

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

**Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em
córregos de baixa ordem localizados em diferentes tipos de
vegetação do Estado de São Paulo**

Francisco Valente Neto

**São Carlos, SP
2011**

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

**Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em
córregos de baixa ordem localizados em diferentes tipos de
vegetação do Estado de São Paulo**

Francisco Valente Neto

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

São Carlos, SP

2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

V154ca

Valente Neto, Francisco.

Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em córregos de baixa ordem localizados em diferentes tipos de vegetação do Estado de São Paulo / Francisco Valente Neto. -- São Carlos : UFSCar, 2011.

47 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Ecologia aquática. 2. Inseto xilófago. 3. Mata ripária. 4. Mata Atlântica. 5. Cerrados. I. Título.

CDD: 574.5263 (20^a)

Francisco Valente Neto

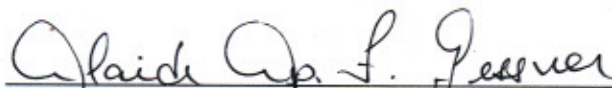
**Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em córregos de baixa ordem
localizados em diferentes tipos de vegetação do Estado de São Paulo**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 04 de março de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente



Profª. Dra. Alaide Ap. Fonseca Gessner
(Orientadora)

1º Examinador



Profª. Dra. Susana Trivinho Strixno
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Pitágoras da Conceição Bispo
UNESP/Assis-SP

"A ignorância gera confiança com mais frequência do que o conhecimento: são aqueles que sabem pouco, e não aqueles que sabem muito, que tão positivamente afirmam que esse ou aquele problema jamais será resolvido pela ciência."

Charles Darwin

Dedico este trabalho a meus pais, Emílio e
Andrea, que acreditaram e confiaram em mim
durante esse processo de aprendizado.

Agradecimentos

Ao meu mestre e orientadora, Alaíde Aparecida Fonseca Gessner, por participar ativamente de minha formação durante esses seis anos. Destaco a sua importante presença na elaboração e desenvolvimento do projeto que resultou nesta dissertação, incluindo diversas sugestões. Agradeço a dedicação em me ajudar na identificação e a paciência em corrigir meus manuscritos e responder a muitas dúvidas.

A meus pais, Emílio e Andrea, por me incentivarem a continuar em frente no caminho da pesquisa científica. Em alguns momentos de reflexão sobre “qual rumo seguir”, os dois estavam sempre ao meu lado para me orientar. São pessoas em que me espelho a cada dia. Além disso, agradeço a ajuda financeira durante o primeiro ano de mestrado, sem a qual não poderia me dedicar exclusivamente à pesquisa. Sem essas duas pessoas, sem dúvidas, não conseguiria realizar o sonho de ser Biólogo e prosseguir na carreira científica.

A minha irmã Raíra, pela amizade, companhia e carinho durante esses dois anos.

Ao meu amor Lais, por seu amor incondicional e por sempre me incentivar.

Aos meus tios, Airto e Rosana, incentivadores dos meus estudos e por permitirem minha estadia por três anos em sua casa para cursar o ensino médio.

Ao Dr. Tadeu de Siqueira Barros pela co-orientação informal, por me fazer refletir sobre o trabalho que estava propondo, pelas discussões sobre o cunho ecológico de meu trabalho e por me ajudar a realizar os testes estatísticos presentes neste estudo.

À Melissa Otoboni Segura agradeço pelo auxílio na identificação dos espécimes, principalmente de Elmidae.

A Profa. Dra. Susana Trivinho-Strixino pela disposição em sempre ajudar, pelo interesse em meu trabalho e pelas “pausas para o cafezinho” em que a conversa era sempre produtiva e aprendi muito sobre biologia e ecologia de Chironomidae.

Aos meus amigos de laboratório, sem os quais também não conseguiria realizar o estudo. A essas pessoas julgo necessário agradecê-los de modo específico. Ao Ricardinho, Dani, Melissa e Toshiro pela ajuda em diversas coletas e por gastarem várias horas triando quilos de tronco e ouvindo diversos *hits* musicais. Ao último, agradeço também pelas discussões ecológicas sobre este trabalho e por sugerir diversas melhorias. Agradeço ao Roger pela imensa ajuda em campo e por estar sempre disponível em ajudar e visitar córregos. Agradeço também ao Fábio, Gustavo, Gabriel, Danilão, Mateus, Márcia Suriano pelas conversas informais que sempre são úteis. A todas essas pessoas, agradeço a amizade, companhia e a alegria que sempre esteve presente no laboratório, independentemente de problemas individuais, o que tornou o ambiente mais gostoso para trabalhar.

Aos amigos da Bio-05, Darlan, Fabio Costa, Wagner, Nei, Coala pela amizade e descontração.

A galera do futebol, pela amizade e divertimento, independentemente das ‘belas’ jogada. Pelo número de pessoas, vou resumir em agrupamentos: galera da Bio-05, Bio-06 e 07; galera da USP, galera do PPGERN e ao Marco.

Aos amigos de Dourado por me fazerem esquecer, pelo menos em parte, o ritmo do mestrado, principalmente em épocas de exames de qualificação e defesa.

Aos técnicos Sr. Luis Aparecido Joaquim por me auxiliar na coleta dos córregos da Estação Ecológica de Itirapina e Fábio Villaverde pelo auxílio no laboratório.

Aos pesquisadores e professores Dr. Mateus Pepinelli, Dr. Carlos Roberto Sousa e Silva e Dra. Odete Rocha, por participarem de meu exame de qualificação e pelas sugestões e críticas construtivas.

Ao Instituto Florestal, pela autorização concedida e pela disponibilidade de hospedagem em suas dependências. Aos funcionários das unidades de conservação em

que realizei as coletas, por me indicarem e muitas vezes mostrar possíveis córregos a serem estudados.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN), pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa concedida.

Prefácio

Como consta nas Normas Complementares de 2008 do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar, a dissertação poderá ser apresentada na defesa pública no formato descritivo tradicional ou na forma de um conjunto de trabalhos científicos. Optei pelo modelo tradicional, pois julgo necessário detalhar e incluir grande parte do conhecimento que adquiri durante esses dois anos. Assim, escrevi a introdução como uma revisão bibliográfica sobre o assunto, de modo que o leitor terá as principais referências necessárias para o conhecimento mais aprofundado do tema. Na seção materiais e métodos há o detalhamento das áreas de coleta, do procedimento amostral utilizado e a descrição das análises utilizadas, possibilitando a replicação do estudo. A seguir os resultados encontrados são descritos e a discussão aborda todos os resultados e suas possíveis implicações ecológicas. Por fim, fiz as considerações finais do trabalho, com perspectivas de estudos futuros.

Resumo

A mata ripária é fonte de troncos e galhos para os córregos, de modo que variações nessa vegetação geram diferenças na biomassa e na riqueza desses substratos, interferindo na composição e abundância de insetos associados a troncos submersos. Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos se destacam no processo de decomposição de troncos submersos, através de comportamento alimentar (raspar), que favorece a instalação de micro-organismos e consequentemente aumenta a riqueza e abundância de macroinvertebrados em troncos. Para testar se o tipo de vegetação interfere na fauna de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos nós coletamos este substrato em 18 córregos, oito em áreas de Cerrado, oito em áreas de Mata Atlântica e em outros dois de Floresta Estacional Semidecidual. Aplicamos diferentes análises estatísticas (análise de redundância exploratória, PERMANOVA e análise de partição de variância) para testar se a composição taxonômica dessa fauna em córregos de Cerrado difere daquela de Mata Atlântica e para verificar se essa possível diferença se deve a variáveis ambientais, variáveis espaciais ou ambas. Encontramos 1617 organismos, distribuídos em 12 famílias e 29 gêneros, com destaque para dois gêneros minadores de troncos para a região Neotropical, *Lutrochus* e *Stegoelmis*, que desempenham função importante para a cadeia trófica dos córregos, pela disponibilização de nutrientes e pela capacidade de produzir ranhuras e galerias. Constatamos diferenças na composição taxonômica de Coleoptera aquáticos associados a troncos, indicando que o tipo de vegetação é importante na composição dessa fauna, principalmente devido a diferenças na composição e na estrutura da vegetação, que refletem diferenças na riqueza e na biomassa de troncos submersos em córregos.

Palavras-chave: decomposição de troncos, insetos minadores, mata ripária, tipo de vegetação, xilófagos.

Abstract

Riparian vegetation is source of wood debris in streams so variation in vegetation type promote difference in biomass and richness of these substrates, which affect composition and abundance of insects associated with submerged wood. Aquatic Coleoptera associated with submerged wood debris is pointing out to it importance in the wood breakdown. For evaluated if the vegetation type influences community of aquatic Coleoptera associated with submerged wood debris, we collected submerged wood in eight Atlantic Rainforest streams, eight Cerrado streams and we include two Semideciduous Forest streams. We applied different statistical analysis (redundancy analyses, PERMANOVA and partitioning variation) to test if the taxonomic composition in Cerrado streams was different from Atlantic Rainforest streams and to verify what cause this possible difference, environmental variables, spatial variables or both. We found 1617 organisms distributed in 12 families and 29 genus. We found two boring genus of submerged wood debris for Neotropical region, *Lutrochus* and *Stegoelmis*, which play important role to food chain of streams, due to availability of nutrients and microhabitats at wood. The results of taxonomic composition of aquatic Coleoptera associated with submerged wood debris showed differences between Atlantic Rainforest and Cerrado streams, exhibiting that the vegetation type is important factor for the composition of this community. We argued that this is because of differences in composition and structure of vegetation, which cause differences in richness and biomass of submerged wood in streams.

Key-words: boring insects, riparian vegetation, vegetation type, xylophages, wood breakdown.

SUMÁRIO

| | |
|---|----|
| 1. Introdução | 01 |
| 2. Objetivos | 05 |
| 3. Materiais e Métodos | 06 |
| 3.1. Área de estudo..... | 06 |
| 3.1.1. Parque Estadual de Campos do Jordão..... | 09 |
| 3.1.2. Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia..... | 09 |
| 3.1.3. Arredores de São Carlos e Matão..... | 09 |
| 3.1.4. Estação Ecológica de Itirapina..... | 10 |
| 3.1. Bioma Mata Atlântica..... | 10 |
| 3.2. Bioma Cerrado..... | 10 |
| 3.4. Variáveis ambientais e características da vegetação..... | 11 |
| 3.5. Desenho amostral..... | 14 |
| 3.6. Análise dos dados..... | 15 |
| 4. Resultados | 18 |
| 5. Discussão | 24 |
| 6. Conclusões | 34 |
| 7. Considerações finais | 35 |
| 8. Referências bibliográficas | 37 |
| 9. Apêndice | 47 |

1. Introdução

A mata ripária atua diretamente na dinâmica energética de córregos de baixa ordem, através do aporte de material alóctone, como troncos e folhas. Troncos submersos são fundamentais no funcionamento desses sistemas, pois, através da formação de barreiras, contribuem para a estruturação do canal e para o acúmulo de matéria orgânica, adicionando, assim, uma variedade de habitats ao córrego (Bilby & Likens, 1980; Gregory *et al.*, 1991; Gurnell *et al.*, 2002). Desta forma, troncos submersos contribuem para aumentar a riqueza taxonômica e a abundância de espécies em sistemas lóticos (Lester & Boulton, 2008).

Para os insetos aquáticos, tronco submerso é um recurso estável, que disponibiliza local para fixação, refúgio, oviposição e alimento (Gurnell *et al.*, 1995; Hoffmann & Hering, 2000), o qual pode ser obtido através da ingestão de invertebrados associados, do biofilme que se desenvolve na superfície (Hax & Golladay, 1993), ou de grande quantidade de fibras de madeira (Dudley & Anderson, 1982), auxiliando diretamente o processo de decomposição de troncos.

Além da participação dos insetos, o processo de decomposição de troncos na água ocorre lentamente e depende de características da espécie vegetal, da associação de microrganismos, particularmente fungos e bactérias, quantidade de oxigênio dissolvido e temperatura da água (Harmon *et al.*, 1986; Spänhoff & Meyer, 2004), sendo essas, variáveis importantes também para a distribuição dos insetos. A decomposição de troncos abrange uma sucessão de organismos, em quatro estágios conforme descrito por Dudley & Anderson (1982).

Inicialmente, enquanto os troncos têm como característica uma consistência rígida e superfície lisa ocorrem à colonização por algas e outros micro-organismos, que servem de alimento para os primeiros invertebrados colonizadores, em geral, raspadores e coletores, como larvas de Chironomidae. No segundo estágio, a invasão por fungos e

o aumento da abundância de algas e de bactérias, desenvolve um biofilme na superfície do tronco, tornando-a macia. Como consequência a madeira torna-se mais palatável aos organismos raspadores obrigatórios e fragmentadores generalistas, cujas ações, como ranhuras, provocam maior complexidade à superfície do tronco, atraindo outros organismos colonizadores.

Quando ocorre invasão de fungos na matriz e, a madeira se torna mais macia, o aumento da porosidade do substrato permite a percolação de oxigênio no interior do tronco, possibilitando a colonização por insetos minadores, que aceleram a decomposição através da própria alimentação e do transporte de microrganismos para dentro do tronco. Por fim, há o ataque por espécies detritívoras, como *Oligochaeta*, que penetram no material e contribuem com a continuação da decomposição.

Durante esse processo de decomposição, destacam-se principalmente espécies das ordens Diptera e Coleoptera. Os gêneros *Lipsothrix* (Tipulidae), *Stenochironomus* e *Xestochironomus* (Chironomidae) são conhecidos pela capacidade de construir galerias superficiais em troncos e se desenvolverem no interior desses substratos. Entre os Coleoptera são conhecidos *Lara avara* (LeConte), na América do Norte, e *Notriolus* (Carter & Zeck), na Austrália, como grupos especializados em utilizarem esses recursos como alimento e colaborarem para a ciclagem de nutrientes, através da produção de pelotas fecais (Steedman & Anderson, 1985). Além disto, esses insetos fazem ranhuras na superfície dos troncos facilitando o estabelecimento de bactérias e fungos, e contribuem para ampliar a heterogeneidade de microhabitats nesses substratos. Por essa função, os Coleoptera são reconhecidos como espécies-chave por manter a organização e a diversidade da comunidade, sem necessariamente possuírem efeito trófico direto em outras espécies (Mills *et al.*, 1993; Mckie & Cranston, 1998).

Entender quais as variáveis que interferem na composição de insetos aquáticos associados a troncos submersos é fundamental para a conservação dessa fauna, particularmente pela importância de suas ações diretas que auxiliam na decomposição de troncos.

As características dos troncos, como o grau de decomposição (Spänhoff *et al.*, 2000) e a estrutura externa dos troncos, variam entre espécies vegetais e são importantes para a comunidade de insetos associados a eles (Anderson *et al.*, 1978; O'Connor, 1991; Magoulick, 1998). O tipo de mata ripária na qual o córrego está inserido é ressaltado como fator determinante para a composição taxonômica, funcional e abundância dos invertebrados associados a troncos submersos (Mckie & Cranston, 2001), inclusive para Coleoptera (Mckie & Cranston, 1998).

As formações ripárias têm a sua composição florística fortemente influenciada pelo tipo de vegetação adjacente (Rodrigues, 1991), de modo que as matas ripárias possuem composição e estrutura de vegetação semelhante dentro de um mesmo bioma e diferentes entre biomas distintos, sendo nítida a separação de matas ripárias inseridas em biomas de Cerrado e Mata Atlântica na América do Sul (Oliveira-Filho & Ratter, 2001; Rodrigues & Nave, 2001). Entretanto a diferenciação entre a mata ripária desses biomas e aquelas de Floresta Estacional Semidecidual é menos nítida (Oliveiro-Filho & Ratter, 2000).

A composição e estrutura da mata ripária interferem, respectivamente, na biomassa e riqueza de troncos disponíveis nos córregos (Anderson *et al.*, 1978; Molles, 1982; Gurnell *et al.*, 1995; Heartstill-Scalley & Aide, 2003). Em geral, a vegetação mais densa é menos susceptível aos fatores que promovem a quebra de galhos, como ventos, quando comparado com aquelas matas mais abertas, influenciando, assim, na biomassa de troncos.

Diferentes espécies de troncos possuem variação na complexidade estrutural (Magoulick, 1998), taxa de decomposição (Spänhoff & Meyer, 2004) e diferentes proporções de compostos, como celulose, lignina e compostos inibidores, e nutrientes, como nitrogênio e fósforo (Melillo et al 1983; Diez *et al.*, 2002). Essa qualidade específica de troncos pode influenciar a colonização pelos insetos (Harmon *et al.*, 1986). Assim, variações no tipo de vegetação geram diferenças na quantidade e riqueza de troncos submersos, interferindo na composição e abundância de insetos a eles associados (Dudley & Anderson, 1982; Mckie & Cranston, 2001).

Na região Neotropical, há poucos estudos em ambientes lóticos específicos sobre Coleoptera aquáticos. Destacamos os trabalhos taxonômicos como descrições, revisões e chaves taxonômicas (Spangler 1990; Costa *et al.* 1996; Vanin *et al.*, 1997; Passos & Felix, 2004; Benetti *et al.* 2003; Segura *et al.*, 2011), muitos com valiosas informações biológicas e ecológicas. Há, ainda, inventários (Benetti *et al.*, 2003; Benetti & Hamada, 2003) e estudos ecológicos abordando estratégias de vida de Elmidae (Passos *et al.*, 2003), relação da comunidade com variáveis ambientais (Segura *et al.*, 2007a) e foresia entre adultos de Elmidae com larvas de Chironomidae (Segura *et al.*, 2007b).

O reconhecimento dos insetos associados a troncos é um desafio para sua conservação e fundamental para um futuro uso como indicadores de impactos antrópicos, especificamente a remoção da mata ripária, bem como em programas de recuperação de ambientes degradados. Assim, são necessários mais estudos para ecossistemas tropicais (Grove & Stork, 1999). Para a região Neotropical estudos sobre esses insetos são escassos, destacamos Trivinho-Strixino & Strixino (1998) que estudaram a comunidade de Chironomidae (Diptera) associados a troncos submersos

em um sistema lântico. Para Coleoptera aquáticos há apenas relatos de algumas espécies e gêneros encontrados nesse substrato (Spangler, 1990; Costa *et al.*, 1996; Passos *et al.*, 2003). Contudo, há poucas informações sobre a distribuição e quais variáveis ambientais são importantes para a comunidade de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos, principalmente se diferentes tipos de vegetação, como matas ripárias inseridas nos biomas Mata Atlântica e Cerrado, são explicativos para essa fauna. Vale destacar que esses biomas são assinalados como *hotspots* (Myers *et al.*, 2000), o que significa que possuem alto grau de endemismo em locais com perda de habitat e grande ameaça antropogênica.

2. Objetivos

Como objetivo geral, nós procuramos responder se a composição taxonômica de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos difere entre áreas de Mata Atlântica e Cerrado, e também identificar se a variação da comunidade de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos é devido a fatores ambientais, variáveis espaciais, ou a ambos. Como hipótese, nós adotamos que o tipo de vegetação influenciará a composição taxonômica de Coleoptera aquáticos que colonizam troncos submersos, com a predição que isso se deve às diferenças na estrutura e composição de espécies vegetais entre Cerrado e Mata Atlântica, bem como a variáveis físicas e químicas da água.

Para ser atingido o objetivo geral, traçamos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar e avaliar as variáveis ambientais em córregos de Cerrado, Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual
- Avaliar a composição de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em tais córregos;
- Analisar a distribuição desses Coleoptera.

3. Material e métodos

No decorrer deste trabalho adotaremos o termo tipo de vegetação, para nos referir à mata ripária em áreas de Cerrado, Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual.

3.1 *Área de estudo*

Conduzimos o estudo no Estado de São Paulo, em áreas de Cerrado e Floresta Estacional Semidecidual no interior do estado e áreas de Mata Atlântica no leste do estado. Selecionamos 18 córregos de 1ª a 3ª ordem, sendo oito localizados no bioma Mata Atlântica, oito no bioma Cerrado e dois em áreas de Floresta Estacional Semidecidual. Os córregos de Mata Atlântica estão localizados em duas Unidades de Conservação (UC), pertencente ao Instituto Florestal do Estado de São Paulo: Parque Estadual de Campos do Jordão (PECJ - C1, C2, C3 e C4) e Parque Estadual da Serra do Mar – Núcleo Santa Virgínia (PESM Núcleo Sta. Virgínia - C5, C6, C7 e C8). Para as áreas de Cerrado, selecionamos cinco córregos nos arredores de São Carlos (C9, C10, C11, C13 e C14), todos em bom estado de preservação, e três na Estação Ecológica de Itirapina (EEI - C12, C15 e C16), UC também pertencente ao Instituto Florestal do Estado de São Paulo. Além desses, incluímos dois córregos inseridos em Floresta Estacional Semidecidual, nos arredores das cidades de Matão (C17) e São Carlos (C18), em áreas de proteção ambiental privadas, com intuito de estudar um gradiente de tipos de vegetação, visto que Floresta Estacional Semidecidual está localizada em áreas de transição entre Cerrado e Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

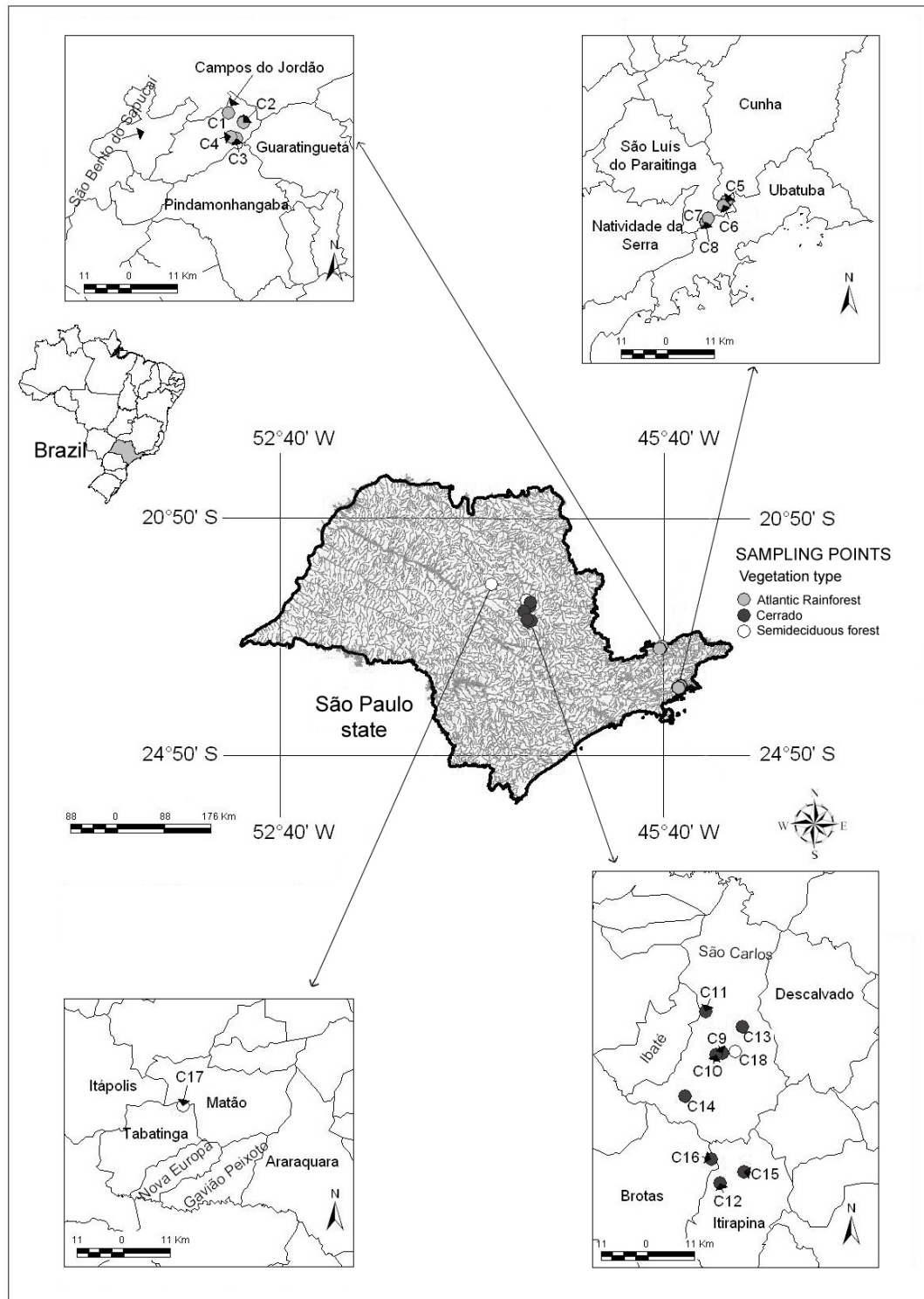


Figura 1. Mapa do Estado de São Paulo indicando os locais de coleta, com os respectivos tipos de vegetação e nomes dos municípios visitados (confeccionado pelo Prof. Dr. Luiz Eduardo Moschini, Laboratório de análise e planejamento ambiental LAPA/UFSCar).



PECJ - Mata Atlântica



PESH - N. Sta Virgínia - Mata Atlântica



EEI - Cerrado



Arredores de São Carlos - Cerrado



Arredores de São Carlos - Floresta Estacional Semidecidual



Arredores de Matão - Floresta Estacional Semidecidual

Figura 2. Fotografias dos trechos dos córregos amostrados com as respectivas localidades onde se encontram e os tipos de vegetação (abreviaturas: PECJ= Parque Estadual de Campos do Jordão; PESH - N. Sta. Virgínia= Parque Estadual da Serra do Mar Núcleo Santa Virgínia; EEI= Estação Ecológica de Itirapina). Fotos: Francisco Valente Neto.

3.11 Parque Estadual de Campos do Jordão

O Parque Estadual de Campos do Jordão está localizado na Serra da Mantiqueira e possui aproximadamente 8.341 ha, de vegetação original (Siebert, 1975), classificada genericamente como ombrófila mista, que faz parte do bioma Mata Atlântica (FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA & INPE. 2008). O relevo da região é acidentado, com altitude variando entre 1000 a 2000 metros (Siebert, 1975) e o clima é Cfa (classificação de Köppen), que corresponde ao clima subtropical de altitude, com elevada precipitação pluvial (Siebert, 1975). O leito dos córregos é composto por matacões, seixos e areia.

3.12 Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia

O Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar possui área aproximada de 16.000 ha, inseridos na Serra do Mar, nos municípios de São Luiz do Paraitinga e Natividade da Serra (Instituto Florestal do Estado de São Paulo, 2006). A vegetação característica é ombrófila densa, também integrante do bioma Mata Atlântica (FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA & INPE. 2008). O relevo da região é acidentado, com altitude variando entre 900 a 1500 m. O clima da região é Cfa (classificação de Köppen). O leito dos córregos é composto por areia e seixos.

3.13 Arredores de São Carlos e Matão

Atualmente, na região há uso extensivo do solo, particularmente por monocultura de cana-de-açúcar e pastagem, e encontram-se resquícios de floresta em fragmentos com diferentes níveis de preservação (Soares *et al.*, 2003). O relevo da região é pouco acidentado e o clima é Cwa (classificação de Köppen), com verão chuvoso e inverno seco. O leito dos córregos é composto por areia e observa-se abundante presença de pacotes de folhas e troncos.

3.14 Estação Ecológica de Itirapina

Esta reserva está localizada nos municípios de Itirapina e Brotas e engloba cerca de 2.300 ha de vegetação natural de Cerrado, incluindo vários tipos de fisionomias, como campo limpo, campo sujo, campos cerrados e mata ripária. Esta ocorre em forma de capão, naturalmente isolada em meio a formações campestres (Teixeira, 2008). A região caracteriza-se por ter relevo pouco acidentado e clima Cwa (classificação de Köppen), com verão chuvoso e inverno seco. O leito dos córregos é arenoso e observa-se abundante presença de pacotes de folhas e troncos.

3.2 Bioma Cerrado

O bioma Cerrado possui área nuclear na região central do Brasil e se estende até o Sudeste. Possui, de modo geral, clima quente e estacional, com verão chuvoso e inverno seco, solo do tipo latossolo ácido e arenoso. A vegetação do Cerrado é adaptada ao estresse hídrico e ao fogo, sendo organizada desde formações campestres a florestais (Silva & Bates, 2002). No Estado de São Paulo, atualmente o Cerrado está fragmentado, principalmente devido ao desmatamento para a introdução de pastagens e monocultura, particularmente de cana-de-açúcar (Ratter *et al.*, 1997). Assim, o bioma Cerrado é reconhecido como possivelmente a mais ameaçada das savanas do mundo (Silva & Bates, 2002).

3.3 Bioma Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano e pode ser caracterizado por temperatura e pluviosidade elevadas, solo fértil e por grandes variações de altitude (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). A vegetação é caracterizada por florestas densas com grande riqueza de espécies e endemismo.

Originalmente, esse bioma estendia-se de forma contínua ao longo da costa brasileira, entretanto, 93% da área original foi modificada por alterações antrópicas (Myers *et al.*, 2000), principalmente devido a sua localização coincidir com as áreas mais populosas do Brasil. No Estado de São Paulo, assim como no restante do país, a Mata Atlântica encontra-se fragmentada, principalmente devido ao crescimento urbano desorganizado (Morellato & Haddad, 2000).

3.4 Variáveis ambientais e características da vegetação

Em cada córrego, definimos um trecho de 100m para realizar as medidas das variáveis ambientais e para a coleta dos troncos submersos. Medimos a velocidade de correnteza para o trecho, obtida através da média de cinco medidas pontuais, com intuito de obter um perfil de velocidade. Para tal utilizamos o fluxômetro Global Water FP101 Flow Probe. Medimos os valores pontuais de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica da água, mensurados com o aparelho Yellow Springs-556. Através de GPS, obtivemos as coordenadas geográficas e a altitude de cada córrego (Tabela1).

Tabela 1. Características ambientais para os 18 córregos estudados (C1-C18).

Abreviaturas: Altit: altitude; Tipo veg: tipo de vegetação; Ce: Cerrado; MA: Mata Atlântica; SD: Floresta Estacional Semidecidual; OD: oxigênio dissolvido; Cond: condutividade; Temp: temperatura; Veloc: média da velocidade da correnteza com o respectivo desvio padrão.

| | Latitude | Longitude | Altit (m) | Tipo veg | pH | OD (mg/l) | Cond (μ S/s) | Temp ($^{\circ}$ C) | Veloc (m/s) |
|-----|-----------|-----------|--------------|----------|-----|--------------|----------------------|-------------------------|-------------------|
| C1 | 22°39'25" | 45°26'34" | 1530 | MA | 5,3 | 7,0 | 11,0 | 15,8 | 0,07 \pm 0,035 |
| C2 | 22°39'30" | 45°26'32" | 1540 | MA | 5,2 | 8,3 | 9,0 | 13,9 | 0,29 \pm 0,040 |
| C3 | 22°41'40" | 45°27'36" | 1646 | MA | 4,9 | 9,0 | 6,0 | 9,4 | 0,34 \pm 0,036 |
| C4 | 22°41'28" | 45°28'26" | 1527 | MA | 5,1 | 9,0 | 9,0 | 10,8 | 0,33 \pm 0,379 |
| C5 | 23°19'23" | 45°05'26" | 1000 | MA | 6,0 | 7,6 | 10,0 | 15,7 | 0,15 \pm 0,087 |
| C6 | 23°19'56" | 45°05'59" | 974 | MA | 5,0 | 7,4 | 12,0 | 15,2 | 0,16 \pm 0,041 |
| C7 | 23°22'16" | 45°08'39" | 998 | MA | 5,7 | 6,4 | 15,0 | 15,2 | 0,08 \pm 0,082 |
| C8 | 23°21'44" | 45°08'15" | 979 | MA | 5,7 | 5,7 | 11,0 | 15,6 | 0,08 \pm 0,043 |
| C9 | 21°58'06" | 47°52'17" | 868 | Ce | 5,9 | 3,8 | 10,0 | 19,0 | 0,1 \pm 0,071 |
| C10 | 21°58'20" | 47°53'10" | 853 | Ce | 5,3 | 4,1 | 6,0 | 16,6 | 0,072 \pm 0,042 |
| C11 | 21°52'53" | 47°54'36" | 800 | Ce | 5,8 | 7,0 | 8,0 | 18,3 | 0,1 \pm 0,052 |
| C12 | 22°14'30" | 47°52'35" | 722 | Ce | 5,0 | 2,8 | 9,0 | 22,8 | 0,21 \pm 0,037 |
| C13 | 21°54'53" | 47°49'41" | 702 | Ce | 5,4 | 5,1 | 7,0 | 23,7 | 0,39 \pm 0,401 |
| C14 | 22°03'32" | 47°57'25" | 752 | Ce | 5,5 | 4,0 | 14,0 | 20,9 | 0,1 \pm 0,048 |
| C15 | 22°13'10" | 47°49'23" | 732 | Ce | 5,0 | 4,9 | 10,0 | 19,5 | 0,31 \pm 0,242 |
| C16 | 22°11'33" | 47°53'51" | 715 | Ce | 5,2 | 7,0 | 9,0 | 19,3 | 0,26 \pm 0,073 |
| C17 | 21°37'37" | 48°32'11" | 633 | SD | 7,2 | 9,9 | 77,0 | 9,4 | 0,22 \pm 0,042 |
| C18 | 21°57'56" | 47°50'35" | 866 | SD | 6,3 | 6,7 | 16,0 | 16,3 | 0,14 \pm 0,186 |

Utilizamos a literatura científica para evidenciar a diferença na composição de espécies vegetais de grande porte, capazes de aportar troncos com diâmetro igual ou superior 5 cm, (de acordo com Lorenzi 2002a, 2002b), entre os tipos de vegetação Mata Atlântica e Cerrado. Sanchez *et al.* (1999) analisaram a composição da mata ripária em área de Mata Atlântica (Ubatuba, SP) e definiram algumas espécies que são comuns para outras áreas do bioma (Tabela 2). Da mesma forma, Soares *et al.* (2003) listaram espécies que são comuns em áreas de mata ripária incluídas no bioma Cerrado para a região de São Carlos (Tabela 2).

Tabela 2. Presença de espécies vegetais de grande porte comuns na mata ripária de Mata Atlântica (MA)(Sanchez *et al.*, 1999) e de Cerrado (Ce) (Soares *et al.*, 2003).

| Família | Espécie | Ma | Ce |
|-----------------|-------------------------------------|----|----|
| Annonaceae | <i>Duguetia lanceolata</i> | | x |
| Annonaceae | <i>Rollinia sericea</i> | x | |
| Annonaceae | <i>Rollinia silvatica</i> | | x |
| Annonaceae | <i>Xylopia brasiliensis</i> | | x |
| Apocynaceae | <i>Aspidosperma peroba</i> | | x |
| Araucariaceae | <i>Araucaria angustifolia</i> | x | |
| Burseraceae | <i>Protium heptaphyllum</i> | | x |
| Caesalpinaceae | <i>Copaifera langsdorffii</i> | | x |
| Caesalpinaceae | <i>Hymenaea courbaril</i> | | x |
| Cecropiaceae | <i>Cecropia pachystachya</i> | | x |
| Clusiaceae | <i>Calophyllum brasiliensis</i> | | x |
| Cyatheaceae | <i>Cyathea delgadii</i> | | x |
| Elaeocarpaceae | <i>Sloanea guianensis</i> | x | |
| Euphorbiaceae | <i>Alchornea triplinervia</i> | | x |
| Euphorbiaceae | <i>Croton floribundus</i> | | x |
| Euphorbiaceae | <i>Hyeronima alchorneoides</i> | x | |
| Fabaceae | <i>Cyclolobium vecchii</i> | | x |
| Fabaceae | <i>Lonchocarpus guilleminiaunus</i> | x | |
| Fabaceae | <i>Pterocarpus rohrii</i> | x | |
| Fabaceae | <i>Swartzia simplex</i> | x | |
| Lecythidaceae | <i>Cariniana estrellensis</i> | x | |
| Magnoliaceae | <i>Talauma ovata</i> | | x |
| Melastomataceae | <i>Miconia rigidiuscula</i> | x | |
| Meliaceae | <i>Guarea macrophyla</i> | x | |
| Meliaceae | <i>Guarea trichilioides</i> | | x |
| Mimosaceae | <i>Inga affinis</i> | | x |
| Mimosaceae | <i>Inga edulis</i> | x | x |
| Mimosaceae | <i>Inga marginata</i> | x | |
| Mimosaceae | <i>Inga striata</i> | x | |
| Myristicaceae | <i>Virola oleifera</i> | x | |
| Myrsinaceae | <i>Rapanea guyanensis</i> | | x |
| Myrtaceae | <i>Calycorectes australis</i> | x | |
| Myrtaceae | <i>Eugenia brasiliensis</i> | | x |
| Myrtaceae | <i>Marlierea obscura</i> | x | |
| Podocarpaceae | <i>Podocarpus lambertii</i> | x | |
| Podocarpaceae | <i>Podocarpus sellowii</i> | | x |
| Polygonaceae | <i>Ruprechtia laxiflora</i> | x | |
| Rubiaceae | <i>Alseis floribunda</i> | x | |
| Rubiaceae | <i>Genipa americana</i> | | x |
| Rubiaceae | <i>Ixora gardneriana</i> | | x |
| Rutaceae | <i>Metrodorea nigra</i> | | x |

| | | | |
|--------------|--------------------------------|---|---|
| Sapotaceae | <i>Chrysophyllum flexuosum</i> | x | |
| Sapotaceae | <i>Ecclinusa ramiflora</i> | x | |
| Simarubaceae | <i>Picramnia warmingiana</i> | | x |
| Tiliaceae | <i>Luehea divaricata</i> | | x |
| Winteraceae | <i>Drimys brasiliensis</i> | | x |

3.5 Delineamento amostral

Realizamos as coletas em período de estiagem, entre os meses de maio a setembro, em oito córregos de Mata Atlântica, oito córregos de Cerrado e dois de Floresta Estacional Semidecidual. Percorremos o trecho de cada córrego (100m) sempre em sentido montante para a obtenção dos troncos, os quais coletamos manualmente. Selecionamos troncos com as seguintes características: diâmetro de 5cm a 8cm e comprimento aproximado de 30cm, presença de perfurações, que indicam atividades de organismos minadores, e biofilme, indicando sua permanência na água. Para cada córrego, padronizamos uma amostra através do volume de 10,8 dm³, referente ao volume de cinco bandejas plásticas com as dimensões 30cm x 18cm x 4cm (Figura 2). Este esforço amostral é maior quando comparado com estudo de Warmke & Hering (2000) que amostrou 12dm³ de troncos submersos como volume total do estudo para três córregos.

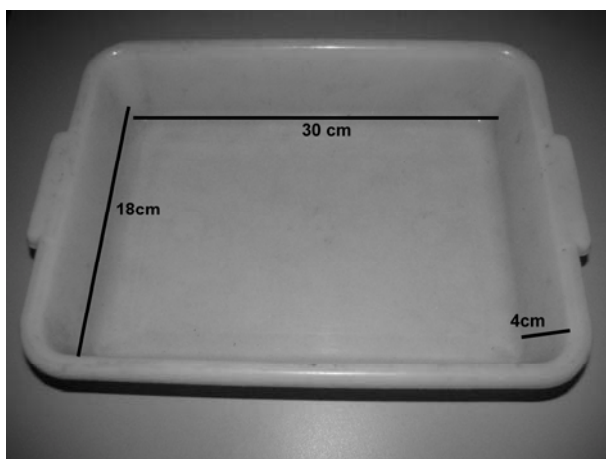


Figura 3. Tipo da bandeja plástica, com as respectivas dimensões, utilizada para medir o volume de 10,8 dm³. Foto: Francisco Valente Neto.

No laboratório, lavamos cada tronco sob um jato de água, em peneira com malha de 250 μ m de abertura, para a retirada dos organismos de superfície. Em seguida, fragmentamos os troncos em bandejas com água, com o intuito de retirar organismos que ocupassem o interior da madeira e realizamos observações da capacidade desses organismos em construir galerias. Quando identificada tal capacidade, mantivemos parte desses organismos em cultivo no laboratório entre período de dois meses a um ano, o que possibilitou realizar observações diretas do comportamento desses insetos. Para isso, utilizamos recipientes plásticos com água e pedaços do tronco onde encontramos os insetos. Fixamos e preservamos os exemplares com capacidade minadora em frascos com álcool 70%, sendo parte destinada a análise do conteúdo do trato digestivo e confirmação da ingestão da madeira. Esse procedimento permitiu, assim, a constatação de organismos que minam troncos submersos e alimentam-se da madeira. Não submetemos os espécimes sem capacidade minadora a esse procedimento, sendo esses diretamente fixados e preservados em frascos com álcool 70%.

3.6 *Análise dos dados*

Realizamos uma análise de redundância canônica exploratória (RDA, Legendre & Legendre, 1998) buscando entender a relação entre a estrutura da comunidade (composição e abundância de táxons), as variáveis ambientais e os pontos de coleta. Esta análise ordena os córregos e os táxons, de forma que estes se relacionem com as variáveis ambientais. Cada variável ambiental aparece como um vetor indicando um gradiente de ordenação espacial (Legendre & Legendre, 1998). Para a realização dessa análise e das subsequentes, transformamos previamente os dados faunísticos em log (x+1), reduzindo-se o efeito de espécies abundantes e raras na análise, e incluímos os três tipos de vegetação como variáveis “dummy”, conforme proposto por Legendre &

Legendre, (1998). Assim, selecionamos as variáveis velocidade média de correnteza, temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade da água, altitude, dummy_C (Cerrado) e dummy_MA (Mata Atlântica) para compor a matriz de dados ambientais.

Aplicamos uma análise PERMANOVA de um fator para testar se a composição taxonômica de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos dos córregos localizados em áreas de Cerrado era diferente daquela dos córregos de Mata Atlântica. O objetivo da PERMANOVA é testar diferenças na composição de espécies entre dois ou mais grupos, baseada em medidas de distância (Anderson, 2001). Essa análise gera permutações das observações que resultam em uma distribuição da estatística F. O valor F calculado é comparado com essa distribuição, verificando assim a significância do teste. Para esta análise foram utilizadas 1000 permutações. Calculamos a matriz de dissimilaridade relacionando as oito amostras de Cerrado e de Mata Atlântica (dois grupos) através do índice de Bray-Curtis. Realizamos a PERMANOVA com o programa PAST: Paleontological Statistics Software Package, versão 1.95. O nível de significância adotado neste trabalho foi de 0,05.

Posteriormente realizamos uma análise de partição de variância para RDA com intuito de identificar se a variação da comunidade de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos é devido a fatores ambientais, variáveis espaciais, ou ambas. Essa análise utiliza duas matrizes exploratórias (variáveis ambientais e espaciais) para explicar a variação na matriz resposta (abundância dos táxons). Nessa análise incluímos os dois córregos de Floresta Estacional Semidecidual. Utilizamos a mesma matriz ambiental utilizada na RDA exploratória, e para representar estruturas espaciais criamos variáveis espaciais seguindo o método de matrizes de coordenadas principais vizinhas (*Principal Coordinates of Neighbor Matrices* – PCNM) (Borcard & Legendre, 2002).

Estruturas espaciais observadas em comunidades ecológicas são geradas por dois fatores independentes: fatores ambientais e processos bióticos. Fatores ambientais influenciam a distribuição de espécies e são distribuídos pelo espaço. Dessa forma, através de um processo indireto, as comunidades são estruturadas espacialmente, processo muitas vezes denominado de autocorrelação ambiental (Peres-Neto & Legendre, 2010). Processos bióticos, como colonização e dispersão, também podem estruturar as comunidades espacialmente, gerando diretamente autocorrelação espacial (Dray *et al.*, 2006). Nesse contexto, a inclusão de variáveis espaciais na análise de comunidades biológicas vem sendo muito utilizada em diversos trabalhos (ver revisão Dormann *et al.*, 2007).

A análise de partição de variância para explicar a matriz resposta consiste na realização de três RDA, a primeira utilizando ambas as matrizes exploratórias (ambiental e espacial), a segunda utilizando somente matriz ambiental e a última aplicando a matriz espacial. As frações individuais são obtidas através de subtração das frações combinadas (Legendre & Legendre, 1998). Como resultado, a análise gera o coeficiente R^2 ajustado, como recomendado por Peres-Neto *et al.* (2006) e o valor de significância p . Ou seja, a variação observada na matriz biológica é dividida em quatro componentes: [a] fração explicada unicamente pelas variáveis ambientais, [c] fração explicada unicamente pelas variáveis espaciais, [b] fração de explicação compartilhada entre ambiente e espaço, e [d] fração residual não explicada. A significância das frações [a] e [c] (as únicas que são testáveis) foram obtidas através de um teste de permutação, com 1000 aleatorizações. Utilizamos a plataforma R para o cálculo da análise de partição de variância e extração das variáveis espaciais.

4. Resultados

Coletamos 1617 espécimes de Coleoptera, distribuídos em 12 famílias e 29 gêneros (Tabela 2). Elmidae foi a família mais abundante (48%), com 15 gêneros, dos quais *GeneroB* foi mais abundante dentro dessa família, mas coletado em um único córrego, seguido por *Heterelmis* Sharp, encontrado em muitos córregos. Os outros gêneros de Elmidae foram menos abundantes, com valores menores ou iguais a 4% cada um. Lutrochidae é uma família monogenérica e, neste trabalho, *Lutrochus* Erichson representou 42% da abundância total, sendo o gênero mais abundante entre todos coletados. O gênero *Dryops* Olivier (Dryopidae) representou 3% da abundância total, seguido por outras famílias com abundância menor ou igual a 1% cada uma (Ptilodactylidae, Hydraenidae, Staphylinidae, Scirtidae, Hydrophilidae, Gyrinidae e Dytiscidae).

Alguns gêneros parecem possuir uma distribuição limitada em relação ao tipo de vegetação. Coletamos *Stegoelmis* Hinton (Elmidae) apenas em córregos em áreas de Cerrado, enquanto que *Lutrochus* encontramos preferencialmente em áreas de Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual, com registro de poucos representantes do gênero (seis) em um córrego de Cerrado (C9).

Outros gêneros estão presentes em apenas um ou dois córregos, como: *Austrolimnius*, *Cylloepus*, *GeneroB*, *Macrelmis*, *Microcylloepus* e *Promoresia*(?)(Elmidae). Diferentemente, observamos que *Heterelmis* (Elmidae) se destacou por estar presente na maioria dos córregos (14), independentemente do tipo de vegetação. Do mesmo modo, coletamos *Xenelmis* (Elmidae) em nove córregos, *Dryops* (Dryopidae) também em nove córregos e *GeneroD* (Ptilodactylidae) em oito córregos.

Tabela 3. Abundância e riqueza de gêneros de Coleoptera (larvas e adultos) encontrados nos 18 córregos (C1-C18) estudados, incluindo os respectivos tipos de vegetação. Abreviaturas: MA: Mata Atlântica; Ce: Cerrado; SD: Floresta Estacional Semidecidual; Σ somatória da abundância dos gêneros; La: larva; Ad: adultos; Ptilodact.: Ptilodactylidae; Hydraen.: Hydraenidae; Staphylin.: Staphylinidae; Hydroph.: Hydrophilidae; Hydrochid.: Hydrochidae.

| Família | Gêneros | MA C1 | MA C2 | MA C3 | MA C4 | MA C5 | MA C6 | MA C7 | MA C8 | Ce C9 | Ce C10 | Ce C11 | Ce C12 | Ce C13 | Ce C14 | Ce C15 | Ce C16 | SD C17 | SD C18 | Σ |
|-------------|--------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| Lutrochidae | <i>Lutrochus</i> La | 85 | 125 | 62 | 22 | 154 | 10 | 12 | | 6 | | | | | | | | 70 | 120 | 666 |
| Lutrochidae | <i>Lutrochus</i> Ad | | 4 | | | 7 | | | | | | | | | | | | | 7 | 18 |
| Elmidae | <i>Heterelmis</i> La | 18 | 13 | 7 | 5 | 14 | 53 | | | 1 | 1 | 8 | | 6 | 3 | | 19 | 40 | 3 | 191 |
| Elmidae | <i>Heterelmis</i> Ad | 2 | 6 | | 2 | 2 | | | | | | | | 12 | 1 | | 2 | 3 | 8 | 38 |
| Elmidae | <i>Xenelmis</i> La | | | | 1 | | 2 | 4 | | | | | | 4 | 1 | | | | | 12 |
| Elmidae | <i>Xenelmis</i> Ad | | 1 | | 1 | | | 2 | | | | | | 6 | 1 | 1 | 3 | 1 | | 16 |
| Elmidae | <i>Stegoelemis</i> La | | | | | | | | | 16 | 18 | | | 11 | | | 20 | | | 65 |
| Elmidae | <i>Stegoelmis</i> Ad | | | | | | | | | | 6 | | | 3 | | | | | | 9 |
| Elmidae | <i>Microcylloepus</i> Ad | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 |
| Elmidae | <i>Huleechius</i> La | | | | | 2 | 8 | | | 2 | | | | | 2 | | | | | 14 |
| Elmidae | <i>Phanocerus</i> La | | | | 1 | | 3 | | | | | | | | | | | | 4 | 8 |
| Elmidae | <i>Phanocerus</i> Ad | | | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | 3 |
| Elmidae | <i>Macrelmis</i> La | | | 2 | | | 11 | | | | | | | | | | | | | 13 |
| Elmidae | <i>Promoresia?</i> La | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Elmidae | <i>Hexacylloepus</i> La | | | 7 | | | | | | | | | 14 | 3 | | 1 | 4 | | 3 | 32 |
| Elmidae | <i>Hexacylloepus</i> Ad | | | | | | | | | | | | 11 | | | 2 | | | | 13 |
| Elmidae | <i>Neoelmis</i> La | | | | | 1 | 2 | | | | | | | | | 1 | 2 | | | 6 |
| Elmidae | <i>Neoelmis</i> Ad | | | | | 1 | 3 | | | | | | | | | 9 | 15 | 1 | 1 | 30 |

Resultados

| | | MA | MA | MA | MA | MA | MA | MA | Ce | Ce | Ce | Ce | Ce | Ce | Ce | Ce | SD | SD | | |
|------------|-------------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| | | C1 | C2 | C3 | C4 | C5 | C6 | C7 | C8 | C9 | C10 | C11 | C12 | C13 | C14 | C15 | C16 | C17 | C18 | Σ |
| Elmidae | <i>Cylloepus</i> Ad | | | | | 12 | | | | | | | | | | | | | | 12 |
| Elmidae | <i>Genero A</i> La | | | | | 1 | 8 | | | | | | | | | | | | 3 | 12 |
| Elmidae | <i>Genero B</i> La | | | | | | | | | | | | | | | | 263 | | | 263 |
| Elmidae | <i>Genero C</i> Ad | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 43 | | | 44 |
| Elmidae | <i>Austrolimnius</i> La | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Dryopidae | <i>Dyops</i> La | | | | | | 2 | 2 | | | | 15 | | | | | | 4 | 15 | 38 |
| Dryopidae | <i>Dryops</i> Ad | | 3 | | 1 | 9 | 1 | | | | | | | | 2 | | | 1 | 6 | 23 |
| Ptilodact. | <i>GeneroD</i> La | | | | | 2 | 2 | 9 | 2 | | | 4 | | | 1 | 1 | | | 6 | 27 |
| Hydraen. | <i>GeneroE</i> Ad | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | | 6 |
| Staphylin. | <i>GeneroF</i> Ad | 1 | 2 | | 1 | | | 1 | 1 | | | | | | | | | 1 | | 7 |
| Scirtidae | <i>GeneroG</i> La | | 1 | | | 3 | 2 | | 3 | | | | | | 2 | | 1 | | | 12 |
| Hydroph. | <i>Berosus</i> La | | | | | | | 1 | 2 | | | | | | | | | | | 3 |
| Hydroph. | <i>Enochrus</i> La | 2 | 2 | | | | | 1 | | | 1 | | | | | | | | 1 | 7 |
| Hydroph. | <i>Enochrus</i> Ad | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Hydroph. | <i>Derallus</i> La | | | | | 2 | 8 | | | | | | | | | | | | 1 | 11 |
| Hydroph. | <i>Derallus</i> Ad | | | | | | 5 | | | | | | | | | | | | | 5 |
| Hydroph. | <i>Epimetopus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 |
| Hydroph. | <i>Tropisternus</i> | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| Hydrochid. | <i>Hydrochus</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 |
| Gyrinidae | <i>Gyretes</i> | | | | | | | 3 | 1 | | | | | 1 | | | | | | 5 |
| Dytiscidae | <i>GeneroH</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 |
| | Riqueza | 5 | 7 | 6 | 6 | 12 | 12 | 8 | 5 | 4 | 3 | 3 | 1 | 5 | 6 | 5 | 9 | 9 | 11 | |
| | Abundância | 111 | 157 | 80 | 34 | 214 | 120 | 35 | 9 | 25 | 26 | 27 | 25 | 46 | 13 | 16 | 374 | 126 | 179 | 1617 |

Entre os gêneros coletados, chamamos a atenção para *Lutrochus* e *Stegoelmis* (Figura 4), pois observamos as larvas destes gêneros, em sua maioria, no interior de galerias, incluindo aquelas no cerne dos troncos, e constatamos a capacidade dessas larvas construírem tais galerias e ingerir fragmentos de madeira. Além disso, também encontramos essas larvas na superfície dos troncos, onde pudemos observar ranhuras produzidas por elas. Através da criação dessas larvas, observamos grande produção de pelotas fecais, típico de insetos minadores.

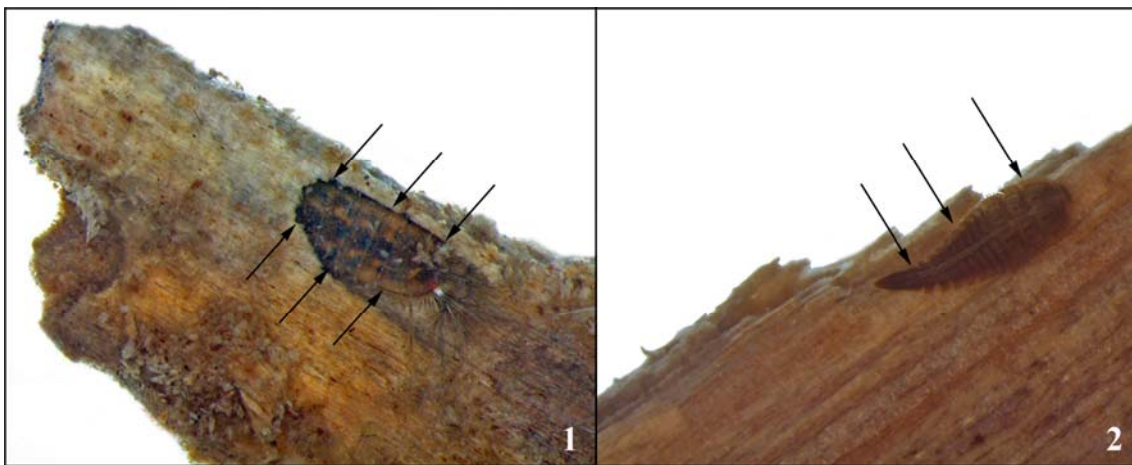


Figura 4. (1) Larva de *Lutrochus* (Lutrochidae) no interior de galeria em troncos submerses. (2) Larva de *Stegoelmis* (Elmidae) na superfície da madeira.

O resultado da análise RDA (Figura 5; tabela 5 do Apêndice) demonstrou, principalmente pelo primeiro eixo, um gradiente ambiental entre os córregos dos diferentes tipos de vegetação. Este eixo explicou 30% da variabilidade dos dados e associou-se, principalmente, com as variáveis: tipo de vegetação, altitude, temperatura e oxigênio dissolvido da água. Isto pode indicar que a estruturação dos dados sintetizada pelo primeiro eixo reflete um gradiente do tipo de vegetação e das variáveis ambientais relacionadas a esses ambientes, uma vez que, a esquerda houve o agrupamento de córregos relacionados ao tipo de vegetação Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual e a direita córregos relacionados de Cerrado. Córregos em áreas de Cerrado se relacionam positivamente com temperatura enquanto que aqueles de Mata

Atlântica se relacionam positivamente com condutividade, pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água e altitude, particularmente com as três últimas. O segundo eixo da análise explicou apenas 13% da variabilidade dos dados e pouco se associou com as variáveis ambientais, não sendo considerado para interpretação dos resultados.

Vale destacar que omitimos os gêneros que pouco se associaram com os dois primeiros eixos da RDA, ou seja, cuja ordenação esteve próxima a origem. As coordenadas que representam a ordenação de tais gêneros estão na tabela 5 do Apêndice.

Ainda, a análise RDA indicou que os córregos em áreas de Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C17 e C18) foram correlacionados positivamente, principalmente, com as variáveis altitude, *dummy_MA* e oxigênio dissolvido na água. *Lutrochus*, *Dryops* e *Heterelmis* destacaram-se por se relacionarem com essas variáveis e estarem presentes tais córregos. A fauna do córrego C8 diferenciou-se dos outros córregos de Mata Atlântica, e esteve associado às variáveis *dummy_C* e temperatura.

Os córregos em áreas de Cerrado (C9, C10, C11, C12, C13, C14, C15 e C16) estão relacionadas positivamente com as variáveis *dummy_C* (Cerrado) e temperatura da água. *Stegoelmis* está presente nesse córregos e se relaciona com tais variáveis. No córrego C16 observamos abundância dos táxons *GeneroB* e *GeneroC* (Elmidae), o que, provavelmente, gerou maior distância na ordenação desse córrego para os demais.

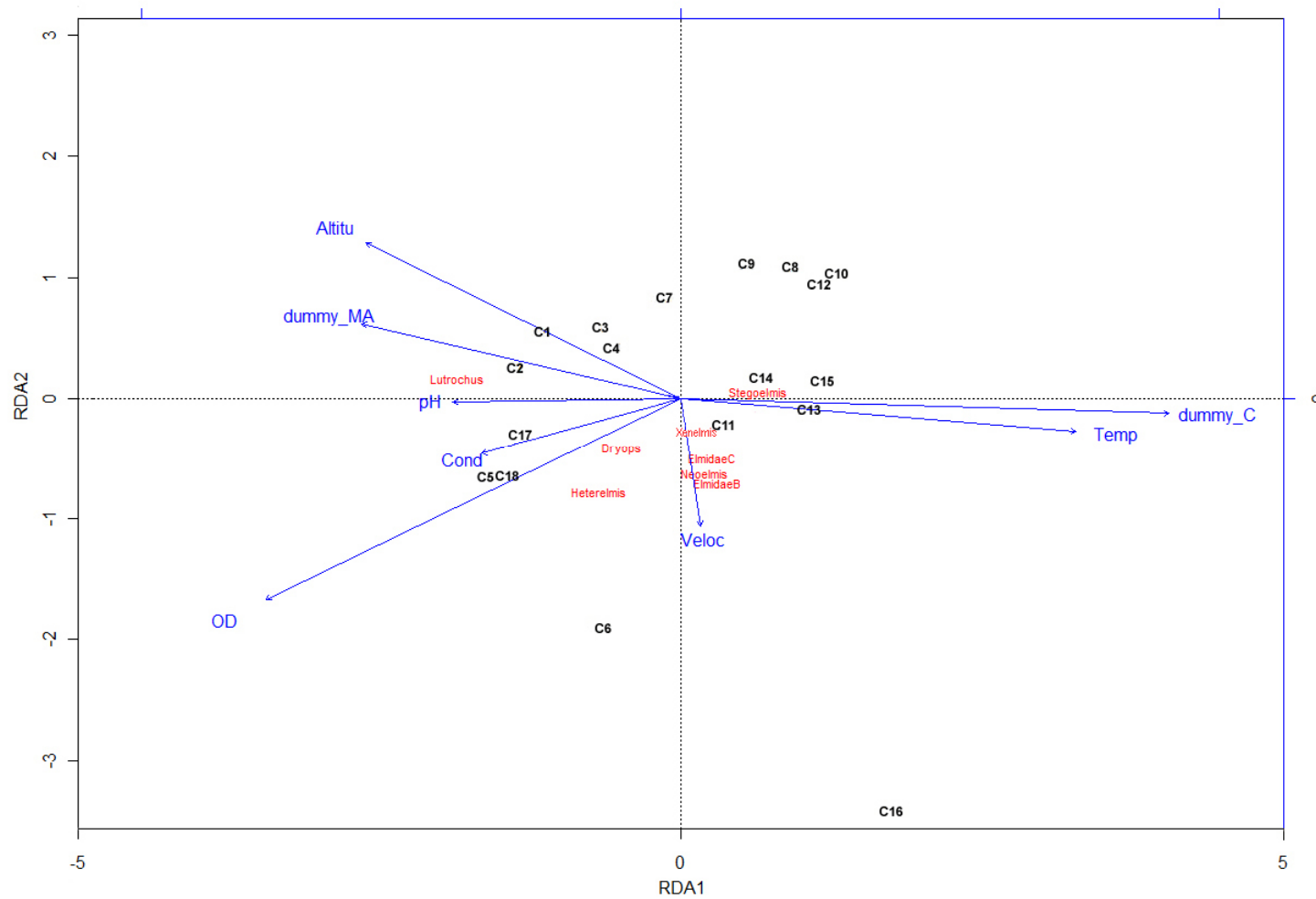


Figura 5. Gráfico obtido pela análise de redundância canônica mostrando a ordenação dos córregos e dos gêneros (aqueles que a ordenação esteve próxima a origem podem ser consultados na tabela 5 do Apêndice), de forma que estes se relacionem com as variáveis ambientais

O teste da PERMANOVA indicou diferença significativa entre a composição da comunidade de Coleoptera aquáticos em áreas de Cerrado daquela de Mata Atlântica ($F=3.174$; $p=0.0023$). A análise de partição da variância (Tabela 4) mostrou que a causa dessa diferença se deve a variáveis ambientais e não a estruturas espaciais, uma vez que o componente ambiental individualizado é significativo na explicação dos dados biológicos (32% da variância, $p=0,05$), enquanto que o componente espacial individualizado não foi significativo (24% da variância, $p=0,1$). Quando somados, as variáveis ambientais e espaciais são significativas na explicação dos dados biológicos (51% da variância, $p=0,012$). Parte da variância restante se deve aos resíduos.

Tabela 4. Resultado da análise de partição de variância. Abreviaturas: [a]= fração da variação na matriz resposta explicada unicamente pelas variáveis ambientais, [c]= fração explicada unicamente pelas variáveis espaciais, [b]= fração de explicação compartilhada entre variáveis ambientais e espaciais, e [d]= fração residual não explicada. Gl = grau de liberdade, Ns = não significativo.

| | Gl | R^2 | R^2 ajustado | P |
|---------------------|----|---------|----------------|-------|
| [a+b] = X1 | 8 | 0.61042 | 0.26412 | 0.025 |
| [b+c] = X2 | 6 | 0.47395 | 0.18701 | 0.037 |
| [a+b+c] = X1+X2 | 14 | 0.91355 | 0.5101 | 0.012 |
| Frações individuais | | | | Ns |
| [a] = X1 X2 | 8 | | 0.32308 | 0.05 |
| [b] | 0 | | -0.05897 | Ns |
| [c] = X2 X1 | 6 | | 0.24598 | 0.1 |
| [d] = Resíduo | | | 0.4899 | Ns |

5. Discussão

As variáveis ambientais são importantes na caracterização de córregos, principalmente devido às diferenças regionais, como temperatura e altitude (Oliveira-filho & Fontes, 2000).

A mata ripária de Cerrado se caracteriza por ser uma formação vegetal, em geral, mais aberta e menos densa quando comparada a de Mata Atlântica (Murphy & Lugo, 1986; Oliveira-Filho *et al.*, 1990; Oliveira-Filho & Ratter, 2002), o que promove maior incidência de luz e, conseqüentemente, temperatura da água mais elevada. Os córregos

de Cerrados estão inseridos em áreas de relevo pouco acidentado, com poucas áreas de corredeiras, o que promove menor velocidade da água. Por outro lado, córregos de Mata Atlântica caracterizam-se por suas águas mais frias e por estarem inseridos em locais com relevo mais acidentado, que interfere na inclinação dos córregos, possibilitando maior velocidade de correnteza. Ambas variáveis, temperatura e velocidade, refletem na concentração de oxigênio dissolvido na água (Allan, 1995), sendo esta menor em córregos de Cerrado e maior em córregos de Mata Atlântica.

Os resultados obtidos pela PERMANOVA demonstraram que as comunidades de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos diferem entre áreas de Mata Atlântica e de Cerrado. A análise de partição de variância confirmou que as variáveis ambientais, em que se incluem os tipos de vegetação avaliados nesse estudo, são significativas na explicação da diferença encontrada para essa fauna.

Entre as variáveis físicas e químicas da água que podem explicar tal diferença encontrada na composição de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos, destacamos aquelas que melhor caracterizaram as regiões estudadas e que podem influenciar diretamente na decomposição de troncos, neste caso a temperatura e o oxigênio dissolvido (Harmon *et al.*, 1986; Spänhoff & Meyer, 2004). Córregos cujas águas possuam temperaturas mais elevadas, característicos de Cerrado neste estudo, aumentam a atividade de fungos e micro-organismos, possibilitando, assim, maior desenvolvimento de biofilme (Spänhoff & Meyer, 2004). Do mesmo modo, córregos com águas mais oxigenadas, típicos de Mata Atlântica, também favorecem a instalação de biofilme (Webster & Benfield, 1986). Este serve de alimento para insetos aquáticos associados a troncos submersos (Harmon *et al.*, 1986; Hax & Golladay, 1993), inclusive para Coleoptera (Phillips, 1995).

Matas ripárias de Cerrado e Mata Atlântica são diferentes tanto na composição de espécies vegetais (Tabela 2), como na estrutura da vegetação (Murphy & Lugo, 1986; Oliveira-Filho *et al.*, 1990; Oliveira-Filho & Ratter, 2002). Isso também pode explicar a composição distinta de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos entre córregos de Mata Atlântica e Cerrado, pois essas duas características da vegetação (estrutura e composição) refletem diferenças na riqueza e na biomassa de troncos submersos em córregos (Molles, 1982; Gurnell *et al.*, 1995).

Troncos de diferentes espécies vegetais possuem qualidade específica, como proporção de nutrientes, compostos e complexidade estrutural. Spänhoff & Meyer (2004) relatam que a concentração dos nutrientes nitrogênio e fósforo é distinta entre espécies vegetais e, discutem que espécies com maior concentração de nitrogênio são decompostas mais rapidamente, devido ao crescimento mais acelerado de micro-organismos, assim como relatado por Scheffer & Cowling (1966). A concentração de lignina, composto complexo de difícil degradação (Scheffer & Cowling, 1966), também varia entre as espécies de vegetais, sendo que para espécies de coníferas a concentração é maior quando comparado as espécies decíduas (Mellilo *et al.* 1983). Do mesmo modo, a complexidade estrutural externa, como reentrâncias, é uma característica específica de troncos, de modo que quanto maior a complexidade estrutural do tronco mais eficientemente ele é colonizado por biofilme e insetos (O'Connor, 1991; Hax & Golladay, 1993; Collier *et al.*, 2004). Essas distinções entre espécies promovem, por fim, taxas de decomposição diferenciada (Diez *et al.*, 2002).

Nesse contexto, diversos autores relataram que a qualidade de troncos submersos interfere na preferência e palatabilidade de insetos a esses substratos. Em geral, invertebrados aquáticos preferem troncos com mais ranhuras, pelo fato de acumularem mais sedimento, por servirem de refúgio contra predadores e pela maior abundância de

biofilme (O'Connor, 1991; Mathooko & Otieno, 2002; Scealy *et al.*, 2007). McKie & Cranston (1998), em estudos realizados na Austrália, mostraram que Coleoptera raspadores de troncos preferem troncos de *Eucalyptus*, oriundos da vegetação natural. A palatabilidade de troncos para os insetos está relacionada com a quantidade de nitrogênio e compostos químicos secundários (McKie & Cranston, 2001), os quais dificultam a degradação de troncos por fungos e micro-organismos (Scheffer & Cowling, 1966). Com base nessas informações, inferimos que a riqueza de espécies de troncos nos córregos pode ser o fator mais importante para explicar a diferença encontrada na composição de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em áreas de Mata Atlântica e de Cerrado.

Insetos aquáticos associados a troncos também podem ser influenciados pela biomassa desse substrato no córrego, pois é esperado que uma maior biomassa (disponibilidade) possa suportar maiores abundância e riqueza de invertebrados associados (Wallace *et al.* 1999; Lester *et al.*, 2007), com conseqüências para a composição dessa fauna .

Alguns trabalhos mostram que cada tipo de vegetação possui biomassa de troncos submersos específica (Anderson *et al.*, 1978; Molles, 1982; Gurnell *et al.*, 1995), que é resultado da dinâmica de entrada e saída de troncos no córrego (Benda & Sias, 2003). Essa dinâmica é influenciada pela estrutura da vegetação (Heartstill-Scalley & Aide, 2003; Liquori, 2006) e por características geométricas do canal (Cadol *et al.*, 2009).

A entrada de troncos nos córregos, em geral, decorre de ações mecânicas, sendo a ação de ventos o principal fator (Harmon *et al.*, 1986), que pode ser mais efetivo quando a mata é menos densa. A mata ripária no Cerrado caracteriza-se por ter uma estrutura mais aberta, comparado aquela de Mata Atlântica, com vegetação mais densa

(Murphy & Lugo, 1986; Oliveira-Filho *et al.*, 1990; Oliveira-Filho & Ratter, 2002). e largura geralmente mais estreita (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). Liquori (2006) mostrou que o recrutamento de troncos em córregos, devido à ação de ventos, está negativamente correlacionado com a largura da mata ripária. Essas observações nos levam a inferir que a ação dos ventos seja mais efetiva e um dos fatores responsável pelo maior acúmulo (biomassa) desse substrato em córregos de Cerrado.

A permanência dos troncos nos córregos depende não só do processo de decomposição, mas principalmente do transporte pela correnteza da água, que se relaciona a características geométricas do canal (Cadol *et al.*, 2009), como a inclinação. Considerando que córregos em áreas de Mata Atlântica, aqui estudados, estão localizados em áreas com altitude mais elevada e relevo acidentado, ou seja, com maior inclinação, o que favorece o deslocamento desse substrato. Diferentemente, os córregos de Cerrado estão localizados em áreas de relevo pouco acidentado, mais planas, o que pode contribuir também para o maior biomassa de troncos submersos. Nesse estudo, embora não mensurado, mas através de observações diretas em campo, verificamos que os córregos de Cerrado em geral têm maior biomassa de troncos submersos disponível para os insetos associados, comparado com aqueles em áreas de Mata Atlântica. Assim, a biomassa diferenciada entre córregos desses dois tipos de vegetação pode também ter colaborado para explicar a diferença encontrada na composição da fauna de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos entre áreas de Mata Atlântica e de Cerrado.

Molles (1982) mostrou que a comunidade de Trichoptera variou entre córregos de mata ripária composto por coníferas daqueles cuja composição da vegetação consiste de espécies decíduas. O autor ainda relata que isso provavelmente se deve ao grande acúmulo de troncos em córregos de mata ripária composto por coníferas, pois tais espécies possuem decomposição mais lenta. Tal acúmulo permite maior retenção de

matéria orgânica disponível para espécies de Trichoptera, o que explica a diferença encontrada.

Nossos resultados estão de acordo com aqueles obtidos por Mckie & Cranston (1998, 2001), que através de abordagem experimental, demonstraram que a composição da comunidade de macroinvertebrados associados a troncos submersos introduzidos em córregos da Austrália, variou conforme a estrutura da mata ripária (aberta e fechada) e sua composição (vegetação natural composta por *Eucalyptus*, plantações de *Pinus* e gramíneas), influenciando, principalmente, os grupos com maior dependência desses recursos, como raspadores de troncos. Além disso, relatam que diferenças nas espécies vegetais dominantes da mata ripária podem levar a alterações na comunidade associada a troncos submersos.

Apesar da diferença encontrada na composição de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos em córregos de Cerrado e de Mata Atlântica, as espécies, provavelmente, desempenham um papel semelhante durante o processo de decomposição desse substrato. Anderson (1982) em estudos realizados numa região de clima temperado em Oregon (Estados Unidos) e na Nova Zelândia, clima tropical, destacou que a fauna de insetos aquáticos associada a esse substrato embora diferente, utiliza os troncos de modo similar e que há espécies análogas funcionais entre as localidades distintas. Nesse estudo, as larvas de *Lutrochus*, típicas de Mata Atlântica, e *Stegoelmis*, presentes em córregos de Cerrado, realizam a mesma função durante o processo de decomposição de troncos, pois ambas constroem galerias e ranhuras em troncos submersos.

Este é o primeiro registro de larvas de *Lutrochus* e *Stegoelmis* construtoras de galerias, ou seja, minadoras, capazes de atingir o cerne da madeira. Outros estudos haviam registrado apenas a associação de *Lutrochus* (Costa *et al.*, 1996) e *Stegoelmis*

(Spangler, 1990) com tal substrato. Vale ressaltar também que o comportamento de minar troncos não havia sido descrito anteriormente para Coleoptera aquáticos, conhecido somente para espécies terrestres (ver revisão de Grove, 2002) e semi-aquáticos (Dudley & Anderson, 1982).

Na literatura são poucos os trabalhos que discutem a capacidade dos insetos aquáticos em construir galerias profundas em troncos submersos. Dudley & Anderson (1982), Harmon *et al.* (1986) e Spänhoff *et al.* (2000) argumentam a existência de poucos minadores de troncos em ambientes aquáticos devido a baixa concentração de oxigênio e nutrientes (biofilme) no interior da madeira. Dudley & Anderson (1982) afirmam, ainda, que as galerias são restritas à superfície dos troncos, como por exemplo, aquelas produzidas por *Stenochironomus* e *Lipsothrix*, que chegam ao máximo de 15 mm de profundidade (Borkent, 1984; Dudley & Anderson, 1987). Spänhoff *et al.* (2000) em estudo de colonização de troncos por macroinvertebrados aquáticos na Europa, não encontraram espécies minadoras e também justificam através das observações relacionadas a condições de baixa concentração de oxigênio e nutrientes.

A superfície do tronco é reconhecida como parte mais nutritiva para os insetos pela presença e abundância em biofilme (Aumen *et al.*, 1983; Hax & Golladay, 1993; Spanhoff, 2010), pois essa região fica exposta à luz e a maior concentração de oxigênio, por estar em contato direto com a água. O cerne é considerado como pouco nutritivo, pode conter compostos inibidores (Diez *et al.*, 2002) e ainda, os organismos que minam troncos devem estar adaptados a suportarem condições de baixa concentração de oxigênio. Mas, durante o processo de decomposição a concentração de compostos inibidores é reduzida e há maior oxigenação no interior dos troncos, devido ao aumento da porosidade do substrato, que permite a colonização em camadas mais profundas por

fungos e bactérias, aumentando, assim a disponibilidade de nutrientes (Dudley & Anderson, 1982).

Selecionamos os troncos por características indicativas de longa permanência na água, com presença de biofilme, o que nos leva a supor que havia nutrientes (biofilme) suficiente e também que a concentração de oxigênio não foi fator limitante para a colonização pelos dois gêneros minadores, *Lutrochus* e *Stegoelmis*. Somado a isto, os dois gênero possuem brânquias traqueais que, provavelmente, pode otimizar a absorção de oxigênio, mesmo no interior de galerias em troncos, onde poderia haver menor disponibilidade de oxigênio.

A capacidade das larvas de *Lutrochus* e *Stegoelmis* em produzir ranhuras na superfície dos troncos pode ser o início da formação de galerias. Este comportamento é comparável ao observado em larvas de *Notriolus*, da Austrália, que realizam ranhuras com profundidade entre 1-3mm, e, com isto, aumentam a área de superfície específica para o estabelecimento de microrganismos e macroinvertebrados (Mckie & Cranston, 1998, 2001).

O cultivo das larvas de *Lutrochus* e *Stegoelmis* permitiu a observação da grande produção de pelotas fecais, embora não medimos a quantidade produzida. Esse comportamento é comparável ao descrito para a espécie xilófaga *Lara avara* (Steedman & Anderson, 1985), que produz $1.6 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ de fezes. Essas larvas possuem o trato digestivo curto e retilíneo, assim como a larva de *Lara avara* (Steedman & Anderson, 1985), que limita o tempo de permanência da madeira e favorece a produção de pelotas fecais.

As observações deste trabalho demonstraram que *Lutrochus* e *Stegoelmis* desempenham função importante para a para cadeia trófica dos córregos, pela produção de ranhuras e galerias e disponibilização de nutrientes através da produção de pelotas

fecais. Isso indica a importância dessas larvas na decomposição de troncos submersos em córregos tropicais, pelo aumento na área de superfície específica, viabilizando a colonização de biofilme e outros macroinvertebrados.

Além do importante papel na decomposição de troncos submersos, *Lutrochus* aparenta estar relacionado aos tipos de vegetação Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual. Costa *et al.* (1996) relataram que este gênero vive associado a troncos submersos em regiões de Mata Atlântica, registrado para o Parque Estadual de Campos do Jordão, Parque Estadual da Cantareira e Parque Estadual Intervales. Oliveira-Filho & Fontes (2000) demonstraram que a Floresta Estacional Semidecidual é um subconjunto de florestas de Mata Atlântica e discutiram a existência de um contínuo de distribuição de espécies vegetais entre esses dois tipos de vegetação. Assim, é possível que a grande ocorrência de *Lutrochus* em córregos de Mata Atlântica e Floresta Estacional Semidecidual encontrado neste trabalho seja explicado por essa semelhança florística.

Neste estudo, nós coletamos *Lutrochus* em um córrego de Cerrado, mas ressaltamos que tal córrego (C9) está geograficamente distante em três quilômetros de outro córrego de Floresta Estacional Semidecidual em que esse gênero foi amostrado (C18). Brown & Murvosh (1970) em estudos realizados no Arizona (Estados Unidos) observaram capacidade de voo de *Lutrochus arizonicus*, o que pode permitir a dispersão para outras áreas. Este gênero foi registrado também por Benneti & Hamada (2003) em córregos de Floresta Amazônica, entretanto não podemos confirmar se a espécie encontrada neste estudo seja a mesma da região Amazônica. Assim, são necessários estudos complementares, como aqueles que buscam refinar o conhecimento taxonômico, estudos comportamentais, para entender a dispersão desses organismos, e sobre a biogeografia.

Stegoelmis esteve presente apenas em córregos de Cerrado, tanto naqueles localizados nos arredores de São Carlos (C9, C10 e C13), como na Estação Ecológica de Itirapina (C16). Espécies de *Stegoelmis* já foram relatadas como associadas a troncos submersos em córregos da Floresta Amazônica (Spangler, 1990).

Phillips (1995) em estudo na América do Norte relatou que a espécie *Heterelmis vulnerata* foi encontrada em grandes densidades em troncos submersos. Embora, neste estudo, não utilizamos densidade, os resultados indicam uma grande abundância do gênero em troncos submersos.

Os outros gêneros registrados não são conhecidos em trabalhos prévios como associados a esse tipo de substrato, assim estamos incluindo novos registros de gêneros de Coleoptera aquáticos associada a troncos submersos.

6. Conclusões

Os resultados encontrados aqui confirmam a hipótese de que a composição de Coleoptera aquáticos que colonizam troncos submersos seria diferente entre os tipos de vegetação Mata Atlântica e Cerrado. Este estudo adiciona novas evidências de que o tipo de vegetação influencia a composição de insetos aquáticos (Mckie & Cranston, 1998; 2001). Inferimos que isso se deve, principalmente, a diferenças na estrutura e composição da vegetação, com consequências para a quantidade e riqueza de troncos submersos disponíveis em córregos.

Mostramos a importância dos gêneros minadores *Lutrochus* e *Stegoelmis* para córregos tropicais, pois, através da construção de ranhuras e galerias, modificam a estrutura de troncos submersos, produzem grande quantidade de pelotas fecais, disponibilizando nutrientes para a cadeia trófica.

7. Considerações finais

A comunidade de Coleoptera aquáticos associada a troncos submersos depende desses substratos como recurso, pois utiliza troncos submersos para diversas atividades da história de vida, com importante participação no processo de decomposição de tais materiais. Visto que a mata ripária é fonte de troncos aos córregos e a dependência de troncos para esses insetos, esses organismos podem ser utilizados como indicadores de impactos antrópicos, como destacado por Grove (2002) para insetos associados a troncos de ambientes terrestres. Esse estudo evidenciou que a composição comunidade de Coleoptera aquáticos associados a troncos submersos difere córregos localizados em áreas de Mata Atlântica e Cerrado, de modo que essa possível aplicação como indicadores, deve levar em conta essas diferenças regionais. Somado a isso, os córregos avaliados nesse estudo, devido à mínima perturbação antrópica, podem ser utilizados como áreas de referência em estudos futuros.

Grove & Stork (1999) relataram a ausência de conhecimento de insetos associados a troncos em regiões tropicais. Neste estudo identificamos 29 gêneros associados a troncos submersos, com destaque para dois gêneros minadores de troncos. A continuação de estudos com tais organismos, principalmente estudos autecológicos, é fundamental para quantificar a importância desses organismos no processo de decomposição de troncos e possivelmente categorizá-los como espécies-chave (Mills *et al.*, 1993), o que pode levar a definir esforços para conservação dos locais onde esses organismos são encontrados.

Por fim, é importante o desenvolvimento de novos métodos e abordagens experimentais no estudo de insetos associados a troncos submersos, como por exemplo, analisar variáveis que interfiram na preferência, como complexidade estrutural e principalmente, na palatabilidade, como troncos com diferentes proporções de

celulose/lignina e carbono/nitrogênio. Além disso, seria interessante analisar as relações entre a disponibilidade de troncos e a estrutura da comunidade de insetos associados. Tais estudos facilitarão a implementação do uso de troncos na restauração de córregos degradados, prática tão difundida na Austrália (Lester & Boulton, 2008).

7. Referências bibliográficas

Allan, J. D., 1995. Stream Ecology. Structure and Function of running waters. Chapman and Hall, London, p. 388.

Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral ecology*, 26: 32-46.

Anderson, N. H.; J. R. Sedell; L. M. Roberts & F. J. Triska, 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in Coniferous Forest streams. *American Midland Naturalist*, 100: 64-82.

Anderson, N. H. & J. R. Sedell, 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Reviews of Entomology*, 24: 351-377.

Anderson, N. H., 1982. A survey of aquatic insects associated with wood debris in New Zealand streams. *Mauri Ora*, 21-33.

Aumen, N. G., P. J. Bottomley, G. M. Ward & S. V. Gregory, 1983. Microbial decomposition of wood in streams: distribution of microflora and factors affecting [14C] lignocelluloses mineralization. *Applied and Environmental Microbiology*, 46(6): 1409-1416.

Benda, L. E. & J. C. Sias, 2003. A quantitative framework for evaluating the mass balance of in-stream organic debris. *Forest Ecology and Management*, 172: 1-16.

Benetti, C. J., J. A. R. Cueto & G. L. Fiorentin, 2003. Gêneros de Hydradephaga (Coleoptera: Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae) citados para o Brasil, com chaves para identificação. *Biota Neotropica*, 3: 1-20.

Benetti, C. J. & N. Hamada, 2003. Fauna de Coleópteros Aquáticos (Insecta: Coleoptera) na Amazônia Central, Brasil. *Acta Amazonica*, 33: 701-709.

Benetti, C. J., G. L. Fiorentin, J. A. R. Cueto & U. G. Neiss, 2006. Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotropical Biology and Conservation*, 1: 24-28.

Bilby, R. E. & G. E. Likens, 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology*, 61: 1107-1113.

Borcard, D. & P. Legendre, 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153: 51-68.

Brown, H. P., C. M. Murvosh, 1970. *Lutrochus arizonicus*, new species, with notes on ecology and behaviour (Coleoptera, Dryopoidea, Limnichidae). *Annals of the Entomological Society of America* 63(4):1030-1035.

Cadol, D., E. Wohl, J. R. Goode & K. L. Jaeger, 2009. Wood distribution in neotropical forested headwater streams of La Selva, Costa Rica. *Earth surface processes and landforms*, 34: 1198-1215.

Collier, K. J., Smith, B. J., and Halliday, N. J. (2004). Colonization and use of pine wood versus native wood in New Zealand plantation forest streams: implications for riparian management. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems*: 14, 179–199.

Costa, C., S. Ide, S. A. Vanin & E. P. Teixeira, 1996. Larvae of Neotropical Coleoptera. XXIII: *Lutrochus germari* Grouvelle, description of immatures, redescription of adults and bionomics (Dryopoidea, Lutrochidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 40: 47-56.

Diez, J., A. Elosegi, E. Chauvet & J. Pozo, 2002. Breakdown of Wood in the Agüera stream. *Freshwater Biology*, 47: 2205-2215.

Dormann, C.F., J.M. McPherson, M.B. Araújo, R. Bivand, J. Bolliger, C. Gudrun, R.G. Davies, A. Hirzel, W. Jetz, D. Kissling, I. Kühn, R. Ohlemüller, P.R. Peres-Neto, B. Reineking, B. Schröder, F.M. Schurr & R. Wilson, 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 30, 609–628.

Dray, S., P. Legendre & P. R. Peres-Neto, 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*, 196, 483-493.

Dudley, T. & N. H. Anderson, 1982: A survey of invertebrates associated with wood in aquatic habitats. *Melandria* 39: 1–21

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA & INPE. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 2000 a 2005. São Paulo.

Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K. W. Cummins, 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41: 540-551.

Grove, S. G. & N. E. Stork, 1999. The conservation of saproxylic insects in tropical forests: a research agenda. *Journal of Insect Conservation*, 3: 67-74.

Grove, S. J., 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*, 33: 1-23.

Gurnell, A. M., K. J. Gregory & G. E. Petts, 1995. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: implications for management. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 5: 143-166.

Gurnell, A. M., H. Piégay, F. J. Swanson & S. V. Gregory, 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater biology*, 47: 601-619.

Harmon, M. E.; J. F. Franklin; F. J. Swanson; P. Sollins; S. V. Gregory; J. D. Lattin; N. H. Anderson; S. P. Cline; N. G. Aumen; J. R. Sedell; G.W. Lienkaemper; K. Cromack & K.W. Cummins, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133–302.

Hax, C. L. & S. W. Golladay, 1993. Macroinvertebrate colonisation and biofilm development on leaves and wood in a boreal river. *Freshwat. Biol.* 29: 79–87.

Heartstill-Scalley, T. & T. M. Aide, 2003. Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications*, 13: 225-234.

Hoffmann, A. & D. Hering, 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology*, 85: 25-48.

Instituto Florestal do Estado de São Paulo. 2006. Plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Mar. Disponível em:

http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/PE_SERRA_MAR/index.asp

Legendre, P. & L. Legendre, 1998. *Numerical ecology*, Elsevier, Amsterdam.

Lester R. E., W. Wright & M. Jones-Lennon, 2007. Does adding wood to agricultural streams enhance biodiversity? An experimental approach. *Marine and Freshwater Research*, 58:687–698

Lester, R. E. & A. J. Boulton, 2008. Rehabilitating Agricultural Streams in Australia with Wood: A Review. *Environmental Management* 42: 310–326.

Liquori, M. K., 2006. Post-harvest riparian buffer response: implications for wood recruitment modelling and buffer design. *Journal of the American water resources association*, 42: 177-189

Lorenzi, H. 2002a. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Intituto Plantarum, Nova Odessa, volume 1, quarta edição, 367 pp.

Lorenzi, H. 2002b. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Plantarum, Intituto Plantarum, Nova Odessa, volume 2, segunda edição, 368 pp.

Magoulick, D., 1998. Effect of wood hardness, condition, texture and substrate type on community structure of stream invertebrates. *The American Midland Naturalist*, 139:187-200

Mathooko, J. M. and Otieno, C. O. 2002. Does surface textural complexity of woody debris in lotic ecosystems influence their colonization by aquatic invertebrates? *Hydrobiologia*, 489: 11-20

Mckie, B. & P. S. Cranston, 1998. Keystone coleopterans? Colonisation by wood-feeding elmids of experimentally-immersed woods in south-east Australia. *Marine Freshwater Research*, 49: 79-88.

Mckie, B. & P. S. Cranston, 2001. Colonisation of experimentally immersed wood in south eastern Australia: responses of feeding groups to changes in riparian vegetation. *Hydrobiologia*, 452: 1-14.

Melillo, J. M., R. J. Naiman, J.D. Aber, & K. N. Eshleman, 1983. The influence of substrate quality and stream size on wood decomposition dynamics. *Oecologia* 58: 281–285.

Mills, S., M. E. Soule & D. F. Doak, 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *Bioscience*, 43: 219-226.

Molles, M.C. 1982. Trichopteran communities of streams associated with aspen and conifer forests: long-term structural change. *Ecology*, 63:1–6.

Morellato, L. P. C. & C. F. B. Haddad, 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32: 786-792.

Murphy, P. G. & A. E. Lugo, 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 67-88.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A. & J. Kent, 2000. Biodiversity hot spot for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

O'Connor, N. A., 1991. The effect of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland system. *Oecologia*, 85: 504-512.

Oliveira-filho, A. T.; J. A. Ratter & G. J. Shepherd 1990. Floristic composition and community structure of a Central Brazilian gallery forest. *Flora* 184: 103-117.

Oliveira-Filho, A. T. & M. A. L. Fontes, 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern and the influence of climate. *Biotropica*, 32: 793-810.

Oliveira-Filho A. T. & J. A. Ratter, 2001. Padrões florísticos das matas ciliares da região do Cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In Rodrigues, R. R. & H. F. Leitão-Filho (Eds), *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo: 73-89.

Oliveira-filho, A. T. & J. A. Ratter, 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (eds.) *The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna*. Columbia University Press, New York, cap. 6, pp. 91-120.

Passos, M. I. S.; J. L. Nessimian & L. F. M. Dorvillé, 2003. Life strategies in an elmid (Insecta: Coleoptera: Elmidae) community from a first order stream in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 15(2):29-36.

Passos, M. I. S. & M. Felix, 2004. Description of a new species of *Cylloepus* Erichson from southeastern Brazil (Coleoptera, Elmidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 48: 181-183.

Peres-Neto, P. R., P. Legendre, S. Dray & D. Borcard, 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87: 2614-2625.

Peres-Neto, P. R. & P. Legendre, 2010. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 174-184..

Phillips, E. C., 1995. Associations of aquatic Coleoptera with coarse Woody debris in Ozark streams, Arkansas. *The Coleopterists Bulletin*, 49(2): 119-126.

Ratter, J. A., J. F. Ribeiro & S. Bridgewater, 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80: 223-230.

Rodrigues, R. R. & A. G. Nave, 2001. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In Rodrigues, R. R. & H. F. Leitão-Filho (Eds), *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo: 45-71.

Rodrigues, R. R., 1991. Análise de um remanescente de vegetação natural às margens do rio Passa Cinco, Ipeúna, SP. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Sanchez, M., F. Pedroni, H. F. Leitão-Filho & O. Cesar, 1999. Composição florística de um trecho de floresta ripária na Mata Atlântica em Picinguaba, Ubatuba, SP. *Revista Brasileira de Botânica*, 22: 31-42

Scealy, J. A., S. J. Mika & A. J. Boulton, 2007. Aquatic macroinvertebrate communities on wood in an Australian lowland river: experimental assessment of the

interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. *Marine and Freshwater Research* 58, 153–165.

Scheffer, T. C. & E. B. Cowling, 1966. Natural resistance of wood to microbial deterioration. *Annual Review of Phytopathology*, 4: 147–170.

Segura, M. O., A. A. Fonseca-Gessner & T. C. A. Batista, 2007a. Associação forética entre larvas de *Rheotanytarsus* (Chironomidae, Tanytarsini) e adultos de Elmidae (Coleoptera), coletados em córregos no Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24: 503-504.

Segura, M. O., A. A. Fonseca-Gessner & M. O. Tanaka, 2007b. Composition and distribution of aquatic Coleoptera (Insecta) in low-order streams in the state of São Paulo, Brazil: influence of environmental factors. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19: 247-255.

Segura, M. O.; F. Valente-Neto & A. A. Fonseca-Gessner, 2011. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1):
<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn02711012011>.

Seibert, P. 1975. Plano de manejo do Parque Estadual de Campos do Jordão. *Boletim Técnico do Instituto Florestal*, 19:1-153.

Silva, J. M. C. & J. M. Bates, 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot. *BioScience* 52(3): 225-233.

Soares, J. J., D. W. Silva & M. I. S. LIMA, 2003. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 527-536.

Spangler, P. J., 1990. A revision of the Neotropical aquatic beetle genus *Stegoelmis* (Coleoptera: Elmidae). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 502.

Spänhoff, B., C. Alecke & E. I. Meyer, 2000. Colonization of submerged twigs and branches of different wood genera by aquatic macroinvertebrates. *International Review of Hydrobiology*, 85: 49-66.

Spänhoff, B. & E. I. Meyer, 2004. Breakdown rates of Wood in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(2):189–197.

Spänhoff, B. & E. Cleven, 2010. Wood in different stream types epixylic biofilm and wood inhabiting invertebrates. *International Journal of Limnology*, 46 169-179.

Steedman, R. J. & N. H. Anderson, 1985. Life history and ecological role of the xylophagous aquatic beetle, *Lara avara* LeConte (Dryopoidea: Elmidae). *Freshwater Biology*, 15: 535-546.

Teixeira, A. P., 2008. Composição florística e distribuição de espécies arbóreas em florestas paludosas interioranas do sudeste e centro-oeste do Brasil. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro,

Trivinho-Strixino, S. & G. Strixino, 1998. Chironomidae (Diptera) associados a troncos de árvores submersos. *Revista Brasileira de Entomologia*, 41 (2-4): 173-178.

Vanin, S. A., S. Ide & C. Costa, 1997. Larvae of Neotropical Coleoptera. XXVI: Description of immatures and adulto f a new species of *Onopelmus* Spangler, 1980, with notes on habitats and rearing (Dryopoidea, Dryopidae). *Papéis avulsos de Zoologia*, 40: 87-103.

Wallace, B., S. L. Eggert, J. L. Meyer & J. R. Webster, 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs*, 69: 409-442.

Warmke, S. & D. Hering, 2000. Composition, microdistribution and food of the macroinvertebrate fauna inhabiting wood in low-order mountain streams in Central Europe. *International Review of Hydrobiology*, 85(1): 67-78.

Webster, J. R. & E. F. Benfield, 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 567-594.

Webster, J. R., E. F. Benfield, T. P. Ehrman, M. A. Schaeffer, J. L. Tank, J. J. Hutchens & D. J. D'Angelo, 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology*, 41: 687-705.

9. Apêndice

Tabela 5. Coordenadas dos pontos referentes aos gêneros na figura da análise de redundância (figura 4).

| Gêneros | RDA1 | RDA2 |
|-----------------------|--------|--------|
| <i>Lutrochus</i> | -1,85 | 0,17 |
| <i>Heterelmis</i> | -0,67 | -0,77 |
| <i>Xenelmis</i> | 0,12 | -0,25 |
| <i>Stegoelemis</i> | 0,66 | 0,04 |
| <i>Microcylloepus</i> | -0,05 | -0,01 |
| <i>Huleechius</i> | 0,05 | -0,05 |
| <i>Phanocerus</i> | -0,22 | -0,18 |
| <i>Macrelmis</i> | -0,04 | -0,18 |
| <i>Promoresia</i> | -0,02 | 0,02 |
| <i>Hexacylloepus</i> | 0,32 | -0,12 |
| <i>Neoelmis</i> | 0,20 | -0,62 |
| <i>Cylloepus</i> | -0,10 | -0,03 |
| <i>GeneroA</i> | -0,14 | -0,25 |
| <i>GeneroB</i> | 0,31 | -0,70 |
| <i>GeneroC</i> | 0,26 | -0,5 |
| <i>Austrolimnius</i> | -0,02 | 0,02 |
| <i>Dyops</i> | -0,50 | -0,41 |
| <i>GeneroD</i> | -0,13 | -0,20 |
| <i>GeneroE</i> | -0,21 | 0,01 |
| <i>GeneroF</i> | -0,22 | 0,09 |
| <i>GeneroG</i> | -0,02 | -0,08 |
| <i>Berosus</i> | -0,02 | 0,06 |
| <i>Enochrus</i> | -0,17 | 0,08 |
| <i>Derallus</i> | -0,10 | -0,27 |
| <i>Epimetopus</i> | -0,05 | -0,01 |
| <i>Tropisternus</i> | -0,02 | -0,008 |
| <i>Hydrochus</i> | -0,05 | -0,02 |
| <i>Gyretes</i> | -0,004 | 0,04 |
| <i>GeneroH</i> | 0,06 | -0,13 |