

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS**

GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI

**INDICADORES FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DA
INTEGRIDADE AMBIENTAL EM SEIS CÓRREGOS DA PORÇÃO
SUPERIOR DA BACIA DO RIO MONJOLINHO, SÃO CARLOS-SP,
BRASIL**

**São Carlos - SP
2014**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
RECURSOS NATURAIS**

GERMANO HENRIQUE COSTA BARRILLI

**INDICADORES FÍSICOS, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DA
INTEGRIDADE AMBIENTAL EM SEIS CÓRREGOS DA PORÇÃO
SUPERIOR DA BACIA DO RIO MONJOLINHO, SÃO CARLOS-SP,
BRASIL**

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

Orientador: Prof. Dr. José Roberto Verani

**São Carlos - SP
2014**

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

B275if

Barrilli, Germano Henrique Costa.

Indicadores físicos, químicos e biológicos da integridade ambiental em seis córregos da porção superior da bacia do rio Monjolinho, São Carlos-SP, Brasil / Germano Henrique Costa Barrilli. -- São Carlos : UFSCar, 2014.
86 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2014.

1. Ecologia. 2. Córregos. 3. Impacto ambiental. 4. Peixes de riachos. 5. Fator de condição. 6. Macroinvertebrados bentônicos. I. Título.

CDD: 574.5 (20^a)

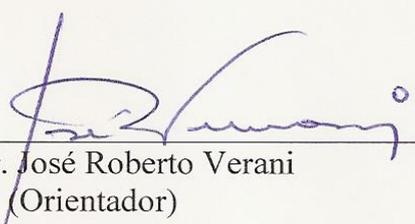
Germano Henrique Costa Barrilli

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 10 de junho de 2014

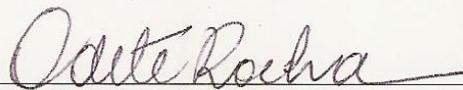
BANCA EXAMINADORA

Presidente



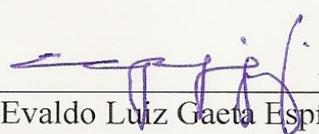
Prof. Dr. José Roberto Verani
(Orientador)

1º Examinador



Profa. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



Prof. Dr. Evaldo Luiz Gaeta Espíndola
USP/São Carlos-SP

AGRADECIMENTOS

-- Ao Professor Dr. José Roberto Verani e à Professora Dra. Odete Rocha pela orientação, confiança, estímulo e amizade e, principalmente, seus exemplos como profissionais dedicados e competentes.

- À Professora Laila Herta Mihsfeldt pela minha formação científica e iniciação à pesquisa, pela confiança, incentivo e amizade.

- À CAPES pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa de estudos.

- Aos docentes do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela minha formação acadêmica em nível de Mestrado, à Coordenação do Curso e à Secretaria do Programa por todo o apoio concedido à realização do programa de mestrado.

- Ao José Valdecir de Lucca pela amizade, apoio científico, pelo estágio que culminou no meu interesse para realizar o mestrado, e por minha integração à turma do futebol do condomínio Parque Faber 2 , o que foi essencial para aliviar a tensão dos trabalhos.

- A todos os funcionários do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva em especial à Edna, José Valdecir de Lucca e Alcídio Custódio Filho.

- À Natalia Felix Negreiros, pela paciência, parceria, incentivo, apoio, carinho e toda a ajuda que foi fundamental para a realização deste trabalho.

- Agradeço e Dedico esta dissertação aos meus pais, Germano e Marcia, e ao meu irmão Gean, que com muito carinho, apoio e incentivo, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa da minha vida.

- Aos colegas do DEBE, Maíra, Daniele, Neto, Laira, Lidiane, Denise, Adrislaine, Caio, Bruna, Marcos, Raquel e Renata, por compartilharem os prazeres e as dificuldades desse tempo.

- Aos colegas do DHB, Erika, Roberta, Gabriel, Hugo, Victor e Mario, pela amizade, sugestões, cafés e churrascos, os quais foram uma distração muito prazerosa durante o meu tempo em São Carlos.

- A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

Apresentação	1
Resumo	2
Abstract	3
Introdução e Justificativa	4
Hipóteses	6
Objetivos	6
Metodologia Geral	7
Referências Bibliográficas	19
Manuscrito I. Influência da integridade ambiental dos afluentes do Rio Monjolinho sobre o fator de condição relativo (Kn) da ictiofauna local	25
Resumo	25
Abstract	26
Introdução	27
Material e métodos	28
Resultados	32
Discussão	37
Agradecimentos	39
Referências Bibliográficas	40
Manuscrito II. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicadora da qualidade ambiental	45
Resumo	45
Abstract	45
Introdução	46
Material e Métodos	47
Resultados	50
Discussão	61

Agradecimentos	64
Referências Bibliográficas	65
Considerações Finais	68
APÊNDICES	69
LISTA COMENTADA DAS ESPÈCIES DE PEIXES REGISTRADOS NOS CÓRREGOS ESTUDADOS.....	70
ANEXOS	82

Apresentação

A presente dissertação foi construída de forma a facilitar a publicação dos resultados obtidos e, por isso, foi dividida da seguinte forma: Uma parte Geral contendo Introdução e justificativa, Hipóteses, Objetivos e e Metodologia Geral. Uma parte específica, referente aos Resultados e Discussão, composto por dois manuscritos de artigos, e novamente uma parte geral em Conclusões Gerais.

No primeiro artigo analisou-se a influência da integridade ambiental dos córregos da porção superior da bacia do rio Monjolinho, sobre o fator de condição relativo em três espécies de peixes.

No segundo artigo a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em alguns córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho foi comparada, visando sua utilização como indicadora da qualidade ambiental desses ecossistemas aquáticos.

Resumo

O fator de condição relativo em peixes e a análise da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram utilizados como ferramenta de avaliação de distúrbios nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho, São Carlos, SP, Brasil. O uso do fator condição relativo dos peixes evidenciou diferentes respostas desses organismos à poluição orgânica, tendo a espécie *Astyanax cf paranae* sido sensível; a espécie *Phalloceros harpagos*, tolerante e a espécie *Poecilia reticulata*, resistente. Já a análise da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos evidenciou que essas populações são afetadas pela perda da qualidade ambiental, resultando, em geral, menor diversidade e ausência de grupos considerados sensíveis à poluição e dominância de grupos resistentes. Nessa porção da bacia do Rio Monjolinho foram identificados desde córregos com alta integridade ambiental, como o córrego do Espraiado, até córregos fortemente poluídos, como o Belvedere.

Palavra-chave: Córregos tropicais, Impacto ambiental, Peixes de riachos, Fator de condição, Macroinvertebrados bentônicos, Qualidade da água.

Abstract

The analyses of the relative condition factor in fish community and of the benthic macroinvertebrates communities structure were used as a tool for assessing the influence of disturbances and water quality in the tropical streams of the upper portion of Monjolinho River basin, São Carlos, SP, Brazil. The condition factor revealed different responses of the fish species regarding the organic pollution effect. *Astyanax cf paranae* was found to be a sensitive species, *Phalloceros harpagos* to be tolerant, and *Poecilia reticulata* to be resistant. The analysis of the benthic macroinvertebrate community structure showed that these populations are affected by the loss of environmental quality, resulting in great differences in species diversity, with the absence of groups considered sensitive to pollution and dominance of resistant groups. In this portion of the Monjolinho River basin it was possible to identify streams with high environmental integrity as the Espraiado stream, up to strongly polluted streams as the Belvedere stream.

Keywords: Tropical streams, Environmental impact, Stream fishes, Condition factor, Benthic macroinvertebrates, Water quality.

Introdução e Justificativa

Nas últimas décadas, ecossistemas naturais têm sido alterados em diferentes escalas, devido aos impactos negativos causados pelo efeito combinado da urbanização e das demais atividades antrópicas, em consequência do crescimento populacional. Os ecossistemas aquáticos, por exemplo, fornecem serviços essenciais relacionados às necessidades humanas, como aqueles ligados ao funcionamento (ciclagem e produção), à regulação (regulação climática, regulação de erosão), aos valores culturais (espirituais e religiosos, recreação, educação) e recursos (alimento, água para consumo, recursos genéticos) e, por isso, estes ecossistemas são alvo de constantes modificações, superexploração e fragmentação de habitats (Siqueira & Roque, 2010). Adicionalmente, o uso e a ocupação irregular em pequenas bacias hidrográficas inseridas em áreas urbanas contribuem para a perda da biodiversidade, contaminação ambiental e perda da qualidade da água.

Um dos maiores focos na área das Ciências Ambientais é a restauração da qualidade ambiental, que compreende o reestabelecimento das características físicas e químicas e dos processos biológicos em ecossistemas aquáticos, ripários e terrestres associados (Kauffman et al., 1997). As ações de recuperação ambiental, quando bem sucedidas, podem resultar na recuperação de espécies, melhorias na qualidade das águas continentais e aumento na diversidade de ecossistemas para a manutenção de espécies nativas (Bernhardt et al., 2005).

Avaliações de impactos em ecossistemas aquáticos, antes realizadas atentando aos resultados obtidos por variáveis físicas e químicas (Suriano et al., 2010), passaram a incluir análises das comunidades biológicas e de eventos que alteram a estrutura destas, e consequentemente de todo o sistema aquático, como as interações e sinergismos entre diferentes substâncias químicas e seus efeitos na biota (Stevenson et al., 1996). Dessa forma, a análise em conjunto das variáveis físicas e químicas e das comunidades biológicas fornecem uma resposta mais precisa da qualidade ambiental dos ecossistemas lóticos (Lobo & Callegaro, 2000).

Espécies cuja presença, tamanho populacional e distribuição indicam a amplitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático são denominadas bioindicadores e podem ser uma ferramenta importante na avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (Callisto & Gonçalves, 2002). Nesse contexto, as comunidades mais utilizadas como ferramenta de avaliação de impactos em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e perifíton (Goulart & Callisto, 2003)

As vantagens de se utilizar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos para fornecer medidas de impacto é que os organismos desta comunidade apresentam locomoção reduzida; são organismos relativamente fáceis de serem identificados até o nível taxonômico de família; as comunidades podem ser extremamente ricas até em rios de pequeno porte; além de serem constituídas por uma grande quantidade de táxons que respondem de forma rápida e diferenciada aos níveis de poluição, podendo, portanto, indicar gradientes de impactos (Buss et al., 2003). Além disso, a amostragem é simples, de baixo custo e acarreta um baixo impacto na comunidade;

Os principais métodos envolvidos nas análises com as comunidades biológicas abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour et al., 1999). No Brasil, diversas agências ambientais incluíram a amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental, como a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), a FEEMA no Rio de Janeiro e o Instituto ambiental do Paraná e o CETEC, de Minas Gerais, fazendo adaptações regionais de diversos índices como o BMWP (Paresqui, 2008).

O índice BMWP utiliza as família de macroinvertebrados aquáticos ordenando-as em 9 grupos, seguindo um gradiente de menor para maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. Cada família corresponde a uma pontuação, que oscila de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem pontuações maiores, (Loyola, 2000).

Além dos macroinvertebrados, a ictiofauna também pode ser utilizada como bioindicadora de distúrbios. Os parâmetros mais comuns a serem levados em conta quando se estudam populações de peixes são o tamanho e o peso desses organismos. O estudo da relação peso-comprimento em peixes é uma importante ferramenta para se abordar aspectos sobre a biologia, fisiologia e ecologia dos organismos, uma vez que esta relação, aliada a outros aspectos quantitativos como crescimento, recrutamento e mortalidade, fornecem informações sobre a estrutura das espécies em um ambiente (Lizama e Ambrósio, 1999).

Através da relação entre o peso e o comprimento corporal pode-se calcular um parâmetro que determina o grau de bem estar do peixe, ou seja, como o animal aproveita os recursos disponíveis. Este parâmetro, conhecido como fator de condição relativa (Kn), é uma ferramenta importante e eficiente para evidenciar mudanças na condição dos peixes ao longo de um determinado período de tempo, podendo ser usado para indicar, o estado nutricional,

gastos de reservas, mudanças sazonais e ambientais, o período reprodutivo, períodos de alterações alimentares e de acúmulo de gordura (Le Cren, 1951; Gomiero e Braga, 2003; infecções parasitárias (Lemos, 2007); e também permite comparar populações que estão submetidas a diferentes condições de clima, temperatura, salinidade, densidade, disponibilidade de alimentos entre outras condições, (Lizama & Ambrósio, 2002; Rocha et al., 2005; Rêgo et al., 2008). Em condições normais, o valor teoricamente esperado é $Kn = 1$ e qualquer evento que interfira na saúde ou bem-estar do peixe, pode produzir variações neste valor.

O presente estudo visa avaliar a integridade dos córregos afluentes da porção superior da microbacia do rio Monjolinho por meio de análises químicas, físicas e biológicas, com ênfase na comunidade de peixes e dos macroinvertebrados bentônicos.

Hipóteses

- Os córregos afluentes da porção superior do rio Monjolinho diferem quanto à integridade e qualidade dos habitats para a vida aquática em decorrência de diferenças no tipo e intensidade dos impactos antrópicos.
- O fator de condição relativo dos peixes em córregos preservados ou impactados reflete o estado fisiológico dos peixes podendo ser utilizado como bioindicador do estado de integridade ambiental dos córregos.

Objetivos

Objetivo Geral

Avaliar a integridade de córregos afluentes da porção superior da microbacia do rio Monjolinho, localizado no município de São Carlos - SP por meio de análises físicas, químicas e biológicas.

Objetivos específicos

- Testar a adequação do fator de condição relativo como indicador da integridade ambiental sobre o estado fisiológico das espécies de peixes nos córregos da porção superior do rio Monjolinho.

- Analisar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos por meio de índices bióticos, estrutura da comunidade e tratamentos estatísticos multivariados, visando sua utilização como ferramenta de avaliação dos córregos afluentes da porção superior do rio Monjolinho quanto a seus diferentes estados de integridade ambiental.

Metodologia Geral

Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Monjolinho localiza-se na região centro-norte do Estado de São Paulo, entre os paralelos 21° 57' e 22° 06' S e 47° 50' e 48° 05' W (IBGE, 1971). Desde 1991 essa área faz parte da 6ª Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHi) do Estado de São Paulo, situando-se na 13ª Bacia Hidrográfica, denominada Tietê/Jacaré (Alonso, 1995). Esta bacia abrange uma área de aproximadamente 275 km², altitudes variando de 700 a 800 m e solos do tipo latossolo vermelho amarelo. Sua maior parte, contida no município de São Carlos-SP, tem como principal característica o desenvolvimento urbano e os impactos de suas atividades. Possui uma extensão de aproximadamente 43,25 Km (Sé, 1992; Mendes, 1998, Espíndola, 2000).

O clima da região é classificado como Cwa-Awa segundo a classificação de Köppen, estabelecendo duas estações bem definidas: uma seca, de abril a setembro e outra chuvosa, de outubro a março (Tolentino 1967).

Os trechos de amostragem foram definidos de acordo com diferentes características de entorno e influências antrópicas (Áreas naturais, rurais e urbanas) de alguns afluentes pertencentes à porção superior da microbacia do rio Monjolinho. A área de estudo e os trechos de coletas, com breve descrição a seguir estão representados na Figura 1.

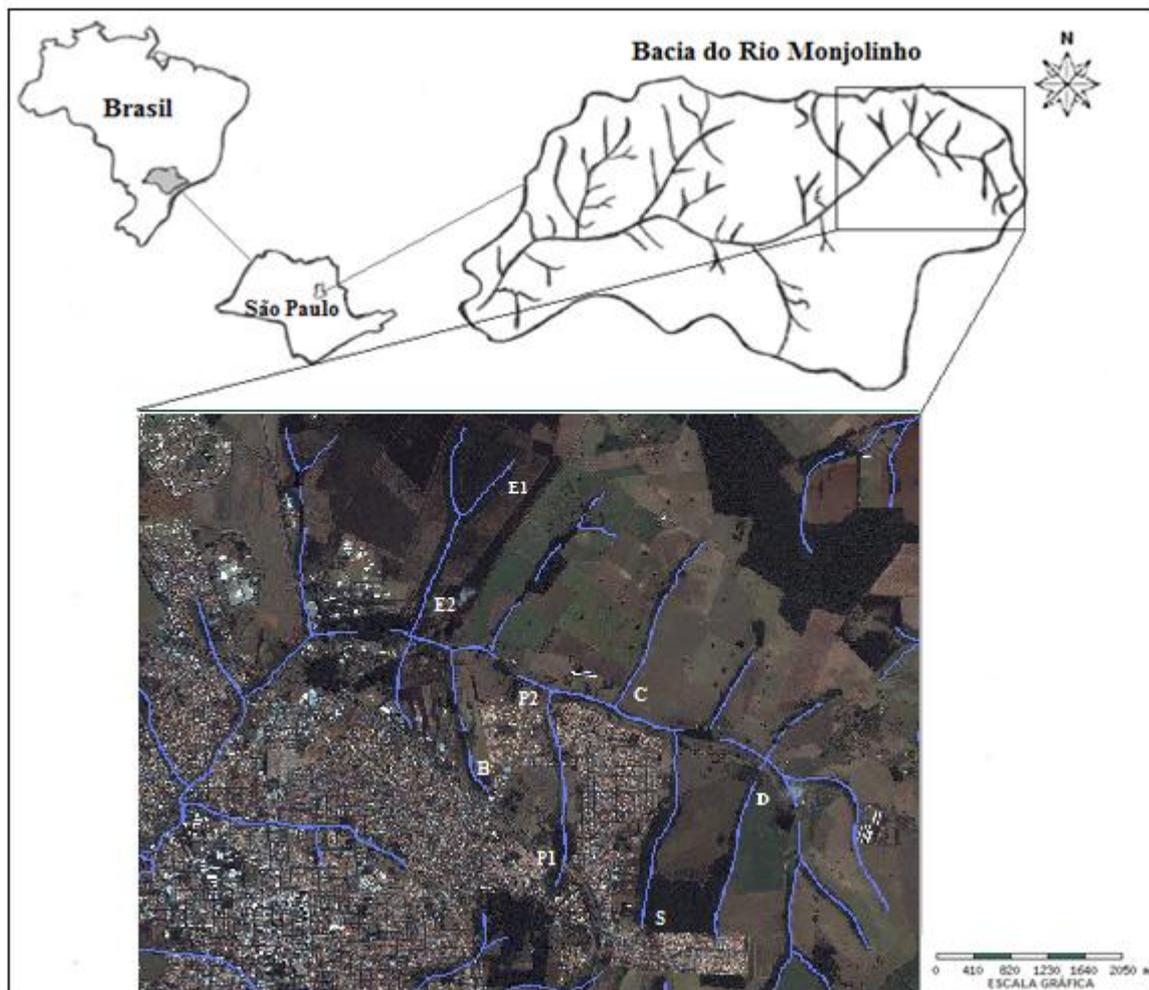


Figura 1 – Localização dos Córregos afluentes (em azul) na porção superior da Bacia do Rio Monjolinho no município de São Carlos, SP. Córregos: Espraiado (E1) e (E2), Canchim (C), Belvedere (B), Ponte de Tábua (P1) e (P2), São Rafael (S) e Douradinho (D). FONTE: (São Carlos, 2014).

Em seguida é feita uma breve caracterização dos riachos estudados.

Córrego do Espraiado

O trecho 1 do Córrego do Espraiado ($21^{\circ}58'17,5''S$ $47^{\circ}52'1,8''W$) está localizado em área preservada, caracterizada por vegetação nativa de cerrado e mata galeria densa e estruturada com dossel fechado, sendo uma área de referência para o estudo. O trecho 2 do Córrego do Espraiado ($21^{\circ}58'52''S$ $47^{\circ}52'26''W$) encontra-se em área com vegetação ripária preservada, próxima da área de canalização. Ambos os trechos (Espraiado 1 e 2) estão localizados no campus da Universidade Federal de São Carlos, inclusos em uma área coberta por cerrado *stricto sensu* e por reflorestamento com *Eucalyptus* sp. (Figuras 2 e 3).



Figura 2 e 3 – Vista do Córrego Espreado - trechos 1 e 2, localizados na porção superior da Bacia hidrográfica do rio Monjolinho - São Carlos, SP.

Córrego do Belvedere

O trecho estudado no Córrego do Belvedere ($21^{\circ}59'54,3''$ S; $47^{\circ}52'13,9''$ W) está localizado na margem esquerda da porção superior do Rio Monjolinho, em área urbana, com um pequeno fragmento de mata ciliar, porém com resquícios de queimadas e lixo doméstico no local, além de obras de terraplanagem na vizinhança, o que sugere possível expansão do Bairro Parque Belvedere (Figura 4).



Figura 4 – Vista do Córrego do Belvedere, localizado na porção superior da Bacia hidrográfica do rio Monjolinho - São Carlos, SP.

Córrego Ponte de Tábua

O Córrego Ponte de Tábua foi amostrado em um trecho (trecho 1 - $22^{\circ}00'32,1''$ S $47^{\circ}51'38,8''$ W) em área urbana, próximo ao condomínio de alto padrão Parque Sabará, com fragmentos de mata ciliar e lixo doméstico ao longo do trecho coletado. Amostrado também

próximo aos bairros Jardim Veneza e Jardim Munique (trecho 2 - 21°59'35,1" S; 47°51'43,2" W). Local sem mata ciliar com presença de tubulação para descarga de esgoto dentro do rio e animais de pasto no entorno (Figura 5).



Figura 5– Vistas do Córrego do Córrego Ponte de Tábua - trechos 1 e 2, localizados na porção superior da Bacia hidrográfica do rio Monjolinho - São Carlos, SP.

Córrego do Canchim

O trecho amostrado no Córrego do Canchim (21°59'21,4" S 47°51'14,2" W) está situado no interior da fazenda Chácara dos Coqueiros, com presença de mata ciliar, sem indícios de lixo doméstico (Figura 6).



Figura 6 – Vista do Córrego do Canchim, (21°59'21,4" S; 47°51'14,2" W) localizado na porção superior da Bacia hidrográfica do rio Monjolinho - São Carlos, SP.

Córrego São Rafael

No Córrego São Rafael o trecho amostrado (22°00'52" S; 47°51'9,4" W) está localizado na margem esquerda do rio Monjolinho, próximo aos bairros residenciais Jardim Tangará e São Rafael e aparentava ser uma área impactada (Figura 7).



Figura 7 – Vista do Córrego São Rafael, localizado na porção superior da Bacia hidrográfica do rio Monjolinho - São Carlos, SP. À direita, ao lado do riacho visualiza-se uma estrutura de contenção formada cascalhos de pedra circundada por tela de ferro com fragmentos de plástico presos à tela (em azul).

Córrego do Douradinho

O trecho amostrado no Córrego do Douradinho ($22^{\circ}00'3.7''$ S $47^{\circ}50'28.3''$ W) está localizado na margem esquerda da porção superior do Córrego do Monjolinho, inserido na fazenda Santa Joana, caracterizado por um grande fragmento florestal (Figura 8).



Figura 8 – Vista do trecho estudado no Córrego do Douradinho, localizado na porção superior da Bacia hidrográfica do rio Monjolinho - São Carlos, SP.

Caracterização ambiental

Para a caracterização dos trechos de coleta, foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental de Ohio, EUA (EPA, 1987) e modificado por Callisto et al. (2002), que avalia e atribui

pontuação a um conjunto de variáveis relacionadas à ocupação antrópica próxima aos corpos d'água, além de características do sedimento, da coluna d'água, presença ou ausência de mata ciliar, entre outros (ver Anexo B), classificando-os em natural (acima de 60 pontos), alterado (41 a 60 pontos) ou impactado (0 a 40 pontos)

Amostragens

As coletas foram realizadas entre os meses de julho e agosto de 2013, período que corresponde à época de seca. As variáveis físicas e químicas como pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água foram medidas in situ no momento da coleta de água e sedimento, por meio do multisensor “Water Quality Checker – Modelo Horiba U-10”.

Amostras de água foram coletadas e armazenadas em garrafas não tóxicas de plástico, de 300 ml. No laboratório as amostras de água foram congeladas em freezer a uma temperatura de -20 °C.

Análises químicas da água

As variáveis químicas que foram determinadas e os métodos empregados nas amostras de água foram: concentração de fósforo e nitrogênio total (Valderrama, 1981), nitrito (Bendchreider & Robinson, 1952), apud Golterman et al., 1978), nitrato (MACKERETH et al., 1978), amônio (Koroleff, 1976) apud Mackereth et al., 1978, fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e fosfato inorgânico (Strickland & Parsons, 1960).

Índice de estado trófico (IET)

Depois de estabelecidas as concentrações dos nutrientes, foi calculado o índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), utilizando a variável fósforo total, pela seguinte fórmula:

$IET (PT) = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20$ onde: PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

ln: Logaritmo Natural

Com base nos valores de IET, os critérios para classificação da água são

$$\text{Ultraoligotrófico} = IET \leq 47$$

Oligotrófico = $47 < IET \leq 52$

Mesotrófico = $52 < IET \leq 59$

EUTRÓFICO = $59 < IET \leq 63$

Supereutrófico = $63 < IET \leq 67$

Hipereutrófico = $67 > IET$

Variáveis biológicas

Coleta e análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Nas coletas de sedimento para a análise da comunidade bentônica foi utilizado um amostrador do tipo suber com 900 cm² de área amostral. Foram realizadas triplicatas em cada ponto de coleta. Para amostrar microhábitats e áreas de difícil coleta, também foi realizada uma varredura com o amostrador rede em D (0,5 mm de abertura de malha) durante 30 segundos.

As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e fixadas em formol 8%. No laboratório, as amostras foram lavadas em duas peneiras metálicas, a primeira com 1,00 mm de e a segunda com 0,21mm de abertura de malha para retirar o excesso de sedimento. Posteriormente, o sedimento foi colocado em bandejas transluminadas e os organismos cuidadosamente triados.

Os organismos foram identificados até o menor nível taxonômico possível, utilizando-se as chaves de identificação de Righi (1984), Merritt & Cummins (1996); Roldan-Pérez (1988); Brinkhurst & Marchese (1992), Trivinho-Strixino & Strixino (1995), Wiggins (1998), Epler (2001), Fernandez & Dominguez (2001), Costa et al. (2003), Salles (2006), Lecci & Froehlich (2007) e auxílio de especialistas.

Densidade numérica da fauna bentônica

A densidade foi calculada a partir da contagem total dos organismos nas amostras e expressa em relação à área de 1 m² por meio de cálculos realizados de acordo com a seguinte fórmula (Welch, 1948):

$$N = o/a \cdot s \times 10.000$$

Onde,

N = número de indivíduos por m²;

o = número de organismos contados na amostra;
a = área do amostrador (cm²);
s = número de amostras coletadas em cada ponto mostrado.

Diversidade da comunidade de macro-invertebrados bentônicos

A diversidade da comunidade de macro-invertebrados bentônicos foi calculada aplicando-se o índice de Shannon-Wiener (Magurran, 2004):

$$H' = -\sum (p_i) (\ln p_i)$$

Onde,

H' = índice de diversidade de espécies de Shannon-Wiener;

p_i = proporção de indivíduos encontrados em uma dada espécie;

ln = logaritmo natural

Uniformidade da comunidade de macro-invertebrados bentônicos

A uniformidade ou equitabilidade (Magurran, 2004) para a comunidade foi calculada de acordo com a expressão matemática:

$$J' = H' / \ln S$$

Onde,

J' = índice de uniformidade de Pielou;

H' = índice de diversidade de Shannon-Wiener;

ln = logaritmo natural da riqueza.

Índice BMWP

Para avaliar a qualidade da água dos afluentes do rio Monjolinho, utilizou-se uma adaptação do índice biótico “Biological Monitoring Working Party System” modificado por Loyola (2000). Os valores variam entre 1 e 10 de acordo com o grau de sensibilidade do táxon a poluentes orgânicos (ver Anexo A). Famílias sensíveis recebem pontuações mais altas e os táxons tolerantes recebem valores mais baixos.

Os critérios para a classificação da qualidade das águas dos afluentes em estudo seguiram a classificação do Instituto Ambiental do Paraná – IAP (2003), sendo:

CLASSE	QUALIDADE	VALOR	SIGNIFICADO	COR
I	ÓTIMA	>150	Águas muito limpas (Águas pristinas)	LILÁS
II	BOA	121-149	Águas limpas, não poluídas, ou sistema perceptivelmente não alterado	AZUL ESCURO
III	ACEITÁVEL	101-120	Águas muito pouco poluídas, ou sistema já com um pouco de alteração	AZUL CLARO
IV	DUVIDOSA	61-100	São evidentes efeitos moderados de poluição	VERDE
V	POLUÍDA	36-60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)	AMARELO
VI	MUITO POLUÍDA	16-35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	LARANJA
VII	FORTEMENTE POLUÍDA	<15	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	VERMELHO

Determinação do biovolume e estimativas da biomassa dos macroinvertebrados bentônicos

Os biovolumes foram calculados a partir das dimensões médias de cada táxon, utilizando as equações para determinação de volume das formas geométricas apropriadas (Ruttner-Kolisko, 1977; Sun & Liu, 2003). As medidas foram realizadas sob a lupa com 10 indivíduos de cada táxon de macroinvertebrados quando este número estava disponível nas amostras.

Para os Moluscos a forma oval foi aplicada e as dimensões lineares foram medidas e o biovolume calculado, considerando-se o valor médio entre os volumes de uma esfera oblonga e de uma prolada, de acordo com a fórmula:

$$V = \frac{3/4\pi a^2 b + 4/3\pi ab^2}{2}$$

Onde,

a = comprimento;

b = altura.

O biovolume para os representantes da Classe Hirudinea foi calculado por meio da equação utilizada para cálculo do volume de um prisma com base elíptica:

$$V = \frac{\pi}{4} \cdot a \cdot b \cdot c$$

Onde,

a = comprimento;

b = largura;

c = espessura.

Para o gênero *Limnocois* e organismos do grupo Hydracarina foi adotada a forma de uma esfera, e utilizada a seguinte equação:

$$V = \frac{4\pi r^3}{3}$$

Onde, r = raio

Para os demais táxons foi utilizada a equação para o cálculo do volume do cilindro:

$$V = \pi r^2 H$$

Adotou-se o biovolume como sendo igual ao peso fresco. O peso seco individual foi calculado considerando-se que este equivale a 10 % do peso fresco estimado por meio dos biovolumes (Vollenweider, 1974).

Curva ABC como Bioindicadora de Impactos na Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

As curvas ABC (Warwick, 1986) representam a abundância numérica e biomassa acumuladas de todas as populações presentes em uma comunidade, e a relação entre as curvas é utilizada para se fazer inferências sobre o grau de distúrbio ambiental (Figura 9). Clarke (1990) introduziu uma estatística (índice W) para atenuar o efeito da interpretação visual. O índice W obtido a partir da expressão $W = \sum (B_i - A_i) / [50(S-1)]$, no qual B_i é o valor de biomassa de cada espécie (i); A_i é o valor da abundância de cada sequência da espécie (i) e S é o número de espécies. Valores positivos indicam um ambiente não perturbado, valores negativos sugerem comunidades perturbadas e valores próximos de zero indicam distúrbios moderados. O valor de W pode variar de -1 a 1.

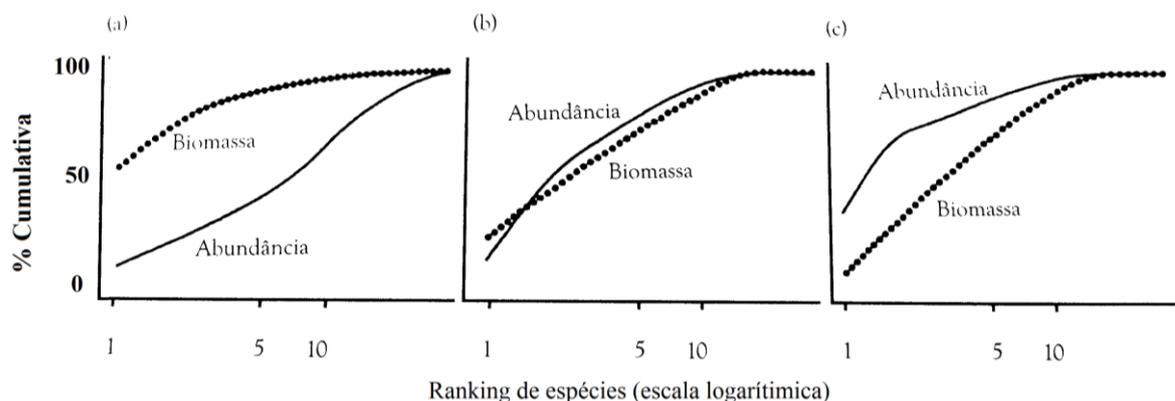


Figura 9. Curvas ABC mostrando as curvas de k -dominância esperadas comparando biomassa e número de indivíduos ou abundância em condição (a) "não poluído", (b) moderadamente poluído" e (c) "fortemente poluído". (Fonte: Magurran, 2011).

Coleta e análise da ictiofauna local

Para a coleta de peixes foram utilizados uma peneira de malha metálica de arame (diâmetro = 0,75m, malha = 3mm) e um puçá (50 cm de diâmetro e malha de tecido de aproximadamente 1mm), para a captura da ictiofauna local, com um esforço amostral de 1 hora em cada trecho (em aproximadamente 50 metros de extensão). Os espécimes foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%, para posterior identificação e biometria. Para a identificação dos exemplares foi utilizada bibliografia especializada, com chaves e descrições disponíveis na literatura (Britski, 1972, Britski et al., 1999, modificado por Casatti et al., 2001; Castro et al., 2004; Oliveira, 2006; Graça & Pavanelli, 2007; Lucinda, 2008) bem como o auxílio de especialistas. Foram selecionados os táxons com maior constância de ocorrência de acordo com os critérios de Dajoz (1983), e maior abundância relativa entre os riachos amostrados, tendo como referência as espécies presentes no ambiente com menor e maior integridade ambiental.

De cada táxon selecionado, foram tomadas medidas de comprimento padrão (Ls) e de peso fresco total (Wo), utilizando um paquímetro digital da marca "King Tools" e uma balança de precisão (marca Marte, modelo AS 2000c). Estes dados empíricos foram plotados como uma relação peso-comprimento para cada espécie, e as curvas foram ajustadas por meio da equação $W=a.Ls^b$ (Le Cren, 1951). Com os valores estimados dos coeficientes "a" e "b" foram calculados os valores dos pesos teoricamente esperados (We) para os respectivos valores de comprimento padrão (Ls). Os valores do Fator de Condição Relativo foram

calculados pela fórmula $Kn = Wo / We$ para cada exemplar amostrado de cada ambiente, e as séries de dados de Kn de cada espécie e seus respectivos ambientes foram comparadas por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (complementado com o teste de Dunn) com nível de significância de 5% e, posteriormente, cada média de Kn foi comparada com uma média hipotética ($Kn = 1$) pelo teste t de student (Zar, 2010).

Os taxóns não utilizados para a análise do fator de condição foram registrados, fotografados e apresentados como um Anexo, juntamente com informações sobre as espécies encontradas, utilizando-se a literatura especializada

Referências Bibliográficas

Alonso, C. D. 1995. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. São Paulo, CETESB

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Synder, B. D., Stribling, J. D., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2nd ed. New York.

Bernhardt, E.; Palmer, M.; Allan, J. D.; Alexander, G.; Barnas K.; Brooks, S. 2005. Ecology – Synthesizing US River Restoration Efforts. *Science*, v.308, p. 636-637.

Brinkhurst, R.O.; Marchese, M. 1992. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sudy Centroamérica. 2nd edición. Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Colección Climax 6, Santo Tomé, 207p.

Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguay. Poluição e piscicultura: notas sobre ictiologia, poluição e piscicultura. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; Instituto de Pesca. p. 79-108

Buss, F. D; Baptista, D. F; Nessimian, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 2, p. 465-473.

Callisto, M., Gonçalves, J. F. Jr. 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31 (182): 68-71

Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Atividades de Ensino e Pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia.*, v. 14, p. 91-98.

Casatti, L.; Langeani, F.; Castro, R. M. C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*. 1(1).

Castro, R. M. C. Castro, R. M. C.; Casatti, L.; Santos, H. F.; Ferreira, K. M.; Ribeiro, A. C.; Benine, R. C.; Dardis G. Z. P.; Melo, A. L. A.; Stopiglia, R.; Abreu, T. X.; Bockmann, F. A.; Carvalho, M.; Gibran, F. Z.G; Lima, F. C. T. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 4, n. 1,2.

Costa, J. M, Souza, L. O. I.; Oldrini, B. B. 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: comentários e registros bibliográficos. *Publicações Avulsas do Museu Nacional*, v. 99, p. 1-44.

Dajoz, R. 1983. *Ecologia Geral*. 4 ed. Vozes, São Paulo.

Environmental Protection Agency – EPA. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Columbus. VI-III. 120 pp. (Surface Water Section).

Epler, J.H. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. North Carolina Department of Environmental and Natural Resources – Division of Water Quality, 2001. 528p.

Espíndola, E.L.G.; Silva, J.S.V.; Marinelli, C.E. & M.M. Abdon. 2000. A Bacia hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar. São Carlos: Rima. 188p

Fernández, H.R.; Domínguez, E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Argentina: Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Universidad Nacional de Tucumán, 282p.

Golterman, H. L. Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. 2.ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 215 p.

Goulart, M.; Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, v. 2, n. 1, p. 153-164.

Graça, W. J.; Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Ed. Universidade Estadual de Maringá, 240p.

Instituto de Análises do Paraná - IAP, 2003. Relatório anual. Curitiba: Contrato Itaipu Binacional, Instituto Ambiental do Paraná. 107 p. Estudos Limnológicos do Reservatório de Itaipu.

Kauffman, J. B.; Beschta, R. L.; Otting N.; Lytjen, D. 1997. An ecological Perspective of Riparian and Stream Restoration in the Western United States. *Fisheries*, v. 22, p. 12-24.

Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 238f. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Lecci, L. S.; Froelich, C. G. 2007. Plecoptera. In: FROELICH, C. G. (Ed). Guia online: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em 10/02/2014

Le-Cren, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal. Ecology*. 20(2):201-219.

Lemos, J.R.G.; Tavares-Dias, M.; Sales, R.S.A.; Nobre Filho, G.R.; Fim, J.D.I. 2007. Parasitos nas brânquias de *Brycon amazonicus* (Characidae, Bryconinae) cultivados em canais de igarapé do Turumã-Mirim, estado do Amazonas, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, Maringá, v. 29, n. 2, p. 217-222.

Lizama, M.A.P; Ambrósio, A.M. 2002. Condition factor in nine species of fish of the Characidae family in the upper Paraná river floodplain, *Brazilian Journal of Biology*, v.62, Maringá (PR), n.1, p.113-124.

Lizama, M.A.P.; Ambrósio, A.M. 1999. Relação peso-comprimento e estrutura da população de nove espécies da família Characidae na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(3):779-788.

Lobo, E. A.; Calegari, V. L. 2000. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. In: Tucci, C. E. M.; Marques, D. M. (Org.) Avaliação e Controle da Drenagem Urbana. Porto Alegre: Editora da Universidade/UFRGS, 2000. p. 277- 300.

Loyola, R.G.N., 2000. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros de Conservação. ACIESP, São Paulo, 46-52.

Lucinda, P. H. F. 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. Neotropical Ichthyology Porto Alegre, v.6, n.2, 2008.

Mackereth, F. J. H.; Heron, J.; Talling, J. F. 1978. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 36. Titus Wilson & Son Ltd., Kendall. 117p.

Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Science, Oxford, 256p.

Magurran, A.E. Medindo a diversidade biológica. Inglaterra: Blackwell Publishing, Oxford, 2011, 256 p.

Merritt, R.W.; Cummins, K.W. An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, Kendall/Hunt, 3rd ed., 1996. 722p.

Oliveira, A. K. 2006. Composição e distribuição da ictiofauna de tributários do Rio Mogi Guaçu e do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo. 2006. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP.

Pareschi, D. C. 2008. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água em rios e reservatórios da bacia hidrográfica do Tietê-Jacaré (SP). Tese (Doutorado). CCBS-Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de São Carlos. 172 p.

Rêgo, A.C.L.; Pinese, O.P.; Magalhães, P.A.; Pinese, J.F. 2008. Relação peso-comprimento para *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) e *Leporinus friderici* (Bloch, 1794)

(Characiformes) no reservatório de Nova Ponte – EPDA de Galheiro, rio Araguari, MG. Revista Brasileira de Zoociências, vol.10, n.1, p.13-21.

Righi, G. Oligochaeta. 1984. In: Manual de identificação de invertebrados límnicos do Brasil. In: SCHADEN, R. (Ed.). CNPq, Brasília, 48p.

Rocha, M.A.; Ribeiro, E.L.; Mizubuti, I.Y.; Silva, L.D.F.; Borosky, J.C.; Rubin, K.C.P. 2005. Uso do fator de condição alométrico e de fulton na comparação de carpa (*Cyprinus carpio*), considerando os sexos e idade. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v.26, n.3, p.429-434. Sciences 29: 217-222.

Roldan-Pérez, G.R. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidade de Antioquia, Colômbia, 217p.

Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Archiv für Hydrobiologie, v. 8, p. 71-76.

SigaSC. 2014. Sistema de Informações Geográficas de São Carlos. Disponível em: <http://geo.saocarlos.sp.gov.br/>. Acesso em: 21/04/2014

Sé, J. A. S. 1992. O Rio Monjolinho e sua Bacia Hidrográfica como Integradores de Sistemas Ecológicos. 381 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.

Siqueira, T. & Roque, F. O., 2010. Natureza & Conservação 8(2):190-193.

Stevenson, R. J.; Boththwel, M. L.; Lowe, R. L. 1996. Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, 752 pp.

Strickland, J. D.; Parsons, T. R. 1960. A manual of sea water analysis. Bull. Fish.Res. Bel. Can., vol 125, 1-185p.

Sun, J.; Liu, D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. Journal of Plankton Research, v. 25, p. 1331- 1346.

Suriano, M. T.; Fonseca-Gessner, A. A.; Roque, F. O.; Froehlich, C. G. 2010. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environ. Monit. Ass.* DOI 10.1007/s10661-010-1495-3.

Trivinho-Strixino, S.; Strixino, G. 1995. Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: guia de identificação de diagnose dos gêneros. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos., 229p.

Tolentino, M. 1967. Estudo crítico sobre o clima da região de São Carlos. Concurso de monografias municipais. Prefeitura Municipal de São Carlos, São Carlos.

Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus innatural water. *Mar. Chem.*, v. 10, p. 109-122.

Vollenweider, R.A. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP Handbook 12, 2. ed. Philadelphia: F.A. Davis Co. 213 p.

Warwick R. M. A newmethod for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities, *Mar. Biol.*, v. 92, p. 557–562. 1986.

Welch, P.S. 1948. *Limnological methods*. 1st ed., Blakiston Co, Philadelphia. 381p.

Wiggins, B.G. 1998. *Larvae of the North American caddisfly genera (trichoptera)*. 2 ed. University of Toronto, Toronto; 457p.

Zar, J. H., 2010. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey.5ed. 944 p.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Manuscrito I. Influência da integridade ambiental dos afluentes do Rio Monjolinho sobre o fator de condição relativo (Kn) da ictiofauna local

Resumo

Os fatores de condição relativo (Kn) de *Astyanax cf. paranae*, *Phalloceros harpagos* e *Poecilia reticulata* foram utilizados como ferramenta para avaliar a influência da integridade ambiental sobre o bem estar de sub-populações destas espécies, visando utilizá-las como bioindicadoras de distúrbios em córregos afluentes do rio Monjolinho, no município de São Carlos – SP. A curva potencial gerada pela relação peso-comprimento indicou um crescimento do tipo alométrico positivo para as três espécies estudadas. No geral, a análise de correspondência canônica (CCA) correlacionou positivamente o Kn médio da espécie *A. paranae* com ambientes bem oxigenados e oligotróficos, característicos de áreas preservadas ou próximas do estado natural. Para o valor médio do Kn obtido para a espécie *Phalloceros harpagos*, não ocorreram diferenças significativas entre áreas naturais e perturbadas. Entretanto, a CCA correlacionou positivamente o Kn médio da espécie *Poecilia reticulata* a ambientes impactados, com maior grau de trofia, o que sugere que esta espécie seja indicadora de distúrbios.

Palavras-chave: Biomonitoramento, Fator de condição, relação peso-comprimento, degradação, bioindicadores.

Abstract

The relative condition factor (K_n) of *Astyanax cf. paranae* , *Phalloceros harpagos* and *Poecilia reticulata* were used as a tool to evaluate the influence of environmental integrity on the well being of sub - populations of these species , aiming to use them as bioindicators of disturbance in tributary streams Monjolinho river, in São Carlos - SP . The potential curve generated by the length-weight relationship indicated a positive allometric growth for the three species studied. Overall, the canonical correspondence analysis (CCA) positively correlated the average K_n of *A.cf. paranae* with well oxygenated and oligotrophic environments , typical of conserved areas or near the natural state. For the average value of K_n obtained for *Phalloceros harpagos* species, there were no significant differences between natural and disturbed areas. However, the mean CCA positively correlated the K_n of the species *P. reticulata* from similar environments with higher trophic level, suggesting that this species is indicative of disturbances.

Key words: Biomonitoring, Condition factor, length-weight relationship, degradation, bioindicators.

Introdução

Os ecossistemas naturais têm sido fortemente impactados durante os últimos anos, devido ao efeito combinado da urbanização e das demais atividades antropogênicas consequentes do crescimento populacional. Grande parte dos ambientes aquáticos, como rios, lagos e reservatórios, que fornecem serviços essenciais para humanidade sofrem alterações devido às atividades humanas (König et al, 2008). Nesse contexto, comunidades aquáticas são constantemente expostas à poluição devido a um grande número de compostos lançados nos ambientes, provenientes de várias fontes de emissão como descarga de efluentes industriais, esgotos domésticos, resíduos agrícolas entre outros (Rashed, 2001). Como consequência, a integridade ecológica ou a degradação desses ecossistemas pode ser refletida através das suas comunidades biológicas, que respondem aos efeitos dos diferentes agentes impactantes, fornecem uma medida indicadora dos distúrbios (Barbour et al., 1999), sendo importantes para a avaliação de impactos.

Os organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são macroinvertebrados bentônicos, peixes e a comunidade perifítica (Goulart & Callisto, 2003). Em estudos ictiofaunísticos, por exemplo, os parâmetros mais comumente levados em conta quando se estudam as populações, consistem no tamanho e o peso destes organismos. O estudo da relação peso-comprimento em peixes é uma importante ferramenta para se abordar aspectos sobre a biologia, fisiologia e ecologia dos organismos, uma vez que esta relação, aliada aos outros aspectos quantitativos como crescimento, recrutamento e mortalidade, fornecem informações sobre a estrutura das espécies em um ambiente (Lizama & Ambrósio, 1999).

Através da relação entre o peso e o comprimento corporal pode-se calcular um parâmetro que determina o grau de bem estar do peixe, ou seja, como o animal aproveita os recursos disponíveis. Este parâmetro, conhecido como fator de condição relativo (K_n), pode ser uma ferramenta importante e eficiente para evidenciar mudanças na condição dos peixes ao longo de um determinado período de tempo, podendo ser usado para indicar, o estado nutricional, gastos de reservas, mudanças sazonais e ambientais, o período reprodutivo, períodos de alterações alimentares e de acúmulo de gordura (Le Cren, 1951; Gomiero & Braga, 2003) e infecções parasitárias (Lemos et al., 2007); permitindo comparar populações que estão submetidas a diferentes condições de clima, temperatura, salinidade, densidade, disponibilidade de alimentos entre outras condições, (Lizama & Ambrósio, 2002; Rocha et al., 2005; Rêgo et al., 2008). Em condições normais, o valor teoricamente esperado é $K_n = 1$ e

qualquer evento que interfira na saúde ou bem-estar do peixe, pode produzir variações neste valor.

Os tipos de uso e ocupação do solo e dos recursos naturais, decorrentes do desenvolvimento urbano e das atividades agrícolas, sobre a bacia hidrográfica do rio Monjolinho, têm gerado grandes impactos nesta bacia, especialmente na área de suas nascentes no município de São Carlos nas últimas décadas (Sé, 1992). Esse desenvolvimento ocorre sobre áreas nas quais se situam ecossistemas aquáticos, importantes para a regulação de processos ecológicos, comprometendo a qualidade da água e, conseqüentemente, a biota aquática.

O presente estudo visa avaliar a integridade dos córregos afluentes da porção superior da microbacia do rio Monjolinho por meio de análises químicas, físicas e biológicas. Visa ainda, testar o fator de condição relativo como indicador da influência ambiental sobre o estado fisiológico das espécies de peixes da porção superior do rio Monjolinho na tentativa de utilizá-las como bioindicadoras de distúrbios.

Material e métodos

Área de estudo

A bacia no rio Monjolinho abrange uma área de aproximadamente 275 km², altitudes variando de 700 a 800 m e solos do tipo latossolo vermelho amarelo. Sua maior parte contida no município de São Carlos-SP, tem como principal característica o desenvolvimento urbano e os impactos de suas atividades. Possui uma extensão de aproximadamente 43,25 Km (Sé, 1992, Espíndola 2000).

Os trechos de amostragem foram definidos de acordo com diferentes características de entorno e influências antrópicas (Áreas naturais, rurais e urbanas) de alguns afluentes pertencentes à porção superior da microbacia do rio Monjolinho. A área de estudo, com breve descrição abaixo, e os trechos de coletas estão esquematizados na Figura 1.

Córrego do Espraiado 1 (21°58'17,5"S 47°52'1,8 W): trecho do córrego em área de vegetação nativa densa e estruturada, dossel fechado, caracterizada por uma área preservada, sendo uma área de referência para o estudo.

Córrego do Espraiado 2 (21°58'52" S 47°52'26" W) : trecho em área com vegetação ripária preservada, próxima da área de canalização. Ambos os trechos (Espraiado 1 e 2) estão

localizados no campus da Universidade Federal de São Carlos, inclusos em uma área coberta por cerrado *stricto sensu* e por reflorestamento de *Eucalyptus* sp.

Córrego do Belvedere (21°59'54.3" S 47°52'13.9" W): trecho em área com um pequeno fragmento de mata ciliar, porém com resquícios de queimadas no local e lixos domésticos, além de obras de terraplanagem, o que indica a expansão do Bairro Parque Belvedere onde o córrego se localiza. Localizado em uma área urbana.

Córrego do Ponte de Tábua 1 (22°00'32,1" S 47°51'38,8" W): trecho em área urbana, próximo ao condomínio de alto padrão Parque Sabará, com fragmentos de mata ciliar e lixo doméstico ao longo do trecho coletado.

Córrego do Ponte de Tábua 2 (S 21°59'35.1" O 47°51'43.2"): trecho em área urbana, próximo aos bairros Jardim Veneza e Jardim Munique. Trecho sem mata ciliar com presença de tubulação para descarga de esgoto dentro do rio e animais de pasto no entorno.

Córrego do Canchim (21°59'21.4" S 47°51'14.2" W): trecho situado no interior da fazenda Chácara dos Coqueiros, com presença de mata ciliar, sem indícios de lixo doméstico.

Córrego do São Rafael (22°00'52" S 47°51'9.4" W): trecho localizado próximo aos bairros residenciais Jardim Tangará e São Rafael e aparentando ser uma área impactada.

Córrego do Douradinho (22°00'3.7" S 47°50'28.3" W): trecho localizado dentro da fazenda Santa Joana, caracterizado por um grande fragmento florestal.

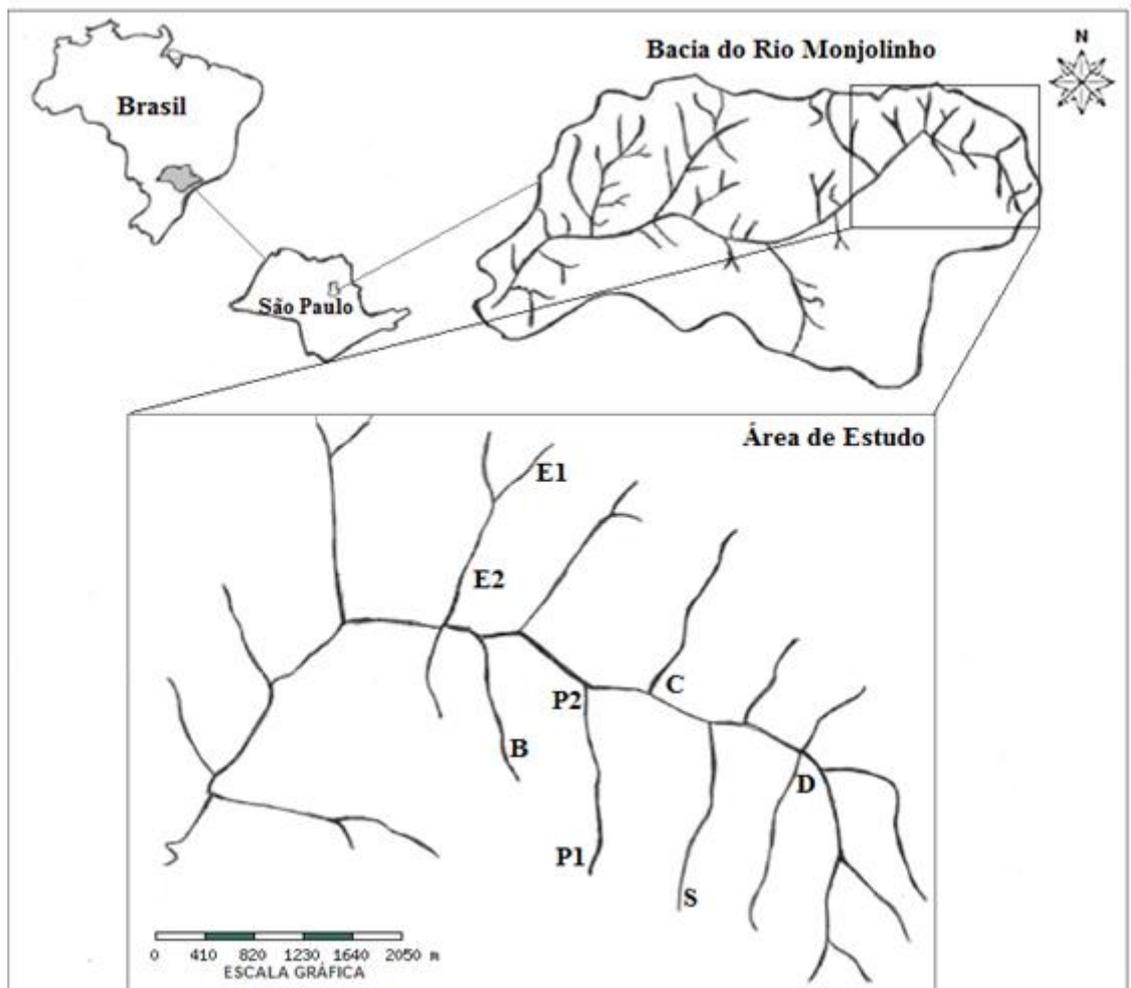


Figura 1 - Localização e mapa da bacia do rio Monjolinho, São Carlos - SP, com indicação dos córregos, afluentes da porção superior do rio Monjolinho, estudados. Localização da área de estudo e mapa da porção superior da sub-bacia do rio Monjolinho, indicando os trechos de coleta. Córregos: Espraiado (E1 e E2), Canchim (C), Belvedere (B), Ponte de Tábua (P1 e P2), São Rafael (S) e Douradinho (D).

Coleta e tratamento dos dados

Para a caracterização dos trechos de coleta, foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats, segundo Callisto et al. (2002), que avalia um conjunto de variáveis e indica o grau de integridade dos ambientes, classificando em natural (acima de 60 pontos), alterado (41 a 60 pontos) ou impactado (0 a 40 pontos).

As coletas foram realizadas entre os meses de julho e agosto de 2013, utilizando, simultaneamente, uma peneira de malha metálica de arame (diâmetro = 0,75m, malha = 3mm) e um puçá com 50 cm de diâmetro, para a captura da ictiofauna local, com um esforço amostral de 1 hora em cada trecho (em aproximadamente 50 metros de extensão). Os espécimes foram fixados em formol 10% e conservados em álcool 70%, para posterior

identificação e biometria. Para a identificação dos exemplares foi utilizada bibliografia especializada, chaves e descrições disponíveis na literatura (Britski, 1972, Britski et al., 1999, modificado por Casatti et al., 2001; Castro et al., 2004; Oliveira, 2006; Graça & Pavanelli, 2007; Lucinda, 2008) bem como o auxílio de ictiólogos (Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura e Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira). Foram selecionados os táxons com maior constância de ocorrência de acordo com os critérios de Dajoz (1983), e maior abundância relativa entre os riachos amostrados, tendo como referência as espécies presentes no ambiente com menor e maior integridade ambiental.

De cada táxon selecionado, foram tomadas medidas de comprimento padrão (Ls) e de peso fresco total (Wo), utilizando um paquímetro digital da marca “King Tools” e uma balança de precisão (modelo AS 2000c). Estes dados foram utilizados para ajustamento da curva da relação peso-comprimento, de cada espécie, por meio da equação $W=a.Ls^b$ (Le Cren, 1951). Com os valores estimados dos coeficientes “a” e “b” foram calculados os valores dos pesos teoricamente esperados (We) para os respectivos valores de comprimento padrão (Ls). Os valores do Fator de Condição Relativo foram calculados pela fórmula $Kn = Wo / We$ para cada exemplar amostrado de cada ambiente, e as séries de dados de Kn de cada espécie e seus respectivos ambientes, após passarem por um teste de normalidade de Kolmogorov – Smirnov, foram comparadas por meio do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (complementado com o teste de Dunn) com nível de significância de 5% e, posteriormente, cada média de Kn foi comparada com uma média hipotética ($Kn = 1$) pelo teste t de student (Zar, 2010). Para os testes estatísticos foi utilizado o software Graph Pad Instat 3.01.

As variáveis físicas e químicas: pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água foram medidas “*in situ*” no momento da coleta de água, por meio do multisensor “Water Quality Checker” – Modelo Horiba U-10”. As variáveis químicas que foram determinadas e os métodos empregados nas amostras de água foram: concentração de fósforo e nitrogênio total (Valderrama, 1981), nitrito (Bendchreider & Robinson, 1952), apud Golterman et al., 1978), nitrato (Mackereth et al., 1978), amônio (Koroleff, 1976 apud Mackereth et al., 1978), fósforo total dissolvido, fósforo orgânico e fósforo inorgânico (Strickland & Parsons, 1960). Após estabelecidas as concentrações dos nutrientes, foi calculado o índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), utilizando a variável fósforo total.

A análise de correspondência canônica (CCA) seguida do teste de Monte Carlo, com 999 permutações aleatórias, foi utilizada para testar a existência de associações significativas

entre as variáveis ambientais o fator de condição relativo de cada espécie, utilizando-se o programa CANOCO 3.12 (Ter braak & Šmilauer, 2002).

Resultados

Foram coletados 616 indivíduos nos córregos amostrados, distribuídos em oito espécies, das quais *Astyanax cf. paranae* (Eigenmann, 1914), *Phalloceros harpagos* Lucinda, 2008, e *Poecilia reticulata* (Peters, 1859), foram as mais representativas, quanto à ocorrência (O) e abundância relativa (A), do que as espécies *Hypostomus ancistroides* (Ihering, 1911), *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), *Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758) e *Hyphessobrycon anisitsi* (Eigenmann, 1907), portanto, foram selecionadas para a relação peso-comprimento e fator de condição relativo (Tabela 1).

Tabela 1 – Composição, Ocorrência (O) e Abundância Relativa (A) das espécies coletadas nos córregos afluentes do rio Monjolinho pertencente ao município de São Carlos – SP, durante a estação seca: E1 e E2 - Córrego Espreado 1; D - Córrego Douradinho; C - Córrego Canchim; B - Córrego Belvedere; P1 e P2 - Córrego Ponte de tábuas 1; S - Córrego São Rafael.

	E1	E2	D	C	B	P1	P2	S	O (%)	A (%)
<i>Astyanax cf. paranae</i>	34	34	53	10	-	31	19	-	75	29*
<i>Poecilia reticulata</i>	-	-	-	-	47	62	32	-	37,5	23*
<i>Phalloceros harpagos</i>	-	52	40	15	-	61	19	34	75	36 *
<i>Hypostomus ancistroides</i>	-	-	-	1	-	13	21	-	37,5	0,6
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-	-	3	-	-	-	5	-	25	0,1
<i>Rhamdia quelen</i>	-	-	-	-	-	-	4	-	12,5	0,1
<i>Gymnotus cf. carapo</i>	-	-	-	-	-	1	5	-	25	0,1
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	-	-	-	10	-	10	-	-	25	0,3

A pontuação obtida pelo Protocolo de avaliação rápida, índice de estado trófico e os valores relativos às variáveis físicas e químicas estão apresentados na Tabela 2. Os maiores valores referente às variáveis físicas e químicas, com exceção do oxigênio total dissolvido, pH e temperatura, foram registradas no córrego Belvedere. A menor concentração de oxigênio dissolvido foi reportada para esse córrego.

O Protocolo de avaliação rápida de habitats classificou como ambiente natural (N) o córrego Espreado (E1 e E2), em alterado (A) os córregos Douradinho (D), Canchim (C), Ponte de Tábuas (P1 e P2) e São Rafael (S), e em ambiente impactado (I), o córrego

Belvedere. O valor obtido para o índice de estado Trófico caracterizou o córrego Espraiado (E1 e E2) como oligotrófico (O), Mesotrófico (M), os córregos Douradinho, Canchim, Ponte de Tábua (P1 e P2) e São Rafael (S), e como eutrófico (E), o córrego Belvedere (Tabela 2).

Tabela 1 – Valores referentes às variáveis físicas, químicas, Protocolo de Avaliação rápida de habitats e Índice de estado trófico (IET) nos córregos afluentes do rio Monjolinho – São Carlos – SP, durante a estação seca: E1 e E2- Córrego Espraiado; D - Córrego Douradinho; C - Córrego Canchim; B - Córrego Belvedere; P1 e P2 - Córrego Ponte de tábua e S - Córrego São Rafael. Classificação: O – Oligotrófico; M – Mesotrófico; E – Eutrófico; N – Natural; A – Alterado e I – Impactado.

Variáveis	E1	E2	D	C	B	P1	P2	S
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,4	1,4	1,9	1,4	92,6	2,7	2,1	3,1
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	11,9	39,3	249,7	18,8	961,4	337,1	163,3	961,4
Amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	30,4	35,6	64,1	43,1	692,9	105,3	81,9	60,2
NID (mg.L^{-1})*	0,04	0,08	0,32	0,06	1,75	0,45	0,25	1,02
N total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	206,2	221,2	414,5	134,7	1919,4	604,4	326,5	810,5
Fosfato inorg. ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	13,3	12,2	11,2	15,3	98,3	11,8	16,5	11,5
P total dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	18,1	17,0	15,5	21,7	119,1	14,6	21,3	15,2
P orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,7	4,8	4,3	6,3	20,9	2,8	4,9	3,7
P ósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	19,7	20,2	47,7	36,6	164,8	42,8	41,5	53,6
pH	6,5	6,5	7,4	6,9	6,9	6,9	5,4	6,7
O ₂ Dissolvido (mg.L^{-1})	8,1	10,7	8,4	5,7	4,0	5,4	6,5	5,8
Cond. Elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	9,7	5,0	39,0	19,0	107,0	42,3	31,3	107,0
Temperatura (°C)	17,5	16,5	17,8	20,3	19,4	18,3	18,2	21,7
IET	49,4	49,6	54,0	52,6	60,5	53,5	53,3	54,6
Classificação	O	O	M	M	E	M	M	M
Protocolo de Avaliação	83,0	80,0	58,0	59,0	38,0	45,0	46,0	42,0
Classificação do Habitat	N	N	A	A	I	A	A	A
Largura (m)	1,5	1,5	2,5	2	2	3	1	2
Profundidade (m)	0,4	0,4	0,2	0,4	0,2	0,2	0,3	0,3

*NID = Somatória das concentrações dos nutrientes Nitrito, Nitrato e Amônio

As equações resultantes das relações peso-comprimento para as espécies *Astyanax cf. paranae*, *Phalloceros harpagos* e *Poecilia reticulata* nos córregos amostrados foram, respectivamente, $W = 0,00001399Ls^{3,180}$, $W=0,000003791Ls^{3,558}$ e $W= 0,000007636Ls^{3,4142}$. Os valores dos coeficientes angulares ($b>3$) das equações caracterizaram os crescimentos das espécies do tipo alométrico positivo, ou seja, as espécies ganham mais rapidamente em peso do que comprimento padrão (Figura 2).

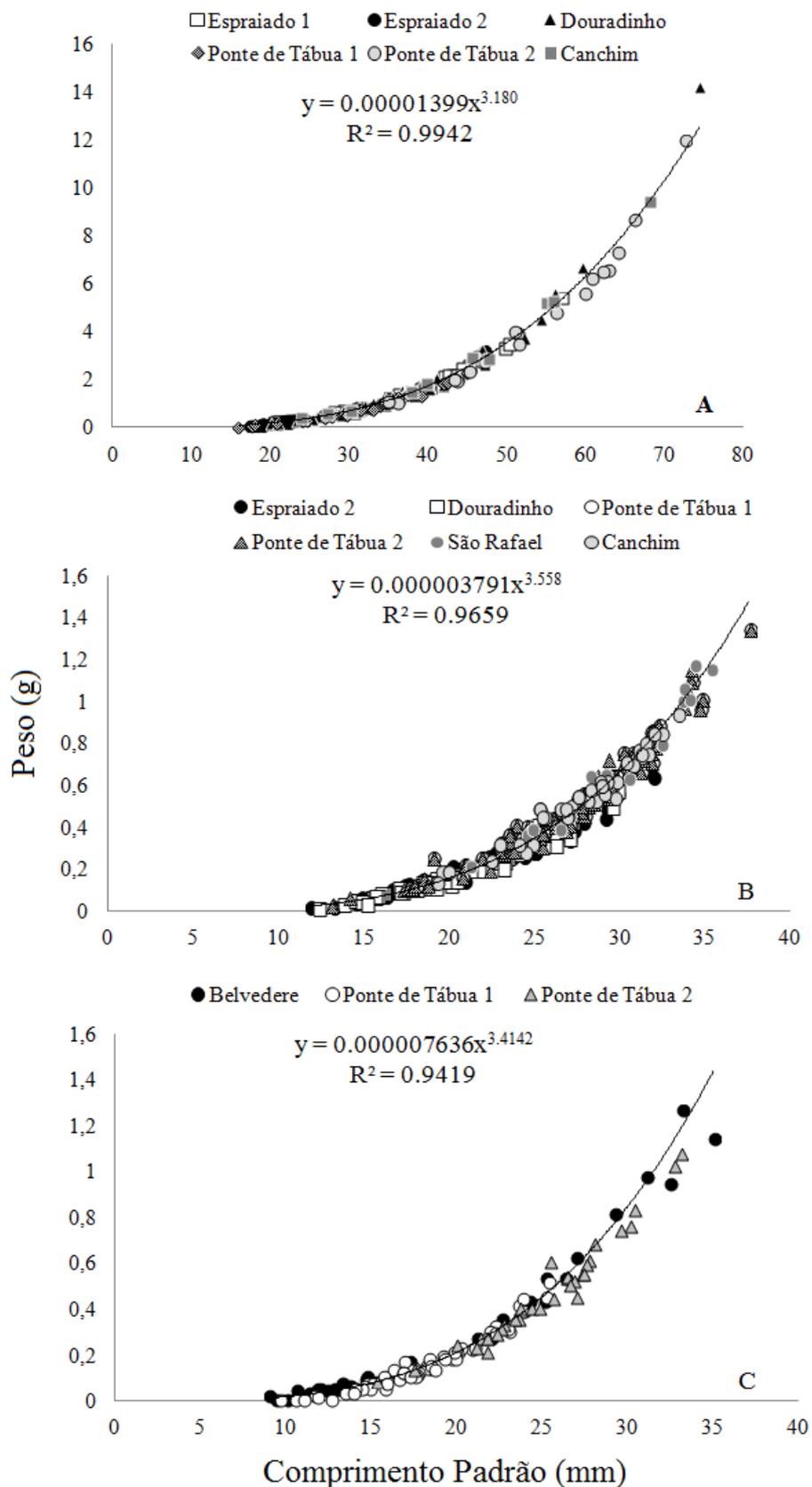


Figura 2 - Relação peso-comprimento das espécies *Astyanax cf. paranae* (A), *Phalloceros harpagos* (B) e *Poecilia reticulata* (C) nos córregos afluentes da porção superior do rio Monjolinho em São Carlos – SP.

Em todos os modelos, foram verificados elevados coeficientes de determinação (R^2), sendo 99,42% para *Astyanax cf. paranae*, 96,59% para *Phalloceros harpagos* e 94,19% para *Poecilia reticulata*.

Os dados expostos na figura 3 indicam que *Astyanax cf. paranae* apresentou diferenças significativas nas médias do fator de condição relativo (Kn) nos ambientes Ponte de Tábua 1 e 2 (PT1 e PT2) em relação aos demais córregos onde a espécie ocorreu, caracterizando uma baixa condição pelos valores médios de Kn, ambos menores que 1 (0,94 e 0,95, respectivamente). Os valores de Kn para a espécie nos córregos Canchim (Kn=1,05) e Douradinho (Kn=1,03) foram significativamente superiores a 1, portanto, uma melhor condição nesses córregos do que os demais.

Para a espécie *Phalloceros harpagos*, os indivíduos coletados no córrego Douradinho, se encontravam em uma baixa condição, registrados pelo baixo valor médio significativo Kn em relação aos outros córregos e ao Kn padrão (Kn=1).

Já os indivíduos da espécie *Poecilia reticulata*, apresentaram valores superiores no córrego Belvedere em relação aos demais córregos onde a espécie foi registrada. Além do maior valor entre córregos, o Kn médio da espécie apresentou diferenças significativas, para esse córrego, quando comparado com o Kn padrão (Kn=1) (Figura 3).

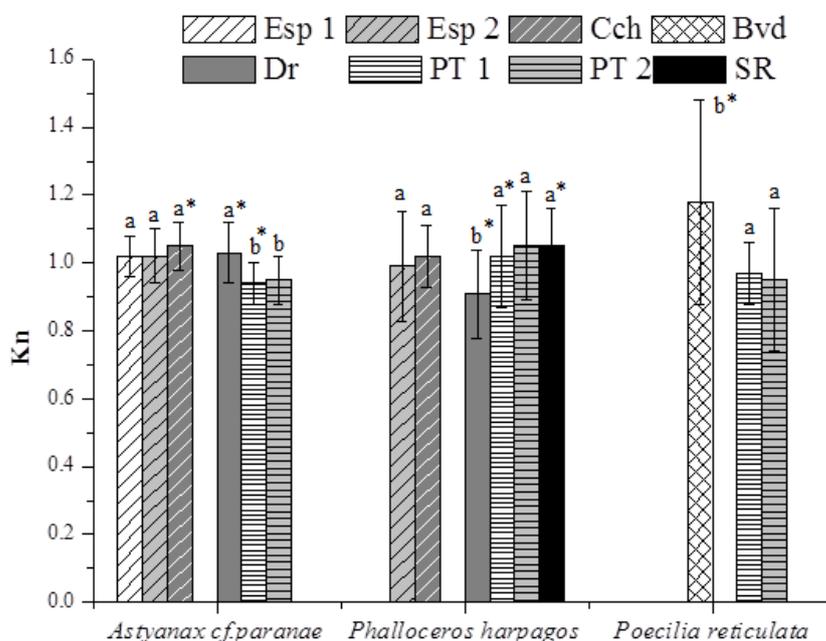


Figura 3 - Fator de Condição Relativo (Kn) das espécies selecionadas nos córregos afluentes do rio Monjolinho – São Carlos – SP: Espriado (Esp1 e Esp2), Canchim (Cch), Belvedere (Bvd), Douradinho (Dr), Ponte de Tábua (PT1 e PT2) e São Rafael (SR). Letras diferentes correspondem a diferenças estatisticamente significativas entre os indivíduos da mesma espécie nos córregos. Letras iguais correspondem à ausência de significância estatística. * Estatisticamente diferentes de 1 nos diferentes córregos.

A partir da análise de correspondência canônica, foi observado que os dois primeiros eixos explicaram 98,5% da variabilidade total dos dados (Figura 4). De modo geral, o córrego Belvedere (Bvd) apresentou uma maior concentração de nutrientes, caracterizando-o como ambiente impactado e propiciando um melhor desenvolvimento dos indivíduos da espécie *Poecilia reticulata*. A melhor condição da espécie *Astyanax cf. paranae* foi correlacionada com córregos com melhores condições ambientais como baixas concentrações de nutrientes e maiores concentrações de oxigênio dissolvido. Por sua vez, indivíduos de *Phalloceros harpagos* apresentaram correlação com córregos com condições alteradas (Canchim, Ponte de Tábua e São Rafael), com exceção do córrego Douradinho. O teste de Monte Carlo evidenciou que as concentrações de oxigênio dissolvido e dos nutrientes nitrito e fósforo total foram significativas ($p < 0,05$).

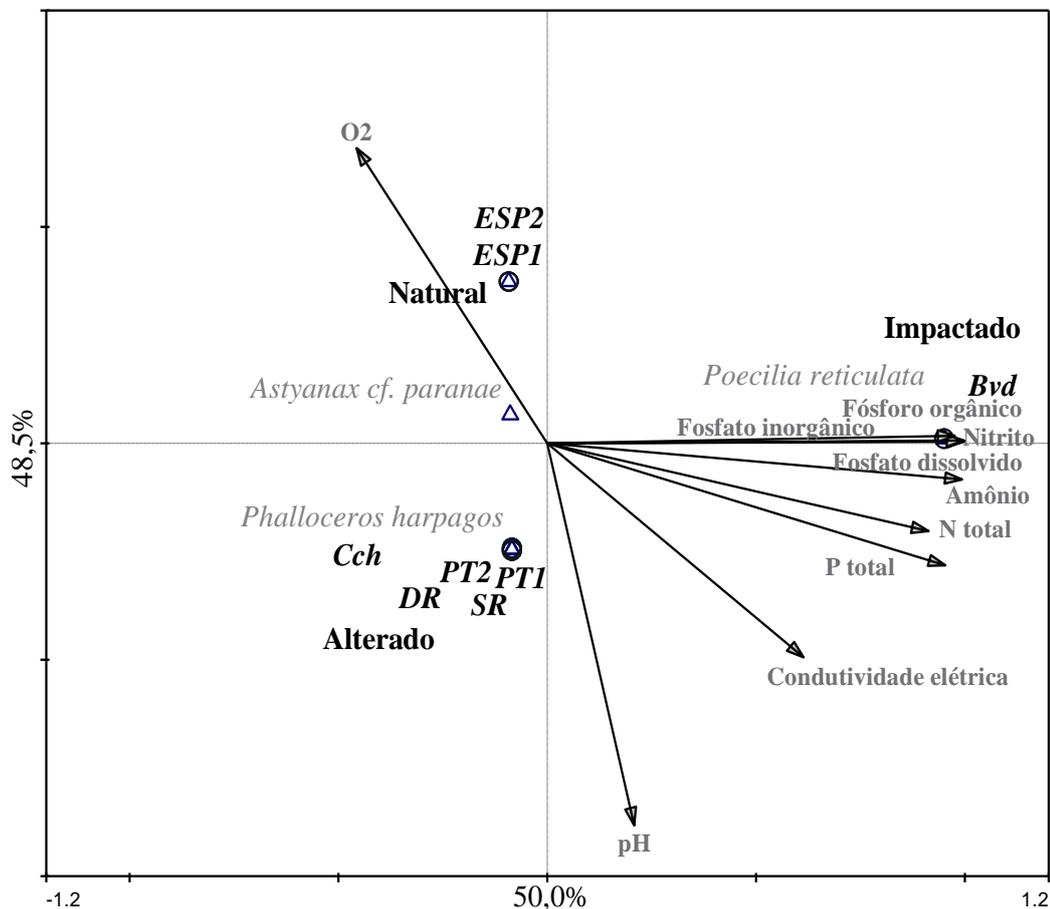


Figura 4 - Análise de correspondência canônica (CCA) relacionando as variáveis ambientais e o fator de condição relativo das espécies *Astyanax cf. paranae*, *Phalloceros harpagos* e *Poecilia reticulata*, nos córregos afluentes do rio Monjolinho – São Carlos – SP, durante a estação seca Córregos: Espirado (Esp1 e Esp2), Canchim (Cch), Belvedere (Bvd), Douradinho (Dr), Ponte de Tábua (PT1 e PT2) e São Rafael (SR).

Discussão

As análises físicas e químicas, o protocolo de avaliação rápida de habitats e o índice de estado trófico utilizados neste estudo evidenciaram a ocorrência desde trechos muito limpos até locais bastante impactados. Por se localizarem em áreas preservadas com mata mais estruturada e longe de focos de poluição, os trechos Espraiado 1 e 2 tem uma melhor qualidade ambiental, com concentrações de nutrientes na água que se enquadram dentro dos limites encontrados em sistemas naturais, considerando-se os parâmetros descritos por Tundisi & Matsumura-Tundisi (2008). Os resultados que obtivemos com a aplicação do Protocolo de avaliação rápida de habitats e o índice de estado trófico corroboraram a melhor qualidade ambiental desses trechos, classificando-os como ambiente Natural e Oligotrófico, respectivamente. Por outro lado, o índice de estado trófico e o protocolo de avaliação rápida caracterizaram como mesotrófico e alterado, respectivamente, os córregos Canchim, Douradinho, Ponte de Tábua 1 e 2 e São Rafael. Com exceção dos córregos Espraiado e Canchim, nos demais ambientes foram registradas concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (amônio, nitrito e nitrato) maiores do que aqueles encontrados em ambientes naturais com pouca intervenção humana (em torno de $0,12 \text{ mg.L}^{-1}$), de acordo com Allan & Castillo (2007).

No córrego Belvedere foram registradas elevadas concentrações de nutrientes e condutividade elétrica quando comparadas aos demais córregos estudados. O índice de estado trófico e o protocolo de avaliação rápida de habitats caracterizou esse córrego como Eutrófico e Impactado, respectivamente. Além disso, foram verificados indícios de queimadas na mata ciliar desse córrego. Esses resultados corroboram os encontrados por Souza (2011), que estudando esse mesmo córrego, evidenciou ser este um córrego impactado negativamente.

Os valores da constante b , para as espécies estudadas, situaram-se dentro dos limites indicados por Vazzoler (1996), que variam de 2,4 a 4,0 para a maioria das espécies de peixes. Segundo Verani (1980), variações em torno do parâmetro b , podem estar relacionadas com condições ambientais e a aspectos biogenéticos intrínsecos de cada espécie. Nesse sentido, o valor do coeficiente alométrico ($b > 3$) indica que as espécies *Astyanax cf. paranae*, *Phalloceros harpagos* e *Poecilia reticulata*, nos ambientes estudados, apresentaram um maior ganho em peso do que em crescimento, caracterizando um crescimento alométrico positivo (Wootton, 1991).

O fator de condição relativo médio (K_n) aliado à análise de correspondência canônica (CCA) evidenciou que a boa condição fisiológica da espécie *Astyanax paranae* esteve relacionada com ambientes bem oxigenados e com baixas concentrações de nutrientes como

observado no córrego Espreado, nos trechos 1 e 2. Entretanto, não houve diferenças significativas para os valores de Kn, entre os ambientes classificados como ambientes naturais e oligotróficos, e os ambientes classificados como alterado e mesotrófico, exceto nos córregos Ponte de Tábua, trechos 1 e 2, em que foram obtidos menores valores médios de Kn para esta espécie. Os resultados encontrados por Lima-Junior (2004) e Orsi (2004) para a espécie *Astyanax altiparanae* demonstraram uma queda no fator de condição em trechos mais degradados. Em contrapartida, Schulz & Martins-Junior (2001) e Alberto et al. (2005) encontraram um aumento no Fator de Condição de outra espécie de lambari, *Astyanax fasciatus*, em locais poluídos. Uma possível explicação para os maiores valores de Kn para *Astyanax cf. paranae*, obtidos para as sub-populações dos córregos Canchim e Douradinho, respectivamente, classificados como mesotrófico e alterado nesse estudo, seria que, dentro de determinados limites, a eutrofização pode aumentar a produtividade dos ecossistemas segundo Toledo et al. (1983), sendo, até certo ponto, benéfica para as espécies. Já em níveis excessivos é prejudicial, pois altera adversamente a qualidade da água, ocasiona mudanças profundas nos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos, além de causar alterações na estrutura das comunidades, quebrando o equilíbrio natural das cadeias tróficas.

Os baixos valores de Kn encontrados para a sub-população do córrego Ponte de Tábua 1 e 2 podem estar relacionados à exposição da espécie *Astyanax cf. paranae* a maiores concentrações de nitrito registradas quando comparadas aos registrados nos demais córregos onde a espécie ocorreu. Segundo Baldisseroto (2002) o nitrito pode ser tóxico para os peixes, mesmo em baixas concentrações, pois se combina à hemoglobina do sangue, dificultando o transporte de oxigênio, resultando em hipóxia tecidual (Knudsen & Jensen, 1997). Mesmo quando não letal pode acarretar uma queda na imunidade de algumas espécies levando à redução no crescimento e ganho de peso (Hanson & Grizzle, 1985).

Para *Phalloceros harpagos*, a análise de correspondência canônica correlacionou essa espécie aos ambientes com níveis moderados de poluição, o que sugere que ela seja tolerante à ambientes com graus moderados de distúrbios. O fator de condição relativo não diferiu estatisticamente entre os ambientes com diferentes graus de integridade, excetuando-se a subpopulação do córrego Douradinho, um resultado similar ao obtido por Araújo et al. (2009) para a população de *Phalloceros caudimaculatus* no rio Paraíba do Sul. O baixo fator de condição obtido para a sub-população de *P. harpagos* no córrego Douradinho possivelmente decorra da competição com a espécie *A.cf. paranae*, que ocorre neste mesmo córrego em maior densidade numérica e pelo fato destas espécies terem nichos tróficos similares e apresentarem uma certa flexibilidade que lhes permitem ocuparem diferentes ambientes,

desde moderadamente impactados até próximos do natural (Orsi, 2004). Assim, de acordo com esse mesmo autor, os constituintes desse gênero (*Astyanax* spp.) podem utilizar de forma mais eficiente e abrangente os recursos disponíveis, podendo ser competitivamente superiores em ambientes moderadamente alterados, fato que pode ser evidenciado pelo maior valor de Kn dessa espécie no córrego Douradinho em relação à *Phalloceros harpagos*.

A espécie *Poecilia reticulata* esteve altamente correlacionada com ambientes severos, caracterizados por maiores concentrações de nutrientes e baixa oxigenação da água, como já verificado para esta mesma espécie por Lemes & Garutti (2002); Dyer, (2003) e Cunico et al. (2006), que registraram uma elevada densidade desta espécie em córregos impactados. Segundo Oliveira & Bennemann (2005). *Poecilia reticulata* é uma espécie exótica que possui capacidade de resistência em ambientes alterados pelo homem, pois é oportunista e se alimenta de dietas variadas. No presente estudo, o fator de condição relativo de *P. reticulata* foi maior no córrego Belvedere, onde foram encontradas as condições mais severas de eutrofização entre os córregos estudados, reforçando que a espécie não é afetada pela baixa qualidade ambiental. De maneira geral, as espécies da Ordem Cyprinodontiformes são mais tolerantes à degradação ambiental e podem permanecer nesse tipo de locais muito depois que todos os outros peixes desapareçam. A flexibilidade na dieta e a capacidade de sobreviver e se reproduzir em águas com baixo teor de oxigênio facilitam a esta espécie, a exploração de diversos habitats (Araújo, 1998; Chapman & Chapman, 1992).

Nos riachos da bacia do rio Monjolinho os diferentes estados de integridade ambiental influenciaram de forma distinta o fator de condição relativo das espécies estudadas, sendo que a espécie *Astyanax cf. paranae* foi mais sensível a ambientes com maior aporte de nutrientes e baixas concentrações de oxigênio, enquanto a espécie *Phalloceros harpagos* parece ser tolerante, uma vez que o seu fator de condição não diferiu entre os ambientes, com exceção do córrego Douradinho, onde o Kn provavelmente refletiu a competição por alimento com *A. paranae*. Por outro lado, *Poecilia reticulata* teve um maior valor de Kn no ambiente com mais baixa oxigenação e maior concentração de nutrientes, sugerindo ser esta espécie resistente a ambientes impactados. O fator de condição relativo de peixes, aliado à análise das condições ambientais, pode ser uma ferramenta útil para estudos com a avaliação da integridade ambiental em riachos.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa, aos técnicos, José Valdecir de Lucca e Alcídio Culósio Filho, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva – UFSCar, pelo auxílio em campo e aos ictiólogos Dr. Alexandre Kannebley de Oliveira e Dr^a Evelise Nunes Fragoso de Moura pelas contribuições.

Referências Bibliográficas

- Alberto, A.; Camargo, F. M.; Verani, J. R & Costa, O. F. T. 2005. Health variables and gill morphology in the tropical fish *Astyanax fasciatus* from a sewage-contaminated river. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 6: p. 247-255.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. *Stream Ecology Structure and Function of Running Waters*. Springer, 2nd. Dordrecht, The Netherlands. 436p.
- Araújo, F. G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*. v.58, n.4, p. 547-558.
- Araújo, F.G.; Peixoto, MG.; Pinto, BCT. & Teixeira, TP. 2009. Distribution of guppies *Poecilia reticulata* (Peters, 1860) and *Phalloceros caudimaculatus* (Hensel, 1868) along a polluted stretch of the Paraíba do Sul River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. [online]. 2009, vol.69, n.1, pp. 41-48. ISSN 1519-6984.
- Baldisserotto, B. 2002 *Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura*. Santa Maria: UFSM. 212p.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D. & Stribling, J.B. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*, 2a ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Britski, H. A. 1972. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguay. *Poluição e piscicultura: notas sobre ictiologia, poluição e piscicultura*. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP; Instituto de Pesca. p. 79-108
- Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Atividades de Ensino e Pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, p. 91-98.
- Casatti, L., Langeani, F. & Castro, R.M.C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*. 1(1). Disponível em:

<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?inventory+BN00201122001>:

Acesso em 04/Jan/2013).

- Castro, R. M. C. Castro, R. M. C.; Casatti, L.; Santos, H. F.; Ferreira, K. M.; Ribeiro, A. C.; Benine, R. C.; Dardis G. Z. P.; Melo, A. L. A.; Stopiglia, R.; Abreu, T. X.; Bockmann, F. A.; Carvalho, M.; Gibran, F. Z.G & Lima, F. C. T. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.*, Campinas, v. 4, n. 1, 2. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032004000100006&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 14 Jan. 2014
- Chapman, L.J. & Chapman, C.A. 1992. Variation in the structure of *Poecilia gillii* populations. *Copeia*, p. 908-913.
- Cunico, A. M., Agostinho, A. A. & Latini, J. D.. 2006. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(4): 1101-1110.
- Dajoz, R. 1983. *Ecologia Geral*. 4 ed. Vozes, São Paulo.
- Dyer, S.D.; Peng C.; Mcavoy, D.C.; Fendinger, N.J.; Masscheleyn, P.; Castilho L.V. & Lim, J.M.. 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin River, the Philippines. *Chemosphere*, Kidlington, 52: 43-53.
- Espíndola, E.L.G.; Silva, J.S.V.; Marinelli, C.E. & M.M. Abdon. 2000. A Bacia hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar. São Carlos: Rima. 188p
- GraphPad InStat versão 3.01 para Windows 95, Copyright 1992 -1998. GraphPad Software Inc, San Diego California USA, www.graphpad.com
- Golterman, H. L. Clymo, R. S. & Ohnstad, M. A. M. 1978. *Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. 2nd .ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 215 p.
- Gomiero, L.M. & Braga, F.M.S. 2003. Relação peso-comprimento e fator de condição para *Cichla cf. ocellaris* e *Cichla monoculus* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, rio Grande - MG/SP. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. Maringá, v. 25, n. 1, p. 79-86.
- Goulart, M.D. & Callisto, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista FAPAM* ano 2, n.1.
- Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Ed. Universidade Estadual de Maringá, 240p.

- Hanson, L.& Grizzle. 1985. Nitrite-induced predisposition of channel catfish to bacterial diseases. *Fish Culture*, 47, p.98-101.
- Knudsen, P.K. & F.B. Jensen, 1997. Recovery from nitrite-induced methaemoglobinaemia and potassium balance disturbances in carp. *Fish Physiology and Biochemistry*. 16: 1-10.
- Konig, R.; Suzin, C. R. H.; Restello, R. M. & Hepp, L. U. 2008. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) avaliada através de variáveis físicas, químicas e biológicas. *Panamjas: Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3(1): 84-93.
- Lamparelli, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. São Paulo: Tese de Doutorado em Ecologia Aplicada. Universidade de São Paulo.
- Le-Cren, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*. 20(2):201-219.
- Lemes, E.M. & V. Garutti. 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoológica*, Porto Alegre, 92 (3): 69-78.
- Lemos, J.R.G.; Tavares-Dias, M.; Sales, R.S.A.; Nobre Filho, G.R. & FIM, J.D.I. 2007. Parasitos nas brânquias de *Brycon amazonicus* (Characidae, Bryconinae) cultivados em canais de igarapé do Turumã-Mirim, estado do Amazonas, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, Maringá, v. 29, n. 2, p. 217-222.
- Lima-Junior, S. E. 2004. A ictiofauna e a qualidade da água em trechos do rio Corumbataí – SP. Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. 2004. 232 p. Tese (Doutorado). Rio Claro, SP.
- Lizama, M.A.P. & Ambrósio, A.M. 1999. Relação peso-comprimento e estrutura da população de nove espécies da família Characidae na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 16(3):779-788.
- Lizama, M.A.P & Ambrósio, A.M. 2002. Condition factor in nine species of fish of the Characidae family in the upper Paraná river floodplain, *Brazilian Journal of Biology*, v.62, Maringá (PR), n.1, p.113-124.
- Lorion, C.M. & Kennedy, B.P. 2009. Riparian forest buffers mitigate the effects of deforestation on fish assemblage in tropical headwater streams. *Ecological Applications* 19 (2): 468-479.
- Lucinda, P. H. F. 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-

- one new species. Neotropical Ichthyology Porto Alegre, v.6, n.2, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S167962252008000200001&lng=en&nrm=iso Acesso: Outubro de 2013.
- Mackereth, F. J. H.; Heron, J. & Talling, J. F. 1978. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. Fresh Water Biological Association. Scientific Publication. N.36. Titus Wilson & Son ltd., Kendall. 117p.
- Oliveira, A.K. 2006. Composição e distribuição da ictiofauna de tributários do Rio Mogi Guaçu e do Rio Corumbataí, Estado de São Paulo. 2006. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos – SP.
- Oliveira, D.C & Bennemann, S. T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. Biota Neotrop. [online]. 2005, v.5, n.1, p. 95-107. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032005000100011&lng=en&nrm=iso>. ISSN 1676-0603.
- Orsi, M. L.; Carvalho, E. D. & Foresti, F. 2004. Biologia populacional de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski (Teleostei, Characidae) do Médio Rio Paranapanema, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, v. 21, n. 2, p. 207-218.
- Rashed M. N. 2001. Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. Environ Int. 27(1): 27-33.
- Rêgo, A.C.L.; Pinese, O.P.; Magalhães, P.A. & Pinese, J.F. 2008. Relação peso-comprimento para *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) e *Leporinus friderici* (Bloch, 1794) (Characiformes) no reservatório de Nova Ponte – EPDA de Galheiro, rio Araguari, MG. Revista Brasileira de Zootecias, vol.10, n.1, p.13-21.
- Rocha, M.A.; Ribeiro, E.L.; Mizubuti, I.Y.; Silva, L.D.F.; Borosky, J.C. & Rubin, K.C.P. 2005. Uso do fator de condição alométrico e de fulton na comparação de carpa (*Cyprinus carpio*), considerando os sexos e idade. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v.26, n.3, p.429-434. Sciences 29: 217-222.
- Schulz, U. H & Martins-Junior, H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of rio dos Sinos, RS, Brazil. Brazilian Journal of Biology. 61 (4): p. 615-622.
- Sé, J. A. S. 1992. O Rio Monjolinho e sua Bacia Hidrográfica como Integradores de Sistemas Ecológicos. 381 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.
- Souza, A. B. 2011. Avaliação da qualidade ambiental nas nascentes do rio Monjolinho na porção à montante da estação de captação de água do Esparaiado, São Carlos-SP.

- 182f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos).
- Strickland, J. D. & Parsons, T. R. 1960. A manual of sea water analysis. Bulletin Fisheries. Research Board of Canada., vol 125, 1-185p.
- Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 2002: CANOCO reference manual CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). – Microcomputer Power. Ithaca, NY, US. 500 pp.
- Toledo, J.A.P., Talarico, M., Chinez, S.J., Agudo, E.G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Balneário Camboriú, Santa Catarina.
- Tundisi, J. G.; Matsumura Tundisi, T. M. 2008. Limnologia. 1ª. Ed. Oficina de Textos, São Paulo, 632p.
- Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural water. Mar. Chem., v. 10, p. 109-122.
- Vazzoler, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: Eduem.169 p.
- Verani, J.R. 1980. Controle populacional em cultivo intensivo comparado entre a tilápia do Nilo, *Sarotherodon niloticus* (Linnaeus, 1757) e o tucunaré comum, *Cichla ocellaris* Schneider,1801. Aspectos quantitativos. 1980. Dissertação (Mestrado)–Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Wootton, R. J. 1991. Ecology of teleost fishes. Fish and Fisheries Series #1. Chapman & Hall. London. p.404.
- Zar, J. H., 2010. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey.5ed. 944 p.

Manuscrito II. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicadora da qualidade ambiental

Resumo

Atividades antrópicas nas áreas de entorno de pequenas bacias hidrográficas geram impactos levando à deterioração da qualidade das águas e simplificando os ambientes, diminuindo assim a disponibilidade de habitats para a biota, com conseqüente perda da biodiversidade. O presente estudo teve como objetivo a utilização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, além das variáveis físicas e químicas, como ferramenta de avaliação da qualidade ambiental dos afluentes da porção superior do rio Monjolinho. As coletas foram realizadas entre os meses de julho e agosto de 2013. Os resultados evidenciaram córregos com baixa diversidade e fortemente poluídos decorrentes da perda da integridade ambiental e da qualidade da água como o Córrego Belvedere, sob forte influência humana, até córregos limpos e com elevada diversidade, como o Córrego do Espraiado. Assim, a análise da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos permitiu avaliar os efeitos dos impactos advindos das atividades humanas nos córregos amostrados.

Palavras-chave: Monjolinho, Bioindicador, Distúrbios, Invertebrados, Córregos.

Abstract

Anthropogenic activities in the areas surrounding small watersheds generate impacts deteriorating water quality and simplifying environments, thus decreasing the availability of habitats for biota, with consequent loss of biodiversity. The present study aimed to use the benthic macroinvertebrate community in addition to physical and chemical variables, as a tool for assessing the environmental quality of the tributaries of the upper river Monjolinho. Sampling was conducted between the months of July and August 2013. Based on the results it was possible to identify polluted streams with low benthic macroinvertebrates diversity as the Belvedere Stream reflecting a decrease of environmental integrity and water quality of streams under human influence. Others, as Espraiado stream, were strongly preserved, had high diversity and occurrence of sensitive taxa. Thus, the composition and structure of the benthic macroinvertebrate community was a useful tool in the study of the effects of impacts from human activities in the studied streams.

Key words: Monjolinho River basin, Bioindicators, Benthic macro-invertebrates, ABC curves, BMWP protocol, Tropical streams.

Introdução

Ecosistemas aquáticos têm sido alterados significativamente devido às atividades antrópicas, muitas delas relacionadas ao crescimento populacional, tais como mineração, construção de barragens e represas; retificação e desvio do curso natural de rios; lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; exploração de recursos pesqueiros e introdução de espécies exóticas (Goulart & Callisto, 2003). Os principais processos degradadores, resultantes dessas atividades, causam o assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e acelerando a eutrofização artificial (enriquecimento por aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio com conseqüente perda da qualidade ambiental (Callisto et al., 2002; Goulart & Callisto, 2003) e severas alterações na biota aquática.

Os macroinvertebrados bentônicos constituem uma importante comunidade em ecossistemas aquáticos, pois possuem um papel fundamental na dinâmica de nutrientes, na transformação de matéria orgânica e no fluxo de energia do ecossistema, além de participarem da cadeia alimentar de vários organismos aquáticos, especialmente como presas preferenciais de muitas espécies de peixes (Rosenberg & Resh, 1993). Em ambientes lóticos os macroinvertebrados bentônicos englobam representantes de diversos filos, dentre eles, Arthropoda (insetos, ácaros crustáceos), Mollusca (gastrópodos e bivalves), Annelida (oligoquetos), Nematoda e Platyhelminthes (Hauer & Resh, 1996). A distribuição das diferentes populações está relacionada a características morfométricas, e físicas e químicas dos habitats, à disponibilidade dos recursos alimentares e ao hábito das espécies (Resh & Rosenberg, 1984; Merrit & Cummins, 1996) além de alterações nessas variáveis que possam comprometer a sobrevivência dos organismos.

A comunidade de macroinvertebrados aquáticos tem sido utilizada há muito tempo na Europa (Junqueira et al., 2010) e, atualmente, estão sendo empregados em programas de monitoramento na Austrália, América do Norte e mais recentemente na América do Sul e demais regiões subtropicais (Callisto et al., 2001; Junqueira et al., 2010). Estes organismos são utilizados por possuírem um longo ciclo de vida, locomoção restrita e são facilmente encontrados nos diferentes tipos de substratos em um corpo d'água, além de serem constituídas por uma grande quantidade de táxons que respondem de forma rápida e diferenciada aos níveis de poluição, podendo, portanto, indicar gradientes de impactos (Buss et al., 2003).

O presente trabalho teve como objetivo analisar e comparar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em alguns córregos afluentes da porção superior da-bacia do rio Monjolinho, utilizando-os como indicadores de qualidade ambiental e possíveis interferências antrópicas na diversidade biológica destes ecossistemas.

Material e Métodos

Área de Estudo

O rio Monjolinho é um afluente integrado à Bacia Hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu, o qual é um dos principais afluentes do rio Tietê, tem um área de drenagem de 275 Km² e se localiza quase totalmente no município de São Carlos (SP). Possui uma extensão de aproximadamente 43,25 Km (São Carlos, 2007)

Na Figura 1 são apresentadas a localização da bacia do rio Monjolinho no estado de São paulo e no Brasil, a bacia em maior detalhe, com a área de estudo delimitada e a localização dos córregos afluentes e pontos estudados (Figura 1).

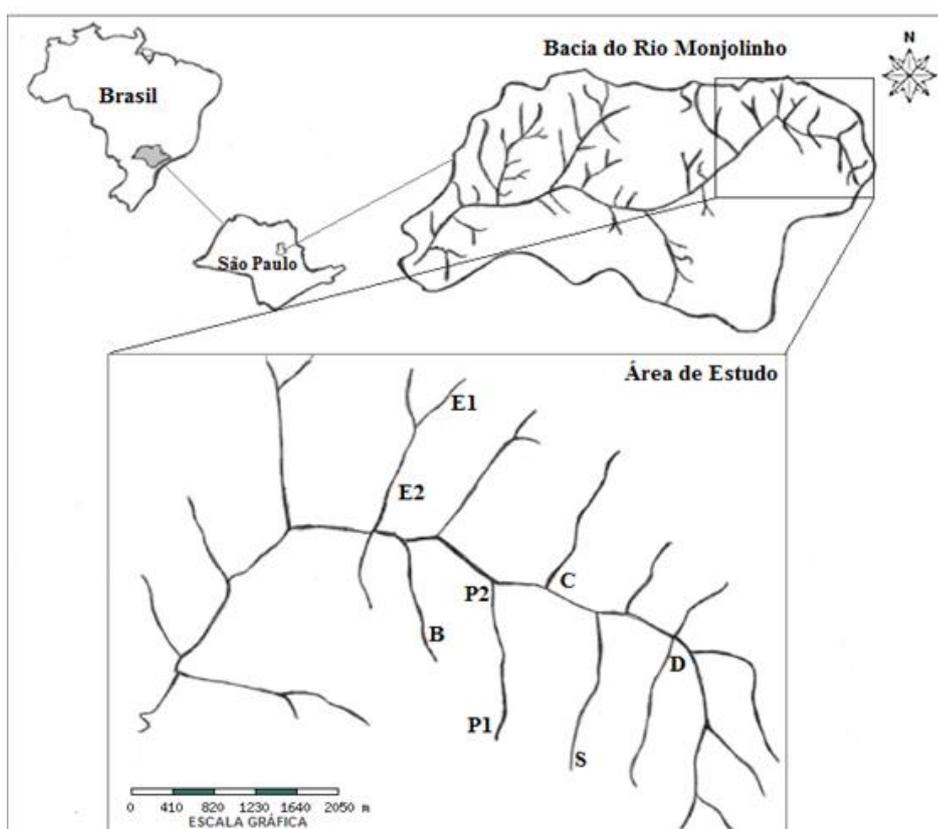


Figura 1 – Localização da área de estudo e mapa da porção superior da sub-bacia do rio Monjolinho, indicando os trechos de coleta. Córrego Espreado (E1 e E2), Canchim (C), Belvedere (B), Ponte de Tábua (P1 e P2), São Rafael (S) e Douradinho (D).

O rio Monjolinho é um afluente integrado à Bacia Hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu, o qual é um dos principais afluentes do rio Tietê, tem um área de drenagem de 275 Km² e se

localiza quase totalmente no município de São Carlos (SP). Possui uma extensão de aproximadamente 43,25 Km (São Carlos, 2007)

Amostragem

As coletas foram realizadas entre os meses de julho e agosto de 2013. As variáveis físicas e químicas como pH, condutividade elétrica da água, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura da água foram medidas in situ no momento da coleta por meio do multissensor “Water Quality Checker – Modelo Horiba U-10”. Amostras de água e sedimento foram coletadas logo após estas medidas.

Em laboratório as amostras de água foram utilizadas para medidas da concentração de nutrientes. Os métodos empregados nas análises foram: para concentração de fósforo e nitrogênio total: Valderrama, 1981; para nitrito: Bendchreider & Robinson, 1952, apud Golterman et al., 1978; para nitrato: Mackereth et al., 1978; para amônio: Koroleff, 1976 apud Mackereth et al., 1978; para fosfato total dissolvido, fosfato orgânico e fosfato inorgânico: Strickland & Parsons, 1960.

Caracterização ambiental

Para a caracterização ambiental dos trechos de coleta, foi aplicado o Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats proposto por Callisto et. al (2002) que com base em uma somatória de pontuações classificaram os ambientes em: natural - acima de 60 pontos; alterado – de 41 a 60 pontos; ou impactado – de 0 a 40 pontos.

Para caracterização do grau de trofia dos córregos foi utilizado o índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), utilizando valores médios da variável fósforo total.

Para a avaliação da qualidade de água foi utilizado o índice biótico “*Biological Monitoring Working Party System*” (BMWP), modificado por Loyola (2000). Os critérios para a classificação da qualidade das águas dos afluentes em estudo seguiram a classificação do Instituto Ambiental do Paraná – IAP (2003)

Coleta e análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Nas coletas de sedimento para a análise da comunidade bentônica foi utilizado um amostrador do tipo Surber com 900 cm² de área amostral. Em cada córrego foram definidos três pontos de coletas com, aproximadamente, dez metros de distância entre eles. Foram realizadas coletas de sedimento em triplicata em cada ponto de coleta. Para amostrar

microhabitats e áreas de difícil coleta foi também realizada uma varredura com o amostrador Rede em D, de 0,5 mm de abertura de malha, durante 30 segundos em cada ponto, totalizando três varreduras em cada córrego.

Densidade e Biovolume dos Macroinvertebrados da Comunidade Bentônica

A densidade de organismos foi calculada a partir da contagem total dos indivíduos nas amostras e expressa em relação à área de 1 m² por meio de cálculos realizados de acordo com a seguinte fórmula (Welch, 1948): $N = o/a \cdot s \times 10.000$, onde, N é o número de indivíduos por m², o é o número de organismos contados na amostra, a é a área do amostrador (cm²) e s é o número de amostras coletadas em cada ponto mostrado.

Os biovolumes foram calculados a partir das dimensões médias de cada táxon, usando as formas geométricas apropriadas (Ruttner-Kolisko, 1977; Sun & Liu, 2003). Assumiu-se o biovolume como sendo igual ao peso fresco. O peso seco individual foi calculado considerando-se que este equivale a 10 % do peso fresco estimado através dos biovolumes (Vollenweider, 1974)

Curvas ABC como bioindicadora de distúrbios na comunidade de macroinvertebrados bentônicos

As curvas ABC (Warwick, 1986) representam a abundância numérica e biomassa acumuladas de todas as populações presentes em uma comunidade, e a relação entre as curvas é utilizada para se fazer inferências sobre o grau de distúrbio ambiental. Clarke (1990) introduziu uma estatística (índice W) para atenuar o efeito da interpretação visual. O índice W obtido a partir da expressão $W = \sum (B_i - A_i) / [50(S-1)]$, no qual B_i é o valor de biomassa de cada espécie (i); A_i é o valor da abundância de cada sequência da espécie (i) e S é o número de espécies. Valores positivos indicam um ambiente não perturbado, valores negativos sugerem comunidades perturbadas e valores próximos de zero indicam distúrbios moderados. O valor de W pode variar de -1 a 1

Índice de diversidade e de Uniformidade

Para comparação da diversidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre os córregos amostrados foram calculados os Índices de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e o índice Uniformidade (J') (Magurran, 1988) com o auxílio do pacote estatístico PAST (Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis) (Hammer et al., 2001).

A Análise de agrupamento do tipo Cluster foi aplicada para comparar a similaridade na composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos utilizando como medida o índice de similaridade de Jaccard (Magurran, 1988)

Análises estatísticas

A análise de Correspondência Canônica (CCA) foi aplicada para se verificar a correspondência espacial entre os parâmetros ambientais e a densidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. O nível de significância das relações obtidas entre os parâmetros ambientais e a densidade dos grupos foi avaliado utilizando-se o Teste de Monte Carlo, com 999 permutações randômicas, e valor de p menor ou igual a 0,5 ($p \leq 0,5$). A análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada por meio do programa CANOCO 3.12 (Ter Braak & Šmilauer, 2002).

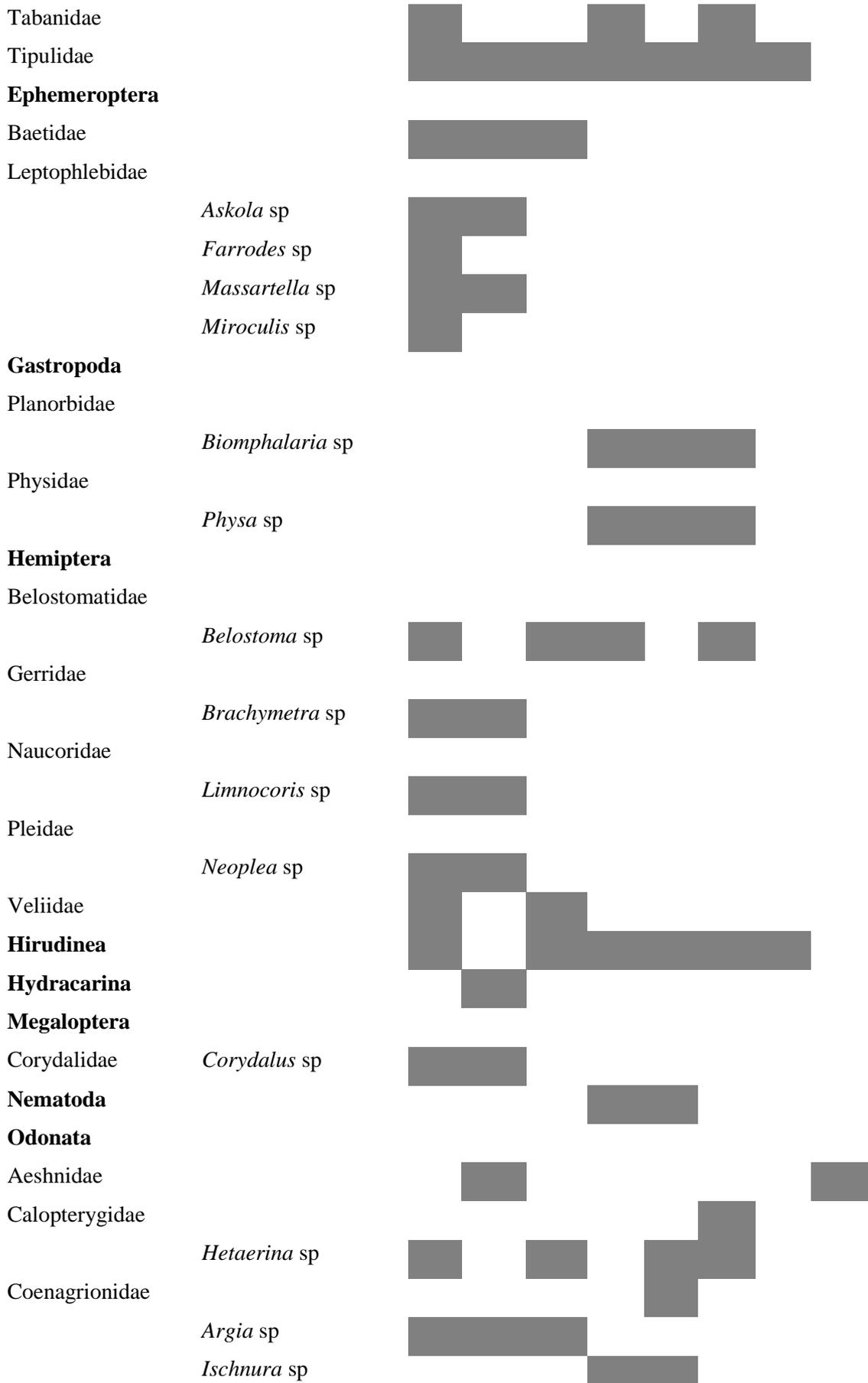
Resultados

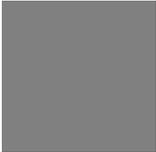
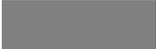
Nas amostragens realizadas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho foram coletados, no total, 3503 indivíduos, pertencentes a 87 taxóns.

Tabela 2 – Ocorrência de táxons nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos nos afluentes e pontos neles amostrados na porção superior da sub-bacia do rio Monjolinho: Córrego Espreado (E1 e E2), Córrego Canchim (C), Córrego Douradinho (D), Córrego Ponte de Tábua (P1 e P2), Córrego São Rafael (S) e Córrego Belvedere (B).

		E1	E2	C	D	P1	P2	S	B
Bivalvia									
	Sphaeriidae			■		■			
Coleptera									
	Elmidae								
	<i>Hexanchorus</i> sp	■							
	<i>Heterelmis</i> sp		■	■	■				
	<i>Macrelmis</i> sp	■		■					
	<i>Microcylloepus</i> sp		■						
	<i>Xenelmis</i> sp			■					
	Gyrinidae								
	<i>Gyrinus</i> sp	■	■			■			
	<i>Gyretes</i> sp		■						
	Hydrophilidae								

	<i>Berosus</i> sp			
	<i>Hydrophilus</i> sp			
Lutrochidae				
	<i>Lutrochus</i> sp			
Diptera				
Culicidae				
Chironomidae				
Chironominae				
	<i>Beardius</i> sp			
	<i>Caladomyia</i> sp			
	<i>Chironomus</i> sp			
	<i>Cryptochironomus</i> sp			
	<i>Endotribelus</i> sp			
	<i>Microchironomus</i> sp			
	<i>Fissimentum</i> sp			
	<i>Pelomus</i> sp			
	<i>Polypedilum</i> sp			
	<i>Stenochironomus</i> sp			
	<i>Tanytarsus</i> sp			
Orthocladinae				
	<i>Cricotopus</i> sp			
	<i>Orthocladus</i> sp			
	<i>Paracladius</i> sp			
Tanypodinae				
	<i>Ablasbemyia</i> sp			
	<i>Clinotanypus</i> sp			
	<i>Coelotanypus</i> sp			
	<i>Fittkauimyia</i> sp			
	<i>Labrundinia</i> sp			
	<i>Zavreliomyia</i> sp			
Ceratopogonidae				
Empididae				
Sarcophagidae				
Simulidae				
Stratiomyidae				
Psychodidae				



Cordulidae		
	<i>Neocordulia</i> sp	
Gomphidae		
Libellulidae		
Megapodagrionidae		
	<i>Heteragrion</i> sp	
Protoneuridae		
Oligochaeta		
Alluroididae		
Naididae		
Tubificidae		
Plecoptera		
Gripopterygidae		
	<i>Guaranyperla</i> sp	
	<i>Paragripopteryx</i> sp	
	<i>Tupiperla</i> sp	
Perlidae		
	<i>Kempnyia</i> sp	
	<i>Macrogynopla</i> sp	
Trichoptera		
Calamoceratidae		
	<i>Phylloicus</i> sp	
Helicopsychidae		
	<i>Helicopsyche</i> sp	
Hidropsychidae		
	<i>Smicridea</i> sp	
Leptoceridae		
	<i>Triplectides</i> sp	
	<i>Notalina</i> sp	
Odontoceridae		
	<i>Barypenthus</i> sps	
	<i>Marilia</i> sp	
Polycentropodidae		
	<i>Polycentropus</i> sp	
	<i>Polyplectropus</i> sp	
	<i>Cynellus</i> sp	

Sericostomatidae

Grumicha sp

Turbellaria

Dugesia sp

A pontuação obtida pelo Protocolo de Avaliação Rápida, e pelo Índice de Estado Trófico e os valores relativos às variáveis físicas e químicas estão apresentados na Tabela 2. Os maiores valores referentes às variáveis físicas e químicas, com exceção do oxigênio total dissolvido, pH e temperatura, foram registradas no córrego Belvedere. A menor concentração de oxigênio dissolvido foi registrada nesse córrego.

Com base na pontuação obtida pelo Protocolo de avaliação rápida de habitats os córregos avaliados foram classificados em: ambiente natural (N), o córrego do Espriado (E1 e E2); ambiente alterado (A): os córregos Douradinho (D), Canchim (C), Ponte de Tábua (P1 e P2) e São Rafael (S), e em ambiente impactado (I): o córrego Belvedere. Os valores obtidos por meio da aplicação do índice de estado Trófico permitiram classificar: o córrego Espriado (pontos E1 e E2) como oligotrófico (O); os córregos Douradinho, Canchim, Ponte de Tábua (pontos P1 e P2) e São Rafael (S) como Mesotróficos (M), e o córrego Belvedere como eutrófico (E) (Tabela 2).

Tabela 1 - Valores referentes às variáveis físicas, químicas, índice de estado trófico (IET), e pontuação pelo Protocolo de avaliação rápida de habitats e índice BMWP dos córregos da porção superior da bacia do rio Monjolinho: Córregos: Espriado (E1 e E2), Canchim (C), Douradinho (D), Ponte de Tábua (P1 e P2), São Rafael (S) e Belvedere (B).

Variáveis	E1	E2	C	D	B	P1	P2	S
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	1,4	1,4	1,4	1,9	92,6	2,7	2,1	3,1
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	11,9	39,3	18,8	249,7	961,4	337,1	163,3	961,4
Amônio ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	30,4	35,6	43,1	64,1	692,9	105,3	81,9	60,2
NID (mg.L^{-1})*	0,04	0,08	0,06	0,32	1,75	0,45	0,25	1,02
N total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	206,2	221,2	134,7	414,5	1919,4	604,4	326,5	810,5
Fosfato inorg. ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	13,3	12,2	15,3	11,2	98,3	11,8	16,5	11,5
P dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	18,1	17,0	21,7	15,5	119,1	14,6	21,3	15,2
P orgânico ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	4,7	4,8	6,3	4,3	20,9	2,8	4,9	3,7
P total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	19,7	20,2	36,6	47,7	164,8	42,8	41,5	53,6
pH	6,5	6,5	6,9	7,4	6,9	6,9	5,4	6,7
O ₂ Dissolvido (mg.L^{-1})	8,1	10,7	5,7	8,4	4,0	5,4	6,5	5,8
Cond. Elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	9,7	5,0	19,0	39,0	107,0	42,3	31,3	107,0
Temperatura (°C)	17,5	16,5	20,3	17,8	19,4	18,3	18,2	21,7

IET	49,4	49,6	52,6	54,0	60,5	53,5	53,3	54,6
Classificação	O	O	M	M	E	M	M	M
Protocolo de Avaliação	83,0	80,0	59,0	57,0	38,0	45,0	46,0	42,0
Classificação do Habitat	N	N	A	A	I	A	A	A
BMWP	198	165	102	72	13	51	57	20
Qualidade da Água					Fortemente			Muito
	Ótima	Ótima	Aceitável	Duvidosa	Poluída	Poluída	Poluída	Poluída
Largura (m)	1,5	1,5	2,5	2	2	3	1	2
Profundidade (m)	0,4	0,4	0,2	0,4	0,2	0,2	0,3	0,3

Os resultados obtidos pelo índice BMWP (Tabela 2) demonstraram desde águas muito limpas até águas fortemente poluídas. As melhores condições foram observadas no Córrego Espreado (E1 e E2) e a pior condição no córrego Belvedere (B).

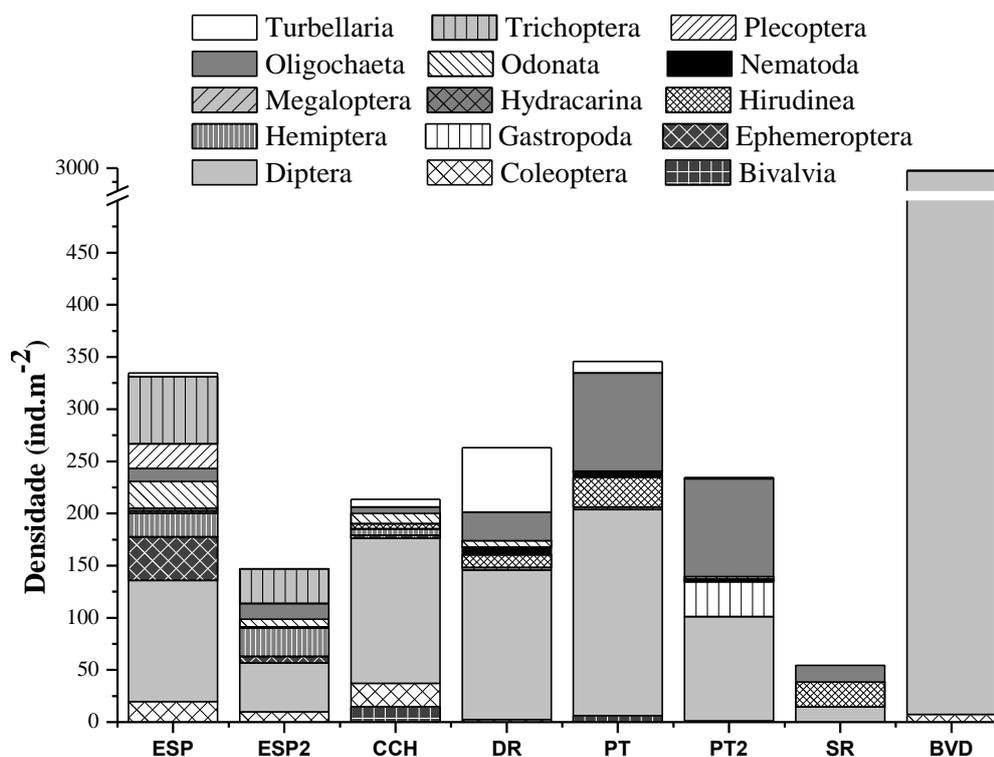


Figura 2 – Densidade (ind.m^{-2}) dos táxons de macroinvertebrados bentônicos registrados nos córregos da porção superior da bacia do rio Monjolinho: Córregos: Espreado (ESP e ESP2), Canchim (CCH), Douradinho (DR), Ponte de Tábua (PT e PT2), São Rafael (SR) e Belvedere (BVD).

Na Figura 2 estão representados os resultados referentes à densidade numérica dos principais grupos de macro-invertebrados bentônicos registrados nos córregos estudados. Em geral, a maior densidade de organismos (3000 ind.m^{-2}) foi registrada no córrego Belvedere. Os representantes da Ordem Diptera foram os mais representativos nos córregos estudados,

com exceção do córrego São Rafael em que os hirudíneos ocorreram em maior densidade que os dos demais grupos. Entre os dípteros, os pertencentes à Chironomidae ocorreram em maior densidade, em todos os córregos amostrados.

Além dos dípteros, os organismos pertencentes aos táxons das ordens Trichoptera, Ephemeroptera e Plecoptera ocorreram em elevadas densidades (64, 42 e 23 ind.m⁻², respectivamente) no córrego Espraiado (ESP). No trecho 2 do córrego Espraiado (ESP2) foi também registrada uma elevada densidade de organismos da ordem Trichoptera. Representantes da Classe Oligochaeta ocorreram em todos os córregos, com elevada densidade (94 ind.m⁻²) nos trechos referentes ao córrego Ponte de Tábua. No córrego Douradinho houve maior representatividade de indivíduos pertencentes aos Turbellaria (62 ind.m⁻²).

As Curvas de Abundância numérica e Biomassa acumuladas para os táxons de macroinvertebrados bentônicos em cada ambiente amostrado estão representadas na Figura 3.

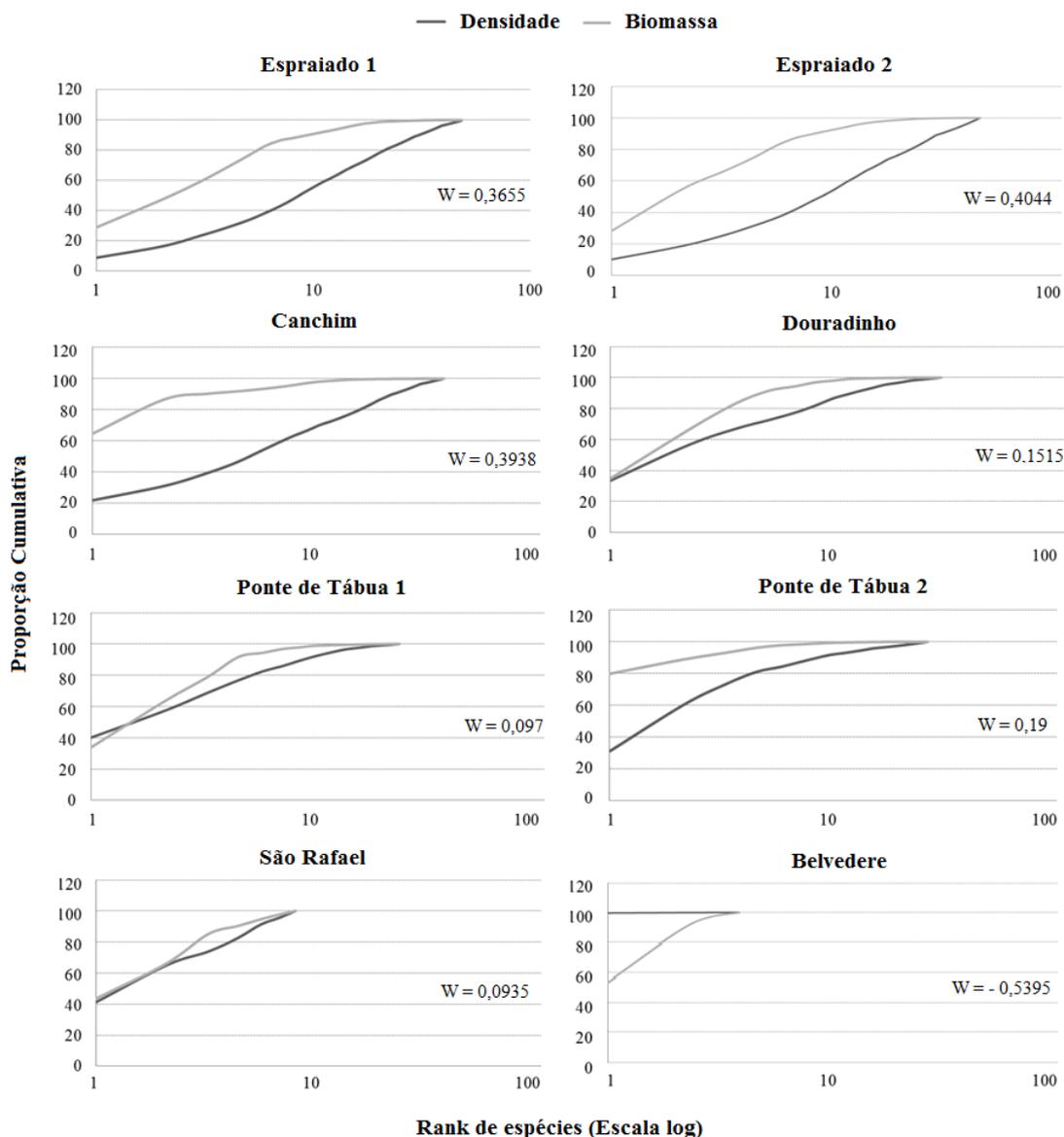


Figura 3 - Curvas ABC comparando a biomassa e a abundância numérica acumuladas para todos os táxons com ocorrência na comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostradas nos córregos afluentes da porção superior da sub-bacia do rio Monjolinho, município de São Carlos, SP, no período de seca (abril a maio de 2013), e os respectivos valores de W calculados para os córregos e pontos amostrados.

No geral, a comunidade de macroinvertebrados bentônicos amostrados nos córregos estudados, com exceção do córrego Belvedere tiveram as curvas de densidade situadas abaixo da curva de biomassa. As comunidades dos córregos Espraiado (Trechos 1 e 2) e Canchim tiveram valores do índice W superiores aos dos demais córregos, indicando ausência de distúrbio nos ambientes. Pelos valores deste índice os córregos Douradinho e Ponte de Tábua 2, também resultaram em um ambientes sem distúrbios, porém com o índice W menor que os córregos Espraiado e Canchim. As curvas ABC obtidas para os córregos Ponte de Tábua 1 e São Rafael apresentaram um cruzamento das curvas de densidade e biomassa, com o índice W

bem próximo a zero, indicando distúrbios moderados. Já para o córrego Belvedere a curva de densidade situou-se acima da curva de biomassa, e juntamente com o valor negativo do índice W, indicaram um ambiente fortemente poluído.

Os índices de riqueza (número de espécies), diversidade e a equitabilidade obtidos para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos córregos estudados estão representados na Figura 4

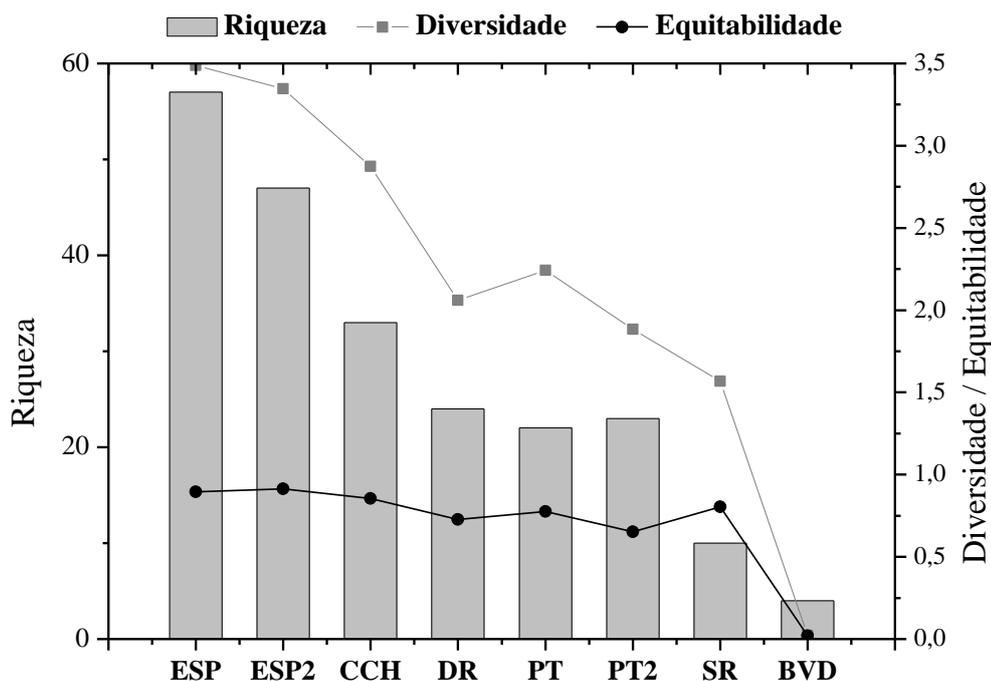


Figura 4 – Índices de Riqueza, Diversidade e Equitabilidade registrados para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos amostradas nos córregos afluentes da porção superior da sub-bacia do rio Monjolinho, município de São Carlos, SP, no período de seca (abril a maio de 2013). Córregos: Espraiado (ESP e ESP2), Canchim (CCH), Douradinho (DR), Ponte de Tábua (PT e PT2), São Rafael (SR) e Belvedere (BVD).

Analisando-se a riqueza de espécies, observa-se que esta foi maior no córrego Espraiado (ESP), totalizando 57 táxons. A menor riqueza foi registrada no córrego Belvedere, totalizando apenas três táxons.

Com relação à diversidade, foram obtidos valores bastante elevados do índice de Shannon-Wiener para o córrego Espraiado (ESP) com $H' = 3,48$. Já para o índice de equitabilidade, o maior valor ($J' = 0,9134$) foi encontrado no trecho 2 do córrego Espraiado (ESP2)

Os resultados obtidos para a análise de agrupamento realizada com base nos valores de presença e ausência da comunidade de macroinvertebrados bentônicos dos afluentes da porção superior da micro-bacia do rio Monjolinho (Figura 5), evidenciaram que o córrego

Belvedere foi o mais dissimilar, apresentando aproximadamente 90% de dissimilaridade, em relação à sua composição, quando comparado aos demais córregos. A comunidade de macroinvertebrados bentônicos do Córrego do Espraiado é também dissimilar à dos demais córregos, tendo uma similaridade menor que 10% com o Córrego Belvedere e de apenas 15% com os demais córregos.

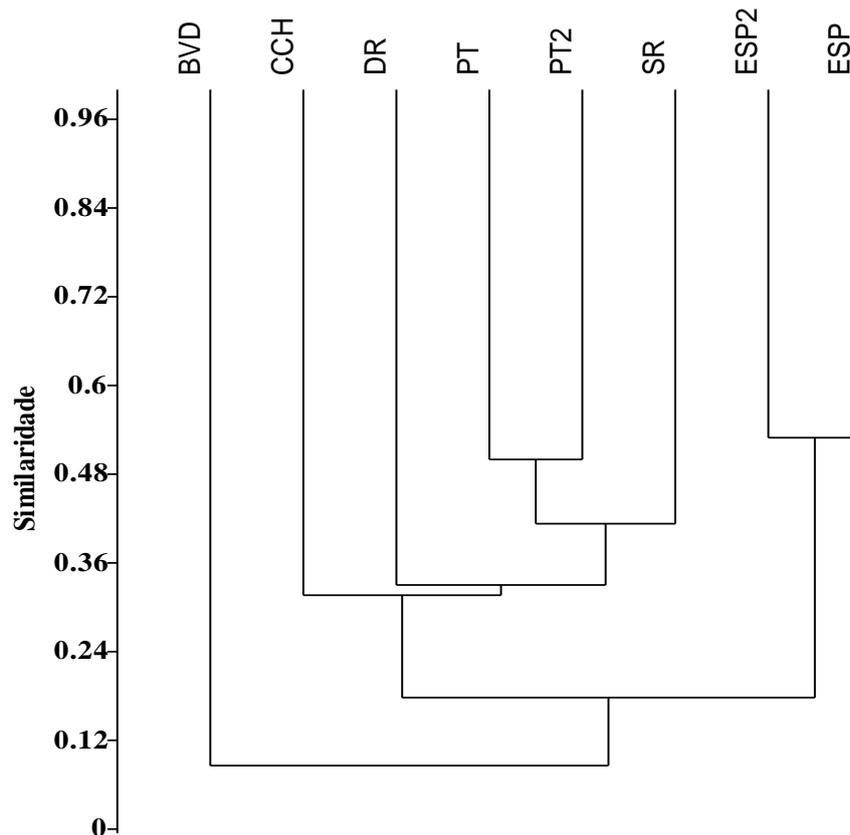


Figura 5 – Análise de agrupamento em função da composição taxônômica dos córregos amostrados. Córregos: Espraiado (ESP e ESP2), Canchim (CCH), Douradinho (DR), Ponte de Tábua (PT e PT2), São Rafael (SR) e Belvedere (BVD).

Os resultados obtidos para a Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre a densidade dos grupos dos macroinvertebrados bentônicos e as variáveis ambientais estão representados na Figura 6.

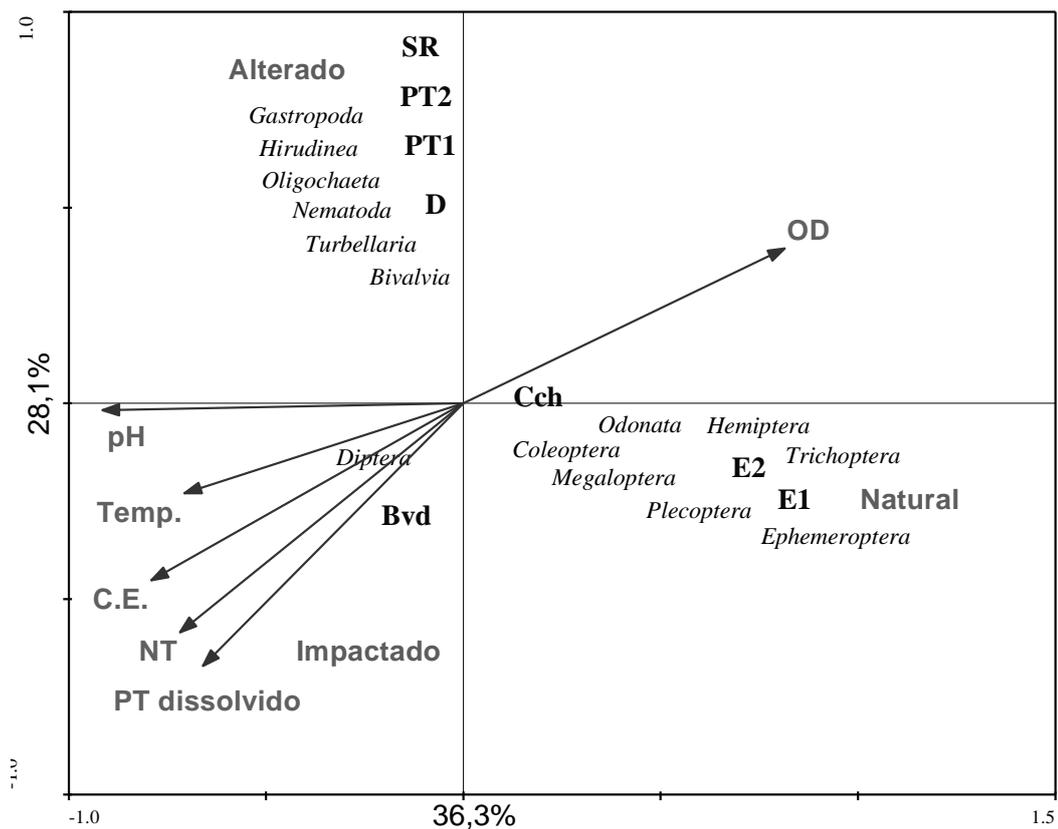


Figura 6 – Análise de correspondência canônica associando as densidades dos grupos de macroinvertebrados bentônicos, as variáveis ambientais e a classificação obtida pelo Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitats dos córregos amostrados. Córregos: Espraiado (E1 e E2), Canchim (Cch), Douradinho (D), Ponte de Tábua (PT1 e PT2), São Rafael (SR) e Belvedere (Bvd).

A porcentagem total da variabilidade explicada pelos dois primeiros eixos para a densidade dos grupos de macroinvertebrados bentônicos e as variáveis ambientais foi de 64,4%. A CCA indicou que a densidade de dípteros esteve associada a ambientes com maior aporte de nutrientes e maiores valores e condutividade elétrica, correlacionado-os a ambientes impactados. Já os grupos Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera, Odonata, Hemiptera e Coleoptera, estiveram associados a ambiente com elevadas concentrações de oxigênio e menor aporte de nutrientes. Os demais grupos estiveram associados com valores intermediários das variáveis físicas e químicas.

De acordo com o teste de Monte Carlo (com 999 permutações irrestritas), a concentração de fósforo total foi a variável mais significativamente correlacionada ($p < 0,05$) na análise de correspondência canônica com a densidade de macroinvertebrados bentônicos.

Discussão

As atividades antrópicas nas áreas de entorno de bacias hidrográficas geram impactos, deteriorando a qualidade das águas e simplificando os ambientes, diminuindo assim a disponibilidade de habitats para a biota, causando a perda da biodiversidade (Allan, 2004).

Segundo Callisto et al. (2001) os macroinvertebrados bentônicos respondem diferentemente à poluição orgânica, existindo desde organismos típicos de ambientes limpos ou de boa qualidade de águas (ninfas de Plecoptera e larvas de Trichoptera), organismos tolerantes (como Heteroptera e Odonata da classe Insecta e Amphipoda da classe Crustacea) até organismos resistentes (Chironomidae e Oligochaeta). Nesse sentido, os trechos amostrados no córrego Espraiado apresentaram elevadas densidades de organismos típicos de águas limpas de boa qualidade, como os representantes da ordem Trichoptera.

No córrego Belvedere foram verificadas as alterações mais severas na qualidade da água entre os córregos amostrados, com baixa diversidade de espécies, elevada densidade e dominância dos representantes do gênero *Chironomus* (Diptera), sendo também o córrego mais dissimilar quanto à composição de táxons quando comparado aos demais córregos. De acordo com Callisto et al. (2001), locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes (quironomídeos do gênero *Chironomus* e *Polypedilum*; e oligoquetos da família Tubificidae). Adicionalmente, no córrego Belvedere foram registrados os maiores valores de condutividade elétrica e as maiores concentrações de nutrientes na água, provavelmente ocasionado pela falta de habitats físicos decorrentes das atividades humanas. Alterações nestas variáveis são usualmente relacionadas à poluição orgânica (Barreto, 1999; Golfman & Horne, 1983), o que foi verificado no Córrego Belvedere durante o presente estudo, o qual recebe despejos de efluentes domésticos sem tratamento prévio.

O Protocolo de avaliação rápida de habitats, o índice de estado trófico (IET) e o índice BMWP, indicaram para a porção superior do Córrego Monjolinho, desde ambientes muito limpos e com alta integridade até ambientes fortemente impactados.

Por ser uma área preservada, o córrego do Espraiado apresentou uma alta qualidade ambiental, com águas limpas e oligotróficas, atingindo elevada pontuação no protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats e no índice BMWP, assim como elevados valores de riqueza, diversidade e equitabilidade. Assim, esses ambientes foram caracterizados por densidades elevadas de grupos sensíveis como os representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Em geral, estudos de biomonitoramento têm atribuído a presença

desses grupos a uma boa qualidade ambiental (Galdean et al.,2000; Barbosa et al., 2000; Callisto et al., 2001).

Além do córrego Espraiado, o córrego Canchim foi o córrego mais próximo de uma situação natural, reflexo de uma alta heterogeneidade ambiental e pouca intervenção humana. Apesar de classificado como alterado e mesotrófico pelo protocolo de avaliação e pelo IET, esse ambiente ficou entre os limites aceitáveis de qualidade de água, indicado pelo índice BMWP, especialmente pela ocorrência de táxons sensíveis à poluição, como os da ordem Trichoptera. Assim como para o córrego Espraiado, no córrego Canchim foram registradas concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (amônio, nitrito e nitrato) menores do que aquelas encontradas em ambientes naturais com pouca intervenção humana (em torno de 0,12 mg.L⁻¹), de acordo com os valores propostos por Allan & Castillo (2007).

Os córregos Douradinho, Ponte de Tábua (trecho 1 e 2) e São Rafael, todos classificados como alterados e mesotróficos, apresentaram uma queda gradativa na qualidade de água, sendo classificada, respectivamente, como duvidosa, poluída e muito poluída. Esses corpos de água tiveram concentrações moderadas de nutrientes, como o fósforo total. O córrego Douradinho está inserido em uma área onde foram observadas atividades relacionadas à agropecuária no entorno. Dessa forma, formas dissolvidas de fósforo podem ser transportadas por meio de escoamento superficial em áreas de criação de gado ou cultivos agrícolas, pois fazem parte da composição de adubos e fertilizantes (Hatch et al., 1999).

No córrego Ponte de Tábua, que está próximo a bairros residenciais, foi observado o despejo de esgoto doméstico diretamente no córrego, pouca cobertura vegetal. De acordo com Allan & Castillo (2007), em geral, grandes volumes de fósforo na água se devem às fontes pontuais de poluição como o lançamento de esgoto e lixos domésticos sem tratamento, assim como à simplificação do leito do rio, assoreamento ou sedimentação (Kaller & Hartman, 2004), o que indica que as atividades de entorno podem estar influenciando negativamente esse ambiente.

As curvas ABC representam as relações entre a densidade numérica e a biomassa dos taxóons de macroinvertebrados bentônicos, que utilizadas de forma combinada podem fornecer informações sobre alterações nas populações, decorrentes de distúrbios no sistema. Dessa forma, ambientes não perturbados, um ou dois taxóons podem ser dominantes em termos de biomassa, elevando a sua curva sobre a de abundância numérica. Em contrapartida, comunidades perturbadas apresentam baixa riqueza, com elevada densidade e pequeno tamanhos corporal, não dominantes em termos de biomassa. Assim, a curva de abundância numérica se sobrepõe à de biomassa. Em ambientes que apresentam condições intermediárias,

as curvas de abundância numérica se sobrepõem e podem se cruzar diversas vezes (Warwick, 1986; Magurran 2011).

No presente estudo, as curvas ABC foram indicadoras de distúrbio na comunidade de macroinvertebrados bentônicos na maioria dos córregos afluentes da porção superior do rio Monjolinho. No Córrego Belvedere, as curvas de k -dominância indicaram que este ambiente apresenta-se muito perturbado, uma vez que a curva de densidade esteve acima da de densidade e com o valor de W negativo. Já nos córregos Ponte de Tábua (Trecho 1) e São Rafael, as curvas se inter cruzaram em alguns momentos, sugerindo ser este um ambiente moderadamente perturbado, com o valor de W próximo a zero. Os demais córregos são ambientes pouco ou não perturbados, uma vez que a curva de biomassa esteve acima da curva de densidade e os valores de W maiores que zero. Os córregos Espraiado e Canchim que apresentaram os maiores valores de W são ambientes não perturbados, de melhor qualidade ambiental. Galves et al. (2007), estudando afluentes com características distintas de preservação ambiental no município de Londrina-PR, verificaram a aproximação das curvas de biomassa e densidade conforme o aumento do distúrbio, sendo que em riachos com melhores condições apresentaram a curva de biomassa acima da curva de densidade e, no riacho poluído a curva de densidade se sobrepôs a curva de biomassa.

A influência das variáveis ambientais e na densidade de organismos dos grupos taxonômicos foi avaliada por meio da análise de correspondência canônica (CCA), sendo que a variável significativa foi o fósforo total. Segundo Esteves (1988) este nutriente é um fator limitante para a produtividade de ecossistemas tropicais e, em elevadas quantidades, é responsável pelo processo de eutrofização nos ambientes aquáticos. Nesse estudo, de maneira geral, os representantes das ordens Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera, Coleoptera, Hemiptera, Odonata e Megaloptera, foram correlacionados positivamente com menor aporte de nutrientes e ambientes mais oxigenados, isto é, com ambientes mais íntegros. Os representantes da ordem Diptera, representada, em sua maioria, pela família Chironomidae, estiveram positivamente correlacionados com ambientes menos íntegros, ou seja, ambientes severamente impactados, com maior concentração de nutrientes. Os demais táxons foram associados à ambientes com níveis moderados de aporte de nutrientes. Segundo Goulart & Callisto (2003), os representantes de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera são característicos de ambientes com alta qualidade ambiental, pois necessitam de elevadas concentrações de oxigênio dissolvido na água e maior diversidade de habitats. Esses mesmos autores afirmam ainda que os representantes das ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera, ainda que típicos de ambientes não poluídos, não necessitam de elevadas concentrações de

oxigênio, uma vez que estes grupos, incluindo os gastrópodes, utilizam o oxigênio atmosférico, e, os demais grupos, dípteros (Chironomidae) e Oligochaeta, podem suportar condições ambientais severas.

A perda de cobertura vegetal, o assoreamento, atividades agrárias, urbanização entre outros contribuem fortemente para a homogeneização do leito de cursos d'água, reduzindo os habitats, micro-habitats e desestabilizando o substrato afetando severamente a fauna aquática (Kaller & Hartman, 2004).

A preservação da cobertura vegetal contribuiu para a elevada diversidade e a ocorrência de famílias sensíveis nos trechos do córrego Espreado, indicando uma melhor qualidade ambiental nesse local, e entre os córregos estudados, é provavelmente o único que contém uma amostra representativa da biota de macroinvertebrados bentônicos. Por outro lado, a baixa diversidade e a presença de famílias resistentes à poluição no córrego Belvedere, demonstraram menor qualidade ambiental em relação aos demais córregos estudados. Já os córregos Canchim, Douradinho, Ponte de Tábua e São Rafael apresentaram uma perda gradativa de qualidade ambiental, e das espécies sensíveis da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, consequência da perda da heterogeneidade ambiental observados nesses locais proveniente de influências antrópicas.

A utilização do índice biótico (BMWP), do Protocolo de avaliação rápida de diversidade de hábitats, o índice de estado trófico (IET) e as curvas ABC, permitiram classificar os córregos da porção superior do Rio Monjolinho desde ambientes muito limpos e oligotróficos até ambientes severamente poluídos e eutróficos. Dessa forma, considerando que a água de esta porção é um importante recurso para abastecimento público, ações de despoluição e recuperação do entorno degradado são urgentes e prioritárias.

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa, aos técnicos, José Valdecir de Lucca e Alcídio Culósio Filho, do Departamento de Ecologia e Biologia Evolutiva – UFSCar, pelo auxílio em campo.

Referências Bibliográficas

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology Structure and Function of Running Waters. Springer, 2nd. Dordrecht, The Netherlands. 436p.
- Allan, J.D.2004. Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics, v. 35, p. 257-284.
- Barbosa, F.A.R.; Callisto, M.2000. Rapid assessment of water quality and diversity of benthic macroinvertebrates in the upper and middle Paraguai River using the Aqua-Rap approach. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie, v. 27, p. 2688-2692.
- Callisto, M.; Ferreira, W.; Moreno, P.; Goulart, M.; Petrucio, M. 2002. Aplicação de um Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats em Atividades de Ensino e Pesquisa (MG-RJ). Acta Limnologica Brasiliensia., v. 14, p. 91-98.
- Clarke, K. R. Comparison of dominance curves, J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 138, p. 143–157. 1990.
- Epler, J.H. Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. North Carolina Department of Environmental and Natural Resources – Division of Water Quality, 2001. 528p.
- Espíndola, E.L.G.; Silva, J.S.V.; Marinelli, C.E. & M.M. Abdon. 2000. A Bacia hidrográfica do rio do Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar. São Carlos: Rima. 188p
- Fernández, H.R.; Domínguez, E.2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Argentina: Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Universidad Nacional de Tucumán, 282p.
- Galdean, N.; Callisto, M.; Barbosa, F.A.R. 2000. Lotic ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. Aquatic Ecosystem Health and Management, v. 3, p.545-552.
- Golterman, H. L. Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters. 2.ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 215 p.
- Goulart, M.; Callisto, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.
- Hauer, F.R.; Resh, V.H. Benthic macroinvertebrates. In: HAUER, F.R.;LAMBERTI, G.A. (Eds.). Stream ecology. Academic Press, 1996. p. 339-369.
- Instituto de Análises do Paraná - IAP, 2003. Relatório anual. Curitiba: Contrato Itaipu Binacional, Instituto Ambiental do Paraná. 107 p. Estudos Limnológicos do Reservatório de Itaipu.

Kaller, M.D. & Hartman, K.J. 2004. Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*. 518: 95-104.

Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 238f. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Loyola, R.G.N., 2000. Atual estágio do IAP no uso de índices biológicos de qualidade. In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros de Conservação. ACIESP, São Paulo, 46-52

Mackereth, F. J. H.; Heron, J.; Talling, J. F. 1978. *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists*. Fresh Water Biological Association. Scientific Publication.N.36. Titus Wilson & Son ltd., Kendall. 117p.

Magurran, A.E. 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Inglaterra: Blackwell Publishing, Oxford,, 256 p.

Merritt, R.W.; Cummins, K.W. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Kendall/Hunt, 3rd ed., 1996. 722p.

Rosenberg, D. M., Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates*. Chapman and Hall, New York.

Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 8, p. 71-76.

Strickland, J. D.; PARSONS, T. R. 1960. *A manual of sea water analysis*. Bull. Fish.Res. Bel. Can., vol 125, 1-185p.

Sun, J.; Liu, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 25, p. 1331- 1346, 2003.

Ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 2002: *CANOCO reference manual CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5)*. – Microcomputer Power. Ithaca, NY, US. 500 pp.

Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural water. *Mar. Chem.*, v. 10, p. 109-122.

Vollenweider, R.A. 1974. *A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments*. IBP Handbook 12, 2. ed. Philadelphia: F.A. Davis Co. 213 p.

Warwick R. M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities, *Mar. Biol.*, v. 92, p. 557–562. 1986.

Welch, P.S. 1948. *Limnological methods*. 1st ed., Blakiston Co, Philadelphia. 381p.

Zar, J. H., 2010. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey. 5ed. 944 p.

Considerações Finais

- O desenvolvimento urbano no entorno de alguns córregos afluentes da porção superior da sub-bacia do rio Monjolinho alteram a qualidade ambiental e geram impactos sobre as comunidades aquáticas.
- O fator de condição relativo em peixes demonstrou que algumas espécies podem se beneficiar da poluição, como por exemplo, *Poecilia reticulata*, que sendo resistente a ambientes severos pode ser favorecido. Por outro lado, outras espécies, podem, até certo limite, se beneficiar de ambientes moderadamente poluídos, porém, não resistem a ambientes severos, apresentando uma queda em suas condições fisiológicas conforme a poluição aumenta consideravelmente (por exemplo, *Astyanax cf. paranae*).
- Apesar de esse estudo adequar o uso do fator de condição relativo como indicador da qualidade ambiental com três espécies de peixes, é preciso ampliar a aplicação essa metodologia a outras espécies.
- A composição e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi uma ferramenta útil no estudo dos efeitos dos impactos advindos das atividades humanas nos córregos amostrados, com ocorrência de táxons sensíveis em locais mais preservados e dominância de táxons resistentes em locais mais impactados.
- A maioria dos córregos estudados se encontram alterados, evidenciando a necessidade de urgência na recuperação de toda esta área de nascentes do rio Monjolinho, cuja qualidade da água é altamente relevante visto que é utilizada para o abastecimento de um quinto da população da cidade de São Carlos.

APÊNDICES

APÊNDICE A
LISTA COMENTADA DAS ESPÈCIES DE PEIXES REGISTRADOS NOS
CÓRREGOS ESTUDADOS

Tabela 1 – Lista taxonômica das espécies registradas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho.

Superordem Ostariophysi

Ordem Characiformes

Família Characidae

Subfamília Tetragonopterinae

Astyanax paranae Eigenmann, 1914

Hyphessobrycon anisitsi (Eigenmann, 1907)

Ordem Cyprinodontiformes

Família Poeciliidae

Phalloceros harpagos Lucinda, 2008

Poecilia reticulata, Peters, 1859

Ordem Siluriformes

Família Heptaperidae

Rhamdia quelen (Quoy & Gaimard, 1824)

Família Loricariidae

Subfamília Hypostominae

Hypostomus ancistroides (Ihering, 1911)

Ordem Gymnotiformes

Família Gymnotidae

Gymnotus carapo Linnaeus, 1758

Super ordem Acanthopterygii

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Geophagus brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1824)

Família Characidae

A família Characidae é a mais complexa e numerosa da ordem Characiformes sendo o grupo mais bem sucedido e diversificado, e, por isso, ocupam diferentes habitats, tanto lóticos como lênticos, e desenvolvem variadas estratégias alimentares (Mazzoni et al. 2004). As espécies da subfamília Tetragonopterinae apresentam características de peixes que nadam ativamente na coluna d'água: corpo geralmente alto e comprimido, olhos em posição lateral, nadadeiras peitorais posicionadas lateralmente, nadadeiras dorsais extensas e nadadeiras anais bifurcadas (Pauly, 1989; Sabino & Zuanon, 1998; Casatti et al. 2001).



Figura 1 – Exemplos da família Characidae registradas nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da -bacia do rio Monjolinho. **A** – *Astyanax cf. paranae*; **B** – *Hyphessobrycon anisitsi*. (Foto do autor, 2013)

Família Poeciliidae

Os representantes da família Poeciliidae, popularmente chamados de guarus, são muito comuns em praticamente todas as bacias hidrográficas neotropicais (Endler, 1980). São peixes com fertilização interna, vivíparos, sendo a nadadeira dos machos modificada em um órgão copulador denominado gonopódio. Além do órgão copulador, o macho é geralmente menor do que a fêmea (Oyakawa et al., 2006). Na espécie *Poecilia reticulata*, além do macho ser menor que a fêmea, ele apresenta uma coloração diferenciada no corpo.



Figure 2 - Exemplos da espécie *Phalloceros harpagos* registradas nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da -bacia do rio Monjolinho. A – macho. B – fêmea. (Foto do autor, 2013)

De acordo com Casatti et al. (2006), a ocorrência de algumas espécies exóticas possui forte correlação com descritores de habitats degradados. Em alguns riachos amostrados, foi observada a presença da espécie exótica *Poecilia reticulata*.



Figure 3 – Exemplos da espécie *Poecilia reticulata* registradas nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho. A – fêmea. B - Macho. (Foto do autor, 2014)

Família Heptapteridae

A família Heptapteridae representa uma das maiores distribuições de bagres neotropicais, sendo composta por aproximadamente 150-200 espécies válidas, distribuídas do sul da Argentina ao norte do México (Bockmann & Guazzelli, 2003).

Os mandis, representantes desta família, apresentam uma nadadeira adiposa bem desenvolvida, nadadeira caudal furcada, espinhos rígidos e pontiagudos, e três pares de barbilhões. Alimentam-se de insetos e, quando adultos, de alguns peixes, como os lambaris e guarús. Esta espécie apresenta hábitos crepusculares, noturnos e bentônicos, preferindo habitats de correnteza fraca (Oyakawa et al., 2006)

A espécie *Rhamdia quelen* é a representante dessa família nos córregos estudados. Aspectos morfológicos como corpo fusiforme e nadadeiras peitorais expandidas caracterizam essa espécie como nectobentônica (Casatti & Castro, 2006)



Figure 4 - Exemplar da família Heptapteridae registrado nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho - *Rhamdia quelen*. (Foto do autor, 2013)

Família Loricariidae

Os cascudos são os representantes da família dos Loricarídeos. São peixes que apresentam corpo comprimido e revestido por placas ósseas, boca posicionada na parte inferior dos corpos, lábios desenvolvidos em forma de ventosa, que auxiliam na fixação temporários nos substratos e nadadeiras peitorais amplas. Esses aspectos morfológicos indicam espécies com hábitos bentônicos (Casatti & Castro, 2006).

Hypostomus ancistroides é uma espécie comum em riachos da bacia do alto rio Paraná (Casatti, 2005). Permanecem nos fundos de riachos, sendo predominantemente bentônicos, onde raspam algas para obtenção de alimento.



Figura 5 – Exemplar da família Loricariidae registrado nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho. *Hypostomus ancistroides*. (Foto do autor, 2013)

Família Gymnotidae

Gymnotidae é uma família pertencente à ordem dos Gymnotiformes, representados pelas tuias e sarapós. Uma das principais características desse grupo é a presença de órgãos

que produzem um campo elétrico, e também de órgão eletroreceptores responsáveis pela sua orientação. São animais solitários com hábitos noturnos e onívoros, sendo uma ordem exclusivamente neotropical (Oyakawa et al., 2006)

Gymnotus carapo é uma espécie que habita áreas marginais e remansos dos rios, ficando escondidos na vegetação marginal durante o dia. (Oyakawa et al., 2006)



Figure 6 - Exemplar da família Gymnotidae registrado nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho. *Gymnotus carapo*. (Foto do autor, 2013)

Família Cichlidae

Cichlidae é uma das famílias entre os vertebrados com maior número de espécies conhecidas, cerca de 1300, com distribuição natural restrita ao sul da América do Norte, América do Sul e Central, África, Madagascar e sul da Índia (Kullander, 1998, 2003, Lowe-McConnell, 1999, Oyakawa et al. 2006). Os ciclídeos são peixes versáteis, territorialistas e resistentes, com preferência por ambientes lênticos (Fattori et al., 1997). Possuem hábitos diurnos, apresentando cuidado parental sendo que na maioria das espécies as fêmeas cuidam dos ovos na boca, principalmente os ciclídeos neotropicais (Lowe-McConnell, 1959). Os peixes popularmente chamados e carás, acarás e joaninhas são os representantes desta família.

Apresentam maior comprimento relativo da cabeça, maior comprimento relativo da boca, uma maior altura relativa do corpo, nadadeira caudais flexíveis, conferindo a esta espécie uma alta manobralidade e capacidade de forrageamento (Gatz, 1979; Breda et al. (2005).

Geophagus brasiliensis ocorre desde a bacia Amazônica até o rio Paraná (Moraes et al., 2004). É uma espécie de fundo, amplamente distribuída por reservatórios do Sudeste do Brasil (Bizerril & Primo, 2001). A dieta composta predominantemente por vegetais, detritos, sedimentos, invertebrados aquáticos e escamas de peixe, caracterizando um forrageamento diversificado de recursos bentônicos (Abelha & Goulart, 2004)



Figura 7 - Exemplar da Família Cichlidae registrado nas coletas realizadas nos córregos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho. *Geophagus brasiliensis* (Foto do autor, 2013)

Referências Bibliográficas

Casatti, Lilian & Castro, Ricardo M. C. 2006. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. *Neotrop. ichthyol.* [online]. vol.4, n.2, pp. 203-214. ISSN 1679-6225.

Oyakawa, O. T., A. Akama, K. C. Mautari & J. C. Nolasco. 2006. Peixes de riacho da Mata Atlântica. São Paulo, Neotrópica, 201p.

Pauly, D. Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations. 1989. *J. Fish Biol.*, London, v. 35(Suppl.A), p. 11-20.

Gatz, A.J.Jr. 1979. Ecological morphology of freshwater stream fishes. *Tul. Stud. Zool. Bot.*, Ottawa, v. 21, n. 2, p. 91-124.

Breda, L., Oliveira, E. F., Goulart, E. 2005. Ecomorfologia de locomoção de peixes com enfoque para espécies neotropicais. *Acta Sci. Biol. Sci.*, Maringá, v. 27, n. 4, p. 371-381.

Sabino, J. & J. Zuanon. 1998. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 8: 201-210.

Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual do Morro do Diabo, Bacia do Alto Rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1: 1-15.

Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. São Paulo, EDUSP.

Lowe-McConnell, R.H. 1959. Breeding behavior patterns and ecological differences between *Tilapia* species and their significance for evolution within the genus *Tilapia*. *Proceedings of the Zoological Society of London*, v. 132, p. 1-30.

Endler, J. A. 1980. Natural Selection on Color Patterns in *Poecilia reticulata*. *Evolution*, v. 34, n 1. pp. 76-91.

Kullander, S.O. 2003. Family Cichlidae. In: Reis R. R.; Kullander, S. O.; Ferraris, C. J. (Eds). Check list of freshwater of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre, Brasil. 605-654p.

Kullander, S.O. 1998. Aphylogeny and classification of the South American Cichlidae (Teleostei: Perciformes). In: Malabarba, L. R; Reis, R.E; Vari, R.P.; Lucena, Z.M; Lucena< C.A.S. (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Edipucrs, Porto Alegre, Brasil. 461-498p.

Fattori, A.C; Benardo, F.O. & Fogaça, S.V. 1997. Estudo da ictiofauna de duas lagoas no Jardim Sandra, Município de Sorocaba – SP. Resumos do XII Encontro Brasileiro de Ictiologia. São Paulo. p.142.

Bizerril, C. R. S. F. & P. B. Primo. 2001. Peixes de águas Interiores do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, FEMAR, p 417.

Abelha, M. C. F., Goulart, E. 2004. Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard,1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. Acta Sci.Biol. Sci., 26(1): 37-45.

Moraes, M. F. P. G.; Barbola, I. F.; Duboc, L. F. Feeding Habits and Morphometry of Digestive Tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a Lagoon of High Tibagi River, Paraná State, Brazil. Ciências Biológicas da Saúde, v.10, n.1, p.37-45, 2004.

APÊNDICE B

Tabela 3. Pontuação atribuída, através do Protocolo de avaliação rápida de diversidade de habitats, aos córregos afluentes da porção superior da bacia hidrográfica do rio Monjolinho: Espraiado (E1 e E2), Canchim (C), Douradinho (DR), Ponte de Tábua (PT e PT2), São Rafael (SR) e Belvedere (B).

PARÂMETROS DE HABITAT	E1	E2	P1	P2	SR	C	DR	B
1	4	4	0	2	0	2	2	0
2	2	4	2	0	2	4	2	2
3	4	4	2	2	2	4	2	2
4	4	4	4	0	4	2	2	4
5	4	4	2	2	2	2	2	0
6	4	4	0	2	2	2	2	2
7	2	2	2	2	2	2	2	2
8	4	4	0	2	0	2	2	0
9	4	4	0	2	2	2	2	0
10	2	2	2	2	4	2	2	2
11	5	5	3	5	0	3	5	2
12	3	3	3	3	2	3	3	2
13	3	3	3	3	2	3	3	2
14	0	0	0	0	0	0	0	0
15	5	5	2	3	3	3	2	3
16	3	3	2	2	2	3	3	2
17	3	5	5	5	5	5	5	5
18	5	5	3	3	2	5	5	2
19	5	5	2	0	2	3	3	2
20	5	5	3	3	2	3	3	0
21	5	5	3	0	2	2	3	2
22	5	3	2	3	0	2	2	2
Score	81	83	45	46	42	59	57	38
Classificação	Natural	Natural	Alterado	Alterado	Alterado	Alterado	Alterado	Impactado

Tabela 4 - Número de táxons coletados nos afluentes da porção superior da bacia do rio Monjolinho e Biovolume Médio (cm³).

Córregos da porção superior da bacia do rio Monjolinho: Córregos: Espraiado (E1 e E2), Canchim (C), Douradinho (D), Ponte de Tábua (P1 e P2), São Rafael (S) e Belvedere (B).

Táxons	E1	E2	C	D	P1	P2	S	B	Biovolume médio
Sphaeriidae			12		5				0.036337834
Elmidae									
<i>Hexanchorus</i>	9								0.11304
<i>Heterelmis</i>		4	14						0.04396
<i>Macrelmis</i>	5		3						0.01256
<i>Microcylloepus</i>		1							0.03768

<i>Xenelmis</i>			1						0.00628
Gyrinidae									
<i>Gyrinus</i>	2	1		1					0.58875
<i>Gyretes</i>		1							0.58875
Hydrophilidae									
<i>Berosus</i>				1					0.09891
<i>Hydrophilus</i>							6		0.3925
Lutrochidae									
<i>Lutrochus</i>		1				1			0.09891
Chironomidae									
Chironominae									
<i>Beardius</i>	7	3	6						0.00003680
<i>Caladomyia</i>			1	5					0.00000000
<i>Chironomus</i>		2	38	72	4	57	2	2215	0.00000000
<i>Cryptochironomus</i>			8			6			0.00000000
<i>Endotribelus</i>	1		4			2	4		0.00078500
<i>Microchironomus</i>	1								0.00020096
<i>Fissimentum</i>	12	2							0.00078500
<i>Pelomus</i>	1		2		2				0.00025120
<i>Polypedilum</i>		2	12	12	21	6			0.00000000
<i>Stenochironomus</i>		6		4					0.00000000
<i>Tanytarsos</i>	2	2							0.00078500
Orthocladinae									0.00000000
<i>Cricotopus</i>					21	2	2		0.00000000
<i>Orthocladus</i>			2		2				0.00000000
<i>Paracladius</i>			4						0.00000000
Tanypodinae									0.00000000
<i>Ablasbemyia</i>	13	2	2	1	8	2			0.00006280
<i>Clinotanypus</i>	3								0.00002826
<i>Coelotanypus</i>	3	6							0.00002826
<i>Fittkauimyia</i>					53	4	4		0.00000000
<i>Labrundinia</i>	2								0.00003533
<i>Zavrelimyia</i>			16			2			0.00000000
Ceratopogonidae	21	12	4	1	49				0.00009891
Empididae	2		1						0.00502400
Sarcophagidae				2					0.00000000
Tabanidae	12								0.00188400
Tipulidae	15	1	4	11					0.00235500
Baetidae			2						0.01099
Leptophlebiae									
<i>Askola</i>	24	1							0.00187929
<i>Farrodes</i>	5								0.001819944
<i>Massartella</i>	3	4							0.5024
<i>Miroculis</i>	2								0.0018369
Planorbidae									
<i>Biomphalaria</i>			2	1	26				1.4324366

Physidae									
<i>Physa</i>				1	1				1.169336
Belostomatidae									
<i>Belostoma</i>	1		1			1			18.1492
Gerridae									
<i>Brachymetra</i>	7	5							0.0628
Naucoridae									
<i>Limnocoris</i>	7	7							0.50868
Pleidae									
<i>Neoplea</i>	2	11							0.0628
Veliidae	1		4						0.04396
Hirudinea	2		4	11	23	1	19		0.000625547
Hydracarina		1							0.00090432
Corydalidae									
<i>Corydalus</i>	2	1							4.71
Nematoda				6	4				0.000628
Aeshnidae		1					1		0.785
Calopterygidae									
<i>Hetaerina</i>	3		2			1			0.49455
Coenagrionidae									
<i>Argia</i>	2	1	1						0.3768
Cordulidae									
<i>Neocordulia</i>	1	1							0.3768
Gomphidae	5		4						
Libellullidae	3	3		1	1	1			0.09891
<i>Heteragrion</i>	2								0.3768
Protoneuridae	5		1	4					0.21195
Alluroididae		2	2		6	15	2		0.000490625
Naididae		8			5				0.023844375
Tubificidae	1	2	3	22	65	61	11		0.023844375
Perlidae									
<i>Macrogynoplax</i>	19								0.05024
Calamoceratidae									
<i>Phylloicus</i>	13	5							2.2078125
Helicopsychidae									
<i>Helicopsyche</i>	1	1							0.0628
Hidropsychidae									
<i>Smicridea</i>	1	2							0.0628
Leptoceridae									
<i>Triplectides</i>	12	6							0.10676
<i>Notalina</i>	2	1							0.10676
Odontoceridae									
<i>Barypenthus</i>	6	3							1.05975
<i>Marilia</i>	1	1							0.98125
Polycentropodidae									
<i>Polycentropus</i>	3	5							0.02041

<i>Polyplectropus</i>	4					0.01884	
<i>Cyrnellus</i>	5	2				0.02041	
<i>Sericostomatidae</i>							
<i>Grumicha</i>	4	1				0.08164	
Dugesiidae							
<i>Dugesia</i>	3		6	50	9	1	0.0001884

ANEXOS

ANEXO A

**VALORES DE REFERÊNCIA DO ÍNDICE BMWP ATRIBUÍDAS ÀS FAMÍLIAS DE
MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS**

Tabela 1. Valores de referência do índice BMWP atribuídas às famílias de macroinvertebrados aquáticos

FAMÍLIAS	Pontuação
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae Aphelocheiridae Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychidae Megapodagrionidae Athericidae, Blephariceridae	10
Astacidae ,Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae Corduliidae, Libellulidae,Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemereididae , Prosopistomatidae, Nemouridae, Gripopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae Pyrallidae, Psephenidae, Neritidae, Viviparidae, Ancyliidae, Thiaridae, Hydroptilidae	7
Unionidae, Mycetopodidae , Hyriidae, Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae , Atyidae , Palaemonidae, Trichodactylidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptoheptidae,Oligoneuridae, Polymitarcyidae, Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae , Clambidae	6
Hydropsychidae,Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae, Aeglidae, Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae	5
Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae, Piscicolidae, Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae) , Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hydrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae,Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae,Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleida	2
Oligochaeta (toda a classe), Syrphidae	1

ANEXO B

PROTOCOLO DE AVALIAÇÃO RÁPIDA DA DIVERSIDADE DE HÁBITATS

Quadro 2. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats em trechos de bacias hidrográficas, modificado por Callisto *et al.* (2002) (obs: 4 pontos (situação natural), 2 e 0 pontos (situações leve ou severamente alteradas)).

Parâmetros	Pontuação		
	4 pontos	2 pontos	0 pontos
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Vegetação natural	Campo de pastagem/ agricultura/ monocultura/ reflorestamento	Residencial/ comercial/ industrial
2. Erosão próxima e ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Ausente	Moderada	Acentuada
3. Alterações antrópicas	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização, reutilização do curso do rio)
4. Cobertura vegetal no leito	Parcial	Total	Ausente
5. Odor da água	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
6. Oleosidade da água	Ausente	Moderada	Abundante
7. Transparência da água	Transparente	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Esgoto (ovo podre)	Óleo/industrial
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Moderada	Abundante
10. Tipo de fundo	Pedras/cascalho	Lama/areia	Cimento/canalizado

Quadro 2. (Continuação). Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Hábitats em trechos de bacias hidrográficas, modificado por Callisto *et al.* (2002) (obs: 5 pontos (situação natural), 3, 2 e 0 pontos (situações leve ou severamente alteradas)).

Parâmetros	Pontuação			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 pontos
11. Tipos de Fundo	Mais de 50% com hábitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de hábitats diversificados; para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de hábitats diversificados, disponibilidade de habitats insuficientes; substratos frequentemente modificados.	Menos que 10% de hábitats diversificados; ausência de hábitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.

Cont. Quadro 2.

12. Extensão dos rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro de largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Frequência de rápidos	Rápidos relativamente frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não frequentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalendo em nascentes).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lama.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 a 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com depósito de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou drenagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos	Algumas modificações presente nas duas margens: 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposto.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata de ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores. Arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 60 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos de solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.

Cont. Quadro 2.

	"normal".			
20. Estabilidade das margens.	Margens estáveis; evidências de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão freqüentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 a 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifíton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifíton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos de macrófitas (p. ex. aguapé)