i>Cricotopus</i> sp4	--	--	--	--	--	--
aff. <i>Omisus</i>	0,64*	0,05	0,13	0,27	- 0,37	0,01
<i>Onconeura</i>	- 0,23	0,07	0,06	- 0,14	- 0,33	0,17
aff. <i>Orthocladius</i>	- 0,18	0,35	- 0,20	- 0,71*	- 0,33	0,13
aff. <i>Parametrioctenus</i>	- 0,65**	- 0,02	- 0,12	- 0,31	0,16	0,30
<i>Pentaneura</i>	0,29	0,28	- 0,26	- 0,09	- 0,63	- 0,02
<i>Rheotanytarsus</i>	- 0,08	0,05	- 0,36	- 0,34	- 0,19	- 0,33
<i>Rheotanytarsus</i> sp1	0,25	- 0,02	0,07	- 0,03	0,23	- 0,13
<i>Rheotanytarsus</i> sp2	--	--	--	--	--	--
<i>Rheotanytarsus</i> sp3	- 0,56**	- 0,13	- 0,34*	- 0,27	- 0,25	- 0,30
<i>Rheotanytarsus</i> sp4	0,08	0,03	- 0,65*	- 0,10	- 0,13	- 0,02
<i>Rheotanytarsus</i> sp5	--	--	--	--	--	--
aff. <i>Riethia</i>	0,31	- 0,01	0,00	- 0,71*	- 0,20	- 0,01
aff. <i>Riethia</i> sp1	0,26	- 0,18	0,29	- 0,55	- 0,21	0,16
aff. <i>Riethia</i> sp2	0,46*	0,06	0,19	- 0,32	0,44	- 0,05
aff. <i>Riethia</i> sp3	--	--	--	--	--	--
aff. <i>Riethia</i> sp4	0,38	0,11	- 0,34	- 0,37	- 0,02	- 0,01
<i>Thienemaniella</i>	0,07	0,23	- 0,46*	- 0,25	- 0,11	- 0,38
<i>Thienemaniella</i> sp1	- 0,13	0,26	- 0,47*	- 0,32	- 0,04	- 0,28
<i>Thienemaniella</i> sp2	--	--	--	--	--	--
aff. <i>Thienemaniella</i> sp3	--	--	--	--	--	--

ANEXO I

Protocolo de avaliação física de riachos para obtenção dos escores de integridade ambiental dos riachos da Serra do Mar, Estado de São Paulo.

- 1) Padrão de uso da terra além da zona de vegetação ribeirinha
 1. cultivos agrícolas de ciclo curto (1)
 2. pasto (7)
 3. cultivos agrícolas de ciclo longo (15)
 4. vegetação com espécies pioneiras (20)
 5. floresta ombrófila íntegra (30)

- 2) Largura da mata ciliar
 1. vegetação arbustiva e ciliar ausente (1)
 2. mata ciliar ausente com alguma vegetação arbustiva (5)
 3. mata ciliar bem definida de 1 a 5 m de largura (10)
 4. mata ciliar bem definida entre 5 e 30 m de largura (17)
 5. mata ciliar bem definida com mais de 30 m de largura (22)
 6. continuidade da mata ciliar com a floresta adjacente (30)

- 3) Estado de preservação da mata ciliar
 1. cicatrizes profundas com barrancos ao longo do seu comprimento (1)
 2. quebra freqüente com algumas cicatrizes e barrancos (10)
 3. quebra ocorrendo em intervalos maiores que 50 m (20)
 4. mata ciliar intacta sem quebras de continuidade (30)

- 4) Estado da mata ciliar dentro de uma faixa de 10m
 1. vegetação constituída de grama e poucos arbustos (1)
 2. mescla de grama com algumas árvores pioneiras e arbustos (5)
 3. espécies pioneiras mescladas com árvores maduras (10)
 4. mais de 90% da densidade é constituída de árvores não pioneiras ou nativas (15)

- 5) Dispositivos de retenção
 1. canal livre com poucos dispositivos de retenção (1)
 2. dispositivo de retenção solto movendo-se com o fluxo (4)
 3. rochas e/ou troncos presentes, mas preenchidos com sedimento (6)
 4. canal com rochas e/ou troncos firmemente colocadas no local (10)

- 6) Sedimentos no canal
 1. canal dividido em tranças ou rio canalizado (1)
 2. barreira de sedimento e pedras, areia e silte comuns (4)
 3. algumas barreiras de cascalho e pedra bruta e pouco silte (6)
 4. pouco ou nenhum alargamento resultante de acúmulo de sedimento (10)

- 7) Estrutura do barranco do rio
 1. barranco instável com solo e areia soltos, facilmente perturbável (1)
 2. barranco com solo livre e uma camada esparsa de grama e arbustos (4)
 3. barranco firme, coberto por grama e arbustos (6)
 4. barranco estável de rochas e/ou solo firme, coberto de grama, arbustos e raízes (10)

- 8) Escavação sob o barranco
 1. escavações severas ao longo do canal, com queda de barrancos (1)
 2. escavações freqüentes (3)
 3. escavações apenas nas curvas e constrições (6)
 4. pouca ou nenhuma evidência, ou restrita a áreas de suporte de raízes (10)

- 9) Leito do rio
 1. fundo uniforme de silte e areia livres, substrato de pedra ausente (1)
 2. fundo de silte, cascalho e areia em locais estáveis (5)
 3. fundo de pedra facilmente móvel, com pouco silte (10)
 4. fundo de pedras de vários tamanhos, agrupadas, com interstício óbvio (15)

- 10) Áreas de corredeiras e poções ou meandros
 1. meandros e áreas de corredeiras/poções ausentes ou rio canalizado (1)
 2. longos poções separando curtas áreas de corredeiras, meandros ausentes (5)
 3. espaçamento irregular (10)
 4. distintas, ocorrendo em intervalos de 5 a 7 vezes a largura do rio (15)

- 11) Vegetação aquática
 1. algas emaranhadas no fundo, plantas vasculares dominam no canal (1)
 2. emaranhados de algas, algumas plantas vasculares e poucos musgos (4)
 3. emaranhados de algas, algumas plantas vasculares semi-aquáticas ou aquáticas ao longo da margem (6)
 4. quando presente consiste de musgos e manchas de algas (10)

- 12) Detritos
 1. sedimento fino anaeróbio, nenhum detrito bruto (1)
 2. nenhuma folha ou madeira, matéria orgânica bruta e fina com sedimento (3)
 3. pouca folha e madeira, detritos orgânicos finos, floculentos, sem sedimento (5)
 4. principalmente folhas e material lenhoso com sedimento (7)
 5. principalmente folhas e material lenhoso sem sedimento (10)