

Universidade Federal de São Carlos

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Efeitos da presença de macrófitas nos macroinvertebrados
de córregos tropicais**

Daniel Gonçalves da Fonseca

São Carlos

2011

Universidade Federal de São Carlos

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais

**Efeitos da presença de macrófitas aquáticas nos
macroinvertebrados de córregos tropicais**

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

Orientador: Marcel Okamoto Tanaka

São Carlos

2011

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

F676ep

Fonseca, Daniel Gonçalves da.

Efeitos da presença de macrófitas nos
macroinvertebrados de córregos tropicais / Daniel
Gonçalves da Fonseca. -- São Carlos : UFSCar, 2011.
71 f.

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

1. Ecologia. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Peixes. 4.
Comunidades. I. Título.

CDD: 574.5 (20ª)

Daniel Gonçalves da Fonseca

Efeitos da presença de macrófitas aquáticas nos macroinvertebrados de riachos tropicais

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 08 de abril de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente 

Prof. Dr. Marcel Okamoto Tanaka
(Orientador)

1º Examinador 

Profa. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 

Profa. Dra. Sonia Buck
UFSC/Florianópolis-SC

“ Na natureza, nem sempre a realidade se mostra facilmente”

Nicholas J. Gotelli

Agradecimentos

Ao professor Marcel Okamoto Tanaka, inicialmente pela confiança no estágio concedido e posteriormente pela paciência, amizade, grande ajuda no desenvolvimento desse estudo e pela contribuição em minha formação. Sem ele o estudo não teria sido possível.

A minha família, especialmente ao meu pai Silvio, que sempre esteve presente. A minha mãe Neusa e minha irmã Samantha pelos ensinamentos em minha infância.

Aos meus avós, em especial, ao “vô” Fernando e ao “vô” Tião, por desde muito jovem despertarem em mim a curiosidade pelo ambiente em minha volta, me levando para pescarias e muitos domingos na chácara.

A Fabiana, minha namorada, pelo amor e inspiração em tudo que faço e pela amizade, compreensão, apoio incondicional e companhia em muitas noites e madrugadas de estudo.

Aos amigos do laboratório Fabio Laurindo, Matheus, Cris, Melissa, Márcia, Carol, Vitor, Jesus, Barbara, Fabio Villaverde, Gisele, Lu, Tadeu, e principalmente aos amigos Chico, Roger, Toshi, Gu, Hugo, Xuxu e Danilão pela ajuda, pelas discussões científicas e por tornarem o dia a dia sempre muito agradável.

A irmãos Gustavo (Gu), Lucas (Lucão), Nilton (Nil), Ronaldo, Tiago (Titi), Everton (Harry), Thierre (Thi) pela amizade e parceria em todos os momentos.

As famílias Briguante (Nilton e Fátima), Sigoline (Zilda, Simone, Hebert e Julia), Souza (Joel e Márcia), Zambrano (Angelo, Teresa, Marcelo e Tati), Bessi (Isabel) pelo apoio e por me fazerem sentir sempre em casa.

Aos amigos Denis (Lemão), Daniel (Abrahão), Aline (Magrela), Natalia, Nayara, Guilherme (Kiko), e outros que posso ter esquecido e que de alguma forma contribuíram.

Aos professores Andrea Lucia Teixeira de Souza, Juliano José Corbi, Luiz Onofre Irineu de Souza, Alexandre Kannebley de Oliveira, pelos ensinamentos e simpatia.

Aos professores Luciano Elsinor Lopes e Luiz Eduardo Moschini que participaram da qualificação, pelas sugestões que foram utilizadas na dissertação e pela disposição em contribuir.

As professoras Suzana Trivinho-Strixino e Alaíde A. Fonseca-Gessner, pelo convívio no laboratório e pela ajuda na identificação dos organismos.

Ao Luisinho pelo transporte seguro, pela amizade e ensinamentos.

Ao pessoal da secretaria, principalmente ao João e a Roseli por sempre ajudar.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pelo apoio na realização deste trabalho.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo apoio financeiro através da bolsa concedida. (FAPESP, Proc. nº 2008/07970-7).

Todos foram fundamentais na realização desse estudo.

Resumo

O desmatamento das matas ciliares realizado por atividades de pastagens possibilita maior incidência solar sobre o leito dos córregos. A alta entrada de luz favorece o desenvolvimento de bancos de macrófitas, que além de contribuírem com alta taxa de produção primária são importante substrato para os organismos aquáticos. Esse substrato gera subunidades de estabilidade e microhabitats complexos que são utilizados como refúgio, local e fonte de alimentação e interferem nas relações tróficas dentro dos riachos. Macroinvertebrados bentônicos podem ser afetados de diversas formas pela presença de peixes (predadores), seja através de efeitos tróficos diretos (alimentação) ou de efeitos indiretos (ameaça de predação, bioperturbação, ligações tróficas). No entanto, a complexidade fornecida pelas macrófitas pode influenciar as interações tróficas entre peixes e macroinvertebrados, diminuindo a pressão de predação e permitindo a coexistência entre esses organismos. O objetivo do estudo foi avaliar a influência das macrófitas aquáticas nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Na intenção de facilitar a compreensão, o estudo foi dividido em dois capítulos: (1) Comparou as comunidades de macroinvertebrados presentes em locais com e sem macrófitas em três diferentes riachos; (2) Avaliou o efeito das macrófitas aquáticas na colonização da assembléia de macroinvertebrados e na interação de predação entre macroinvertebrados e peixes, usando um experimento com gaiolas de exclusão em dois riachos. Os resultados permitem um melhor entendimento dos processos funcionais e estruturais de riachos, fornecendo conhecimento dos efeitos de alterações humanas no funcionamento desses sistemas.

Palavras Chave: comunidades, macrófitas aquáticas, macroinvertebrados, peixes, predação, córregos de pastagens.

Abstract

The riparian forest deforestation by pasture activities allows greater solar incidence on the streams bed. The high input of light favours the development of aquatic macrophytes, which also contributing with the high primary production rate and are important substrate for aquatic organisms. This substrate generates stability subunities and complex microhabitats which are used as refuge, places and feeding source and interfere in the trophic relations in the streams. Benthic macroinvertebrates can be affected in several ways by fish (predators) through direct effects (feeding) or indirect effects (predation risk, bio-perturbation, trophic links). However, the complexity offered by the macrophytes can influence the trophic interactions between fish and the macroinvertebrates, decreasing the predation pressure and allowing the coexistence among these organisms. The objective of this study was to evaluate the macrophyte influence on the aquatic communities. With the purpose of facilitate the understanding, the study was divided in two chapters: (1) It compared the macroinvertebrate assemblages present in sites with or without macrophytes in three different streams; (2) It evaluated the aquatic macrophyte effects on the colonization of macroinvertebrate communities and on the predation interaction between macroinvertebrates and fish, using an experiment with exclusion cages in two streams. The results allow a better understanding of the functional processes in the structure of the streams, providing knowledge about the human interaction effects on the functioning of these systems.

Keywords: communities, aquatic macrophytes, macroinvertebrates, fishes, predation, pasture streams.

SUMÁRIO

1. Introdução Geral.....	1
1.1 Área de estudo.....	5
1.2 Referências.....	9
2. Capítulo I. Efeitos da presença de macrófitas aquáticas na comunidade de macroinvertebrados de córregos tropicais.....	12
2.1 Introdução.....	14
2.2 Materiais e Métodos.....	16
2.3 Resultados.....	18
2.4 Discussão.....	25
2.5 Referências.....	28
3. Capítulo II. Efeito de macrófitas aquáticas na predação de macroinvertebrados por peixes em córregos tropicais.....	36
3.1 Introdução.....	38
3.2 Materiais e Métodos.....	40
3.3 Resultados.....	46
3.4 Discussão.....	53
3.5 Referências.....	62
4. Considerações Finais.....	68
5. Apêndice.....	70

1. INTRODUÇÃO GERAL

1. INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia de comunidades procura entender a maneira como agrupamentos de espécies estão distribuídos na natureza e as formas pelas quais tais agrupamentos podem ser influenciados pelo ambiente e pelas interações entre as populações de espécies (Begon et al., 2007). Apesar da crença inicial no equilíbrio da natureza, sabe-se hoje que as comunidades naturais são desiguais e bastante variáveis através do espaço e do tempo, sendo difícil prever os padrões de distribuição, abundância e diversidade (Underwood et al., 2000). Atualmente, na tentativa de encontrar os principais processos responsáveis por tais variações, o papel dos distúrbios, interações bióticas e heterogeneidade de habitats vêm recebendo especial atenção dos ecólogos (Menge et al., 1985). A heterogeneidade ambiental, observada mesmo em pequenas escalas tanto nos ambientes naturais quanto perturbados, mostra-se um importante fator de variação dos padrões ecológicos (Bell et al., 1993). Pois, ao fornecer habitat apropriado pode modificar as interações entre as diferentes espécies e o ambiente, e, portanto influenciar a estrutura e a composição da comunidade (Underwood et al., 2000).

De fato, observamos uma crescente conversão de paisagens ribeirinhas naturais em áreas de desenvolvimento urbano ou de usos agrícolas e pastagens. Essas modificações do ambiente podem influenciar as relações físicas e biológicas entre os córregos e suas áreas adjacentes, alterando a estrutura e os processos existentes nestes corpos de água (Roth et al., 1996; Wear et al., 1998). Entre as principais alterações dos córregos destaca-se, mudanças no microclima (luz e temperatura), mudanças nos processos de entrada e retenção de material (nutrientes e matéria orgânica), mudanças nos padrões de fluxo, mudanças na estabilidade das margens e na diversidade de habitats no leito desses sistemas (Allan & Flecker, 1993; Allan, 2004). Sendo assim, a

compreensão e predição dos efeitos de tais alterações, tornou-se um dos principais e mais difíceis desafios da ecologia contemporânea, com diferentes abordagens sendo utilizadas sinergicamente (Strayer et al., 2003).

Atualmente, sabe-se que o desmatamento das matas ripárias, resulta em menor quantidade de habitats por unidade de comprimento dentro do canal, principalmente devido o aumento do fluxo e menor rugosidade do leito (ausência de galhos e folhas) (Sweeney et al., 2004). Em seu estudo de dinâmica de manchas, Townsend (1989) destacou que a heterogeneidade de habitats nos córregos é fundamental para a biota aquática, pois influencia as interações biológicas (competição e predação) e ameniza os efeitos de distúrbios provocados pelo aumento no fluxo. Dessa forma, os sistemas aquáticos lóticos, podem ser considerados mosaicos complexos de tipos de habitats, de alta conectividade e complexidade espacial, altamente responsáveis pela biodiversidade nesses sistemas (Allan, 2004). Portanto, a retirada da vegetação ripária pode causar reduções na heterogeneidade de habitats, influenciando diretamente a fauna lótica.

Por outro lado, a retirada da cobertura vegetal, pode resultar em diferentes efeitos devido ao aumento da entrada de luz: além de alterar a disponibilidade de alimento através do desenvolvimento de perífiton (Masifwa et al., 2001), pode favorecer o desenvolvimento de bancos de macrófitas aquáticas (alta dependência de incidência luminosa) (Fletcher et al., 2000). As macrófitas podem atuar efetivamente como barreiras de sedimentos, e alterar a morfologia e a hidrologia no canal (Bunn et al., 1998). Podem ainda, agir como subunidades de estabilidade, através de recursos hidráulicos locais gerados (Gregory et al., 1991) e melhorar a qualidade dos habitats disponíveis (Frissel et al., 1986; Allan, 2004). Além disso, esses vegetais têm grande importância para as comunidades aquáticas, pois quando presentes, interferem nas

interações tróficas (Kornijów et al., 2005) já que aumentam a quantidade de nichos que podem ser explorados (Pelicice et al., 2005). Contudo, ainda pouco se sabe em como a presença dessas plantas podem amenizar a redução de habitats gerada por mudanças na vegetação ripária adjacentes.

Embora existam diferentes abordagens, para o monitoramento de sistemas aquáticos usando macroinvertebrados como indicadores, é consenso geral entre elas a dependência de informações sobre a biologia e ecologia desses organismos. Vale lembrar, que os ecossistemas aquáticos são altamente complexos, e em muitos casos a incorporação das interações físicas, químicas e biológicas se torna difícil e inviável economicamente; em contraste, os macroinvertebrados aquáticos, são bons indicadores da qualidade dos seus ecossistemas e refletem a integridade ecológica global de seus ambientes (Smith et al., 2007). Portanto, o presente estudo buscou avaliar como a comunidade de macroinvertebrados aquáticos responde a presença de macrófitas aquáticas. No intuito de facilitar a compreensão duas abordagens foram utilizadas: uma abordagem amostral, que comparou as comunidades dos locais com macrófitas e locais sem macrófitas (predominantemente areia); e uma abordagem experimental, que testou o efeito da presença de macrófitas na interação trófica predador vs presa entre peixes e macroinvertebrados.

1.1 ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado na bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu. Esta bacia localiza-se na região central do estado de São Paulo, e pertence à bacia hidrográfica do rio Tietê, fazendo parte da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI-13) do Estado de São Paulo. O clima é tropical a subtropical em sua extensão, com domínio subtropical nas partes altas das bacias e tropical em sua foz, com temperatura média entre 22 e 25°C. O inverno é seco, sendo a precipitação mais concentrada de outubro a março.

A bacia do rio Jacaré-Guaçu localiza-se entre as coordenadas 21°37' e 22°22' S, 47°43' e 48°57' W, tendo uma área de 4.108 km² e densidade de drenagem de 0,88 km/km² (DNAEE/EESC 1980). O rio Jacaré-Guaçu tem suas nascentes nos municípios de São Carlos e Itirapina, a cerca de 1.040m de altitude, percorrendo cerca de 148km até sua foz, também junto à represa de Ibitinga no rio Tietê, a 400m acima do nível do mar.

A escolha dos córregos seguiu duas condições: 1) presença de bancos de macrófitas; 2) presença de peixes. A dependência de incidência luminosa no desenvolvimento dos bancos de macrófitas aquáticas e as observações realizadas na região de estudo, levaram a escolha de três córregos (Cana Dobrada, Matinha e Jacutinga). Os três foram utilizados na fase amostral, e apenas dois deles utilizados na fase experimental do estudo (Cana Dobrada e Matinha). Os córregos estão inseridos em microbacias com predomínio de pastagem, resultando em pouca ou ausência de cobertura vegetal. De acordo com revisão bibliográfica, os córregos selecionados atendem à segunda condição do nosso estudo, já que os mesmos apresentaram abundância de peixes permitindo assim avaliar a interação entre predadores e presas, objetivo da fase experimental do estudo (Nassin,2009).

Para uma melhor caracterização dos córregos, medimos as seguintes variáveis físico-químicas utilizando sensor multiparâmetros Yellow Springs YSI 556: condutividade, oxigênio dissolvido e total de sólidos dissolvidos. Ainda realizamos medições da velocidade dos rios através do fluxômetro Global Water FB101 Flow Probe e medimos a profundidade e largura nos pontos de coleta em cada um dos córregos. Informações sobre as variáveis físicas e químicas seguem na tabela 1 do Apêndice. Assim como, a tabela de precipitação do período do estudo (TABELA 2 Apêndice). Para visualização, estão anexas imagens dos córregos Cana Dobrada, Matinha e Jacutinga (FIGURA 2, 3 e 4 respectivamente).

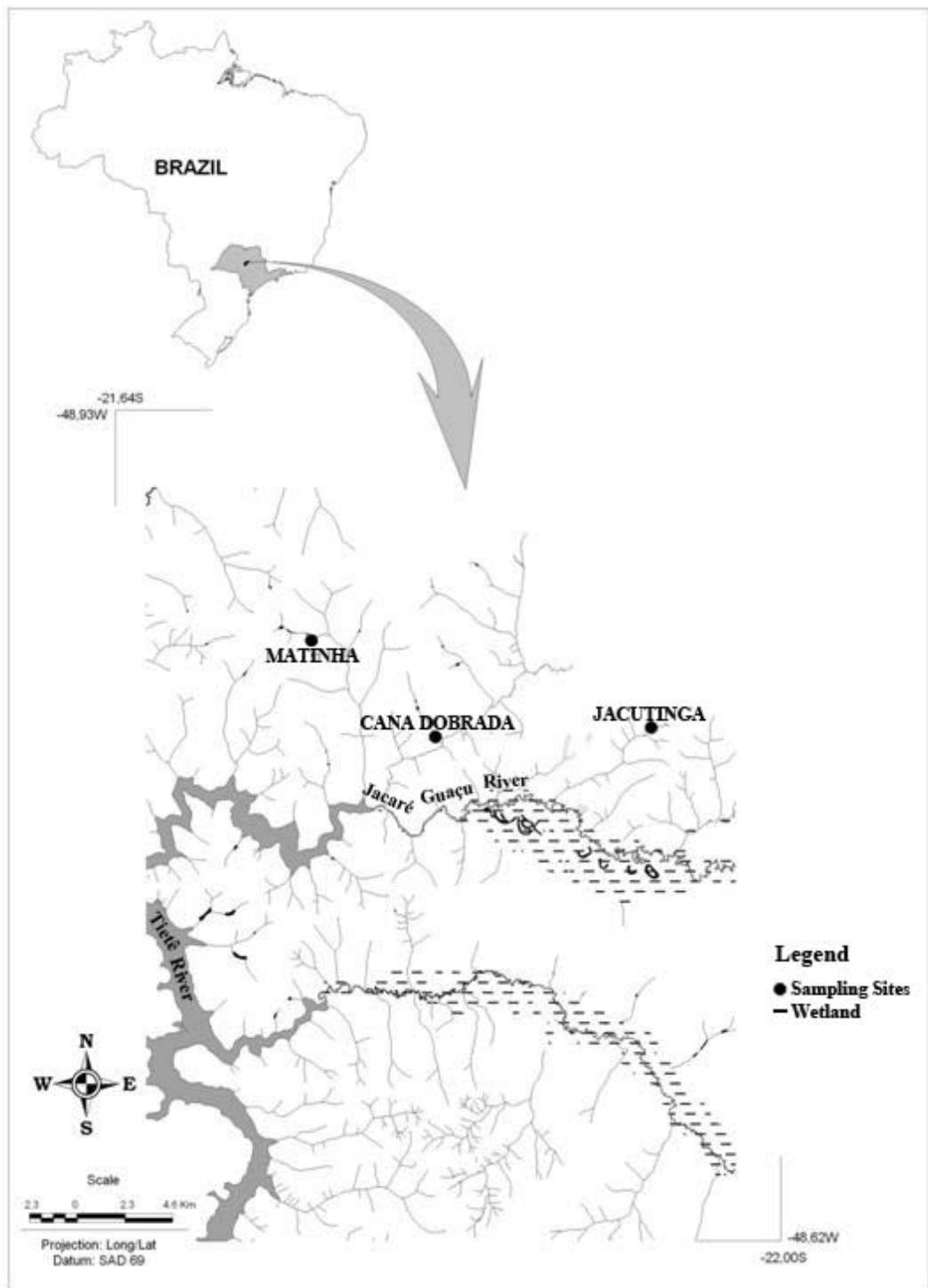


Figura 1. Localização geográfica da área de estudo, a área está inserida na região do município de Ibitinga, que se encontra no centro do estado de São Paulo. Em destaque, a bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu, um dos principais afluentes do rio Tietê. Pode se visualizar também os córregos do estudo e a região alagada da bacia onde conduzimos o estudo.



(A)



(B)

Figura 2. (A) Córrego Cana Dobrada. Em destaque pode ser visualizado o predomínio na ocupação das margens por áreas de pastagem. (B) Em destaque um dos bancos de macrófitas onde as amostragens e experimento foram conduzidos dentro do córrego, dentro do círculo estão às gaiolas utilizadas no experimento.



(A)



(B)

Figura 3. (A) Córrego Matinha. Em destaque o leito do córrego, pode ser observado também a presença de bambus na margem direita do riacho. (B) Em destaque um dos bancos de macrófitas onde as amostragens e experimento foram conduzidos dentro do riacho, uma das gaiolas do experimento está destacada dentro do círculo.



(A)



(B)

Figura 4. (A) Córrego Jacutinga. Em destaque o leito do córrego, pode ser observado também a presença de vegetação ripária na margem direita e presença de pastagem na margem esquerda do riacho. (B) Em destaque um dos bancos de macrófitas onde as amostragens e experimento foram conduzidos dentro do riacho, as gaiolas utilizadas no experimento estão destacadas dentro dos círculos.

1.2 REFERÊNCIAS

- Allan, J.D. (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:257-284.
- Allan, J.D. & Flecker, A.S. (1993) Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43:32-43.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. (2007) *Ecologia de Individuos a Ecosistemas*. 4nd Edição. Artmed, Porto Alegre.
- Bell, G., Lechowicz, M.J., Appenzeller, A., Chandler, M., DeBlois, E., Jackson, L., Mackenzie, B., Preziosi, R., Shallenberg, M. & Tinker, N. (1993) The spatial structure of the physical environment. *Oecologia* 96:114-121.
- Bunn, S.E., Davies, P.M., Kellaway, D.M. & Prosser, I.P. (1998) Influence of invasive macrophytes on channel morphology and hydrology in an open tropical lowland stream, and potential control by riparian shading. *Freshwater Biology* 39: 171-178.
- DNAEE/EESC 1980 Bacia experimental Rio Jacaré-Guaçu. São Carlos: EESC - USP 1980.
- Fletcher, D.E., Wilkins, S.D., McArthur, J.V. & Meffe, G.K. (2000) Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater. *Ecological Engineering* 15: 67-78.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E. & Hurley, M.D. (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10(2): 199-214.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A. & Cummins, K.W. (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41(8):540-551.

Kornijów, R., Vakkilainen, K., Horppila, J., Luokkanen, E. & Kairesalo, T. (2005) Impacts of a submerged plant (*Elodea canadensis*) on interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and its invertebrate prey communities in a lake littoral zone. *Freshwater Biology* 50:262-276.

Masifwa, W.F., Twongo, T. & Denny, P. (2001) The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia* 425: 79-88.

Menge, B.A., Lubchenco, J. & Ashkenas, L.R. (1985) Diversity, heterogeneity and consumer pressure in a tropical rocky intertidal community. *Oecologia (Berlin)* 65:394-405.

Nassin, F.C., (2009) Efeito de diferentes intensidades de perturbações na estrutura da comunidade de peixes de riachos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Pelicice, F.M., Agostinho, A.A. & Thomaz, S.M. (2005) Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologica* 27:9-16.

Roth, N.E., Allan, J.D. & Erickson, D.L. (1996) Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11(3): 141-156.

Smith, J., Samways, M.J. & Taylor, S. (2007) Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 16: 2695-2713.

Strayer, D.L., Beighley, R.E., Thompson, L.C., Brooks, S., Nilsson, C., Pinay, G. & Naiman, R.J. (2003) Effects of land cover on stream ecosystems: roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems* 6: 407-423.

Sweeney, B.W., Bott, L.T., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C. & Horwitz, R.J. (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and

loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(39): 14132-14137.

Townsend, C.R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1): 36-50.

Underwood, A.J., Chapman, M.G. & Connell, S.D. (2000) Observations in ecology: you can't make progress on processes without understanding the patterns. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 97-115.

Wear, D.N., Turner, M.G. & Naiman, R.J. (1998) Land cover along an urban-rural gradient: implications for water quality. *Ecological Applications* 8(3): 619-630.

2. CAPITULO I

EFEITOS DA PRESENÇA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS DE CÓRREGOS TROPICAIS

RESUMO

Macrófitas aquáticas fornecem mosaicos de microhabitats para os macroinvertebrados aquáticos, produzindo subunidades de substratos estáveis e locais de acúmulo alimentar que favorecem a associação da fauna. Essas plantas possuem seu desenvolvimento relacionado a incidência de luz no canal, e vem sendo favorecidas pela crescente conversão das áreas ripárias em áreas de pastagem ou agrícolas. Aqui nós avaliamos se a presença de macrófitas aquáticas influencia a estrutura e a composição da comunidade de macroinvertebrados de córregos tropicais desmatados de baixa ordem. Nós amostramos áreas com e sem macrófitas aquáticas em três córregos distintos e em duas estações (seca e chuvosa). Na presença dessas plantas, nós registramos maior abundância e menor diversidade de macroinvertebrados na estação chuvosa. Estes resultados indicam que os macroinvertebrados preferem locais com maior disponibilidade de abrigos e alimentos fornecidos pelas macrófitas, principalmente durante na estação chuvosa, quando inundações ocorrem com maior frequência e intensidade. Assim, córregos com desmatamento ripário podem apresentar comunidades com maior diversidade na presença dessas plantas, mas se esses efeitos são efetivamente positivos para o funcionamento desses sistemas é uma questão que deve ser melhor investigada.

Palavras-chave: córregos rurais, uso da terra, abrigo, vegetação ripária, distúrbios.

2.1 INTRODUÇÃO

Córregos de cabeceira são fortemente influenciados pelo uso de seus ambientes, e as conseqüências da mudança do uso do solo tem atraído a atenção dos ecologistas nos últimos vinte anos (Thompson & Townsend, 2004). Vários estudos têm avaliado os impactos da conversão da vegetação ripária em áreas urbanas e de uso agrícolas e pastagem, nos processos físicos e biológicos dos córregos adjacentes (Gregory et al., 1991; Roth et al., 1996; Allan, 2004; Nessimian et al., 2008). O desmatamento das áreas ripárias pode resultar em impactos nas comunidades aquáticas (Menninger & Palmer, 2007), principalmente causados pelas mudanças nos padrões do fluxo e redução na disponibilidade e qualidade de habitats e recursos alimentares (Karr & Schlosser, 1978; Vannote et al., 1980; Sweeney, 1993; Allan, 2004; Thompson & Townsend, 2004). Por outro lado, o desmatamento da vegetação ripária aumenta a radiação solar no canal (Fletcher et al., 2000), e respostas comuns em córregos sem cobertura vegetal incluem aumento na produtividade de algas (England & Rosemond, 2004) e desenvolvimento de bancos de macrófitas nas margens Bunn et al., 1997; Bunn et al., 1998; Clapcott & Bunn, 2003) e leitões desses sistemas (Quinn et al., 1997).

As macrófitas aquáticas são componentes relativamente comuns em sistemas lóticos tropicais de baixa ordem, sendo conhecidas como componentes altamente variáveis, mas que possuem fundamental importância (Carpenter & Lodge, 1986). Bancos de macrófitas podem reduzir a velocidade do fluxo,

alterar os níveis de pH e oxigênio dissolvido (Madsen et al., 2001), gerar local de acúmulo e de coleta de recursos alimentares (Warfe & Barmuta, 2004) e fornecer proteção física contra encontros adversos (Warfe & Barmuta, 2006) o que permite a coexistência entre espécies com interações potencialmente fortes (predadores e presas) (Harrison et al., 2005). Além disso, a estabilidade gerada dentro desses bancos, pode atuar na estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Beisel et al, 1998; Maltchik & Medeiros, 2006; Bogut, 2007). Dessa forma, esse substrato produz um mosaico de microhabitats para macroinvertebrados aquáticos, caracterizando elevada afinidade entre as macrófitas e esses organismos (Nieff & Nieff, 2006).

Córregos inseridos em áreas desmatadas são caracterizados pela alta frequência e magnitude de eventos de inundações (Allan, 2004; Dolédec et al., 2006) e a disponibilidade de habitats pode reduzir os efeitos destes distúrbios nas comunidades aquáticas (Townsend, 1989). Assim, a presença de macrófitas pode favorecer a manutenção biológica e evitar a simplificação das comunidades aquáticas (Hooper et al., 2005). As comunidades de macroinvertebrados refletem a qualidade e a integridade ecológica do córrego (Smith et al., 2007), então compreender os fatores locais que influenciam a distribuição desses organismos, podem contribuir para uma avaliação mais apurada dos córregos de cabeceira (Hering et al., 2004).

Neste estudo, nós avaliamos se a presença de macrófitas aquáticas influencia a composição e a estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Os córregos estudados são caracterizados pelo predomínio de

pastagem, nós esperamos que a presença de macrófitas devido ao desmatamento da vegetação ripária possa resultar em comunidades mais estáveis.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido em três córregos de baixa ordem (1ª ordem: Cana Dobrada, 2ª ordem: Matinha e Jacutinga) afluentes do rio Jacaré-Guaçu, que pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, região central do estado de São Paulo, no sudeste do Brasil. Essa bacia é fortemente afetada por atividades humanas, dominadas pelas culturas de laranja e cana-de-açúcar, e áreas de reflorestamento e pastagem (CETESB, 2007). O clima da região é caracterizado por inverno frio e seco e verão quente, com precipitação acentuada entre os meses de outubro a março, com temperatura média anual entre 22° a 25° C.

DESENHO AMOSTRAL

Para avaliar o efeito das macrófitas na estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, nós amostramos áreas com e sem macrófitas dentro dos córregos. Para avaliar a estabilidade das comunidades, nossa amostragem foi conduzida nas estações chuvosa (Fevereiro/2010) e seca (Julho/2010). Em cada córrego, um transecto de 100 metros foi selecionado e três pontos sorteados aleatoriamente. As áreas mais próximas desses pontos com e sem bancos de macrófitas foram selecionados como pontos amostrais (FIGURA 2.1).

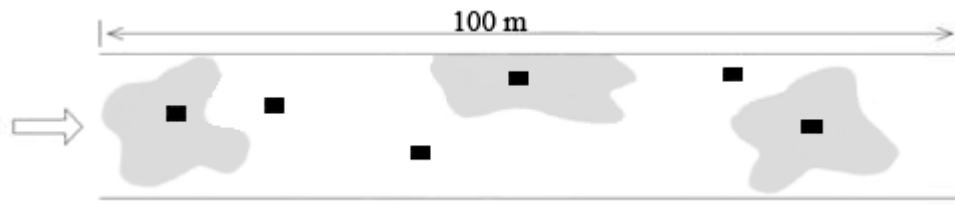


Figura 2.1. Esquema da amostragem realizada em cada um dos córregos. Os quadrados negros representam as três réplicas dos pontos amostrais inseridos em locais com e sem macrófitas.

Os macroinvertebrados foram amostrados em cada ponto utilizando um amostrador do tipo Surber com área de 0.09 m² e malha de tamanho de 250 µm (FIGURA 2.2), e fixados em formalina a 10%. Os conteúdos de cada amostragem foram cuidadosamente inseridos em sacos plásticos e fixados com uma solução de formol a 10% previamente preparada, sendo estes devidamente etiquetados, e levados para o laboratório. No laboratório, após a triagem, os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família. Trabalhos anteriores não encontraram diferenças significativas ao descrever os padrões das comunidades utilizando identificação ao nível de gênero ou família (King & Richardson, 2002; Bowman & Baile, 1997). A explicação mais plausível para isso é que espécies individuais dentro de determinadas famílias têm respostas coerentes e necessidades ecológicas parecidas (Marchant et al, 1995). Nós utilizamos diferentes chaves de identificação para os diferentes grupos: Tricoptera - Calor (2007), Plecoptera - Lecci & Froelich (2007), Ephemeroptera - Mariano (2007), Diptera - Pinho (2008), Odonata - Souza et al (2007), outros grupos - Mugnai et al (2010).

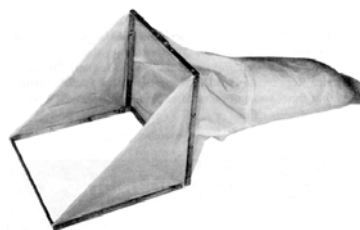


Figura 2.2. Amostrador tipo Surber, utilizado para coleta da fauna.

ANÁLISE DE DADOS

Para avaliar se a presença de macrófitas influenciava a estrutura das comunidades de macroinvertebrados, foram realizadas análises univariadas e multivariadas. As seguintes variáveis univariadas foram analisadas: riqueza de táxons estimada por rarefação, índice de Shannon não viciado (Chao & Shen, 2003), índice de Gini-Simpson (Jost, 2007), abundância total e abundância das espécies dominantes. Os dados de abundância foram transformados para logaritmo para se obter homogeneidade de variâncias. O desenho amostral envolveu dois níveis de replicação, então usamos um modelo ANOVA (Análise de Variância), considerando Córregos como efeito fixo (3 níveis, Cana Dobrada, Jacutinga e Matinha), Trecho aninhado em Córregos como efeito aleatório (3 níveis, sendo três trechos em cada córrego), e Macrófitas como um efeito fixo (2 níveis, com e sem macrófitas); o modelo resultante segue um modelo split-plot sem réplicas dentro de Trecho e, assim, nenhum efeito relacionado a Trechos pode ser analisado (Quinn & Keough, 2002). Na construção do teste *F*, o denominador para se testar o efeito de Córregos foi Trecho(Córregos), enquanto para se testar os efeitos de Macrófitas e a interação Córregos x Macrófitas, o denominador usado foi Trecho(Córregos) x Macrófitas (Quinn & Keough, 2002). Os efeitos foram analisados separadamente para cada estação.

Para testar se a composição das comunidades de macroinvertebrados era influenciada pela presença de macrófitas, foi usado um modelo PERMANOVA (Análise de Variância Multivariada por Permutação) similar ao modelo ANOVA descrito acima, com a mesma construção dos testes (Anderson, 2001). Os dados de abundância foram previamente transformados para logaritmo para equilibrar a contribuição de táxons raros e dominantes, e uma matriz de similaridade foi construída usando o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke, 1993). Para identificar quais

taxons foram responsáveis pelas diferenças observadas, nós usamos uma análise de percentual de similaridade (SIMPER), seguindo Clarke (1993). O modelo PERMANOVA foi ajustado usando-se o software PRIMER/PERMANOVA versão 6.0 (Anderson et al., 2008).

2.3 RESULTADOS

Um total de 5.034 indivíduos foram amostrados na estação chuvosa, e 4.358 na estação seca. Em ambos os períodos, o táxons dominantes foram Chironomidae (33,9% e 77,9% nas estações chuvosa e seca, respectivamente), Simuliidae (48,6% e 4,8%), Oligochaeta (8,1% e 5,5%) e Elmidae (1,03% e 3,3%). Outros táxons que representaram pouco mais de 1% dos indivíduos amostrados, incluem na estação chuvosa (Sphaeriidae, Nematoda) e seca (Hydropsychidae) (TABELA 2.1).

Tabela 2.1. Abundância relativa (em porcentagem) de taxons das comunidades de macroinvertebrados amostrados em áreas com e sem macrófitas em córregos rurais, na região central do estado de São Paulo, nas estações seca e chuvosa.

Estação Seca	Macrófitas		Estação Chuvosa	Macrófitas	
	com	sem		com	sem
Taxa					
Chironomidae	74.73	85.32	Simuliidae	52.57	14.07
Oligochaeta	4.44	7.91	Chironomidae	33.47	37.45
Simuliidae	6.74	0.23	Oligochaeta	7.17	16.35
Elmidae	4.63	0.15	Sphaeriidae	1.24	4.37
Hydropsychidae	2.73	0	Nematoda	0.67	9.13
Ceratopogonidae	0.36	2.28	Elmidae	0.58	4.94
Empididae	1.02	0.23	Thiaridae	0	9.13
Gomphidae	0.26	1.75	Libellulidae	0.95	0.38
Libellulidae	0.89	0.3	Ceratopogonidae	0.8	0.57
Baetidae	0.92	0.08	Polycentropodidae	0.55	2.09
Sphaeriidae	0.59	0.61	Hydropsychidae	0.55	0
Culicidae	0.72	0	Baetidae	0.44	0.19
Coenagrionidae	0.59	0.08	Empididae	0.24	0.19
Polycentropodidae	0.39	0.46	Hydrophilidae	0.2	0.38

Naucoridae	0.26	0	Gomphidae	0.16	0.38
Perlidae	0.23	0	Physidae	0.11	0
Hydroptilidae	0.13	0	Coenagrionidae	0.07	0.19
Pyralidae	0.1	0.08	Calopterygidae	0.07	0
Thiaridae	0	0.3	Naucoridae	0.04	0
Leptohyphidae	0.1	0	Hydrobiidae	0.02	0.19
Calopterygidae	0.07	0	Hirudinea	0.02	0
Hirudinea	0.03	0.08	Planorbidae	0.02	0
Caenidae	0.03	0	Caenidae	0.02	0
Chrysomelidae	0.03	0	Belostomatidae	0.02	0
Stratiomyidae	0	0.08			
Staphylinidae	0	0.08			

A presença de macrófitas influenciou significativamente a abundância total na estação chuvosa, com maior abundância registrada em todos os córregos (ANOVA: $F_{1,6}=30.79/ P=0.001$); contudo, diferenças significativas não foram registradas na estação seca (FIGURA 2.3 A). A abundância por réplica foi muito variável, assim como as estimativas de abundância em cada estação. Desta forma, calculamos a riqueza de táxons por rarefação para 7 indivíduos na estação chuvosa e 24 indivíduos na estação seca. Não foram encontradas diferenças na riqueza em áreas com e sem macrófitas, sendo encontradas diferenças apenas entre córregos na estação chuvosa ($F_{2,6}=8.25/P=0.019$). Na estação seca, observamos uma tendência para maior número de táxons em áreas com macrófitas ($F_{1,6} = 5.23/ P=0.062$) (FIGURA 2.3 B). Em relação ao índice de diversidade de Shannon, houve uma tendência a maiores valores em áreas sem macrófitas na estação chuvosa nos córregos Cana Dobrada e Matinha, mas esta tendência só foi significativa na estação seca ($F_{1,6}=13.57/P=0.010$). Já no córrego Jacutinga, não houve diferenças entre áreas com e sem macrófitas (FIGURA 2.3 C).

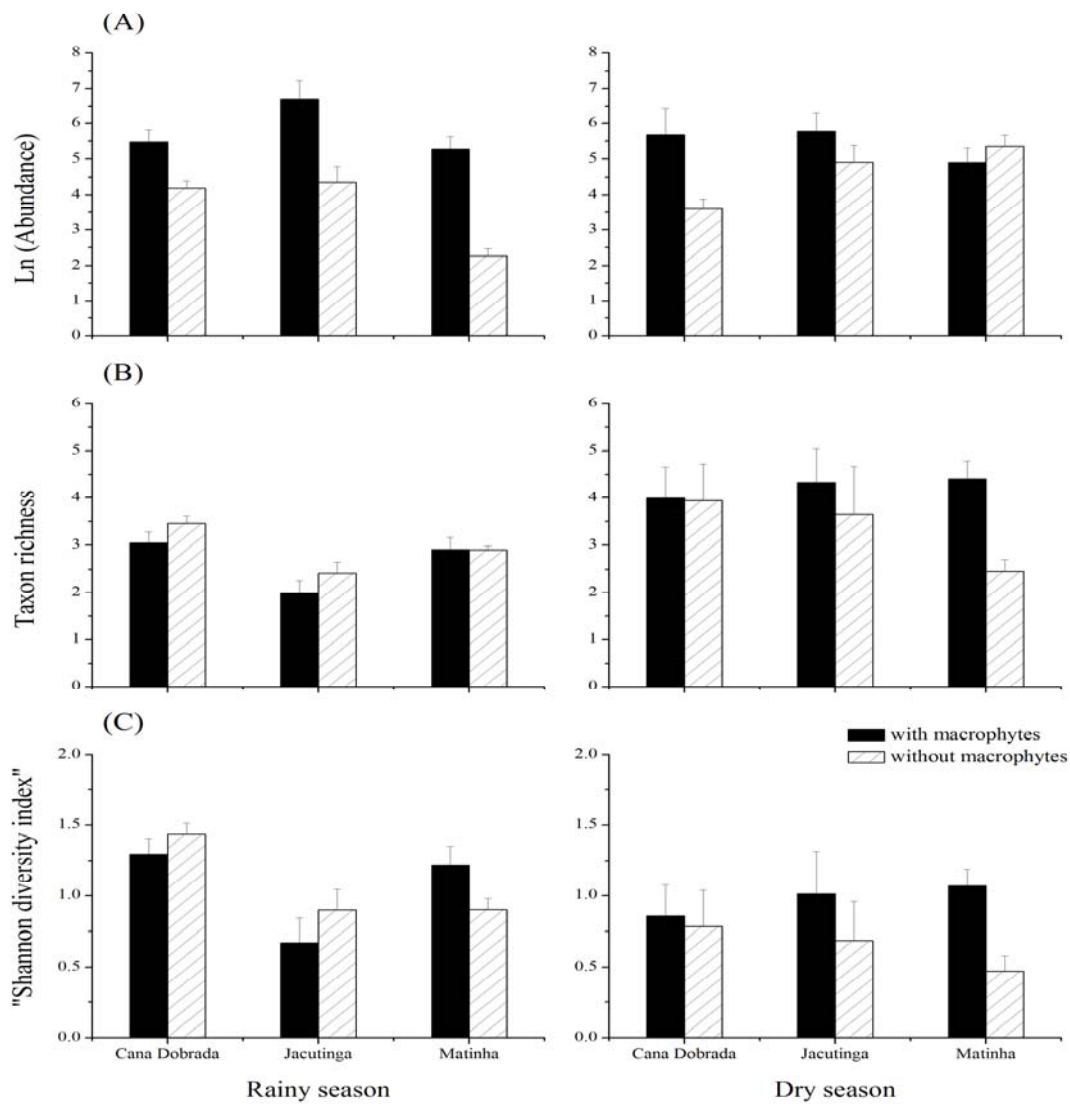


Figura 2.3. (A) Valores médios de abundância total de macroinvertebrados em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca; (B). Valores médios de riqueza de táxons de macroinvertebrados estimada por rarefação em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca; (C)Valores médios do índice de diversidade de Shannon em comunidades de macroinvertebrados em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca. As barras indicam o erro padrão (n = 3).

A mesma tendência verificada para o índice de diversidade de Shannon foi verificada para o índice de diversidade de Gini-Simpson, com maiores valores nas áreas sem macrófitas, com exceção do córrego Jacutinga ($F_{1,6}=8.56/ P=0.026$) (Figura 2.4).

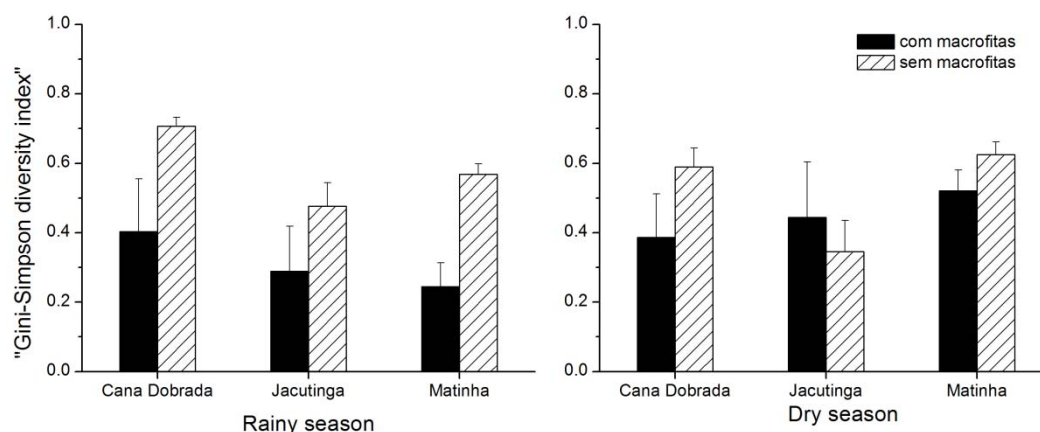


Figura 2.4. Valores médios do índice de diversidade de Gini-Simpson em comunidades de macroinvertebrados em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca. As barras indicam o erro padrão ($n = 3$).

Padrões de abundância foram largamente influenciados por uns poucos táxons. A abundância de Chironomidae foi significativamente maior em área com macrófitas na estação ($F_{1,6}=32.18/P=0.001$), enquanto na estação seca não foram encontradas diferenças significativas (FIGURA 2.5 A). Simuliidae foi também mais abundante em área com macrófitas na estação chuvosa, mas isso ocorreu apenas nos córregos Cana Dobrada e Jacutinga, resultando em uma interação significativa entre Córrego x Macrófitas ($F_{2,6}=12.55/P=0.007$) (FIGURA 2.5 B). O terceiro taxon dominante, Oligochaeta, não mostrou diferenças na abundância entre áreas com e sem macrófitas. Finalmente, Elmidae ocorreu em similar abundância entre áreas com e sem macrófitas na estação chuvosa, mas na estação seca maior abundância foi registrada em áreas com

macrófitas nos córregos Cana Dobrada e Jacutinga (interação: $F_{2,6}=5,45/P=0,045$) (FIGURA 2.5 C).

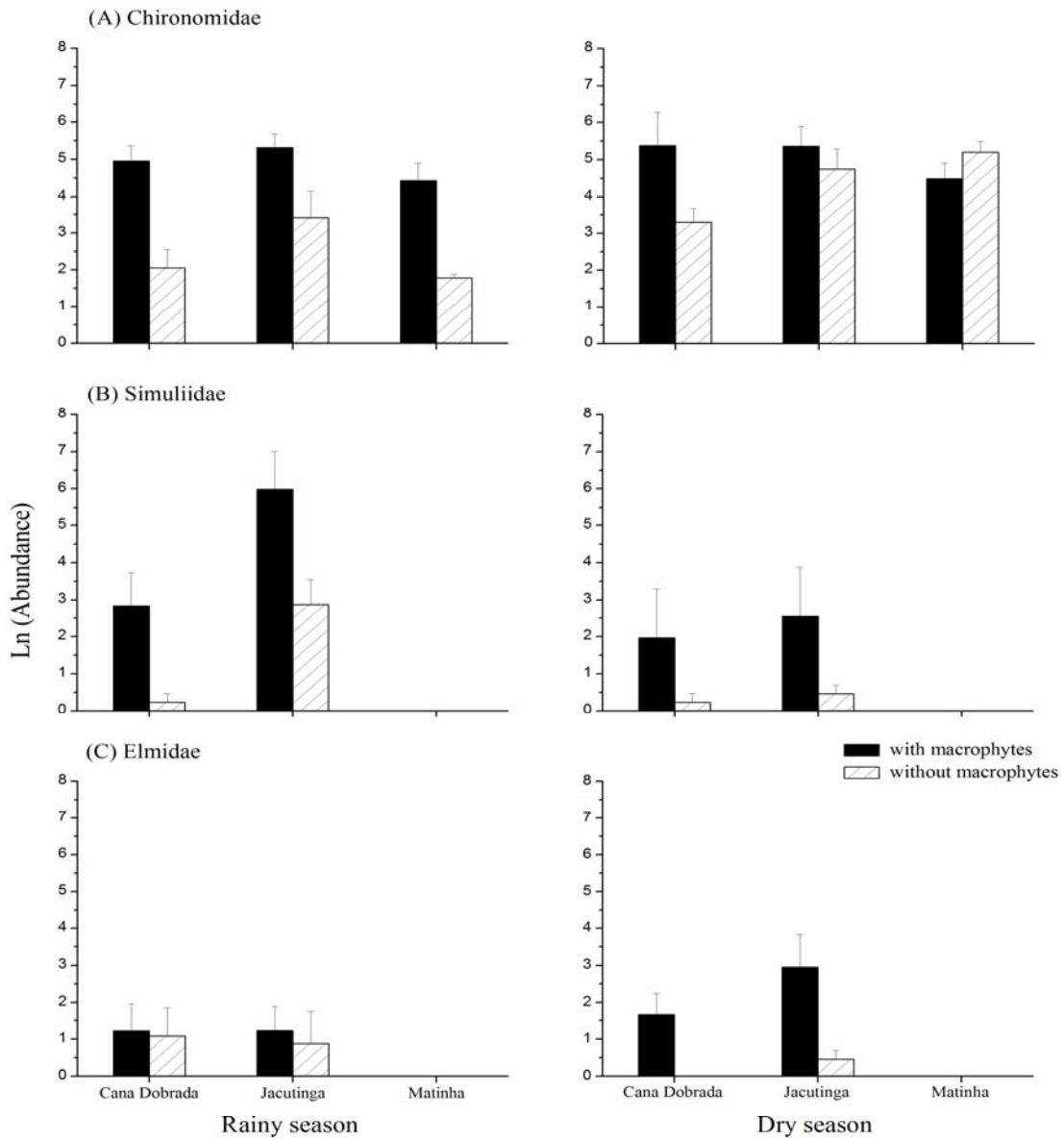


Figura 2.5. (A) Valores médios da abundância de Chironomidae em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca. (B) Valores médios da abundância de Simuliidae em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca. (C) Valores médios da abundância de Elmidae em áreas com e sem macrófitas nos córregos amostrados, nas estações chuvosa e seca. As barras indicam o erro padrão (n = 3).

A composição das comunidades de macroinvertebrados foi significativamente influenciada pela presença de macrófitas (FIGURA 2.6). Na estação chuvosa, a interação entre Córregos x Macrófitas foi significativa (TABELA 2.2), com claras diferenças entre áreas com e sem macrófitas nos córregos Cana Dobrada e Matinha, e pequenas diferenças no córrego Jacutinga (FIGURA 2.6). A análise SIMPER, indicou que as diferenças foram devido a maior abundância de todos os táxons nas áreas com macrófitas do córrego Cana Dobrada, com exceção de Thiaridae, Nematoda e Ceratopogonidae. Por outro lado, a interação não foi significativa na estação seca, e o efeito de Macrófitas foi significativo e similar em todos os córregos (TABELA 2.2, FIGURA 2.6). A análise SIMPER indicou que a maioria dos táxons presentes apresentou maior abundância em áreas com macrófitas, com exceção de Gomphidae e Sphaeriidae no córrego Jacutinga, e Ceratopogonidae e Chironomidae no córrego Matinha.

Tabela 2.2. Resultados da PERMANOVA comparando a composição das comunidades de macroinvertebrados em áreas com e sem macrófitas em córregos localizados na região de Ibitinga, região central do estado de São Paulo.

Fonte	Estação chuvosa				Estação seca		
	gl	QM	F	P	QM	F	P
Córregos	2	4982	6,319	0,003	3506	5,764	0,003
Trecho(Córregos)	6	788			608		
Macrófitas	1	5860	8,380	0,003	3907	4,632	0,016
Córregos x Macrófitas	2	2386	3,413	0,014	1476	1,750	0,122
Trecho(Córregos) x Macrófitas	6	699			843		

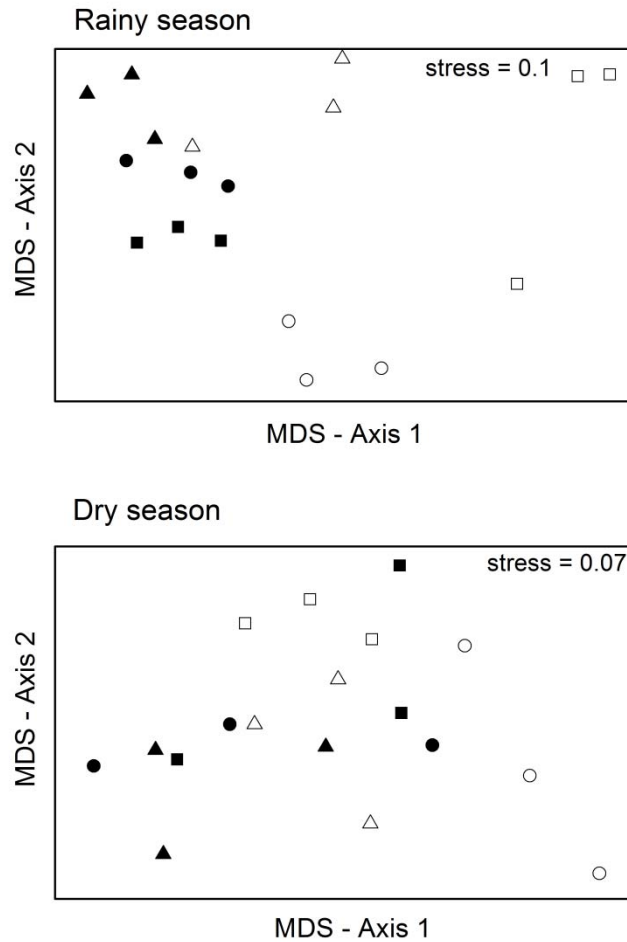


Figura 2.6. Resultados da Análise de Escalonamento Multidimensional (MDS) comparando as comunidades de macroinvertebrados encontradas em áreas com macrófitas (símbolos cheios) e sem macrófitas (símbolos vazios) em três córregos de Ibitinga, região central do estado de São Paulo, Cana Dobra (símbolos redondos), Matinha (símbolos quadrados) e Jacutinga (símbolos triangulares). Os valores de stress também são indicados.

2.4 DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo indicam que as macrófitas influenciam a estrutura e a composição das comunidades de macroinvertebrados de córregos tropicais rurais. Em geral, altas abundâncias foram registradas em áreas com macrófitas na estação chuvosa, mas baixa diversidade foi estimada nestas áreas devido a dominância de Chironomidae e Simuliidae na estação chuvosa, e Elmidae na estação seca.

A alta abundância registrada em áreas com macrófitas na estação chuvosa e as diferenças não significativas na estação seca sugerem que estas plantas possuem um importante papel como abrigo contra distúrbios. Os córregos estudados são largamente desmatados, e estão localizados em áreas rurais com domínio de pastagens. Estas mudanças no uso do solo podem resultar no aumento de frequência e magnitude das inundações após fortes chuvas, lavando o fundo dos córregos perturbando as comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Allan, 2004; Dolédec et al., 2006). De fato, a precipitação acumulada na área do estudo ao longo dos dez dias que antecederam a amostragem foi cerca de 175 mm (Departamento Agrícola e Ambiental de Ibitinga), possivelmente resultando em grandes distúrbios para o córrego. O aumento na complexidade fornecido pelas macrófitas resulta em relações positivas com os invertebrados (Rennie & Jackson, 2005), e macroinvertebrados podem colonizar preferencialmente este substrato que propicia maior estabilidade e proteção contra inundações (Taniguchi et al., 2003). Por outro lado, as fracas diferenças na abundância observadas na estação seca podem estar relacionadas com outros fatores. Não houve registro de precipitação no período próximo a amostragem, assim os córregos não apresentaram distúrbios diretos, apenas redução no fluxo. O baixo nível da água e a restrição alimentar neste período podem ter resultado na concentração de peixes predadores em áreas com vegetação aquática (Abelha et al., 2001; Casatti e al., 2001), reduzindo abundância de macroinvertebrados devido ao aumento no risco de predação (Werner et al., 1983).

As diferenças registradas nos padrões de diversidade ocorreram principalmente devido a diferenças na riqueza de táxons entre as áreas com e sem macrófitas. Os córregos estudados possuem pouca cobertura vegetal e estão inseridas em paisagens

dominadas por pastagem, condições que favorecem o desenvolvimento de macrófitas devido ao aumento de radiação (Fletcher et al., 2000). Contudo, as condições de uso do solo também favorecem a alta frequência e magnitude de distúrbios hidrológicos tais como inundações, que podem alterar os padrões da estrutura das comunidades (McCabe & Gotelli, 2000). Inundações podem eliminar táxons de macroinvertebrados localmente, se tais eventos ocorrerem durante os estágios de vida sensível com frequência tal que apenas táxons resistentes, com dispersão rápida e habilidades de colonização, podem persistir (Allan, 2004). Assim, o número similar de táxons encontrados em áreas com e sem macrófitas pode ser devido a apenas taxons tolerantes aos distúrbios são encontrados nos córregos estudados. Em acordo, mais táxons foram encontrados na estação seca, devido à lacuna de distúrbios. Padrões de alta abundância e baixa riqueza de táxons, característica de táxons colonizadores, já foram encontrados em córregos localizados em pastagem dominada por microbacias (Hepp et al., 2010).

A composição das comunidades de macroinvertebrados foi diretamente influenciada pela presença de macrófitas, principalmente devido ao aumento na abundância de táxons quando comparadas as áreas sem essas plantas. Macrófitas aumentam a estabilidade das comunidades da comunidade fornecendo abrigo contra distúrbios, assim aumentando a abundância dos macroinvertebrados. Embora forneça poucos recursos alimentares diretos (Bunn et al., 1997) a arquitetura destas plantas favorecem o acúmulo alimentar (Warfe & Barmuta, 2004) e aumentam as taxas de encontro predadores e presas. Assim, macrófitas também aumentam a disponibilidade de alimentos para os macroinvertebrados, resultando em diferenças na composição das comunidades. Kikuchi & Uieda (2005) também relacionaram a densidade de macroinvertebrados com o fluxo da água e a disponibilidade de alimentos.

Em conclusão estes resultados sugerem que macrófitas podem influenciar as comunidades de macroinvertebrados, aumentando a estabilidade em córregos rurais que são submetidos a maior intensidade e frequência de inundações devido ao desmatamento das zonas ripárias e conversão para áreas de pastagem. Contudo, se estas plantas são usadas principalmente por táxons oportunistas, resultando em menor diversidade nestas áreas. Assim, embora as macrófitas em córregos degradados possa aumentar a complexidade do habitat, elas não necessariamente aumentam a diversidade da comunidade. Além disso, bancos de macrófitas também atuam como barragens de sedimentos, especialmente em córregos rurais, o que pode resultar em grandes mudanças na hidrologia e morfologia do canal (Bunn et al., 1998). Estes depósitos resultam ainda na formação de uma comunidade distinta, adaptada a estas novas condições, influenciando os padrões naturais de distribuição (Vannote et al., 1980), podendo levar a significativas mudanças no funcionamento ecossistêmico. Assim, mais estudos são necessários para compreender como as macrófitas influenciam o funcionamento dos ecossistemas em córregos degradados.

2.5 REFERENCIAS

Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A., Goulart, E., (2001) Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scient.* 23,425-434.

Allan, J.D., (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35,257-284.

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

- Anderson, M.J., Gorley, R.N., Clarke, K.R., (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P. Thomas, S. & Moreteau, J.C., (1998) Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia* 389: 73–88.
- Bogut, I., Vidaković, J., Palijan, G., & Cerba, D., (2007) Benthic macroinvertebrates associated with four species of macrophytes. *Biologia Bratislava* 62(5): 600–606.
- Bowman, M.F., Baile, R.C., (1997) Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1802–1807.
- Bunn, S.E., Davies, P.M., Kellaway, D.M., (1997) Contributions of sugar cane and invasive pasture grass to the aquatic food web of a tropical lowland stream. *Marine Freshwater Res.* 48, 173-179.
- Bunn, S.E., Davies, P.M., Kellaway, D.M., Prosser, I.P., (1998) Influence of invasive macrophytes on channel morphology and hydrology in an open tropical lowland stream, and potential control by riparian shading. *Freshwater Biol.* 39, 171-178.
- Calor, A.R., (2007) Tricoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.
- Casatti, L., Langeani, F., Castro, R.M., (2001) Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotrop.* 1(1) <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>.

Carpenter, S.R., Lodge, D.M., (1986) Effects on submersed macrophytes on ecosystem process. *Aquat. Bot.* 26, 341-370.

CETESB, (2007) Relatório da qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo – São Paulo. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2v. 327.

Chao, A., Shen, T.J., (2003) Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. *Environ. Ecol. Stat.* 10, 429-443.

Clapcott, J.E., Bunn, S.E., (2003) Can C₄ plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? *Freshwater Biol.* 48, 1105-1116.

Clarke, K.R., (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117-143.

Dolédec, S., Phillips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H., Townsend, C.R., (2006) Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25, 44-60.

England, L.E., Rosemond, A.D., (2004) Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. *Freshw. Biol.* 49, 721-734.

Fletcher, D.E., Wilkins, S.D., McArthur, J.V., Meffe, G.K., (2000) Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater. *Ecol. Eng.* 15, 67-78.

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

Harrison, S.S.C., Bradley, D.C. & Harris, I.T., (2005) Uncoupling strong predator-prey interactions in streams: the role of marginal macrophytes. *Oikos* 108: 433-448.

Hepp, L.U., Milesi, S.V., Biasi, C., Restello, R.M., (2010) Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* 27, 106-113.

Hering, D., Meier, C., Rawer-Jost, C., Feld, C.K., Biss, R., Zenker, A., Sundermann, A., Lohse, S., Bohmer, J., (2004) Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologica* 34, 398-415.

Hooper, D.U., Chapin, III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, J.A.J., (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecol. Monogr.* 75, 3-35.

Jost, L., (2007) Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology* 88(10): 2427-2439.

Karr, L.R., Schlosser, I., (1978) Water resources and land-water interface. *Science* 201, 229-234.

King, R.S., Richardson, C.J., (2002) Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 21, 150-171.

Kikuchi, R.M., Uieda, V.S., (2005) Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomol. Vectores* 12, 193-231.

Lecci, L.C. & Froelich, C.G., (2007) Plecoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.

Madsen, J.D.;Chambers, P.A.; James, W.F.; Koch, E.W.; Westlake, D.F., (2001) The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444: 71-84.

Maltchik, L. & Medeiros, E.S.F., (2006) Conservation importance of semi-arid streams in North-eastern Brazil: implications of hydrological disturbance and species diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 665-677.

Marchant, R., Barmuta, L.A., Chessman, B.C. (1995) Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 46, 501-506.

Mariano, R., (2007) Ephemeroptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.

McCabe, D.J., Gotelli, N.J., (2000) Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates. *Oecologia* 124, 270-279.

Menninger, H.L., Palmer, M.A., (2007) Herbs and grasses as allochthonous resource in open-canopy headwater streams. *Freshwater Biol.* 52, 1689-1699.

Mugnai, R., Nessimian, J.L. & Baptista, D.F., (2010) Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. - 1. Ed. - Rio de Janeiro; Technical Books.

Nessimian, J.L., Venticinque, E.M., Zuanon, J., Marco Jr, P., Gordo, M., Fidelis, L., Batista, J. D., Juen. L., (2008) Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614, 117-131.

Neiff, A.P. & Neiff, J.J.,(2006) Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven em plantas flotantes de la planície de inundación del rio Paraná. *Interciencia* 31:220-225.

Pinho, L.C., (2007) Diptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.

Quinn, G. P., Keough, M. J., (2002) Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge: Cambridge University Press.

Quinn, J.M., Cooper, A.B., Davies-Colley, R.J., Rutherford, J.C., Williamson, R.B., (1997) Land use effects on habitat, water quality, periphyton, and benthic invertebrates in Waikato, New Zealand, hill-country streams. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.* 31, 579-597.

Rennie, M.D., Jackson, L.J., (2005) The influence of habitat complexity on littoral invertebrate distributions: patterns differ in shallow prairie lakes with and without fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 2088-2099.

Roth, N.E, Allan, J.D., Erickson, D.L., (1996) Landscape influence on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecol.* 11, 141-156.

Smith, J., Samways, M.J., Taylor, S., (2007) Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodivers. Conserv.* 16, 2695-2713.

Souza, L.O.I., Costa, J.M. & Oldrini, B.B., (2007) Odonata. *In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.* Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>.

Sweeney, B.W., (1993) Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern north America. *P. Acad. Nat. Sci. Phila.* 144, 291-340.

Taniguchi, H., Nakano, S., Tokeshi, M., (2003) Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biol.* 48, 718-728.

Thompson, R.M., Townsend, C.R., (2004) Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organization, and food-web structure. *New Zeal. J. Mar. Fresh. Res.* 38, 595-608.

Townsend, C.R., (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8, 36-50.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., (1980) The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37, 130-137.

Warfe, D.M., Barmuta, L.A., (2004) Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia* 141, 171-178.

Warfe, D.M. & Barmuta, L.A., (2006) Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141-154.

Werner, E.E., Gilliam, J.F., Hall, D.J., Mittelbach, G.G., (1983) An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* 64, 1540-1548.

3.CAPITULO II

EFEITO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NA PREDACÃO DE MACROINVERTEBRADOS POR PEIXES EM CÓRREGOS TROPICAIS

RESUMO

A predação é uma interação que possui importância central na ecologia, pois é fator chave em governar padrões de sistemas naturais. No entanto, substratos que forneçam refúgios e alterem os efeitos dessa interação. Dessa forma, testamos a hipótese que a disponibilidade de habitats gerada pelas macrófitas aquáticas influencie a interação entre predadores (peixes) e presas (macroinvertebrados), e os padrões de colonização das comunidades de macroinvertebrados. Para avaliar essa interferência, utilizamos uma abordagem experimental com 4 diferentes tipos de gaiolas de exclusão inseridas em locais com e sem macrófitas. De maneira geral, a abundância dos táxons de macroinvertebrados foi influenciada pela associação entre macrófitas e predadores. Além disso, os resultados evidenciam que fatores que influenciam as comunidades de peixes, podem ter efeitos diversos nas comunidades de macroinvertebrados, sugerindo cautela no uso de macroinvertebrados para fins de biomonitoramento. O presente trabalho destaca a importância em considerar as interações da fauna aquática, para melhor compreensão dos efeitos antrópicos nas interfaces da zona ripária.

Palavras-chave: predação, refúgios, peixes, macroinvertebrados, macrófitas aquáticas

3.1 INTRODUÇÃO

A predação é uma interação biológica de importância central na ecologia por atuar como fator chave ao governar os padrões de sistemas naturais (Sih et al., 1998). Isso ocorre, uma vez que, predadores atuam direta e/ou indiretamente sobre a população de suas presas (Orrock et al., 2008), influenciando assim, a distribuição de espécies e a sobreposição de recursos (Grossman et al., 1998). Em sistemas aquáticos lóticos, a heterogeneidade de habitats age diretamente sobre essa interação, (Townsend, 1989) principalmente por fornecer refúgios que reduzem a pressão de predação (Harrison et al., 2005). Entretanto, apesar da ligação existente entre a complexidade das cadeias alimentares e a disponibilidade de habitats, (Saha et al, 2009), pouco sabemos sobre a relação entre os efeitos de predação, substrato e refúgios nesses sistemas (Flecker and Allan, 1984).

A crescente conversão das paisagens ribeirinhas em áreas de uso agrícolas e pastagens, resulta em mudanças nos processos de entrada e retenção de material (ausência de galhos e folhas) e nos padrões de fluxo no canal (Allan & Flecker, 1993; Sweeney et al., 2004). Essas mudanças levam a redução na qualidade e disponibilidade de habitats para a fauna aquática, (Allan, 2004; Thompson & Townsend, 2004). Por outro lado, a retirada da cobertura vegetal, pode resultar em diferentes efeitos devido ao aumento da entrada de luz: além de alterar a disponibilidade de alimento através do desenvolvimento de perífiton (Masifwa et al., 2001), pode favorecer o desenvolvimento de bancos de macrófitas aquáticas (alta dependência de incidência luminosa) (Fletcher et al., 2000; Clapcott & Bunn, 2003). Contudo, como tais mudanças nos processos ecossistêmicos, atuam sobre as interações da fauna aquáticas ainda são pouco compreendidas.

Em seu estudo Diehl, (1995) observou que a eficiência alimentar dos peixes predadores é geralmente reduzida em ambientes que restringem seus movimentos e obscurecem a visão, podendo levar ao aumento da abundância e riqueza das presas. Sendo assim, as macrófitas aquáticas, comuns em córregos tropicais de pastagens, podem, através de suas partes aéreas, raízes e rizomas, aumentar a complexidade estrutural dentro do canal (Schramm & Jirka, 1989) e reduzir a vulnerabilidade das presas (Saha et al, 2009). A redução de vulnerabilidade, ocorre, pois, essas plantas atuam como refúgios que impedem altas densidades de predadores e reduz o sucesso de forrageio (Harrison et al, 2005). Sendo assim, essas plantas, podem modificar a eficiência da predação e a seleção de presas, influenciando a dinâmica alimentar (Warfe e Barnuta, 2004), e a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos. No entanto, poucos trabalhos se atentam para a influência das macrófitas aquáticas sobre as interações biológicas dentro do canal. A compreensão dessas interações pode resultar em importantes conhecimentos em como bancos de macrófitas influenciam os processos ecossistêmicos em córregos tropicais com modificações antrópicas em suas margens.

Aqui, através de um experimento de exclusão, nós avaliamos a influencia da presença de bancos de macrófitas na colonização das comunidades de macroinvertebrados e na interação presa vs predador, entre macroinvertebrados e peixes. Nós esperamos encontrar maior riqueza e abundância de macroinvertebrados nos locais com macrófitas. Além disso, esperamos encontrar também, maior densidade e riqueza de organismos em locais de exclusão de predadores.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido em dois córregos de baixa ordem (1ª ordem: Cana Dobrada, 2ª ordem: Matinha), afluentes do rio Jacaré-Guaçu, que pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Tiete, região central do estado de São Paulo, no sudeste do Brasil. Essa bacia é fortemente afetada por atividades humanas, dominadas pelas culturas de laranja e cana-de-açúcar, e áreas de reflorestamento e pastagem (CETESB, 2007). O clima da região é caracterizado por inverno frio e seco e verão quente, com precipitação acentuada entre os meses de outubro a março, com temperatura média anual entre 22° a 25° C.

FAUNA DE PEIXES

Para avaliar o efeito da predação de peixes sobre as comunidades de macroinvertebrados, foi necessário o levantamento da fauna desses organismos, nos córregos onde conduzimos o experimento. No córrego Cana Dobrada foram encontradas oito espécies de peixes, em um total de 67 indivíduos. Esse córrego apresentou; dominância dos consumidores de insetos aquáticos *Imparfinis mirini* (Haseman, 1911) e *Gymnotus sp.* (juntos, 56% da abundância total de peixes amostrados), do detritívoro *Hypostomus ancistroides* (Ihering 1911) (16% da abundância total) e do onívoro *Astyanax altiparanae* (Garutti & Britski 2000) (16% do total de indivíduos) (Nassin, 2009) (TABELA 3.1).

Um total de 225 indivíduos, distribuídos em nove espécies, foram amostrados no córrego Matinha. Nesse córrego, foram dominantes; o consumidor de insetos terrestres de *Hyphessobrycon anisitsi* (Eigenmann 1907) (28% da abundância total), o detritívoro *Poecilia reticulata* (Peters 1860) (27% dos indivíduos amostrados), os onívoros *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard 1824) e *A. altiparanae* (juntos, 29% da

abundância total), e do consumidor de insetos aquáticos *Corydoras aeneus* (Gill 1858) (9% dos indivíduos totais coletados) (Nassin 2009) (TABELA 3.1). A lista completa de peixes encontrada em cada um dos córregos está relacionada na TABELA 3.1 a seguir.

Tabela 3.1. Espécies de peixes e suas respectivas abundâncias encontradas nos dois riachos do trabalho. Retirada do trabalho de Nassin, (2009).

Ordem	Familia	Espécie	CanaDobrada	Matinha
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i>	11	41
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	0	3
	Characidae	<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	0	64
	Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i>	0	1
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras aeneus</i>	3	21
	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i>	11	0
	Heptapteridae	<i>Imparfinis mirini</i>	29	0
	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.	1	0
Perciformes	Cichlidae	<i>Crenicichla britskii</i>	1	0
	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	2	25
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phalloceros harpagos</i>	0	4
	Poeciliidae	<i>Poecilia reticulata</i>	0	61
Gymnotiformes	Gymnotidae	<i>Gymnotus</i> sp.	9	5
Abundância Total			67	225

DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Tratamentos experimentais

O objetivo deste experimento foi determinar se as macrófitas aquáticas influenciam as comunidades de macroinvertebrados e os efeitos da predação de peixes na estruturação destas comunidades. Para isso, examinamos os padrões de colonização de macroinvertebrados, em uma bolsa de substrato foliar, em dois tipos de substrato (com e sem macrófitas) e em gaiolas que permitiam diferentes tipos de acesso aos predadores e as presas. Quatro tratamentos foram estabelecidos usando estas gaiolas: (A) gaiola aberta controle, sem malha, (B) gaiola parcial, com malha de 250 μ m no

fundo e em duas das quatro laterais, para controle do efeito da malha, (C) gaiola de exclusão total, com malha de 250 μ m, excluindo peixes e macroinvertebrados, (D) gaiola de exclusão parcial, com malha de 5mm, excluindo peixes mas permitindo o acesso dos macroinvertebrados (FIGURA 3.1).

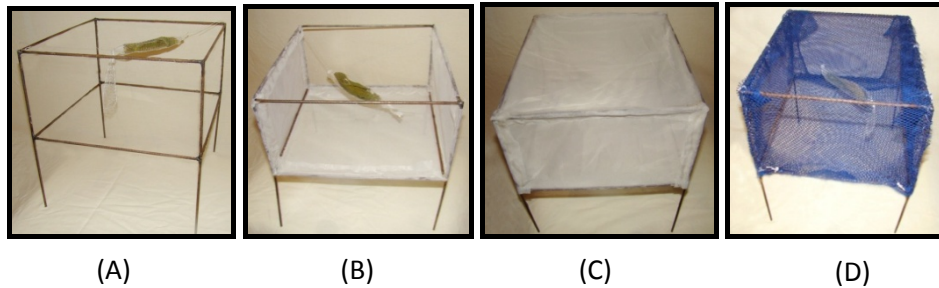


Figura 3.1. Imagens das gaiolas que correspondiam a cada tratamento. Da esquerda para a direita, observamos as gaiolas do experimento (A) gaiola aberta, sem malha;(B) gaiola parcial, com malha de 250 μ m no fundo e em duas laterais, controle do efeito da malha; (C) gaiola de exclusão total, com malha de 250 μ m, excluindo peixes e macroinvertebrados;(D) gaiola de exclusão parcial, com malha de 5mm, excluindo peixes mas permitindo o acesso dos macroinvertebrados.

As gaiolas (dimensão de 30x30x15cm) foram construídas com pés de barra de ferro que facilitavam sua fixação no leito do riacho. Nós fixamos as malhas das gaiolas com linha de pesca e cola de silicone. Cada gaiola continha uma bolsa de substrato foliar para colonização (10X15cm), com 8g de folhas de *Hedychium coronarium*, (J. König) (Zingiberaceae), conhecida popularmente, como Lírio do Brejo.

Escolha do substrato e tempo de permanência do experimento

O substrato recebeu especial atenção, uma vez que, o uso de substratos pode interferir na relação entre presas e predadores (Flecker e Townsend, 1994) e historicamente, tem sido considerado um dos mais importantes fatores na distribuição de macroinvertebrados aquáticos (Wise & Molles Jr., 1979). A composição química foliar e a concentração de nutrientes das folhas, podem também interferir na colonização, e diferentes espécies de plantas podem ter diferente fauna associada

(Janke & Trivinho-Strixino, 2007). Além disso, a sucessão degradativa dos detritos foliares, utilizados como substrato de colonização, pode ser uma das principais forças em determinar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados a esses recursos (Moretti, 2005).

Sendo assim, antes de escolher o substrato para a bolsa foliar de colonização, no intuito de obter resultados condizentes com a comunidade de macroinvertebrados dos córregos e não apenas responder aos colonizadores iniciais ou parte da comunidade, realizamos testes onde comparamos; (A) a colonização da espécie do estudo (abundante nas margens dos córregos estudados) e a espécie *Talauma ovata* St. Hil. (Magnoliaceae) (recurso reconhecidamente de alta qualidade para macroinvertebrados) (Janke & Trivinho-Strixino, 2007); (B) tempo ideal de fixação do substrato (10, 20 ou 30 dias). Não encontramos diferenças significativas entre a qualidade dos substratos foliares testados e o tempo de colonização. Assim, selecionamos o substrato mais abundante na região (Lírio do Brejo) e o tempo de permanência de 30 dias. Ainda na tentativa de ser o mais fiel possível ao substrato comum aos organismos do estudo, utilizamos 8g de folhas, uma vez que, após pesarmos 50 folhas da espécie, observamos que o valor correspondia a massa úmida média de uma folha de Lírio do Brejo (Figura 3.2).



(A)



(B)

Figura 3.2. (A) Uma folha de *Hedychium coronarium*, popularmente conhecida como, Lírio do Brejo; (B) bolas de substrato de colonização com a folha de lírio do Brejo.

Delineamento experimental

O efeito da variabilidade hidrológica sobre os recursos alimentares é um fator que também deve ser considerado na análise das relações tróficas (Esteves & Aranha, 1999). Assim, no intuito de avaliar a estabilidade da comunidade, o experimento foi realizado em duas estações do ano, chuvosa (fevereiro/março de 2010) e seca (julho/agosto de 2010), em ambos os riachos. Cada tratamento foi replicado por três vezes em cada um dos riachos. Dessa forma nosso delineamento experimental consistiu em 4 tipos de tratamentos em 2 tipos de substrato (com e sem macrófitas), cada combinação com 3 réplicas (trechos) em 2 riachos (Matinha e Cana Dobrada), sendo o experimento repetido nas estações seca e chuvosa (FIGURA 3.3).

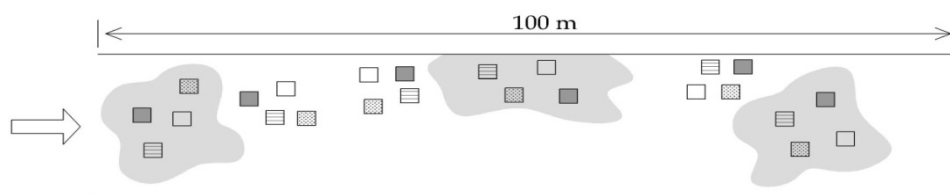


Figura 3.3. Esquema da distribuição das gaiolas em cada riacho. Representando os 4 tratamentos (tipos de gaiolas), os dois tipos de substrato (com e sem macrófitas) e as 3 réplicas em cada riacho.

No final do experimento, as bolsas de substratos foram removidas e inseridas em sacos plásticos devidamente etiquetados contendo solução de formol a 10% para a preservação imediata dos organismos. No laboratório, os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família. Trabalhos prévios mostraram que a identificação taxonômica no nível de gênero não forneceu diferenças significativas em descrever os padrões da comunidade quando comparados a maiores níveis de identificação taxonômica como o nível de família (King & Richardson, 2002; Bowman & Baile, 1997).

A explicação mais plausível para isso é que espécies individuais dentro de determinadas famílias têm respostas coerentes e necessidades ecológicas parecidas (Marchant et al., 1995). Nós utilizamos diferentes chaves de identificação para os diferentes grupos: Tricoptera - Calor (2007), Plecoptera - Lecci & Froelich (2007), Ephemeroptera - Mariano (2007), Diptera - Pinho (2008), Odonata - Souza et al (2007), outros grupos - Mugnai et al (2010).

ANÁLISE DE DADOS

Nós avaliamos o efeito da presença de macrófitas e da predação na estrutura das comunidades de macroinvertebrados para cada córrego em cada estação do ano usando um modelo de Análise de Variância (ANOVA) de parcelas subdividas (split-plot), seguindo Gotelli & Ellison (2011). O tratamento entre parcelas era a presença ou ausência de macrófitas, enquanto o tratamento dentro de parcelas era a exclusão por peixes. Quando os efeitos foram significativos, usamos o teste de Student-Newman-Keuls para verificar quais médias diferiam entre si.

Utilizamos como estimadores de diversidade a riqueza de táxons, a diversidade de Shannon, a diversidade de Simpson e a abundância total. As abundâncias foram transformadas para a escala logarítmica para se obter homogeneidade de variâncias. O índice de diversidade de Shannon foi estimado de acordo com seu estimador não-paramétrico para retirar o efeito de diferenças de esforço de amostragem conforme Chao & Shen (2003a):

$$\hat{H} = -\sum_{k=1}^n f_k \frac{(k(1 - f_1/n)/n) \log[k(1 - f_1/n)/n]}{1 - [1 - k(1 - f_1/n)/n]^n}$$

onde f_k = número de espécies com k indivíduos na amostra. O índice foi calculado através do programa estatístico SPADE (Species Prediction And Diversity Estimation)

desenvolvido por Chao e Shen (2003b). Analisamos os modelos ANOVA com o programa estatístico STATISTICA 7.

Para avaliar diferenças na composição da fauna entre os tratamentos, analisamos a abundância dos táxons previamente transformada para logaritmo e estimamos a matriz de similaridade usando o índice de Bray Curtis. A partir desta matriz, ajustamos um modelo split-plot de Análise de Variância Multivariada por Permutação (PERMANOVA) similar ao modelo ANOVA descrito acima segundo Anderson (2001). As análises foram realizadas usando o programa estatístico Primer/Permanova 6.0. Os táxons responsáveis pela dissimilaridade encontrada entre os tratamentos foram identificados por análise SIMPER (Clarke 1993).

3.3 RESULTADOS

Ao final do experimento, um total de 4.731 indivíduos foram amostrados. A abundância média de organismos em cada gaiola variou entre 26 e 82, dependendo do tratamento. Nós encontramos organismos distribuídos em 22 táxons diferentes, entre Diptera, Trichoptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Odonata e Hemiptera (Classe Insecta), além de Oligochaeta, Bivalvia, Hirudinea e Tricladida (TABELA 3. 2). Muitos dos táxons foram raros, sendo os táxons dominantes Chironomidae (75,1% do total), Simuliidae (10,7% do total, mas com ocorrência apenas no córrego Cana Dobrada) e Oligochaeta (9,0% do total). O riacho Matinha, em ambas as estações, apresentou baixa riqueza de táxons em comparação ao riacho Cana Dobrada. (TABELA 3.2).

Tabela 3.2. Táxons de macroinvertebrados encontrados no trabalho e respectivas abundâncias totais em cada riacho.

Familia	Matinha (chuva)	Matinha (seca)	Cana Dobrada (chuva)	Cana Dobrada (seca)
Chironomidae	879	893	732	1048
Simulidae	0	0	485	20
Empididae	0	0	26	16
Ceratoponidae	1	0	2	5
Oligochaeta	103	43	100	182
Hirudinea	0	8	0	0
Libellulidae	7	0	0	0
Gomphidae	0	0	1	0
Calopterigidae	0	0	1	0
Coenagrionidae	5	1	1	0
Sphaeriidae	1	0	0	10
Notoridae	0	0	2	0
Dytiscidae	0	0	1	0
Elmidae	0	0	43	8
Baetidae	0	0	12	4
Caenidae	0	0	0	2
Hydropsychidae	0	0	33	19
Polycentropodidae	0	0	17	1
Planorbidae	0	0	4	0
Planaria	0	11	0	0
Belostomatidae	0	0	0	1
Naucoridae	0	0	0	3

Durante a estação chuvosa, perdemos nove gaiolas experimentais no córrego Cana Dobrada, ou por serem arrancadas do leito ou por serem totalmente assoreadas. Isso pode ter influenciado as análises, resultando num delineamento desbalanceado, e a análise pode ter perdido poder já que todas as combinações cruzadas de tratamentos devem estar representadas no delineamento (Gotelli e Ellison, 2011). Dessa forma, é possível que a ausência de padrões observada na estação chuvosa no Córrego Dobrada, seja decorrente da ausência dessas combinações.

Composição da Comunidade de Macroinvertebrados

A composição da fauna de macroinvertebrados foi significativamente influenciada, apenas pelas gaiolas de tratamentos experimentais, no córrego Cana Dobrada na estação seca. Neste caso, a gaiola de exclusão total (sem predadores e presas) diferiu da gaiola aberta controle ($P=0.0253$ /dissimilaridade de 42%), assim como o esperado. Os principais táxons responsáveis por essa dissimilaridade foram; Oligochaeta (contribuindo com 23,76%), Chironomidae (com 17,90%) e Empididae (11,82%). A gaiola de exclusão total, assim como o esperado, também diferiu da gaiola de malha parcial, utilizada como controle do efeito da malha ($P=0.0152$ /dissimilaridade de 35%); os principais táxons responsáveis pela dissimilaridade foram; Oligochaeta (38,35%); Chironomidae (16,51%); Empididae (10,43%) e Hydropsychidae (10,13%). (TABELA 3.3).

Tabela 3.3. Resultados da PERMANOVA avaliando o efeito de macrófitas e da exclusão de peixes na Composição da fauna. No córrego Cana Dobrada durante o período chuvoso foram perdidas 9 amostras, resultando nos seguintes graus de liberdade: Erro 1 = 1, Erro 2 = 4 e na ausência de valores (-). * P < 0,05, ** P < 0,01, *** P < 0,001.

Fonte	Matinha(chuva)			Matinha(seca)			Cana Dobrada(chuva)			Cana Dobrada(seca)		
	gl	QM	F	gl	QM	F	gl	QM	F	gl	QM	F
Trecho(T)	2	577,47	2,925	2	165,31	4,236	2	-	-	2	224,96	0,898
Substrato(S)	1	461,74	2,339	1	165,81	4,249	1	-	-	1	312,83	1,248
(T) x (S)	2	197,45		2	39,026		1	-	-	2	250,59	
Gaiola (G)	3	867,67	1,481	3	650,12	1,636	3	-	-	3	1285,1	2789*
(S) x (G)	3	568,91	0,971	3	60,073	0,151	3	-	-	3	961,59	2,087
Erro 2	12	585,72		12	397,43		4	-	-	12	460,81	

Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados

Abundância. - A interação entre presença de macrófitas e exclusão de predadores, apresentou efeito significativo sobre a abundância de macroinvertebrados. Isso aconteceu no Córrego Cana Dobrada na estação seca. Neste caso, observamos menor abundância de macroinvertebrados nas gaiolas de exclusão parcial (exclusão de peixes), em locais com macrófitas ($F_{3,12}= 5.9/ P < 0,01$). Já no córrego Matinha, observamos na estação chuvosa, diferenças significativas na abundância de macroinvertebrados entre as gaiolas de tratamentos experimentais. Neste caso, a gaiola de exclusão total (exclusão peixes e macroinvertebrados), apresentou menor abundância de organismos ($F_{3,12}=6.69/ P < 0,01$) (FIGURA 3.4).

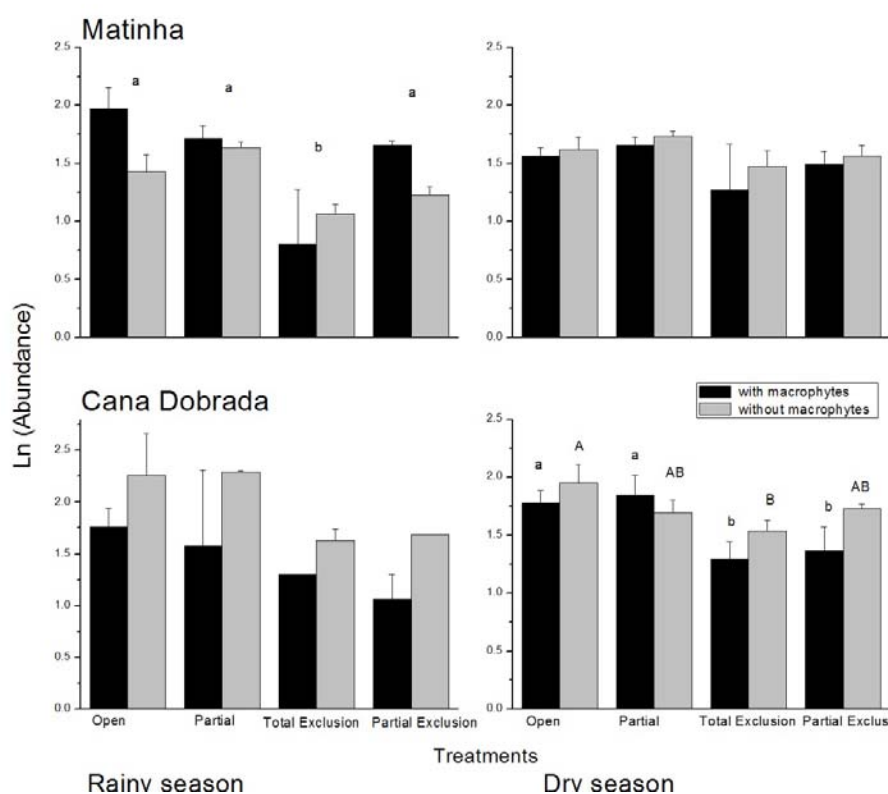


Figura 3.4. Abundância média de táxons de macroinvertebrados nos diferentes tipos de gaiola de exclusão nos córregos e estações analisadas. As barras indicam o erro padrão; letras iguais indicam médias que não diferem significativamente entre si, de acordo com o teste de Student-Newman-Keuls. Em cima, Córrego Matinha estação chuvosa e seca, já em baixo, o córrego Cana Dobrada na estação chuvosa e seca.

Riqueza de táxons. – Não observamos diferenças significativas na riqueza de táxons entre locais com e sem macrófitas. Apesar do mesmo padrão ter sido observado na interação entre macrófitas x predadores registramos diferenças significativas na riqueza de táxons em relação aos tipos de tratamento. Neste caso, no córrego Matinha, a gaiola de exclusão total apresentou menor riqueza de táxons, quando comparada aos outros tipos de tratamento, em ambas as estações; chuvosa ($F_{3,12}= 6.11/P < 0,01$) e seca ($F_{3,12}= 6.39/P < 0,01$) (FIGURA 3.5). Já no córrego Cana Dobrada, na estação seca, registramos diferenças significativas na riqueza de táxons entre os tratamentos. Neste caso, o tratamento de exclusão de predadores foi similar ao tratamento de exclusão total, e apresentou menor riqueza de táxons quando comparado aos tratamentos controles ($F_{3,12}=8.4/ P < 0,01$) (FIGURA 3.5).

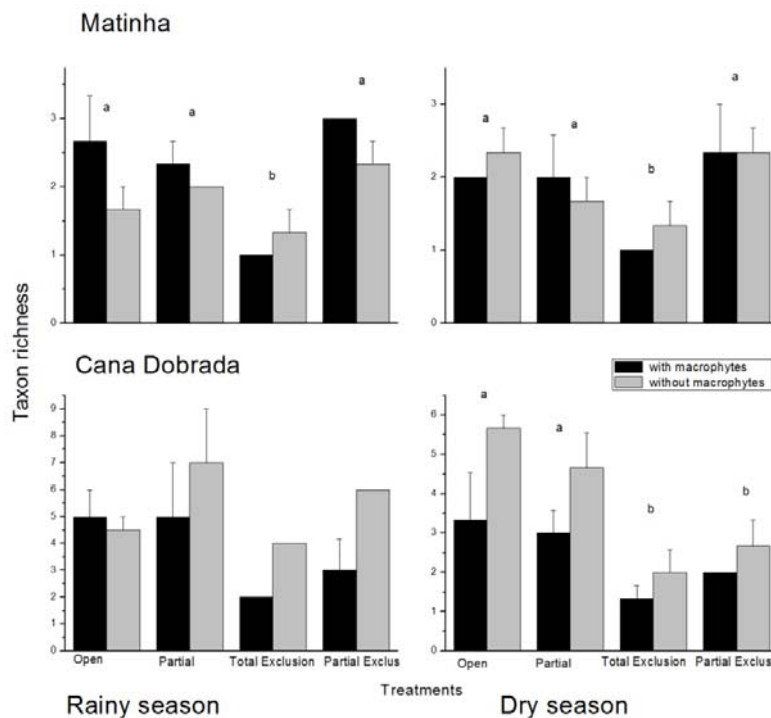


Figura 3.5. Riqueza média de táxons de macroinvertebrados, nos diferentes tipos de tratamentos de exclusão, nos córregos e estações analisadas. As barras indicam o erro padrão; letras iguais indicam médias que não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Student-Newman-Keuls. Em cima, Córrego Matinha estação chuvosa e seca, em baixo córrego Cana Dobrada na estação chuvosa e seca.

Índice de Diversidade de Shannon e Simpson. – A dominância geral de Chironomidae nas comunidades de macroinvertebrados resultou em baixos valores de diversidade, e novamente, não foram observados efeitos da presença de macrófitas. No entanto, encontramos efeitos significativos do tratamento de exclusão de peixes, apenas no Córrego Matinha na estação chuvosa, tanto para o índice de Shannon quanto para o índice de Simpson. Nestes casos, a diversidade estimada pelo índice de Shannon foi significativamente maior nos tratamentos de exclusão parcial (exclusão de peixes) ($F_{3,12}=5.78 / P < 0,05$) (FIGURA 3.6), enquanto o índice de Simpson apresentou maior diversidade nos tratamentos de exclusão parcial (exclusão de peixes), contudo neste caso, o tratamento de gaiola parcial (controle de malha) apresentou valores similares aos tratamentos de exclusão parcial ($F_{3,12}=5.36 / P < 0,05$) (FIGURA 3.7).

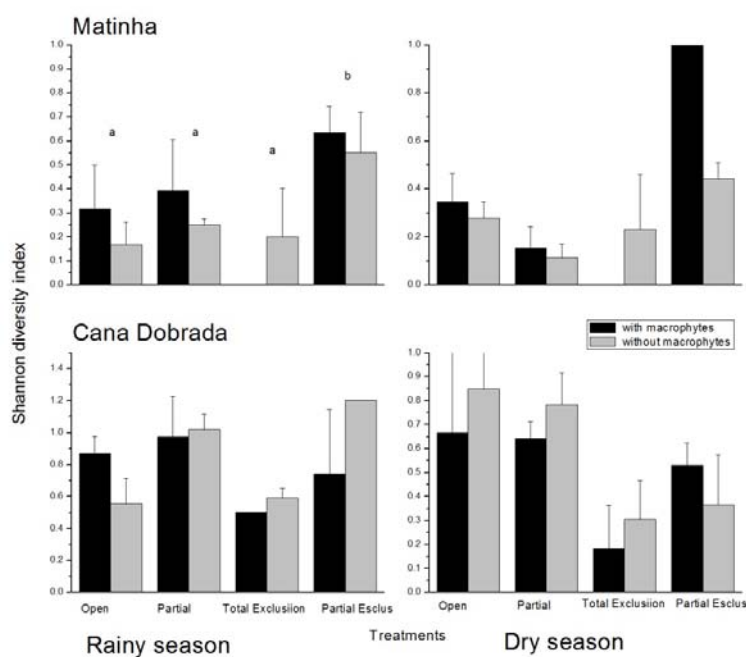


Figura 3.6. Índice de Diversidade de Shannon médio das comunidades de macroinvertebrados nos diferentes tipos de gaiola de exclusão nos córregos e estações analisadas. As barras indicam o erro padrão; letras iguais indicam médias que não diferem significamente entre si de acordo com o teste de Student-Newman-Keuls. Em cima, Córrego Matinha estação chuvosa e seca, em baixo córrego Cana Dobrada na estação chuvosa e seca.

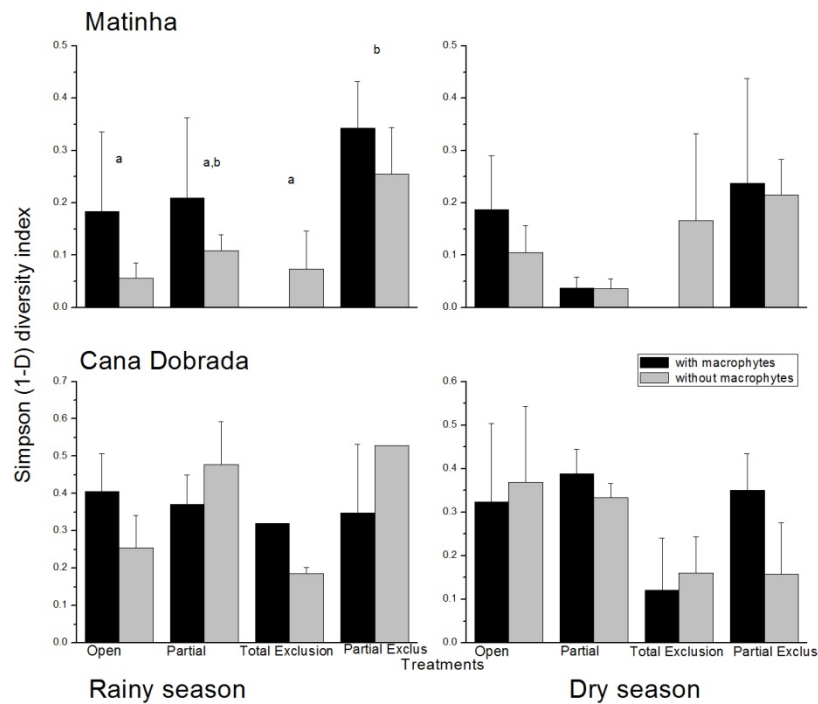


Figura 3.7. Índice de Diversidade de Simpson médio das comunidades de macroinvertebrados nos diferentes tipos de gaiola de exclusão nos córregos e estações analisadas. As barras indicam o erro padrão; letras iguais indicam médias que não diferem significativamente entre si de acordo com o teste de Student-Newman-Keuls. Em cima, Córrego Matinha estação chuvosa e seca, em baixo córrego Cana Dobrada na estação chuvosa e seca.

3.4 DISCUSSÃO

O presente estudo avaliou os efeitos da presença de macrófitas e acesso de peixes na composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Contudo, os diferentes tipos de gaiolas utilizadas no experimento foram também avaliados no intuito de eliminar uma possível interferência dessas gaiolas nos reais interesses do estudo. Sendo assim, para facilitar a compreensão dos padrões observados, dividimos a discussão em três seções: Efeitos das gaiolas, Efeitos da macrófitas e Efeitos dos peixes.

EFEITO DAS GAIOLAS

As gaiolas tiveram pouco efeito no resultado dos experimentos, não representando artefatos na avaliação dos efeitos da exclusão de peixes. Assim, os tratamentos controle representados por, gaiolas abertas (controle) e gaiolas parciais (controle do efeito da malha) apresentaram resultados similares entre si. Por outro lado, o controle de exclusão total usando uma malha de 250 μ m impediu o acesso à maioria dos macroinvertebrados, sendo encontrados apenas pequenos exemplares de Chironomidae e Oligochaeta, responsáveis por $\approx 99\%$ do total de macroinvertebrados que colonizaram o substrato presente dentro dessas gaiolas. Ainda assim, estas comunidades foram similares àquelas encontradas nos outros tratamentos, em ao menos alguma combinação de córrego e estação do ano. De modo geral, verificamos redução significativa da riqueza de táxons nas gaiolas de exclusão total quando comparado aos outros tipos de gaiola, devido à colonização indicada acima. No entanto, os índices de diversidade de Shannon e Simpson apresentaram valores baixos e similares aos dos outros controles, possivelmente devido à grande dominância exercida por Chironomidae nas demais comunidades. Apesar das peculiaridades de cada um dos riachos, a avaliação do efeito das gaiolas, nos permitiu concluir que o artefato utilizado no experimento não apresentou efeitos que pudessem mascarar os objetivos principais do estudo. Dessa forma, prosseguimos com a avaliação experimental dos efeitos da complexidade das macrófitas na fauna aquática, das interações bióticas entre predador *vs* presa e a associação desses efeitos.

EFEITO DAS MACRÓFITAS

Estudos anteriores, ressaltam a importância da complexidade gerada pelas macrófitas aquáticas na biodiversidade (Kostylev et al, 2005), e na abundância de peixes e macroinvertebrados, pois permitem a coexistência de predadores e presas (Casatti et al, 2003; Harrison et al, 2005) através da adição de refúgios que é gerada por esse substrato (Saha et al, 2009). Assim, um dos objetivos do trabalho foi avaliar se a complexidade gerada pelas macrófitas aquáticas interfere na colonização da fauna de invertebrados e na interação de predação entre peixes vs macroinvertebrados.

Diferente do que esperávamos, as macrófitas aquáticas não tiveram efeito na colonização de macroinvertebrados aquáticos, e fracos efeitos na predação. A abundância de invertebrados foi a única das variáveis do estudo que revelou efeitos significativos dessas plantas. Nesse caso, o efeito observado referiu-se a interação entre as macrófitas e os predadores e ocorreu apenas no riacho Cana Dobrada (seca). Neste caso, a presença de macrófitas possibilitou maior abundância de macroinvertebrados nas gaiolas abertas, e menor nas gaiolas de exclusão total e parcial, enquanto em locais de ausência de macrófitas estas diferenças foram menores.

Motta e Uieda, (2005) em seu estudo de redes tróficas em riachos tropicais, encontraram maior número de ligações tróficas entre táxons intermediários e menor número de ligações de base-topo em locais com presença de macrófitas, resultando em menor número de táxons sem predadores de topo. O aumento das interações entre os táxons intermediários, devido ao aumento da competição por alimento e refúgio, pode alterar padrões de colonização devido a influência na deriva de organismos (Townsend & Hildrew, 1976). Assim, a ausência de peixes e a complexidade das macrófitas pode ter favorecido as interações intermediárias entre os táxons de macroinvertebrados

possivelmente gerando efeitos de exclusão competitiva e menor abundância total de macroinvertebrados encontrada nas gaiolas de exclusão de peixes inseridas em bancos de macrófitas no riacho Cana Dobrada (seca).

Por outro lado, a ausência de efeitos das macrófitas na diversidade e composição das comunidades de macroinvertebrados, e na modulação dos efeitos de predação indicou que, apesar da presença de macrófitas influenciar a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados (Capítulo I), as comunidades encontradas nos litterbags não diferiram entre si. De fato, ao comparar estas comunidades com aquelas descritas no Capítulo I, verificamos que as comunidades nas folhas são muito similares àquelas onde não há macrófitas (FIGURA 3.8).

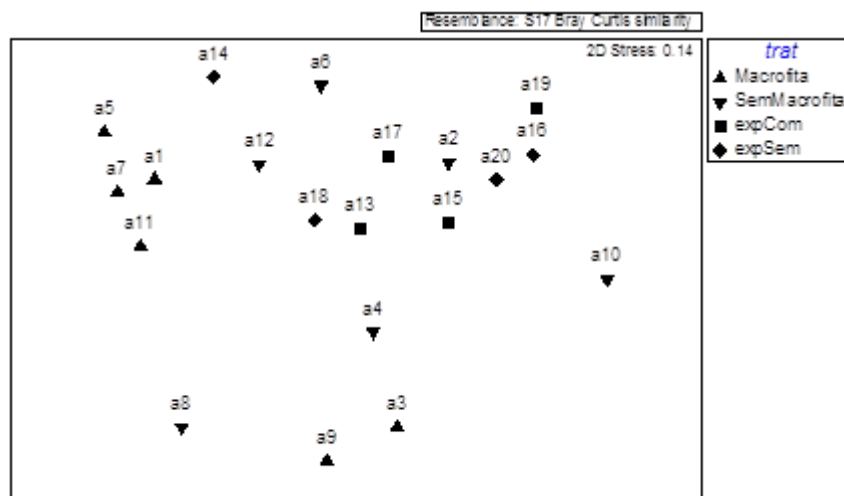


Figura 3.8. Análise de Escalonamento Multidimensional comparando as comunidades amostradas no Capítulo I com as comunidades amostradas no experimento, em regiões com macrófitas (expCom) e sem macrófitas (expSem).

Portanto, os sacos de folhas amostraram as comunidades que estavam disponíveis para colonizar, mas conforme indicado no Capítulo I, as abundâncias dos táxons em regiões sem macrófitas eram menores, padrão similar ao encontrado no

experimento. Assim, pode não ter havido tempo para acumulação de indivíduos nos sacos de folhas, ou mesmo pode ser que os sacos de folhas não pudessem abrigar tantos indivíduos como as macrófitas propriamente ditas.

Assim, a complexidade de habitats fornecida pelas macrófitas, parece não ter sido o principal fator na composição e estrutura da assembléias de macroinvertebrados aquáticos e tão pouco mostrou ser determinante na interação entre predadores vs presas dentro dos riachos do estudo experimental.

EFEITO DOS PEIXES

Os resultados deste estudo indicaram efeitos de peixes na estruturação das comunidades de macroinvertebrados, mas estes efeitos diferiram entre os córregos estudados. Estes resultados indicam que respostas diferenciais dos predadores aos macroinvertebrados disponíveis, diferenças na estrutura das comunidades de peixes, ou mesmo no habitat dos córregos podem dificultar o estudo dos efeitos destes predadores em córregos de regiões tropicais. A compreensão dos efeitos de predação é baseada largamente em comportamentos que são flexíveis e podem ser modificados pela presença de predadores, e assim esta flexibilidade pode se manifestar no uso diferencial do habitat ou dos recursos de acordo com a presença ou ausência de predadores (Flecker 1992). Neste estudo, dois diferentes habitats presentes nos córregos foram utilizados (áreas com e sem macrófitas), mas a ausência de efeitos do habitat na estrutura das assembléias de macroinvertebrados sugere respostas similares aos predadores dentro do mesmo córrego, ou seja maiores efeitos da composição das assembléias de peixes.

Diehl (1995), sugere que a relação entre a eficiência de forrageio podem ser específicas, e os efeitos dos peixes em suas presas podem diferir entre espécies de peixes. Além disso, a ocorrência de dieta flexível é uma característica marcante da ictiofauna fluvial tropical, onde a maioria das espécies pode mudar de um alimento para outro tão logo ocorram oscilações na abundância relativa do recurso alimentar em uso, motivadas por alterações ambientais espaciais ou temporais (Abelha et al, 2001). Assim, a diferenças entre as comunidades, tanto de peixes quanto de macroinvertebrados entre os dois riachos, provavelmente interferiram nos padrões ecológicos distintos observados entre as comunidades de macroinvertebrados que colonizaram o substrato nos dois riachos. Portanto as peculiaridades de cada córrego parecem ter direcionado o efeito da predação em sentidos distintos, promovendo a observação de efeitos diretos da predação no córrego Matinha e efeitos indiretos da predação no córrego Cana Dobrada. No córrego Matinha, o acesso de peixes predadores resultou em menores índices de diversidade de macroinvertebrados, em especial na estação chuvosa. Neste riacho, as espécies onívoras corresponderam a cerca de 30% do total de peixes amostrados. A alta presença da onívoros em redes tróficas pode aumentar o controle da comunidade pela predação e diminuir o controle pela limitação de recursos dos níveis tróficos inferiores (Power, 1990). Assim, a redução da diversidade de macroinvertebrados pode ser decorrente do controle pela predação, ou seja, do consumo direto dos peixes sobre a os macroinvertebrados que colonizaram o substrato. Além disso, como esse riacho tem baixo fluxo de água, os efeitos da predação direta podem ser mais evidentes, pois o consumo de presas age diretamente na extinção dessas, e não há resgate porque o efeito da migração é baixo, principalmente por deriva (Flecker 1992; Orrock et al, 2008).

Outro fator que reforça o efeito da predação direta nesse riacho, é a alta abundância de peixes nesse córrego (comparado ao córrego Cana Dobrada a abundância corresponde ser mais 200% maior, como pode ser visto na Tabela 13), já que o número de presas consumidas por predador aumenta com a abundância devido ao aumento das taxas de encontro (Allan, 1995). Entre as 6 espécies que representaram mais de 1% da abundância total, 5 delas são consumidoras de insetos aquáticos (12% do total de indivíduos) ou onívoras, sendo potencialmente consumidoras desses organismos (60% do total). Dentre estas, *Hyphessobrycon anisitsi* representou cerca de 30% do total de indivíduos e, que apesar de ser considerada consumidora de insetos terrestres, também pode consumir larvas de insetos aquáticos, principalmente larvas de Chironomidae (Escalante & Menni, 1999).

Além destes efeitos diretos da predação, podem ocorrer efeitos indiretos através da atuação de peixes detritívoros. Por exemplo, a espécie detritívora *Poecilia reticulata* representou cerca de 28% da abundância total de peixes; abundância de espécies detritívoras e herbívoras na América do Sul, sugere que os peixes podem ser importantes macroconsumidores que exploram os mesmos recursos utilizados pelos macroinvertebrados bentônicos, podendo exercer fortes efeitos nos macroinvertebrados ao modificar a disponibilidade de recursos (Flecker, 1992). Desta forma, pode ocorrer perda da diversidade de macroinvertebrados caso espécies detritívoras consumam as folhas em que os macroinvertebrados, seja através da redução do habitat ou mesmo devido a busca por novos refúgios pelos macroinvertebrados, em decorrência da perturbação causada pelo consumo.

Por outro lado, no riacho Cana Dobrada um padrão oposto foi verificado. Não houveram efeitos na diversidade de macroinvertebrados, mas a riqueza de táxons foi

menor na ausência de peixes do que na presença desses predadores. Uma explicação possível está relacionada a um efeito indireto da predação, no caso a predação-chave. Esta é caracterizada quando os efeitos dos predadores são mais fortes nas espécies dominantes, possibilitando a coexistência de espécies presas com sobreposição de nichos (Dielh, 1995). Como o uso do solo em torno deste riacho é predominantemente por pastagens, podem ocorrer perturbações constantemente, selecionando táxons com boa habilidade de colonização (Connel & Slatyer, 1977; Allan, 2004). Ao consumirem táxons com melhor habilidade de colonização, os peixes podem favorecer a colonização de outros táxons que chegam rapidamente ao substrato através da deriva favorecida pela maior correnteza nesse riacho. Cooper et al, (1990) mostrou experimentalmente que os efeitos da predação podem variar entre diferentes presas e, além disso, os peixes podem se concentrar em determinadas presas quando elas se tornam mais abundantes (Gotelli, 2007), liberando recursos que podem ser usados por táxons mais competitivos.

Nesse riacho, a composição de peixes foi diferente, com dominância de consumidores de insetos aquáticos, com cerca de 61% do total de indivíduos (representados por três espécies), além *Astyanax altiparanae*, espécie onívora e potencial consumidora de insetos aquáticos, representado cerca de 20% do total de indivíduos. Esses consumidores podem consumir indivíduos de Chironomidae, que representou 80% da total de macroinvertebrados nesse riacho, possibilitando recursos para maior ocorrência de diferentes táxons, o que leva a maior diversidade nos locais onde esses predadores são presentes. Peixes que habitam água rápidas, como é o caso neste riacho, tendem a se especializar tanto a vida em meia água quanto no fundo (Allan 1995) favorecendo o encontro com Chironomidae, organismos com hábito bentônico.

Dos peixes invertívoros, duas espécies (*Imparfinis mirini* e *Gymnotus* sp.) ocorrem preferencialmente no fundo dos riachos (Castro & Casatti, 1997).

Portanto, o presente estudo mostrou efeitos antagônicos dos predadores em cada um dos riachos estudados, que podem estar relacionados à composição das comunidades de peixes presentes. Os riachos estudados situam-se em áreas rurais e têm pouca cobertura de vegetação ripária, com alta incidência de radiação solar e ocorrência de macrófitas, mas diferem quanto à fauna de peixes. Dentre as diferenças observadas entre os córregos, a velocidade da correnteza parece ter tido grande influência na estrutura e composição da ictiofauna, como observado em alguns estudos (Gorman & Karr, 1978, Delariva et al, 1994). Por outro lado, o estudo se concentrou nos efeitos de múltiplos predadores, que podem apresentar efeitos menores de predação devido a interferências mútuas entre predadores, através das interações alimentares e comportamentais entre predadores e predadores (Sih et al 1998), e podem ter levado aos diferentes efeitos observados para a predação. Os fatores que influenciam as comunidades de peixes, assim, podem ter efeitos indiretos diversos nas comunidades de macroinvertebrados devido ao consumo diferencial dos táxons dominantes. Estes resultados sugerem cautela no uso de macroinvertebrados para fins de biomonitoramento, pois a compreensão dos efeitos de predadores nestas comunidades em sistemas tropicais ainda é incipiente, e podem trazer grande variação nos resultados.

3.5 REFERÊNCIAS

Abelha, M.C.F., Agostinho, A.A. & Goulart, E., (2001) Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum* 23(2):425-434

Allan, J.D., (1995) Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, New York

Allan, J.D., (2004) Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:257-284

Allan, J.D. & Flecker, A.S. (1993) Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43:32-43

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

Bowman, M.F., & Baile, R.C. (1997) Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities?. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1802-1807

Calor, A.R., (2007) Tricoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo

Casatti, L., Mendes, H.F. & Ferreira, K.M., (2003) Aquatic macrophytes as feeding site for small fishes in the Rosana Reservoir, Paranapanema River, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63(2):213-222

Castro, R.M.C. & Casatti, L., (1997) The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7(4) 337-352

CETESB (2007) Relatório da qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo – São Paulo. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 2v. 327

Chao, A. & Shen, T.J., (2003^a) Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample. *Environmental and Ecological Statistics* 10:429-443

Chao, A. & Shen, T.J., (2003^b) Program SPADE (Species Prediction And Diversity Estimation). Program and User's Guide published at <http://chao.stat.nthu.edu.tw>.

Clapcott, J.E., Bunn, S.E., (2003) Can C₄ plants contribute to aquatic food webs of subtropical streams? *Freshwater Biol.* 48, 1105-1116.

Clarke, K.R., (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143

Connell, J.H., Slatyer, R.O., (1977) Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111(982): 1119-1144

Cooper, S.D., Walde, S.J. & Peckarsky, B.L. (1990) Prey exchange rates and the impact of predators on prey populations in streams. *Ecology* 71(4): 1503-1514

Delariva, R.L., Canteri, F.C., Sanches, P.V. & Baumgartner, G., (1994) Composição e estrutura da ictiofauna de área marginal da lagoa Xambrê, Parque Nacional de Ilha Grande, PR, Brasil. *Agronegócios e Meio Ambiente* 2(1) 141-153

Diehl, S., (1995) Direct and indirect effects of omnivory in a littoral lake community. *Ecology* 76(6): 1727-1740.

Escalante, A.H. & Menni, R.C.,(1999) Feeding ecology of the relict fish *Gumnocharacinus bergi*, a characid from southern South America. *Water SA* 25(4): 529-532

Esteves, K.E & Aranha, J.M.R., (1999) Ecologia trófica de peixes de riachos. 157-182. In Caramaschi, E.P., Mazzoni, E. & Peres-Neto, P.R. Ecologia de Peixes de Riachos. Série Oecologia Brasiliensis 6. PPGGe-UFRJ Rio de Janeiro, Brasil.

Flecker, A.S., (1992) Fish trophic guilds and the structure of a tropical stream: weak direct vs. strong indirect effects. *Ecology* 73:927-940.

Flecker, A.S & Allan, J.D. (1984) The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. *Oecologia* 64:30-313

Flecker, A.S. & Townsend, C.R. (1994) Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. *Ecological Applications* 4(4):798-807

Fletcher, D.E., Wilkins, S.D., McArthur, J.V. & Meffe, G.K. (2000) Influence of riparian alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA blackwater. *Ecological Engineering* 15: 67-78

Gorman, O.T. & Karr, J.R., (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59(3): 507-515

Gotelli, N.J., (2007) Ecologia. 3Ed. Londrina: Editora Planta, 2007.

Gotelli, N.J. Ellison, A.M., (2011) Princípios de Estatística em Ecologia. 2 Ed. Artmed

Grossman, G.D., Ratajczak, R.E.J.R., Crawford, M. & Freeman, M.C., (1998) Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. *Ecological Monographs*, 68(3): 395-420 by the *Ecological Society of America*

Harrison, S.S.C., Bradley, D.C. & Harris, I.T., (2005) Uncoupling strong predator-prey interactions in streams: the role of marginal macrophytes. *Oikos* 108: 433-448

Janke, H. & Trivinho-Strixino, S., (2007) Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. *Acta Limnologica Brasiliensia* 19(1): 109-115

King, R.S. & Richardson, C.J., (2002) Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society* 21(1): 150-171

Kostylev, V.E., Erlandsson, J., Ming, M.Y. & Williams, G.A., (2005) The relative importance of habitat complexity and surface area in assessing biodiversity: Fractal application on rocky shores. *Ecological Complexity* 2: 272-286

Lecci, L.C. & Froelich, C.G., (2007). Plecoptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo

Marchant, R., Barmuta, L.A. & Chessman, B.C., (1995) Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research* 46:501-506

Mariano, R., (2007) Ephemeroptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo

Moretti, M.S., (2005) Decomposição de detritos foliares e sua colonização por invertebrados aquáticos em dois córregos na Cadeia do Espinhaço (MG). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Motta, R.L. & Uieda, V.S., (2005) Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology* 30: 58-73

Mugnai, R., Nessimian, J.L. & Baptista, D.F., (2010) Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. – 1. Ed. – Rio de Janeiro; Technical Books.

Nassin, F.C., (2009) Efeito de diferentes intensidades de perturbações na estrutura da comunidade de peixes de riachos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

Orrock, J.L., Grabrowski, J.H., Pantel, J.H., Peacor, S.D., Peckarsky, B.L., Sih, A. & Werner, E.E., (2008) Consumptive and nonconsumptive effects of predators on metacommunities of competing prey. *Ecology* 89(9): 2426–2435

Pinho, L.C., (2007) Diptera. In: Froelich CG (ed) Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo

Power, M.E.,(1990) Effects of fish in river food webs. *Science* 250: 811-814

Schramm, H.L., & Jirka, K.L.,(1989) Effects of aquatic macrophytes on benthic macroinvertebrates in two florida lakes. *Journal of Freshwater Ecology* 5(1): 1-12

Saha, N., Aditya, G. & Saha, G.K., (2009) Habitat complexity reduces prey vulnerability: An experimental analysis using aquatic insect predators and immature dipteran prey. *Journal of Asia-Pacific Entomology* 12: 233-239

Sih, A., Englund, G. & Wooster, D., (1998) Emergent impacts of multiple predators on prey. *Trends in Ecology and Evolution* 13(9):350-355.

Souza, L.O.I., Costa, J.M. & Oldrini, B.B., (2007) Odonata. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>

Sweeney, B.W., Bott, L.T., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C. & Horwitz, R.J. (2004) Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101(39): 14132-14137.

Thompson, R.M., Townsend, C.R., (2004) Land-use influences on New Zealand stream communities: effects on species composition, functional organization, and food-web structure. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 595-608.

Townsend, C.R. (1989) The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1): 36-50

Townsend, C.R. & Hildrew, A.G., (1976) Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos. *Journal of Animal Ecology* 45(3): 759-772

Warfe, D.M. & Barmuta, L.A., (2004) Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia* 141: 171-178

Wise, D.H. & Molles Jr., M.C., (1979) Colonization of artificial substrates by stream insects influence of substrate size and diversity. *Hydrobiologia* 65(1): 69-74

Masifwa, W.F., Twongo, T. & Denny, P., (2001) The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia* 452: 79-88

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, as macrófitas aquáticas mostraram ter grande influência na comunidade de macroinvertebrados aquáticos. De maneira geral, as macrófitas influenciam a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados aquáticos, gerando estabilidade para essas comunidades, mesmo em córregos onde a frequência e intensidade de perturbações é alta. O primeiro capítulo mostrou que a estrutura complexa das macrófitas pode atuar como abrigo contra essas perturbações e gerar acúmulo de alimentos para os macroinvertebrados. Essa tendência levou a maior densidade de organismos associados as macrófitas.

As observações realizadas nesses córregos mostram baixa variedade de substrato para esses organismos, com as macrófitas sendo umas das poucas fontes de abrigo e acúmulo de alimentos para os macroinvertebrados. Então o segundo capítulo buscou avaliar; (A) o efeito da predação relacionado as macrófitas aquáticas, (B) o efeito da presença desse substrato na colonização de macroinvertebrados. De maneira geral, não encontramos efeitos dessas plantas na diversidade ou composição das comunidades de macroinvertebrados, e na modulação dos efeitos da predação. Provavelmente a ausência de resultados ocorreu porque o substrato fornecido para colonização não foi suficientemente representativo ou pode ter influenciado os efeitos que as macrófitas apresentam sobre os macroinvertebrados. Os resultados encontrados para a predação indicam que respostas diferenciais dos predadores aos macroinvertebrados disponíveis, diferenças na estrutura das comunidades de peixes, ou mesmo no habitat dos córregos podem complicar o estudo dos efeitos destes predadores em córregos de regiões tropicais, dificultando generalizações sobre o efeito de peixes em comunidades de macroinvertebrados.

Dessa forma, concluímos que esse estudo fornece importantes informações em como as macrófitas e os peixes influenciam a comunidade de macroinvertebrados aquáticos. Vale lembrar que o substrato é uma medida de forte predição dos efeitos do ambiente de entorno para a fauna aquática. Portanto, as observações realizadas podem ser de grande utilidade no gerenciamento de estratégias de recuperação e restauração de córregos inseridos em microbacias com presença de pastagens. No entanto, o estudo também indica que se deve ter cautela no uso de macroinvertebrados para fins de biomonitoramento, pois a compreensão dos efeitos de predadores nestas comunidades em sistemas tropicais ainda é incipiente, e podem trazer grande variação nos resultados. Assim, ressaltamos a necessidade de novos trabalhos que forneçam informações sobre os efeitos da predação nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos. Por fim, sugerimos ainda que planos de recuperação de córregos em áreas de pastagens, criem um misto de áreas com cobertura vegetal e sem cobertura vegetal no leito dos córregos, já que as macrófitas podem ser o único substrato que gera estabilidade para a recuperação da fauna aquática nesses locais.

5. APÊNDICE

Tabela 1. Córregos utilizados nas duas fases do estudo, suas localizações geográficas e respectivas variáveis físicas e químicas em cada estação de estudo. (* problemas no equipamento de medição não permitiram a verificação das variáveis) (** no riacho Matinha nas duas estações o fluxometro não registrou variações na velocidade).

	Matinha-chuva	Matinha-seca	Cana Dobrada-chuva	Cana Dobrada-seca	Jacutinga-chuva	Jacutinga-seca
Latitude	-21.96915538		-21.77847697		-21.97349193	
Longitude	-48.7631281		-48.86471719		-48.77023763	
Veloc.média(m/s)	**	**	0.34	0.28	0.55	0.34
Prof.média(m)	0.34	0,26	0.47	0.31	0.28	0.23
Larg.média(m)	7.21	6.93	3.39	2.12	2.23	1.56
Cond.	0.104	0.103	0.104	*	0.048	*
S.T.D(g/L)	0.068	0.0703	0.068	0.053	0.031	0.033
O.D.(%)	3.23	3.73	5.18	5.19	5.18	5.18
pH	6.76	6.55	7.07	*	6.6	*
Fase do Estudo	1 ^a e 2 ^a	1 ^a e 2 ^a	1 ^a e 2 ^a	1 ^a e 2 ^a	1 ^a	1 ^a

Tabela 2. Precipitação diária da região do estudo nas duas estações que foi realizado o trabalho. A tabela mostra também a precipitação correspondente a períodos anteriores a amostragem e ao experimento. (* marca o início do experimento e o dia da amostragem / ** marca o término do experimento).

Dia	Chuva			Seca		
	Janeiro	Fevereiro	Março	Junho	Julho	Agosto
1		12 mm *	65 mm			
2	6 mm					
3			**			
4	3 mm	6 mm				
5		3 mm				
6			2 mm	15 mm		
7	7 mm	1 mm				
8	7 mm					
9	35 mm					
10		12 mm				
11		14 mm				
12		24 mm				
13	18 mm					
14	5 mm				13 mm	
15	20 mm		70 mm			
16	3 mm		10 mm			
17	32 mm					
18						
19		8 mm				
20						
21	2 mm					
22	10 mm					
23	8 mm					
24			16 mm			
25	5 mm					**
26			17 mm		*	
27	40 mm		25 mm			
28		12 mm				
29	77 mm					
30	18 mm					
31	15 mm		2,5 mm			